

# Biodigestores tubulares combinados con sistemas de filtración granular para el tratamiento descentralizado de aguas residuales en la Amazonía ecuatoriana

Artículo largo



Rocio Jiménez<sup>1</sup> ; Moisés Gualapuro<sup>2,3</sup> ; Jaime Martí Herrero<sup>1,4\*</sup> 

<sup>1</sup>Laboratorio de Biomasa, Biomass to Resources Group, Universidad Regional Amazónica Ikiam, Vía Tena-Muyuna, Km.7, Tena, Napo, Ecuador

<sup>2</sup>Grupo de Investigación en Población y Ambiente, Universidad Regional Amazónica Ikiam, Vía Tena-Muyuna, Km.7, Tena, Napo, Ecuador

<sup>3</sup>Computational Biology Program, The University of Kansas, Lawrence, KS 66047, USA

<sup>4</sup>Centre Internacional de Mètodes Numèrics en Enginyeria (CIMNE), Building Energy and Environment Group, Edifici GAIA (TR14), C/Rambla Sant Nebridi 22, 08222, Terrassa, Barcelona, España

\*jaime.marti@ikiam.edu.ec

## Resumen

En este trabajo se muestran los resultados del monitoreo de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales compuesta por un sistema de biodigestores combinado con un humedal artificial. La planta piloto fue implementada en la Universidad Regional Amazónica Ikiam, ubicada en la ciudad de Tena, Provincia de Napo, Ecuador. El sistema consta de tres biodigestores tubulares en serie, uno de 10 m<sup>3</sup> y dos de 5 m<sup>3</sup> de volumen líquido, seguido de un sistema de filtración granular de 20 m<sup>2</sup>. La planta se monitoreó durante seis semanas, con muestras de entrada y salida en cada tratamiento. Los resultados preliminares muestran que el sistema fue eficiente en la reducción de carga orgánica en términos de Demanda Química de Oxígeno - DQO (81 %), siendo los biodigestores responsables de la reducción mayoritaria (70,3 %). Respecto a la reducción de nutrientes, fue posible observar la reducción del 30 % de amonio y 16 % de fosfatos. Además, el sistema mostró potencial de reducción de otros parámetros analizados, tales como sólidos volátiles (51,7 %) y sulfatos (56,4 %). Los resultados obtenidos indican que la planta piloto cumple con algunos parámetros de la normativa ambiental ecuatoriana.

### Palabras clave:

Aguas residuales domésticas; Biodigestores de bajo costo; Sistemas de filtración granular; Sistemas descentralizados; Calidad del agua.

## Tubular biodigesters combined with granular filtration systems for decentralized wastewater treatment in the Ecuadorian Amazon

### Abstract

This work shows the results of monitoring a pilot wastewater treatment plant composed of a biodigester system combined with an artificial wetland. The pilot plant was implemented at the Ikiam Amazonian Regional University, located in the city of Tena, Napo Province, Ecuador. The system consists of three tubular biodigesters in series, one of 10 m<sup>3</sup> and two of 5 m<sup>3</sup> of liquid volume, followed by a 20 m<sup>2</sup> granular filtration system. The plant was monitored for six weeks, with input and output samples in each treatment. Preliminary results show that the system was efficient in reducing organic load in terms of Chemical Oxygen Demand - COD (81 %), with the biodigesters responsible for the majority reduction (70.3 %). Regarding the reduction of nutrients, it was possible to observe a reduction of 30 % of ammonium and 16 % of phosphates. In addition, the system showed reduction potential for other analyzed parameters, such as volatile solids (51.7 %) and sulfates (56.4 %). The results obtained indicate that the pilot plant complies with some parameters of the Ecuadorian environmental regulations.

### Keywords:

Domestic wastewater; Low-cost biodigesters; Granular filtration systems; Decentralized systems; Water quality.

**Forma de citar:** Jiménez, R., Gualapuro, M., Martí Herrero, J. (2023). Biodigestores tubulares combinados con sistemas de filtración granular para el tratamiento descentralizado de aguas residuales en la Amazonía ecuatoriana. RedBioLAC, 7, 44-53.

## Introducción

De acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas, únicamente el 20 % de las aguas residuales generadas a nivel mundial reciben un tratamiento adecuado (UNEP, 2023). De tal forma que, el 80 % de estos vertidos son descargados directamente sobre el entorno natural, afectando a la flora y fauna debido al elevado contenido de contaminantes tóxicos y microorganismos patógenos. Al mismo tiempo, es importante mencionar que la deficiente gestión de las aguas residuales es una amenaza mundial para la salud pública, se estima que alrededor de 4,5 billones de personas no tienen un adecuado sistema de saneamiento (Wear *et al.*, 2021)

Ante este escenario desfavorable, es imperativo la búsqueda e implementación de tecnologías descentralizadas para el tratamiento de aguas residuales que sean de bajo costo, fáciles de implementar/operar, y que no requiera personal altamente capacitado para su operación y mantenimiento, de tal forma que puedan ser implementadas en zonas rurales o en países en desarrollo donde los servicios de saneamiento son poco adecuados o inexistentes (Noyola *et al.*, 2013).

Dentro de las soluciones que han tomado interés en los últimos años, se encuentran los biodigestores tubulares de bajo costo (BDGTs). El funcionamiento de estos sistemas se asemeja al intestino del sistema digestivo animal: ingresa materia orgánica, la cual es digerida por consorcios microbianos en ausencia de oxígeno, produciendo biogás y subproductos (por ejemplo, biofertilizantes) (Fagbohunge *et al.*, 2017). Estos sistemas se caracterizan porque habitualmente son construidos con materiales locales y accesibles, tales como plástico de invernadero, geomembranas, tuberías de PVC y otros componentes económicos. El diseño simple y modular de los BDGTs facilita su construcción y montaje, siendo esto particularmente útil en entornos rurales, puesto que se minimiza la obra civil necesaria para la instalación. Además, los BDGTs no necesitan dispositivos activos de mezclado y calentamiento, pueden ser adaptados a climas fríos incorporando criterios de diseño de calefacción solar pasiva, como uso de aislante y zanja, o el color oscuro del reactor (Martí-Herrero, 2019). Así, el potencial uso de esta tecnología ha sido investigado y reportado en el tratamiento de agua residual de mataderos (Martí-Herrero *et al.*, 2018). Los autores demostraron la capacidad de los BDGTs para reducir la DQO en 75 % y la de SV en torno a 84 %.

Por otra parte, los sistemas de tratamiento natural de aguas residuales tales como, sistemas de filtración granular (SFG) o humedales artificiales son un tipo de tecnología emergente que han surgido como una solución ecológica para el tratamiento de aguas residuales domésticas, en particular para áreas rurales, puesto que tienen un costo de implementación y operación relativamente bajo. Los SFG tienen la capacidad de remover sólidos, carga orgánica

y microorganismos (Albalawneh *et al.*, 2017), a través de filtración física, transformación química y procesos biológicos en la biopelícula formada por el crecimiento microbiano (Ciuk Karlsson, 2015). En este sentido, algunos estudios han demostrado la eficiencia de los SFG. Así, por ejemplo, los resultados de la investigación de (Abdel-Shafy *et al.*, 2014) mostraron la eficiencia de estos sistemas para la reducción de carga orgánica y sólidos suspendidos.

En los últimos años, la aplicación de procesos anaerobios como tratamiento previo a los sistemas de tratamiento natural se ha convertido en una propuesta interesante, porque evita la obstrucción de lechos filtrantes y reducen el área de construcción de los sistemas de filtración (Vidal & Hormazabal, 2018). Estos sistemas biotecnológicos combinados pueden adaptarse a diferentes escalas y condiciones locales, por tal motivo son aplicables en diversas situaciones, como por ejemplo en comunidades rurales. Una variedad de tecnologías postratamiento de procesos de digestión anaerobia son reportados en la literatura para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Por ejemplo, sistemas combinados de digestión anaerobia con humedales artificiales han sido investigados (Barros *et al.*, 2008; De Anda *et al.*, 2018; Merino-Solís *et al.*, 2015). Los resultados muestran la elevada eficiencia en la reducción de carga orgánica y nutrientes. Por otra parte, (Lohani *et al.*, 2020) reportó la reducción del 87 % de la DQO a partir de un sistema anaerobio combinado con un filtro.

Actualmente, información publicada acerca de plantas piloto de biodigestores tubulares combinados con sistemas de filtración granular para tratamiento de aguas residuales domésticas no está disponible. Por lo tanto, en vista de su potencial, en este trabajo reportamos los resultados preliminares del desempeño y efectividad de una planta piloto de biodigestores tubulares combinados con un sistema de filtración granular, para tratar aguas residuales domésticas de la Universidad Regional Amazónica Ikiam. Esta información permitirá realizar mejoras en la planta piloto, y a la vez sentará las bases para la implementación de estos sistemas ecológicos en comunidades rurales, para contribuir al saneamiento y salud pública local.

## Materiales y métodos

### Planta piloto para tratamiento de aguas residuales: Implementación y puesta en marcha

La planta piloto compuesta por biodigestores tubulares y un sistema de filtración granular (BDGTs – SFG), fue implementada para depurar aguas residuales domésticas de la Universidad Regional Amazónica Ikiam. Ikiam está localizada en la ciudad de Tena, provincia de Napo, Ecuador. Tena está ubicado en una zona tropical húmeda, a una altitud de 610 msnm. La temperatura local promedio es de alrededor de 25 °C.

El sistema de BDGTs – SFG consta de tres biodigestores tubulares en serie, los cuales fueron diseñados de acuerdo al modelo propuesto por (Martí-Herrero & Cipriano, 2012). El primer biodigestor tiene un volumen líquido de 10 m<sup>3</sup>, mientras que los dos siguientes tienen 5 m<sup>3</sup> cada uno. Los BDGTs operan de la siguiente forma: Cuando el primer BDGT es alimentado, una cantidad similar de efluente fluye por gravedad a la entrada del segundo BDGT, y del mismo modo el efluente del segundo BDGT fluye hacia el tercer BDGT. Finalmente, el efluente de este último BDGT fluye hacia la entrada del sistema de filtración granular (ver **Figura 1**).

El sistema de filtración granular (SFG), tiene un área de 20 m<sup>2</sup> (4 x 5 m), como se puede ver en la **Figura 2**. La base del SFG fue cubierta por geomembrana de polietileno para evitar infiltraciones de agua residual. El lecho del SFG está relleno con 0,6 m de grava (procedente del triturado de

granitos), cuyo diámetro es en torno a 30 mm y de forma irregular, siendo la profundidad hidráulica igual a 0,5 m. El SFG fue dividido en cuatro canales (1 x 5 m), para evitar puntos muertos, y así asegurar el aprovechamiento de toda el área del filtro granular durante el recorrido del agua residual (ver **Figura 2**). El área del SFG se encuentra cubierta por estructura de bambú y techo de zinc, de tal forma que no hay interferencia por el agua lluvia.

El sistema combinado BDGTs – SFG fue instalado a finales de 2018 y puesto en marcha en enero de 2019 sin usar ningún tipo de inóculo, puesto que las aguas residuales domésticas poseen su propio consorcio microbiano. El sistema BDGTs – SFG opera de forma continua en condiciones ambientales de temperatura y humedad. El monitoreo del sistema piloto fue realizado en octubre - noviembre 2020, durante este lapso de tiempo el caudal promedio de ingreso a la planta fue de 3 m<sup>3</sup>/día.



**Figura 1** | Biodigestores tubulares en serie de la planta piloto para tratamiento de aguas residuales en la Universidad Regional Amazónica Ikiam (Ecuador).



**Figura 2** | Sistema de filtración granular dividido en cuatro canales, y cubierto para evitar ingreso de aguas lluvias, como tratamiento secundario de la planta piloto para tratamiento de aguas residuales en la Universidad Regional Amazónica Ikiam (Ecuador).



Después de aplicar la ecuación (1), el tiempo de retención hidráulica (TRH) en los BDGTs fue estimado en 6,7 días. En la ecuación (1),  $V_1$  es el volumen total de los BDGTs, y  $Q$  es el caudal medio de ingreso a la planta piloto.

$$\text{TRH} = \frac{V_1}{Q} \quad (1)$$

El TRH en el sistema de filtración fue estimado con la ecuación (2), donde  $V_2$  es el volumen del SFG ( $10 \text{ m}^3$ ) y  $\varepsilon$  es la porosidad promedio (0,4) del medio de soporte (grava). Por aplicación de la ecuación (2), el TRH en el SFG fue de 1,3 días.

$$\text{TRH} = \frac{V_2 \varepsilon}{Q} \quad (2)$$

### Muestreo y análisis

Durante el tiempo de monitoreo se establecieron tres puntos de muestreo: influente (B1), efluente de biodigestores (B4) y efluente del SFG (H4), tal como se indica en la **Figura 3**. Se tomó una muestra del influente y de los efluentes una vez por semana desde octubre hasta noviembre de 2020; 1000 mL de agua residual fueron colectados en botellas de polietileno en cada punto de muestreo, y llevadas inmediatamente al laboratorio para los análisis físicos y químicos. La temperatura, pH y conductividad fueron medidos *in situ* en cada punto de muestreo usando un potenciómetro portátil (Thermo Scientific, Orion Star A325).

La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) fue acorde a los métodos estándar descritos por la Asociación de Salud Pública Americana (APHA, 2017), 2540 B y 2540 E, respectivamente. La demanda química de oxígeno (DQO) fue determinada acorde al método Hach 8000.

Finalmente, amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), y sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), fueron determinados

usando un cromatógrafo iónico (Shimadzu, Japan) equipado con una columna aniónica (Shodex IC-52 4E) y una columna catiónica (Shodex IC YS-50).

La eficiencia de los biodigestores, el SFG y el sistema piloto total fue calculado con la ecuación (3):

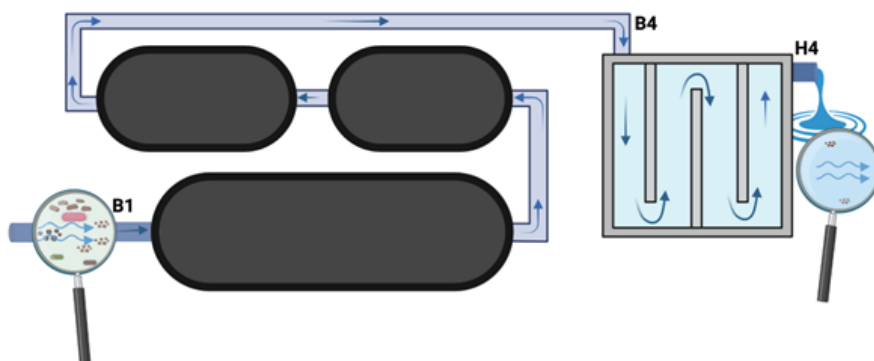
$$e = \frac{C_e - C_s}{C_e} * 100 \quad (3)$$

Donde  $C_e$  (mg/L) y  $C_s$  (mg/L) son las concentraciones de entrada y salida de las muestras en cada tratamiento, respectivamente.

### Análisis estadístico

Se compararon los promedios de las medidas de pH y temperatura en los tres sitios de muestreo (B1, B4 y H4) con la prueba del análisis de varianzas (ANOVA) en R 4.3.1. Para ello se verificaron los supuestos de normalidad, independencia y homocedasticidad de la data. Los cálculos se realizaron en R 4.3.1.

Con los parámetros físico-químicos, de forma similar, se evaluó la variación de los valores medidos en el agua residual de ingreso (B1), respecto a los efluentes de los BDGTs (B4) y del SFG (H4). Con los parámetros físico-químicos, debido a que las medidas en el sitio B1 eran altamente fluctuantes, se realizó previamente una estandarización de los valores aplicando logaritmo; luego se verificaron los supuestos de normalidad, independencia y homocedasticidad; y finalmente se aplicó la prueba ANOVA para determinar si existen variaciones entre en los puntos de muestreo. Asimismo, se realizó el cálculo de la eficiencia de remoción utilizando la ecuación 1. Estas comparaciones se realizaron por tramos: B1-B4 remoción de los biodigestores, B4-H4 remoción del SFG y B1-H4 el sistema completo. Los cálculos, pruebas y visualización se realizaron en R 4.3.1.



**Figura 3** | Puntos de muestreo en monitoreo. B1: Influyente; B4: Efluente de BDGTs; H4: efluente de HFSS.

## Resultados y discusión

### Desempeño de la planta piloto de Ikiam

El sistema piloto fue alimentado con agua residual doméstica, la cual procedió de las aguas negras y grises del edificio administrativo y edificio de laboratorios de la Universidad Regional Amazónica Ikiam. Durante todo el periodo de monitoreo se observó producción de biogás por parte de los biodigestores, pero esta producción no fue medida. En la **Figura 4** es posible observar que, la concentración de la carga orgánica y parámetros fisicoquímicos, fueron altamente variables en el punto de ingreso al sistema piloto, sin embargo, tienden a estabilizarse en cada etapa del tratamiento. En la **Tabla 1** se exponen los valores promedios de los parámetros monitoreados en cada punto de muestreo, y se incluyen los límites de descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce establecidos en el Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA, 2015). Finalmente, la **Tabla 2** muestra los porcentajes de reducción de contaminantes global y en cada etapa del sistema piloto, incluido el nivel de significancia. Estos porcentajes de reducción fueron calculados desde las concentraciones promedio del influente y efluentes que constan en la **Tabla 1**.

### Temperatura y pH

La temperatura y el pH fueron monitoreados en los sistemas de la planta piloto, puesto que son esenciales para la supervivencia y crecimiento de los microorganismos, así como para el desarrollo de procesos físicos y químicos (Kang & Yuan, 2017). Con respecto al pH (ver **Tabla 1**), una diferencia significativa ( $p < 0,001$ ) fue observada entre el agua residual de ingreso (B1) y el efluente de los BDGTs (B4), pero este parámetro no mostró un cambio significativo entre los efluentes de los BDGTs y el SFG (H4).

Tal y como se observa en la **Tabla 1**, se produjo la reducción del pH en los BDGTs respecto al valor de ingreso. Este comportamiento puede ser debido a las condiciones anaeróbicas que son predominantes en los BDGTs, principalmente por la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) provenientes de la degradación/reducción de contaminantes orgánicos complejos, lo cual incide en el descenso del valor de pH (Handayani *et al.*, 2020; Kang & Yuan, 2017). Sin embargo, es importante mencionar que el valor de pH reportado en este trabajo ( $7,6 \pm 0,2$ ), es el requerido para mantener las condiciones adecuadas en el sistema de tratamiento anaerobio (Kang & Yuan, 2017; Labatut & Pronto, 2018). Probablemente, esta condición ha sido posible, debido a la capacidad buffer que el sistema de biodigestores ha desarrollado. De acuerdo con Labatut & Pronto (2018), el ion bicarbonato es el principal responsable de la capacidad *buffer* para mantener el pH del sistema anaerobio en un rango de 6,5–7,6. Similares resultados han sido reportados en estudios, donde se han evaluado sistemas combinados de procesos anaerobios con tecnologías naturales para el tratamiento de aguas residuales domésticas (De Anda *et al.*, 2018; Handayani *et al.*, 2020; Merino-Solís *et al.*, 2015).

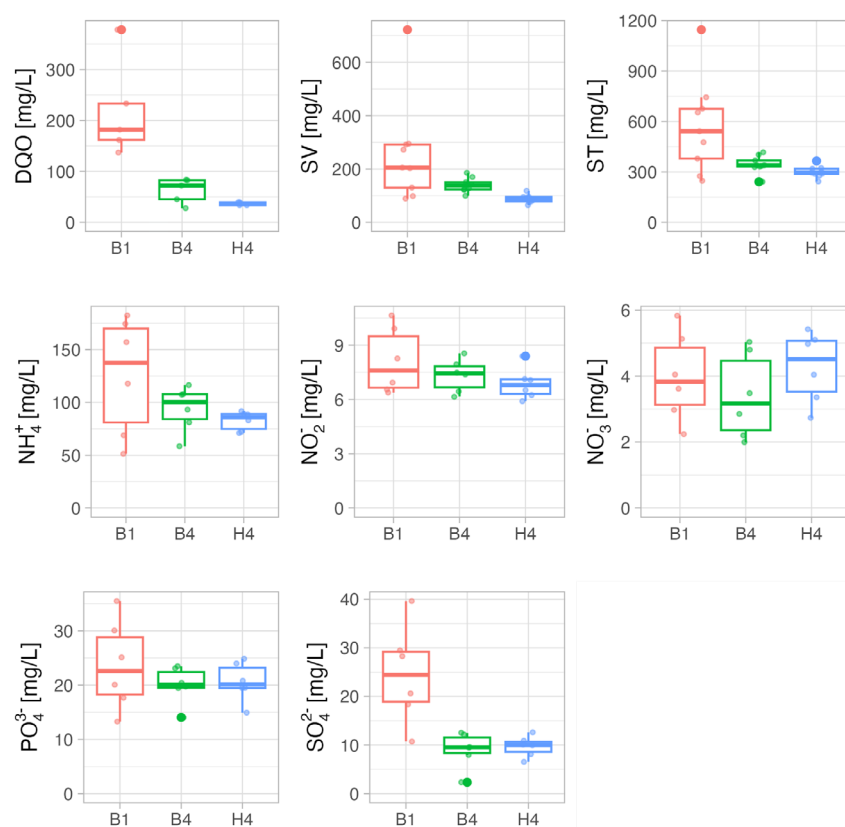
Los datos de temperatura fueron  $24,9 \pm 2,6$  (B1),  $24,8 \pm 2,2$  (B4) y  $24,2 \pm 1,5$  (H4), siendo la temperatura promedio ambiental de  $22,86 \text{ }^\circ\text{C}$  ( $\pm 0,11$ ). La temperatura de ingreso del agua residual a la planta piloto es aproximadamente  $2 \text{ }^\circ\text{C}$  más respecto a la temperatura media ambiental, y está acorde con la temperatura típica del suelo. El sistema de biodigestores mantiene esta temperatura, indicando que el color negro de los BDGTs no está aportando ganancia de radiación solar que incremente la temperatura del agua, seguramente debido al alto caudal y bajo tiempo de residencia.

**Tabla 1** | Valores promedio de los parámetros monitoreados en el sistema piloto y cumplimiento con la normativa.

Parámetro	Unidad	Influente (B1)	Efluente		Normativa TULSMA*	Cumple normativa
			BDGTs (B4)	SFG (H4)		
pH	°C	$8,2 \pm 0,3$	$7,6 \pm 0,2$	$7,6 \pm 0,1$	6 -9	sí
Temperatura	-	$24,9 \pm 2,6$	$24,8 \pm 2,2$	$24,2 \pm 1,5$	Condición natural $\pm 3$	sí
Conductividad	uS/cm	$1320,6 \pm 226,4$	$951,7 \pm 103,6$	$886,9 \pm 66$	NE**	-
ST	mg/L	$570,8 \pm 277,6$	$344,7 \pm 50,4$	$300,3 \pm 33,7$	1600	sí
SV	mg/L	$256,4 \pm 191,8$	$140,2 \pm 26,1$	$87,7 \pm 15,1$	NE	-
DQO	mg/L	$218,3 \pm 96,0$	$62,3 \pm 24,7$	$36,6 \pm 2,8$	200	sí
Amonio	mg/L	$125,3 \pm 55,5$	$94,1 \pm 21,5$	$82,7 \pm 9,0$	NE	-
Nitritos	mg/L	$8,1 \pm 1,8$	$7,3 \pm 0,9$	$6,9 \pm 0,9$	NE	-
Nitratos	mg/L	$4,0 \pm 1,3$	$3,4 \pm 1,3$	$4,3 \pm 1,1$	NE	-
Fosfatos	mg/L	$23,6 \pm 8,2$	$20,0 \pm 3,4$	$20,6 \pm 3,6$	NE	-
Sulfatos	mg/L	$24,5 \pm 10,1$	$9,0 \pm 3,7$	$9,7 \pm 2,1$	1000	sí

\*Valores máximos permitidos para descargas de efluentes a cuerpos de agua dulce.

\*\*No especificado en norma ecuatoriana.



**Figura 4** | Variabilidad de la concentración de contaminantes en el influente (B1) y los tratamientos en la planta piloto, BDGTs (B4) y SFG (H4).

### DQO y sólidos

La evaluación de la eficiencia por el porcentaje de remoción de materia orgánica en términos de DQO y SV fue determinada. De acuerdo a la **Figura 4**, la concentración de DQO en el influente (B1) fue fluctuante, en un rango de 137 - 378 mg/L. Sin embargo, este parámetro tiende a estabilizarse en el efluente del punto B4 y H4 con un rango de 27,85 - 83,29 mg/L y 33,71 - 39,36 mg/L, respectivamente. La **Tabla 2** indica que en el sistema piloto hubo una reducción total de 81 % de DQO, siendo la mayor parte removida en los BDGTs (70,3 %). Al mismo tiempo, diferencias significativas fueron observadas entre los puntos de muestreo B1-B4 ( $p < 0,01$ ) y B1-H4 ( $p < 0,001$ ). Estos resultados nos muestran que los BDGTs son un componente clave en el sistema combinado, puesto que son capaces de remover una gran parte de la materia orgánica. Resultados similares fueron reportados por (Merino-Solís *et al.*, 2015) durante el monitoreo de una planta piloto compuesta por un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) y un humedal artificial. Estos autores reportaron la reducción de 76,1 % de la DQO por parte del proceso anaerobio, mientras que la reducción global fue superior a 84 %. Al mismo tiempo, un sistema compuesto por dos tratamientos anaerobios y un filtro fue probado. Los resultados develaron la reducción total del 87 % de la DQO (Lohani *et al.*, 2020).

La concentración de sólidos volátiles (SV) fue fluctuante en el punto de ingreso (B1) entre 89 - 722 mg/L, mientras que en los efluentes de los BDGTs (B4) y SFG (H4) la concentración de SV tiende a ser menos variable. A la vez, una diferencia significativa fue observada entre los puntos B1 - H4 ( $p < 0,05$ ). La eficiencia de reducción de SV por el sistema en conjunto (BDGTs y SFG) fue cercana al 52 %, siendo el porcentaje de reducción de 33,3 % y 35,8 % en los BDGTs y SFG, respectivamente. Es importante mencionar que, la reducción de SV puede incrementarse en los BDGTs con la adición de materiales de soporte, tal como propone (Martí-Herrero *et al.*, 2018). Estos autores reportaron altos porcentajes de reducción de SV (71 % - 84 %) en aguas residuales de mataderos tratadas en BDGTs, debido a la adición de anillos de plástico PET los cuales actuaron como portadores de biopelículas de microorganismos, promoviendo de este modo la remoción de SV.

Respecto a la concentración de sólidos totales (ST), al igual que los SV, tiende a ser disperso al ingreso a la planta piloto (247-1145,33 mg/L). Sin embargo, los efluentes de los BDGTs (241 - 416,67 mg/L) y el filtro granular (243,33 - 365 mg/L) son más estables (ver **Figura 4**). En la **Tabla 2** se puede observar una diferencia significativa ( $p < 0,05$ ) entre el influente (B1) y el efluente de los BDGTs

(B4). Así, por efecto de los BDGTs la reducción de ST fue próxima a 33 %. El filtro mejoró levemente la reducción de ST, siendo la reducción global de 38,5 %. Con estos resultados, es evidente el efecto positivo que tiene el sistema anaerobio en la reducción de sólidos. De este modo la carga de ST disminuye en el efluente previo al ingreso al SFG, reduciendo el riesgo de taponamiento del filtro por acumulación de sólidos.

En la **Figura 5** se puede observar el efecto visual del tratamiento del agua residual en la planta piloto. La intensidad del color y la turbiedad fueron gradualmente decrecientes, desde el influente (B1) hasta el efluente del filtro granular (H4), siendo esto indicador de la reducción de la materia orgánica (medido como DQO y SV), así como de sólidos totales.

### Nutrientes y sulfatos

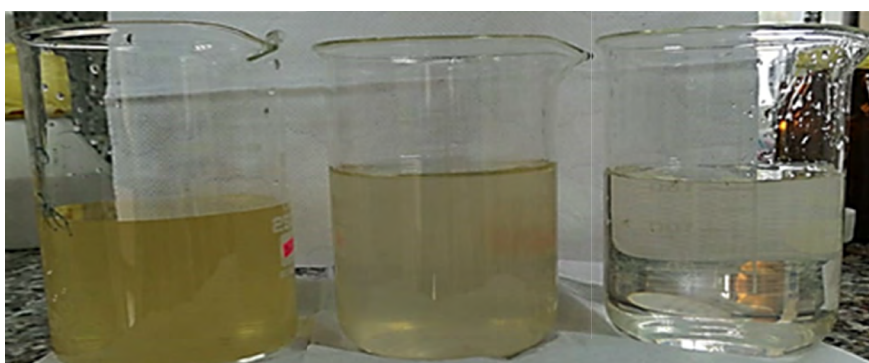
El nitrógeno es uno de los principales contaminantes del agua residual, puesto que elevadas concentraciones pueden ser causa de eutrofización en sistemas acuáticos. El nitrógeno tiene un ciclo biogeoquímico complejo, múltiples mecanismos pueden estar envueltos en su transformación y reducción, como por ejemplo, rutas biológicas, fisicoquímicas y microbiológicas (Saeed & Sun, 2012). En este estudio, la concentración de nitrógeno fue monitoreado en términos de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ). La **Figura 4** muestra los cambios en la concentración de estos iones en las etapas del sistema piloto. La concentración de  $\text{NH}_4^+$  en el punto de ingreso a la planta piloto (B1) fue fluctuante en un rango de 51,38 - 174,29 mg/L. Sin embargo, tendió a estabilizarse en los BDGTs y en el SFG. El porcentaje de reducción total de  $\text{NH}_4^+$  fue de 30,2 %, siendo la eficiencia en los BDGTs de 24,2 %, mientras que en el SFG la eficiencia alcanzada fue de 15,4 % (ver **Tabla 2**). La reducción de amonio en los BDGTs puede ser

atribuido al proceso biológico anaerobio anammox (por su nombre en inglés, anaerobic ammonium oxidation), en el cual bacterias anammox oxidan amonio para producir gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ) (Saeed & Sun, 2012; Weralupitiya *et al.*, 2021). Weralupitiya *et al.* 2021 mencionan que deben existir algunos factores para el desarrollo y crecimiento de las bacterias anammox, por ejemplo, el valor de pH del agua residual debe ser neutro y el rango de temperatura se debe encontrar entre 20 – 45 °C. Los datos reportados en este estudio, pH 7,6 y temperatura 24,8 °C, se acogen a lo mencionado. En el SFG la reducción de amonio puede ser atribuido al proceso anammox, o al proceso de nitrificación parcial - desnitrificación (Mekonnen *et al.*, 2014; Saeed & Sun, 2012). Sin embargo, para tener mayor certeza de los mecanismos biológicos responsables de la reducción de amonio, sería pertinente realizar análisis microbiológicos para identificar a los microorganismos presentes en los lodos o sedimentos de los BDGTs y biopelículas del SFG.

**Tabla 2** | Eficiencia de remoción de contaminantes en el sistema piloto de Ikiam.

Parámetros	Eficiencia (%)		Eficiencia global (%)
	BDGTs (B4)	SFG (H4)	
ST	32,9*	15,2	38,5**
SV	33,3	35,8	51,7*
DQO	70,3**	35,0	81,0***
Amonio	24,2	15,4	30,2
Nitrito	8,7	8,0	14,6
Nitrato	14,2	-	-
Fosfatos	17,9	9,0	16,3
Sulfatos	54,9**	8,0	56,4**

Nivel de significancia: \*p < 0,05; \*\* p < 0,01; \*\*\* p < 0,001.



**Figura 5** | Apariencia física del agua residual tratada en los sistemas de la planta piloto. B1: influente; B4: efluente de los BDGTs; H4: efluente del SFG.

Al igual que el nitrógeno, la carga excesiva de fósforo en las aguas residuales es causa de eutrofización y generación de malos olores de cuerpos de agua dulce (Yu *et al.*, 2022). Por tanto, se ha dado seguimiento a la concentración de fósforo en términos de fosfatos. De acuerdo con los datos reportados en la **Tabla 2**, la remoción de fosfato fue baja, en los BDGTs la eficiencia fue de 17,9 %. Es muy probable que la reducción de fósforo en los BDGTs sea por efecto de su acumulación en los sedimentos, o es posible que este nutriente sea utilizado por la biomasa microbiana para su desarrollo, tal como lo han reportado las investigaciones de (Merino-Solís *et al.*, 2015; Orner *et al.*, 2020; Sharma *et al.*, 2014). Aunque la remoción de fosfatos en el SFG fue pobre (9 %), es importante señalar que estudios con este tipo de sistemas mencionan que, la reducción de este nutriente puede ser debido a la asimilación por microorganismos o por efecto de reacciones de intercambio de ligando en el soporte o lecho del filtro granular (Mekonnen *et al.*, 2014).

Respecto a la reducción de sulfatos, fueron observadas dos diferencias significativas (ver **Tabla 2**), entre los puntos B1 - B4 ( $p < 0,01$ ) y B1-H4 ( $p < 0,01$ ), siendo los BDGTs responsables de reducir más del 54 % de sulfatos. Por las condiciones anaerobias de los BDGTs, sería factible la presencia de bacterias sulfato reductoras (BSR), las cuales son capaces de reducir sulfatos en condiciones adecuadas de temperatura (5 – 30 °C) y pH (6,0 – 8,6)(van den Brand *et al.*, 2015). Existen pocos estudios a escala real con reporte de la presencia de BSR en aguas residuales domésticas. Así, por ejemplo, (El Houari *et al.*, 2020) reportaron la presencia de BSR en digestores anaerobios para el tratamiento de aguas municipales, los cuales operaron bajo temperatura mesofílica y pH neutro. Finalmente, no se observaron diferencias significativas en los puntos B4-H4.

## Conclusiones

Ante la necesidad de nuevas propuestas tecnológicas accesibles para el tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas, los biodigestores tubulares combinados con filtros granulares son una alternativa que, operados de forma adecuada, permiten cumplir la normativa ambiental. El monitoreo de la planta piloto de la Universidad Regional Amazónica Ikiam (20 m<sup>3</sup> de biodigestores tubulares y 20 m<sup>2</sup> de filtro granular), trabajando a 6,7 días de tiempo de retención en los biodigestores y 1,3 días en el filtro, se mostró que es capaz de reducir la DQO en un 81 %, en el tratamiento de aguas residuales. La planta es capaz de estabilizar los picos de la carga contaminante fluctuante del flujo de ingreso. La planta piloto es eficiente en la reducción de materia orgánica, pero la reducción de nutrientes es baja.

La eficiencia del sistema de filtración granular ha sido baja, sin embargo, puede albergar comunidades microbianas capaces de formar biopelículas en el lecho filtrante, los cuales participan en la depuración del agua residual.

La planta piloto trabaja de forma autónoma, sin necesidad de costes de operación, ni consumo energético de equipos auxiliares, y el mantenimiento es únicamente el del espacio ajardinado en donde están ubicados.

Como trabajo futuro se estudiará el efecto de plantaciones de macrófitas locales sobre el sistema de filtración granular pasando a convertirlo en un humeda de flujo subsuperficial. Además, se evaluará el uso de" y sigue ya materiales de soporte en los BDGTs y con la medición de producción y calidad del biogás, en el tratamiento de las aguas residuales domésticas de Ikiam.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a WISIONs y al Centre Internacional de Mètodes numèrics en Enginyeria (CIMNE) por financiar la instalación y monitoreo de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales mediante biodigestores combinados con sistemas de filtración granular en la Universidad Regional Amazónica Ikiam (Napo, Ecuador).

## Referencias

- Abdel-Shafy, H. I., El-Khateeb, M. A., & Shehata, M. (2014). Greywater treatment using different designs of sand filters. *Desalination and Water Treatment*, 52(28–30), 5237–5242. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.813007>
- Albalawneh, A., Chang, T. K., & Alshwabkeh, H. (2017). Greywater treatment by granular filtration system using volcanic tuff and gravel media. *Water Science and Technology*, 75(10), 2331–2341. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.102>
- APHA. (2017). Standard Methods. In R. Baird, A. Eaton, & E. Rice (Eds.), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). APHA, AWWA, WEF.
- Barros, P., Ruiz, I., & Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecological Engineering*, 33(2), 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.015>
- Carballeira, T., Ruiz, I., & Soto, M. (2017). Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119, 396–404. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.048>
- Ciuk Karlsson, S. (2015). Simulating Water and Pollutant Transport in Bark, Charcoal and Sand Filters for Greywater Treatment. [https://pub.epsilon.slu.se/12417/1/ciuk\\_karlsson\\_s\\_150630.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/12417/1/ciuk_karlsson_s_150630.pdf)



- De Anda, J., López-López, A., Villegas-García, E., & Valdivia-Aviña, K. (2018). High-Strength Domestic Wastewater Treatment and Reuse with Onsite Passive Methods. In *Water* (Vol. 10, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/w10020099>
- El Houari, A., Ranchou-Peyruse, M., Ranchou-Peyruse, A., Bennisse, R., Bouterfas, R., Goni Urriza, M. S., Qatibi, A. I., & Guyoneaud, R. (2020). Microbial Communities and Sulfate-Reducing Microorganisms Abundance and Diversity in Municipal Anaerobic Sewage Sludge Digesters from a Wastewater Treatment Plant (Marrakech, Morocco). In *Processes* (Vol. 8, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/pr8101284>
- Fagbohunge, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2017). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.028>
- Handayani, N. I., Yuliasni, R., Setianingsih, N. I., & Budiarto, A. (2020). Full Scale Application of Integrated Upflow Anaerobic Filter (UAF)-Constructed Wetland (CWs) in Small Scale Batik Industry Wastewater Treatment. *Jurnal Riset Teknologi Pencegahan Pencemaran Industri*, 11(1), 27–35. <https://doi.org/10.21771/jrtpi.2020.v11.no1.p27-35>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Enhanced Anaerobic Digestion of Organic Waste. In *Solid Waste Management in Rural Areas*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.70148>
- Labatut, R. A., & Pronto, J. L. (2018). Chapter 4 - Sustainable Waste-to-Energy Technologies: Anaerobic Digestion (T. A. Trabold & C. W. B. T.-S. F. W.-T. S. Babbitt (eds.); pp. 47–67). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811157-4.00004-8>
- Lohani, S. P., Khanal, S. N., & Bakke, R. (2020). A simple anaerobic and filtration combined system for domestic wastewater treatment. *Water-Energy Nexus*, 3, 41–45. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.03.004>
- Martí-Herrero, J. (2019). *Biodigestores Tubulares: Guía de Diseño y Manual de Instalación*. RedBioLAC.
- Martí-Herrero, J., Alvarez, R., & Flores, T. (2018). Evaluation of the low technology tubular digesters in the production of biogas from slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 199, 633–642. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.148>
- Martí-Herrero, J., & Cipriano, J. (2012). Design methodology for low cost tubular digesters. *Bioresource Technology*, 108, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.117>
- Mekonnen, A., Leta, S., & Njau, K. N. (2014). Wastewater treatment performance efficiency of constructed wetlands in African countries: a review. *Water Science and Technology*, 71(1), 1–8. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.483>
- Merino-Solís, M. L., Villegas, E., De Anda, J., & López-López, A. (2015). The Effect of the Hydraulic Retention Time on the Performance of an Ecological Wastewater Treatment System: An Anaerobic Filter with a Constructed Wetland. In *Water* (Vol. 7, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/w7031149>
- Moazzem, S., Bhuiyan, M., Muthukumar, S., Fagan, J., & Jegatheesan, V. (2023). Microbiome Wetlands in Nutrient and Contaminant Removal. *Current Pollution Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00280-9>
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J., & Güereca, L. (2013). Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas.
- Orner, K. D., Camacho-Céspedes, F., Cunningham, J. A., & Mihelcic, J. R. (2020). Assessment of nutrient fluxes and recovery for a small-scale agricultural waste management system. *Journal of Environmental Management*, 267, 110626. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110626>
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429–448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Sharma, M. K., Khurshed, A., & Kazmi, A. A. (2014). Modified septic tank-anaerobic filter unit as a two-stage onsite domestic wastewater treatment system. *Environmental Technology*, 35(17), 2183–2193. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.896950>
- TULSMA. (2015). *Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua* (pp. 1–184). Ministerio del Ambiente.
- UNEP. (2023). *Wastewater: Turning Problem to Solution*. In *Wastewater: Turning Problem to Solution - A UNEP Rapid Response Assessment*. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/43142>

- van den Brand, T. P. H., Roest, K., Chen, G. H., Brdjanovic, D., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Potential for beneficial application of sulfate reducing bacteria in sulfate containing domestic wastewater treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 31(11), 1675–1681. <https://doi.org/10.1007/s11274-015-1935-x>
- Vidal, G., & Hormazabal, S. (2018). *Humedales Contruidos: diseño y operación*. Universidad de Concepción.
- Wear, S. L., Acuña, V., McDonald, R., & Font, C. (2021). Sewage pollution, declining ecosystem health, and cross-sector collaboration. *Biological Conservation*, 255, 109010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109010>
- Weralupitiya, C., Wanigatunge, R., Joseph, S., Athapattu, B. C. L., Lee, T.-H., Kumar Biswas, J., Ginige, M. P., Shiung Lam, S., Senthil Kumar, P., & Vithanage, M. (2021). Anammox bacteria in treating ammonium rich wastewater: Recent perspective and appraisal. *Bioresource Technology*, 334, 125240. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125240>
- Yu, S., Liu, S., Yao, X., & Ning, P. (2022). Enhanced biological phosphorus removal from wastewater by current stimulation coupled with anaerobic digestion. *Chemosphere*, 293, 133661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133661>