

# UCUENCA

**Universidad de Cuenca**

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

**Evaluación de tratamientos sostenibles de aguas residuales domésticas a escala piloto en sistemas unifamiliares de la parroquia Baños**

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental


**Autores:**

César Augusto Caraguay Palacios

Pablo Alejandro Plaza León

**Director:**

Fausto Fernando García Ávila

ORCID:  0000-0002-9274-9769

**Cuenca, Ecuador**

2023-06-14

## Resumen

La disposición inadecuada de aguas residuales domésticas en comunidades rurales representa una fuente importante de contaminación de los cuerpos de agua. Por lo tanto, el objetivo de este proyecto fue proponer tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante la experimentación con tres sistemas de tratamiento piloto compuestos por fosas sépticas y humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal en tres viviendas de la parroquia Baños, cantón Cuenca. En cada unidad experimental se sembró una especie diferente de planta ornamental, a saber: *Canna indica*, *Anthurium andraeanum* y *Zantedeschia aethiopica*. Para evaluar la capacidad de depuración de las aguas residuales domésticas, se analizaron parámetros fisicoquímicos a través de dos campañas de monitoreo. Las muestras se tomaron a la entrada y salida de la fosa séptica, y a la salida del humedal artificial. Los resultados de la experimentación con las tres especies de plantas ornamentales indican que el sistema de tratamiento sembrado con *Zantedeschia aethiopica* (lirio de agua) presentó la mayor capacidad de remoción de contaminantes, con porcentajes promedio de remoción del 89%, 87%, 92% y 79% para la demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos (SS) y los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) respectivamente. Sin embargo, los sistemas no eliminaron adecuadamente el amonio y los fosfatos. En resumen, la implementación de sistemas de tratamiento compuestos por una fosa séptica y un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal representa una solución viable para la gestión descentralizada de las aguas residuales domésticas.

*Palabras clave:* tratamiento descentralizado, fosa séptica, humedal artificial, plantas ornamentales



El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Cuenca ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por la propiedad intelectual y los derechos de autor.

**Repositorio Institucional:** <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

### Abstract

The inadequate disposal of domestic wastewater in rural communities represents an important source of contamination of water bodies. Therefore, the objective of this project was to propose sustainable technologies for the treatment of domestic wastewater through experimentation with three pilot treatment systems composed of improved septic tanks and artificial wetlands of horizontal subsurface flow in three houses in the Baños parish, Cuenca canton. In each experimental unit, a different species of ornamental plant was planted, namely: *Canna indica*, *Anthurium andreanum* and *Zantedeschia aethiopica*. To evaluate the purification capacity of domestic wastewater, physicochemical parameters were analyzed through two monitoring campaigns. The samples were taken at the entrance and exit of the septic tank, and exit of the artificial wetland. The results of the experimentation with the three species of ornamental plants indicate that the treatment system planted with *Zantedeschia aethiopica* presented the highest contaminant removal capacity, with average removal percentages of 89%, 87%, 92%, and 79% for the biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), chemical oxygen demand (COD), suspended solids (SS) and nitrates (NO<sub>3</sub>-) respectively. However, the systems did not adequately remove ammonium and phosphates. In summary, the implementation of treatment systems composed of a septic tank and an artificial wetland with horizontal subsurface flow represents a viable solution for the decentralized management of domestic wastewater.

*Keywords:* decentralized treatment, septic tank, artificial wetland, ornamental plants



The content of this work corresponds to the right of expression of the authors and does not compromise the institutional thinking of the University of Cuenca, nor does it release its responsibility before third parties. The authors assume responsibility for the intellectual property and copyrights.

**Institutional Repository:** <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

## Índice de contenido

<b>Introducción y objetivos .....</b>	<b>14</b>
1.1 Introducción.....	14
1.2 Identificación del problema y Justificación .....	16
1.3 Objetivos.....	17
1.3.1 Objetivo General .....	17
1.3.2 Objetivos Específicos .....	17
<b>Marco teórico .....</b>	<b>18</b>
2.1 Aguas residuales domésticas .....	18
2.2 Características de las aguas residuales domésticas .....	18
2.2.1 Características físicas.....	18
2.2.2 Características químicas .....	20
2.2.3 Características biológicas.....	22
2.3 Tratamientos de aguas residuales domésticas .....	22
2.3.1 Niveles de tratamiento de aguas residuales domésticas.....	23
2.3.1.1 Tratamiento preliminar.....	24
2.3.1.2 Tratamiento primario .....	24
2.3.1.3 Tratamiento secundario.....	25
2.4 Fosa séptica .....	26
2.5 Diseño de la fosa séptica .....	27
2.5.1 Volumen útil .....	27
2.5.2 Relación largo/ancho .....	29
2.5.3 Tiempo de retención hidráulica (TRH) .....	29
2.6 Humedal artificial (HA) .....	29
2.6.1 Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS) .....	30
2.6.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS).....	30
2.6.2.1 Humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV) .....	31
2.6.2.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH).....	31
2.6.3 Sistemas híbridos .....	32
2.6.4 Componentes de los humedales artificiales de flujo subsuperficial .....	32
2.6.4.1 Microorganismos .....	32
2.6.4.2 Sustrato.....	32
2.6.4.3 Vegetación.....	33

2.6.5	Mecanismos de depuración de los humedales artificiales de flujo subsuperficial	36
2.7	Diseño de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal	37
2.7.1	Área superficial	37
2.7.2	Relación largo/ancho	38
2.7.3	Tiempo de retención hidráulica (TRH)	38
2.7.4	Carga orgánica	39
2.8	Estado del arte	39
<b>Materiales y métodos</b>		<b>41</b>
3.1	Área de estudio	41
3.2	Fase de diseño del sistema de tratamiento	42
3.2.1	Dimensionamiento de la fosa séptica	42
3.2.2	Dimensionamiento del humedal artificial subsuperficial	43
3.3	Fase de construcción del sistema de tratamiento	47
3.3.1	Preparación y excavación del terreno	47
3.3.2	Construcción de la fosa séptica	47
3.3.3	Construcción del humedal artificial subsuperficial	48
3.3.4	Siembra de especies ornamentales	49
3.4	Fase de evaluación y comparación	49
3.4.1	Programa de monitoreo	49
3.4.2	Localización de los puntos de muestreo	49
3.4.3	Análisis de campo y laboratorio	50
3.4.4	Análisis de resultados	51
<b>Resultados y discusión</b>		<b>53</b>
4.1	Composición de aguas residuales domésticas	53
4.2	Análisis de datos estadísticos	56
4.3	Comportamiento de los parámetros medidos insitu	57
4.3.1	pH	57
4.3.2	Temperatura	59
4.3.3	Conductividad eléctrica	61
4.3.4	Oxígeno disuelto	62
4.4	Eficiencia de remoción de contaminantes	64
4.4.1	Demanda bioquímica de oxígeno	66
4.4.2	Demanda química de oxígeno	69
4.4.3	Sólidos suspendidos	72

# UCUENCA

6

4.4.4	Fosfatos .....	74
4.4.5	Amonio .....	77
4.4.6	Nitratos .....	80
4.5	Desarrollo de plantas ornamentales y funcionamiento de las unidades piloto .....	83
4.5.1	Sistema de tratamiento plantado con canna indica en el ST1 .....	83
4.5.2	Sistema de tratamiento plantado con anthurium andreanum en el ST2 .....	84
4.5.3	Sistema de tratamiento plantado con zantedeschia aethiopica (ST3) .....	85
<b>Conclusiones y recomendaciones .....</b>		<b>87</b>
5.1	Conclusiones .....	87
5.2	Recomendaciones .....	88
<b>Referencias.....</b>		<b>90</b>
<b>Anexos .....</b>		<b>104</b>
Anexo A. Preparación del sitio de estudio .....		104
Anexo B. Construcción de fosa séptica .....		104
Anexo C. Construcción del humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal .....		105
Anexo D. Siembra de plantas ornamentales .....		105
Anexo E. Toma de muestras y análisis in-situ y ex-situ de agua residual doméstica.....		106
Anexo F. Limpieza de unidades experimentales.....		107

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Diagrama de flujo típico del tratamiento preliminar. ....	24
<b>Figura 2.</b> Diagrama esquemático de una fosa séptica convencional. ....	26
<b>Figura 3.</b> Diagrama esquemático de HAFS. ....	30
<b>Figura 4.</b> Diagrama esquemático de HAFSS: a) HAFSSH y b) HAFSSV. ....	31
<b>Figura 5.</b> Lirio de agua. ....	35
<b>Figura 6.</b> Achira. ....	36
<b>Figura 7.</b> Anturio. ....	36
<b>Figura 8.</b> Ubicación del área de estudio: ST1) Sistema de tratamiento 1, ST2) Sistema de tratamiento 2 y ST3) Sistema de tratamiento 3. ....	41
<b>Figura 9.</b> Unidades de tratamiento a escala piloto: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. ....	42
<b>Figura 10.</b> Esquema general del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas. ....	46
<b>Figura 11.</b> Limpieza del sitio de emplazamiento del proyecto. ....	47
<b>Figura 12.</b> Colocación de ladrillos y tuberías de PVC. ....	47
<b>Figura 13.</b> Colocación de tuberías de aireación. ....	48
<b>Figura 14.</b> Almacenamiento y transporte de muestras al laboratorio. ....	51
<b>Figura 15.</b> Ubicación de los puntos de muestreo: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. ....	53
<b>Figura 16.</b> Variación en las concentraciones de pH durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	58
<b>Figura 17.</b> Variación de la temperatura durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	60
<b>Figura 18.</b> Variación de la conductividad eléctrica durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	62
<b>Figura 19.</b> Variación en las concentraciones de oxígeno disuelto durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	63
<b>Figura 20.</b> Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DBO <sub>5</sub> ) en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	67
<b>Figura 21.</b> Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DBO <sub>5</sub> ) en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	68
<b>Figura 22.</b> Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO) en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....	70

**Figura 23.** Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO) en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....71

**Figura 24.** Eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....73

**Figura 25.** Eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....74

**Figura 26.** Eficiencia de eliminación de fosfato en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....75

**Figura 27.** Eficiencia de eliminación de fosfato en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....77

**Figura 28.** Eficiencia de eliminación de amonio en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....78

**Figura 29.** Eficiencia de eliminación de amonio en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....80

**Figura 30.** Eficiencia de eliminación de nitrato en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....81

**Figura 31.** Eficiencia de eliminación de nitrato en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. ....83

**Figura 32.** Unidad piloto sembrada con canna indica: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo. ....84

**Figura 33.** Unidad piloto sembrada con anthurium andreanum: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo. ....85

**Figura 34.** Unidad piloto sembrada con zantedeschia aethiopica: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo. ....86

**Figura 35.** Realización de zanjas para unidades experimentales: a) ST1, b) ST2, c) ST3.104

**Figura 36.** Elaboración de tratamiento primario: a) Replanteo de hormigón, b) Fosa séptica enlucida e impermeabilizada, c) y d) Deflector vertical y e) Tapas de hormigón. .... 104

**Figura 37.** Elaboración de tratamiento secundario: a) Colocación de geomembrana, b) Perforación de tuberías  $\varnothing=75$  mm, c) Colocación de tubería de salida, d) Colocación de grava gruesa, e) Lavado de grava fina y f) HA sin plantas. .... 105

**Figura 38.** Plantación de especies ornamentales: a) Achira, b) Anturio y c) Lirio de agua.105



**Figura 39.** Monitoreo y análisis de laboratorio: a) Toma de muestras de agua en la fosa séptica (M1), b) Análisis in-situ, c) Muestras de agua residual del ST1, d) Muestras de agua residual del ST2, e) Muestras de agua residual del ST3, f) Determinación de fosfatos, g) y h) Determinación de sólidos suspendidos y i) Determinación de amonio. .... 106

**Figura 40.** Retiro de biomasa vegetal y poda de macrófitos. a) ST1, b) ST2 y c) ST3..... 107

## Índice de tablas

<b>Tabla 1.</b> Características de los principales niveles de tratamiento de aguas residuales. ....	23
<b>Tabla 2.</b> Criterios de diseño de la fosa séptica.....	28
<b>Tabla 3.</b> Contribución diaria de aguas residuales y lodo fresco por tipo de vivienda y ocupante .....	28
<b>Tabla 4.</b> Materiales aplicados en el diseño y construcción de HAFSSH. ....	33
<b>Tabla 5.</b> Procesos de depuración de aguas residuales en HAFSS .....	37
<b>Tabla 6.</b> Constantes de reacción para varios contaminantes .....	38
<b>Tabla 7.</b> Aplicación de lirio de agua, achira y anturio en HAFSSH.....	39
<b>Tabla 8.</b> Variables empleadas para el diseño de la fosa séptica. ....	42
<b>Tabla 9.</b> Medidas de diseño de las fosas sépticas a escala piloto.....	43
<b>Tabla 10.</b> Variables empleadas para el diseño de HAFSSH.....	44
<b>Tabla 11.</b> Medidas de diseño de los HAFSSH a escala piloto. ....	45
<b>Tabla 12.</b> Puntos de muestreo .....	50
<b>Tabla 13.</b> Métodos de referencia utilizados para el análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. ....	51
<b>Tabla 14.</b> Concentraciones promedio de los parámetros de calidad de las aguas residuales afluentes y efluentes.....	55
<b>Tabla 15.</b> Resultados del análisis estadístico para la eliminación de contaminantes con diferentes plantas ornamentales en HAFSSH plantados y no plantados.....	56
<b>Tabla 16.</b> Eficiencias de remoción promedio en cada nivel de tratamiento.....	65

## Agradecimiento

Queremos empezar agradeciendo a Dios por guiarnos y brindarnos sabiduría para culminar con éxito este proyecto. A nuestras familias, amigos y profesores quienes nos han alentado a lo largo de este proceso académico.

Agradecemos de manera especial a nuestro director de tesis, el Ing. Fernando García por su ayuda constante en la elaboración de nuestro trabajo de titulación, y por su amistad. También, agradecemos a la Comisión de Gestión Ambiental y al GAD parroquial de Baños por el financiamiento y la disponibilidad de recursos necesarios para la construcción de las unidades piloto. Asimismo, expresamos nuestra gratitud a la Universidad Católica de Cuenca por facilitarnos los laboratorios, y así obtener los resultados de nuestra investigación.

Finalmente, damos gracias a los propietarios de los predios donde fueron emplazadas las unidades piloto, por su buena disposición y compromiso en la realización del proyecto.

**César Augusto Caraguay Palacios**  
**Pablo Alejandro Plaza León**

## Dedicatoria

El presente trabajo va dedicado a Dios y a la Virgen del Cisne por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y guiarme a lo largo de mi carrera. A mi familia, en especial a mis padres Sara y Ángel y mi hermano John Paúl quienes con su esfuerzo y consejos me han ayudado a cumplir con éxito mis metas.

También, dedico este trabajo con todo cariño a mis amigos, quienes de una u otra forma me han apoyado en el transcurso de la carrera y se han convertido en parte de mi familia, quiero que sepan que siempre estarán en mi corazón. Muchas gracias Pablo por tu amistad y entrega en el desarrollo del trabajo.

Agradezco de todo corazón a aquellas personas que creyeron siempre en mí y me brindaron motivación durante el proceso.

**César Augusto Caraguay Palacios**

## Dedicatoria

El presente trabajo va dedicado a mis padres, Blanca y Pablo. Su amor, paciencia y aliento constante han sido la fuente de mi fuerza y motivación durante todo este proceso.

A mis hermanas Mercy, Katherine y Andrea quienes han sido mi apoyo incondicional y mis mejores amigas a lo largo de esta travesía académica. Sus palabras de aliento y su compañía en los momentos de estrés me han dado fuerzas para seguir adelante.

A mi compañero de tesis César quien ha compartido este viaje conmigo, por el apoyo mutuo que fue fundamental para el desarrollo de este trabajo de titulación.

Este logro no solo es mío, sino de todos aquellos que han formado parte de mi vida y han creído en mí. Les agradezco de corazón por su amor, apoyo y motivación constante.

**Pablo Alejandro Plaza León**

## Introducción y objetivos

### 1.1 Introducción

El agua es uno de los recursos naturales más utilizados por el hombre y en la actualidad su contaminación es una preocupación mundial debido a la descarga de remanentes provenientes de actividades domésticas, agrícolas e industriales (Kassa, 2021). La liberación directa de estas descargas sin tratar en ecosistemas acuáticos afecta negativamente su calidad y se prevé que el problema aumente debido al rápido crecimiento poblacional e industrial (Zhang et al., 2022). Todo esto implica el deterioro paulatino en la salud de las personas y del medio ambiente (Wu et al., 2020).

Por otro lado, el número de hogares de las zonas rurales que poseen servicios públicos de alcantarillado es limitado. En cierta medida se debe a que las aguas residuales domésticas son muy difíciles de recolectar por la alta dispersión de las poblaciones (Wang et al., 2022). Por lo tanto, hasta el 90 % de las aguas residuales domésticas sin tratar o con un tratamiento inadecuado se descargan indiscriminadamente en el suelo o cuerpos de agua (Ma et al., 2019), representando una fuente principal de contaminación y alteración de la flora y fauna. Además, esta actividad trae consigo brotes de enfermedades transmitidas por el agua como gastroenteritis, anomalías cardíacas, conjuntivitis, meningitis y hepatitis (Li et al., 2022).

Teniendo en cuenta la magnitud del problema, se hace necesario encontrar tratamientos efectivos orientados a mejorar la calidad de los efluentes residuales domésticos. En el medio rural la carencia de recursos económicos y la inexistencia de personal especializado, obligan a ocupar sistemas de tratamiento con bajos requerimientos de energía, económicos, fácil operación y mantenimiento, alta eficiencia y sencillos de construir, como los humedales artificiales (Liang et al., 2020; Portilla Benavente, 2019; Ramírez et al., 2019). Este sistema de tratamiento alternativo ofrece una opción ambientalmente correcta para estas comunidades.

Los sistemas de humedales artificiales están formados principalmente por un tratamiento primario y secundario. El tratamiento primario reduce la materia en suspensión evitando la colmatación paulatina de los humedales. Normalmente se utilizan fosas sépticas o tanques Imhoff (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). Las fosas sépticas tienen la función de eliminar los sólidos por procesos de sedimentación (Hoffmann et al., 2011). Es importante mencionar que la adición de baffles o deflectores constituye una mejora a la fosa séptica ya que ayuda a controlar el flujo de las aguas residuales, aumentando el tiempo de contacto con la biomasa activa (Tilley et al., 2018). De esta manera se consigue un mayor rendimiento a

comparación de una fosa séptica convencional. El tratamiento secundario conocido como humedal artificial es una tecnología natural, que emplea una acción combinada de microorganismos y plantas en su entorno físico y químico (Kulshreshtha et al., 2022).

Históricamente, los humedales naturales fueron utilizados como zonas de vertidos de aguas residuales. Dicha actividad tenía como objetivo la eliminación de los efluentes, más no su tratamiento. Esta tendencia fue llevando a muchos humedales a saturarse de nutrientes y por consiguiente su eutrofización. La primera investigación referente al tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales fue realizada por la Dra. Seidel en 1953, la cual descubrió que la caña tenía la capacidad de eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos (Zhang et al., 2021). Posteriormente, en la década del 90 varias investigaciones ampliaron el campo de estudio de este tipo de tratamiento al experimentar con diferentes tipos de aguas residuales (Hoffmann et al., 2011).

En la actualidad, los humedales artificiales se emplean para tratar variedad de efluentes como aguas residuales agropecuarias, productos lácteos y farmacéuticos, drenaje ácido de minas, escorrentía de granjas y lixiviados de vertederos (Gunes et al., 2021; Jácome et al., 2016). No obstante, su aplicación principal es el tratamiento de aguas residuales domésticas (Kulshreshtha et al., 2022; Vymazal, 2005). Generalmente se utilizan humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal, ya que permiten eliminar una amplia variedad de contaminantes de las aguas residuales como sólidos en suspensión, materia orgánica y nutrientes (Butterworth et al., 2016). Además, son relativamente más adecuados para su aplicación en regiones frías, debido a que su proceso de tratamiento se realiza bajo tierra, donde la pérdida de calor es menor (Liang et al., 2020).

Asimismo, los humedales artificiales han evolucionado con el tiempo agregando el uso de plantas. La selección de especies vegetales es un parámetro importante, ya que presentan una gran capacidad de oxigenación, absorción de nutrientes e interactúan con el sustrato y las comunidades microbianas para la eliminación de contaminantes (Delgado et al., 2020; Resende et al., 2019). Sin embargo, existen vacíos de conocimiento con respecto al análisis de la eficiencia de plantas ornamentales en los humedales (Zhi & Ji, 2012).

Es por ello, que el presente estudio pretende generar una propuesta de tecnologías sostenibles para el tratamiento de agua residuales domésticas, a través de la experimentación con tres sistemas de tratamiento piloto compuestas por fosas sépticas mejoradas como un tratamiento primario y humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal conjuntamente con tres especies distintas de plantas ornamentales (*Anthurium andreanum*,

*Canna indica* y *Zantedeschia aethiopica*) en tres viviendas de la parroquia Baños del cantón Cuenca.

## 1.2 Identificación del problema y Justificación

En la parroquia Baños, cantón Cuenca, existen varios asentamientos poblacionales que no cuentan con un sistema de alcantarillado. Esto ha provocado que el 29,79 % del total de las viviendas descarguen sus aguas servidas con altos contenidos de materia orgánica en pozos sépticos o directamente en ríos, lagos o quebradas (PDOT, 2019), produciendo una fuerte contaminación y problemas en los ecosistemas por la pérdida de bosques de ribera.

Específicamente, en las viviendas de las comunidades Huizhil y Los Laureles pertenecientes a la parroquia Baños, la ausencia del servicio se atribuye especialmente a su alta dispersión y en algunos casos su ubicación se encuentra por debajo del nivel del sistema de alcantarillado. Esta problemática se ha evidenciado con el proyecto “Plan Piloto para Evaluación de Sistemas Alternativos de Saneamiento y Restauración de Cuerpos Hídricos en el Cantón Cuenca”, llevado a cabo por la Universidad Católica de Cuenca, cuyo objetivo fue evaluar diferentes alternativas de tratamiento de aguas residuales para conocer su eficiencia en la aplicación en comunidades rurales de Cuenca y que sean el punto de partida para la restauración de los cuerpos hídricos y sus ecosistemas, sometidos al vertido.

Esta situación presenta el reto de buscar tecnologías eficientes a bajo costo, factibles de implementar, con una operación y mantenimiento adecuados según las capacidades de la población. En este sentido, los nichos de investigación en la utilización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales justifican la utilización de diferentes especies de vegetación para la experimentación. Generalmente, las plantas emergentes más utilizadas debido a su buena adaptación a diferentes condiciones climáticas en los humedales artificiales han sido principalmente el tule, el carrizo y la espadaña. Sin embargo, el empleo de plantas ornamentales es realmente nuevo y su aplicación en humedales de flujo horizontal es limitado (Zurita Martínez, 2008). Las especies ornamentales mejoran la estética del humedal, otorgando beneficios económicos por el valor comercial de sus flores, este beneficio permitirá recuperar parte de los recursos invertidos en la construcción y mantenimiento del sistema (Portilla Benavente, 2019). En este contexto, la utilización de plantas ornamentales como el anturio (*Anthurium andreaeanum*), achira (*Canna indica*) y lirio de agua (*Zantedeschia aethiopica*), permitirá investigar cuál especie presenta una mejor eficiencia en el mejoramiento de la calidad del agua residual doméstica.



Por lo tanto, con la implementación del presente estudio se conseguirá información para obtener una configuración eficiente de remoción de contaminantes de las aguas domésticas y además que sirva de estudio piloto para la implementación a otras casas del sector. En este sentido, este sistema se puede aplicar en zonas rurales con éxito, debido a su bajo costo de implantación, mantenimiento, explotación y ocupación pequeña de terreno. Además de los beneficios directos de la purificación del agua, estos sistemas también están asociados con altos beneficios complementarios derivados de la creación de un hábitat natural que es estéticamente agradable.

## **1.3 Objetivos**

### **1.3.1 Objetivo General**

- Evaluar una propuesta de tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la parroquia Baños, Cantón Cuenca.

### **1.3.2 Objetivos Específicos**

- Dimensionar el sistema de depuración compuesto por Fosa séptica + Humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal siguiendo los criterios de diseño establecidos en la bibliografía.
- Construir el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas en tres viviendas de la parroquia Baños del cantón Cuenca.
- Evaluar la capacidad de depuración de contaminantes de las aguas residuales en los humedales subsuperficiales utilizando las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* (Lirio de agua), *Canna indica* (Achira) y *Anthurium andreanum* (Anturio).

## Marco teórico

### 2.1 Aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas también conocidas como aguas residuales municipales o aguas residuales sanitarias, se refieren al agua generada en la vida diaria de los hogares, las instalaciones públicas y zonas comerciales de una ciudad, pueblo o comunidad (Karia & Christian, 2013; C. Wang et al., 2022). Las aguas residuales municipales se pueden dividir en aguas negras y aguas grises. Las aguas negras son las aguas residuales producidas en las descargas sanitarias, mientras que las aguas grises son generadas por el baño, la cocina y la lavandería (Chen et al., 2022).

### 2.2 Características de las aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas se caracterizan en términos de sus propiedades físicas y sus componentes químicos y biológicos (Tchobanoglous et al., 2014).

#### 2.2.1 Características físicas

- **Color**

El color es la característica más notable de las aguas residuales a causa del material suspendido y coloidal (Kumar et al., 2021). Además, es un indicativo de la edad de las aguas residuales. El color natural o artificial presente en los sistemas acuáticos se debe a la presencia de tintes de aguas residuales domésticas o industriales, materia orgánica natural disuelta de especies de plantas y algas, entre otros. Los ácidos húmicos, fúlvico y tánico pueden dar como resultado un color amarillo, rojo, marrón y/o gris en el sistema acuático (Ordoñez et al., 2022).

- **Temperatura (T)**

Esta propiedad física es uno de los factores ambientales más importantes en el tratamiento de aguas residuales ya que varios procesos biológicos dependen de la misma (Zhou et al., 2018). Las actividades biológicas provocan que la temperatura del agua residual sea más alta que la del agua ambiente. Las temperaturas extremas pueden conducir a la muerte rápida de bacterias. Sin embargo, cuando la temperatura se encuentra en un rango que oscila entre los 25 °C a 35 °C se presenta un desarrollo óptimo de la actividad microbiana (Delgadillo et al., 2010).

- **Sólidos totales**

Los sólidos totales que se encuentran en el agua residual doméstica, se refieren a la cantidad de materia que queda como residuo después de someter la muestra a una temperatura específica entre 103 a 105 °C hasta conseguir su evaporación (Tchobanoglous et al., 2014). Los sólidos suelen ser de naturaleza orgánica e inorgánica y están presentes en forma disuelta o suspendida.

Estos sólidos se pueden identificar mediante el uso de un filtro de membrana con un tamaño de poro de 1.2 micras. Los sólidos en suspensión (SS) quedan retenidos en la parte superior del filtro y los disueltos (SD) pasan a través del mismo (Summers, 2020).

- **Conductividad eléctrica (CE)**

La conductividad eléctrica se define como la capacidad que tiene el agua para transportar una corriente eléctrica a través de iones disueltos en ella. En consecuencia, la conductividad presenta una relación directamente proporcional con la concentración de iones (Delgadillo et al., 2010). Además, la temperatura del medio y el caudal son factores importantes que afectan este parámetro (Wang et al., 2021).

Del mismo modo, en el análisis de muestras de aguas residuales domésticas la determinación de la conductividad eléctrica permite obtener un estimado de la concentración de sólidos disueltos (Portilla Benavente, 2019).

- **Turbidez**

Es una medida de la refracción de la luz por partículas suspendidas en el agua (De Roos et al., 2017). Es causada por varios tipos de partículas como contaminantes orgánicos, inorgánicos y biológicos (Okolo et al., 2021). Asimismo, esta característica física se usa ampliamente como un indicador del desempeño de los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

También, se ha encontrado que los sólidos suspendidos se correlacionan con la turbidez, es decir, su aumento en los efluentes generalmente indica un incremento en la concentración de sólidos suspendidos (Mullins et al., 2018). Por otra parte, se ha determinado que las partículas en suspensión al absorber mayor calor solar provocan un aumento de la temperatura del agua. Por ende, se da una disminución de la concentración de oxígeno disuelto, ya que el agua caliente transporta menos oxígeno que el agua fría (Summers, 2020).

### 2.2.2 Características químicas

- **Potencial de Hidrógeno (pH)**

El pH es una medida de la concentración de los iones hidrógeno y expresa la naturaleza ácida o alcalina de una solución acuosa (Buck et al., 2002). Las aguas residuales domésticas suelen tener un pH neutro o ligeramente alcalino y a medida que aumenta su putrefacción, el pH disminuye y se vuelve ácido (Summers, 2020). Un cambio en el pH altera las formas de algunos químicos en el agua. Por ejemplo, los metales pesados se disuelven en pH ácidos y precipitan en soluciones alcalinas, provocando alteraciones en plantas y animales acuáticos (Delgadillo et al., 2010).

- **Oxígeno disuelto (OD)**

Es un indicador de la contaminación del agua, es decir, a medida que aumenta su concentración, la calidad del agua mejora. El oxígeno es levemente soluble en agua y varía según su presión, temperatura y salinidad (Summers, 2020). En las aguas residuales domésticas la ausencia de oxígeno disuelto provoca un aumento de la actividad microbiana anaerobia y en consecuencia la producción de malos olores (Jebrail, 2016).

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La DBO es un indicativo de la cantidad de oxígeno disuelto que necesitan los organismos biológicos presentes en el agua para degradar la materia orgánica en un tiempo y temperatura determinada (Jebrail, 2016). La mayor parte del proceso de oxidación ocurre durante los primeros cinco días y se completa prácticamente después de los veinte. Por esta razón, se mide la DBO durante un período de incubación estándar de 5 días a 20 °C (Ryu et al., 2022).

Las determinaciones de  $DBO_5$  generalmente se realizan en muestras de aguas residuales o efluentes tratados con el fin de dar cumplimiento a los requisitos establecidos en la normativa vigente (Jordan et al., 2010). Las aguas residuales domésticas comúnmente presentan valores entre 300 y 600 mg / L de DBO (Yamashita et al., 2022).

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

La DQO indica la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para oxidar químicamente la materia orgánica biodegradable y no biodegradable presente en el agua (Jebrail, 2016). Es la prueba más común para estimar la concentración de contaminantes de naturaleza orgánica en muestras de aguas residuales (Abouzari et al., 2021), a menudo se utiliza como una alternativa a la DBO debido a su menor tiempo de prueba. Sus valores

elevados provocan varios efectos negativos como la reducción de los niveles de OD, reproducción microbiana y daño a los ecosistemas acuáticos (Mohamed Noor et al., 2021).

La degradación de contaminantes orgánicos conlleva reducciones importantes de DQO y de otras características fisicoquímicas como la  $DBO_5$  y SS. Dichos parámetros sirven como criterios para evaluar las aguas residuales domésticas y su descarga a fuentes receptoras (Asami et al., 2021).

- **Nitrógeno**

En las aguas residuales domésticas el nitrógeno se encuentra presente principalmente en forma de nitrógeno orgánico, amonio ( $NH_4^+$ ) y nitrato ( $NO_3^-$ ) (Kabuba et al., 2022). Todas estas formas tienen la capacidad de interconvertirse bioquímicamente dependiendo de las características físicas y químicas del efluente (Amous, 2014), en conjunto son consideradas como nitrógeno total (NT) (Bagherzadeh et al., 2021).

El nitrógeno orgánico es una mezcla compleja de aminoazúcares, aminoácidos y proteínas que se pueden encontrar en forma soluble o particulada (Rout et al., 2021). A partir de su biodegradación, se convierte en nitrógeno amoniacal y se presenta como ion amonio o gas amoníaco, dicho comportamiento depende del pH de la solución (Amous, 2014). De igual manera, el amoníaco se oxida en nitrato a través del nitrito en condiciones aerobias y posteriormente se reduce a gas nitrógeno a través de nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso en condiciones anóxicas (Xiang et al., 2021).

En la última década, el ciclo del nitrógeno se ha visto alterado en el medio ambiente debido a la distribución desequilibrada de compuestos nitrogenados (Mishra et al., 2022). Esto ha provocado la eutrofización de cuerpos de agua a causa del excesivo suministro de nutrientes y, por consiguiente, la producción de un gran número de plantas y el crecimiento de algas (Kabuba et al., 2022). Las aguas residuales domésticas presentan valores promedio entre 35 y 100 mg/L de nitrógeno total (Rout et al., 2021).

- **Fósforo**

El fósforo en el ambiente acuoso se puede encontrar en forma disuelta o particulada. La forma disuelta incluye fósforo orgánico e inorgánico, mientras que la forma particulada incluye fósforo adsorbido a partículas (Rout et al., 2021). La suma de estas tres formas es considerada como fósforo total. Además, dentro del fósforo inorgánico, el ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ) es una de las formas más comunes que se encuentra en las aguas naturales, subterráneas y residuales tratadas (Delgadillo et al., 2010).

La contaminación por fosfatos es un grave problema ambiental que causa la eutrofización de cuerpos de agua naturales. Esto provoca el crecimiento excesivo de algas, agotamiento del oxígeno disuelto y deterioro de la calidad del *agua* (Li et al., 2022); por lo tanto, el fósforo es un parámetro importante a considerar en el tratamiento de aguas residuales domésticas. En dichos efluentes presentan valores promedio entre 18 y 29 mg / L de fósforo total (Rout et al., 2021).

### 2.2.3 Características biológicas

- **Coliformes**

Un indicador biológico importante de la contaminación del agua es el grupo de bacterias denominadas coliformes. Se encuentran por lo común en plantas, suelo, animales de sangre caliente y seres humanos (Paruch & Mæhlum, 2012). En este último, se estima que individualmente excreta alrededor de 100.000 a 400.000 millones de coliformes por gramo de heces (Delgadillo et al., 2010). En consecuencia, los cuerpos de agua que han recibido descargas de aguas residuales siempre contendrán formas de coliformes, ya que sobreviven en el agua más tiempo que otros patógenos (Summers, 2020).

Los coliformes se clasifican en dos grupos: coliformes totales y fecales. El primero, son bacterias aerobias y anaerobias facultativas no esporulados, que habitan en el exterior del intestino de los animales gracias a las condiciones idóneas que existen. En cambio, el segundo grupo, constituye un subgrupo de los coliformes totales y tienen la capacidad de vivir en el interior del intestino del animal a altas temperaturas. Una especie particular de los coliformes fecales que se encuentran en las aguas residuales domésticas es la *Escherichia coli*. Se ha determinado que entre el 90 y 100 % del total de coliformes fecales presentes en las deposiciones humanas, corresponden a esta bacteria (Delgadillo et al., 2010).

De la misma forma, los coliformes indican la presencia de patógenos potenciales de enfermedades, como bacterias y virus entéricos en las aguas residuales (Balogun & Ogwueleka, 2021).

### 2.3 Tratamientos de aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas presentan niveles significativos de contaminantes y a medida que aumenta la población, también existe un incremento en sus cargas (Özyonar & Korkmaz, 2022). Por este motivo, su tratamiento es esencial para asegurar la salud pública y prevenir la contaminación de las aguas receptoras (Ndulini et al., 2018). Las estrategias para el tratamiento de aguas residuales domésticas incluyen una combinación de procesos biológicos y fisicoquímicos, la elección del método de tratamiento depende principalmente de

los costos operativos, la fuente y calidad del afluente y la reutilización prevista del efluente (Sakr et al., 2022).

En cuanto a los métodos de tratamiento, están compuestos por operaciones físicas y procesos químicos y biológicos unitarios, y su integración conforma los sistemas de tratamiento. En las operaciones de unidades físicas predominan las fuerzas físicas. Por su parte, los procesos químicos unitarios eliminan o convierten los contaminantes a partir de la adición de productos químicos o por reacciones químicas. Mientras que los procesos unitarios biológicos suprimen los contaminantes por medio de la acción de microorganismos (Tchobanoglous et al., 2014; Von Sperling, 2007). Según el tipo de contaminante, el alcance de la contaminación y el volumen a tratar, se pueden utilizar juntos o por separado (Koul et al., 2022).

### 2.3.1 Niveles de tratamiento de aguas residuales domésticas

El tratamiento de aguas residuales generalmente consta de tres niveles: preliminar, primario y secundario. En la tabla 1, se detalla los principales contaminantes eliminados, así como la eficiencia de remoción en cada nivel de tratamiento.

*Tabla 1. Características de los principales niveles de tratamiento de aguas residuales.*

	Nivel de tratamiento		
	Preliminar	Primario	Secundario
<b>Contaminantes eliminados</b>	Sólidos gruesos	Sólidos sedimentables, DBO particulado	Sólidos no sedimentables, DBO particulado fino, DBO soluble, nutrientes y patógenos
<b>Eficiencia de remoción</b>	-	SS: 60-70 % DBO: 25-40 %	SS: 65-95 % DBO: 60-99 % Coliformes: 60-99 %
<b>Método de tratamiento predominante</b>	Físico	Físico	Biológico

*Fuente: Von Sperling (2007).*

La eficiencia de remoción de un contaminante en el tratamiento o en un nivel de tratamiento se calcula a partir de la siguiente fórmula (Von Sperling, 2007):

$$E (\%) = \left[ 1 - \left( \frac{C_f}{C_o} \right) \right] \cdot 100 \tag{1}$$

**Donde:**

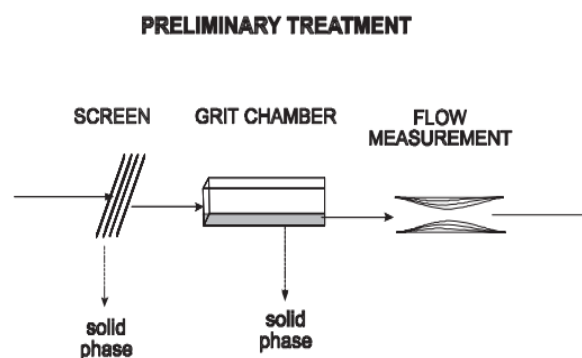
**E:** Eficiencia de remoción, %

**Cf:** Concentración del parámetro remanente

Co: Concentración del parámetro inicial

### 2.3.1.1 Tratamiento preliminar

Tiene como objetivo la eliminación de sólidos gruesos y grandes contenidos de partículas inorgánicas (Karia & Christian, 2013). Con esto, se evita daños en las bombas y tuberías de transporte de aguas residuales (Von Sperling, 2007), además se protege a las unidades de tratamiento posteriores y el cuerpo receptor (Tchobanoglous et al., 2014). Su principio de funcionamiento es de orden físico y generalmente está conformado por: canal de acceso, cribas o rejillas, desarenadores y trampa de grasas (Figura 1).



*Figura 1. Diagrama de flujo típico del tratamiento preliminar.  
Fuente: Von Sperling (2007).*

### 2.3.1.2 Tratamiento primario

El tratamiento primario de las aguas residuales domésticas implica la remoción de sólidos orgánicos e inorgánicos sedimentables o flotantes mediante operaciones físicas o procesos fisicoquímicos (Ansari & Farzadkia, 2022). Por lo general, alrededor del 40 % de la DBO se elimina en este nivel de tratamiento, lo que reduce significativamente la energía de aireación requerida en el tratamiento secundario (Mustafa Abdelrahman et al., 2022), sobre todo en los humedales artificiales simplifica el área de construcción y por ende su costo (Álvarez et al., 2008).

Por lo regular, el proceso de sedimentación se lleva a cabo en tanques circulares o rectangulares, en los cuales el agua residual fluye lentamente y permite que los sólidos sedimentables con una densidad mayor que el líquido circundante se depositen en el fondo. En cambio, los materiales flotantes, como grasas y aceites, ascienden a la superficie del tanque debido a que su densidad es menor a la del líquido circundante (Von Sperling, 2007).

Normalmente para el tratamiento primario de las aguas residuales se utilizan fosas sépticas o tanques Imhoff (García Serrano & Corzo Hernández, 2008).



### 2.3.1.3 Tratamiento secundario

Después del tratamiento preliminar y primario, las aguas residuales domésticas aún contienen cantidades significativas de material coloidal y disuelto que deben eliminarse. Es por ello, que la inclusión de otro nivel de tratamiento resulta necesario, con el fin de evitar la descarga de efluentes contaminantes en el medio receptor. El tratamiento secundario es un proceso biológico, en el cual las aguas residuales sedimentadas ingresan a un reactor especialmente diseñado y son utilizadas por microorganismos heterótrofos para desintegrar los productos químicos presentes en ella (Koul et al., 2022). El material soluble y coloidal es convertido en una biomasa microbiana densa que puede ser separada del líquido purificado mediante procesos de sedimentación convencionales (Gray, 2005). Además, es posible la eliminación de nutrientes disueltos (Rout et al., 2021).

Los métodos de purificación en las unidades de tratamiento secundario son similares al proceso de autopurificación que ocurre naturalmente en ríos y arroyos, e involucra muchos de los organismos presentes en ese entorno. De esta manera, la descomposición de los contaminantes orgánicos degradables se logra en condiciones controladas y en intervalos de tiempo menores que en los sistemas naturales (Von Sperling, 2007).

Para el tratamiento de las aguas residuales domésticas se pueden utilizar tratamientos convencionales y/o alternativos (García-Ávila et al., 2019).

- **Tratamientos convencionales**

Existe una gran variedad de tratamientos secundarios, los más comunes son:

- Lagunas de estabilización
- Reactores anaerobios
- Sistemas de lodos activados
- Reactores de biopelícula aeróbica

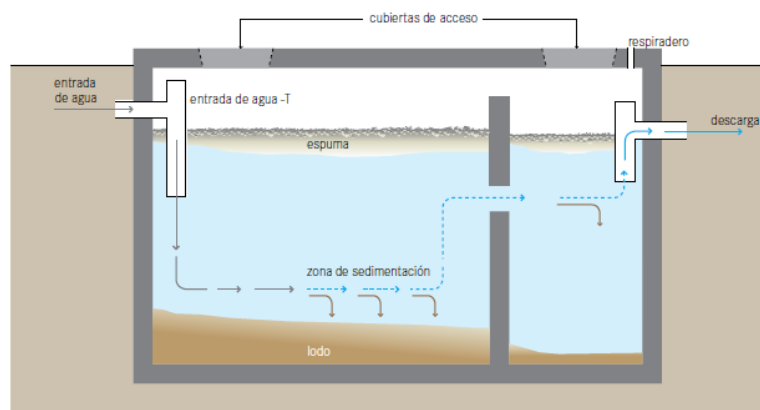
Desafortunadamente, las tecnologías convencionales presentan ciertas limitaciones técnicas y económicas. Por ejemplo, la aireación en el proceso de lodos activados representa entre el 45% y el 75% de los costos operativos totales, mientras que la digestión anaerobia implica una mala eliminación de nutrientes (Posadas et al., 2015). Además, su aplicación se centra en atender las necesidades de la población urbana, lo que imposibilita que las casas remotas accedan a la recolección y el tratamiento de sus aguas residuales (Carneiro et al., 2022), debido al alto costo de infraestructura y operación (Mao et al., 2021).

- **Tratamientos alternativos**

En la actualidad, los tratamientos alternativos son un tema de investigación considerable en las ramas de la ecología e ingeniería (Ouyang et al., 2015). Presentan inversiones a pequeña escala, bajos requisitos operativos, son fáciles de adaptar a diferentes contextos geográficos y sobre todo ofrecen una gestión de aguas residuales sostenible en áreas escasamente pobladas (Yadav et al., 2022). Una de las tecnologías que se ha destacado en las últimas décadas es el humedal artificial (Oliveira et al., 2021).

## 2.4 Fosa séptica

Es una tecnología común para el tratamiento primario de aguas residuales domésticas en áreas rurales, su función básica consiste en separar la capa de lodos, efluentes y espumas del agua doméstica (Adhikari & Lohani, 2019). Por lo regular, las fosas suelen tener dos o más cámaras (Figura 2) con el propósito de ordenar el caudal entrante, evitando la resuspensión de los sólidos sedimentados. La mayor parte de los sólidos precipitan en la primera cámara (Tilley et al., 2018), en las cámaras posteriores se produce sedimentación y almacenamiento de lodos, pero en menor medida (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). Los gases producidos por digestión anaerobia se emiten a través de tubos de aireación para evitar los malos olores.



**Figura 2.** Diagrama esquemático de una fosa séptica convencional.  
Fuente: Tilley et al. (2018).

Con el pasar del tiempo los procesos de sedimentación y flotación se evidencian con la formación de tres niveles de estratos. El nivel inferior alberga lodo sedimentado, el intermedio está conformado por una capa líquida y el nivel superior por grasas y partículas finas (Mahon et al., 2022). Adicionalmente, las fosas sépticas remueven alrededor del 60 al 80 % del material insoluble y del 30 al 50 % de DBO en las aguas residuales domésticas. No obstante, la integración de otras tecnologías de tratamiento posteriores como humedales artificiales de

flujo subsuperficial aumentan la eficiencia de eliminación de contaminantes (Saeed et al., 2021).

En los últimos años, la adición de deflectores en las fosas sépticas ha sido un tema de investigación importante. El principio básico de este sistema consiste en aumentar el contacto de las aguas residuales entrantes con la biomasa activa. De este modo, se obliga al efluente a fluir por debajo y encima de los deflectores mientras se transportan desde la entrada hasta la salida del reactor (Haydar et al., 2018). Asimismo, su rendimiento es superior al de la fosa séptica convencional (Kumatse et al., 2020).

## 2.5 Diseño de la fosa séptica

### 2.5.1 Volumen útil

Las fosas sépticas de cámara doble son más eficientes en la separación de sólidos y responden mejor a los picos de caudal. (Giosa, 2001) planteó la ecuación (2) para el diseño de fosas sépticas con dos cámaras en serie conjuntamente con ciertos criterios importantes en su configuración, los cuales se indican en la tabla 2.

$$Vu = 1.3N(CT + 100Lf) \quad (2)$$

**Donde:**

**Vu:** Volumen útil

**N:** Número de contribuyentes (personas)

**C:** Contribución de residuos líquidos (litros/persona/día)

**T:** Período de retención por días

**Lf:** Contribución de lodos frescos (litros/persona/día)

**Tabla 2.** Criterios de diseño de la fosa séptica.

<b>Criterio</b>	<b>Medida</b>
Largo interno mínimo	0.80 m
Profundidad útil mínima	1.20 m
Relación largo/ancho	$2 \leq L/a \leq 4$
<b>Observaciones</b>	
A la profundidad útil se debe adicionar 0.3 m; lo que corresponde al colchón de aire	
Largo interno, no puede sobrepasar dos veces su profundidad útil.	
El largo de la primera cámara debe ser 2/3 del largo total y la segunda 1/3.	
Los bordes inferiores de las aberturas de pasaje entre las cámaras deben estar a 2/3 de la profundidad útil.	
Los bordes superiores de las aberturas de pasaje entre las cámaras deben estar como mínimo a 0.30 m abajo del nivel superior del líquido.	
El área total de las aberturas de pasaje entre las cámaras debe ser de 5 a 10 % de la sección transversal útil de la fosa.	
L: largo, a: ancho.	

Fuente: Giosa (2001).

Para el dimensionamiento, también se debe tener en cuenta el número de personas a ser atendidas y el consumo local de agua. En la tabla 3, se indican valores mínimos de contribución de líquidos y sólidos en relación con el tipo de área ocupada.

**Tabla 3.** Contribución diaria de aguas residuales y lodo fresco por tipo de vivienda y ocupante

Tipo de vivienda	Unidad	Contribución (L/día)	
		Líquidos	Lodo
<b>Ocupantes permanentes</b>			
Hospitales (sin lavandería y comedor)	Cama	250	1
Apartamentos	Persona	200	1
Residencias	Persona	150	1
Escuelas públicas	Persona	150	1
Viviendas económicas rurales	Persona	120	1
Hoteles (sin cocina y lavadero)	Persona	120	1
Alojamientos provisorios	Persona	80	1
<b>Ocupantes temporarios</b>			
Fábrica en general	Operario	70	0.3
Escritorios	Persona	50	0.2
Edificios públicos o comerciales	Persona	50	0.2
Escuelas	Persona	50	0.2
Restaurantes y similares	Plato	25	0.1
Cines, teatros y templos	Lugar	2	0.02

Fuente: Giosa (2001).

### 2.5.2 Relación largo/ancho

La relación entre el largo y ancho de una fosa séptica debe ser mínimo de 2:1 (Portilla Benavente, 2019), el ancho y el largo se calcula mediante las fórmulas (3) y (4) respectivamente.

$$a = \sqrt{\frac{Vu}{2h}} \quad (3)$$

**Donde:**

**a:** ancho útil

**Vu:** Volumen útil

**h:** profundidad útil mínima

$$l = 2 \cdot a \quad (4)$$

**Donde:**

**l:** largo útil

**a:** ancho útil

### 2.5.3 Tiempo de retención hidráulica (TRH)

El rendimiento real de este tipo de tratamiento depende de las condiciones ambientales y del tiempo de retención hidráulica (Adhikari & Lohani, 2019). Se ha determinado que el TRH de una fosa séptica disminuye a medida que incrementa la cantidad de lodo acumulado dentro del sistema. Los TR mínimos sugeridos para la eliminación adecuada de sólidos en suspensión son de 6 a 24 h; aunque generalmente se acepta 1 día como el periodo de diseño mínimo (Mahon et al., 2022).

### 2.6 Humedal artificial (HA)

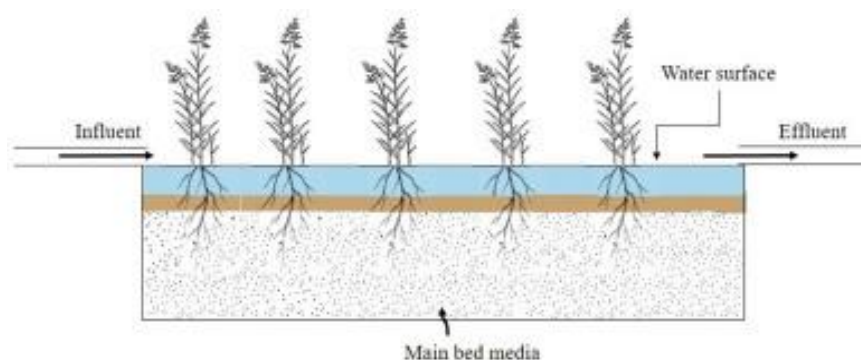
Los HA son buenas alternativas a los sistemas de tratamiento convencionales, especialmente para comunidades pequeñas, así como para ubicaciones distantes y descentralizadas (Jácome et al., 2016; P. K. Sharma et al., 2018). Estos sistemas presentan alta confiabilidad y eficiencia en la remoción de contaminantes, además generan beneficios ecológicos y menos costos de mantenimiento (He et al., 2018). Asimismo, tienen el potencial de mejorar la calidad del efluente proveniente de las fosas sépticas (Jamwal et al., 2021). El uso de esta técnica ha ido creciendo en las últimas décadas con varios ejemplos exitosos (Zhang et al., 2014).

Es un sistema que consiste en zanjas o canales excavado poco profundos y rellenos de material granular, generalmente grava, en donde el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie de la grava. Adicionalmente utilizan varias especies vegetales y micro fauna para la eliminación de contaminantes en el agua residual (Sharma & Malaviya, 2022), principalmente de origen doméstico. Su funcionamiento se basa en tres principios: actividad bioquímica de microorganismos, aporte de oxígeno por parte de la vegetación durante el día y apoyo físico de un lecho inerte que da soporte para el enraizamiento de las plantas incluyendo el aporte como filtro (Delgadillo et al., 2010).

Los HA se pueden clasificar en tres categorías: humedales de flujo superficial, subsuperficial y los sistemas híbridos (Kumar & Dutta, 2019).

### 2.6.1 Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS)

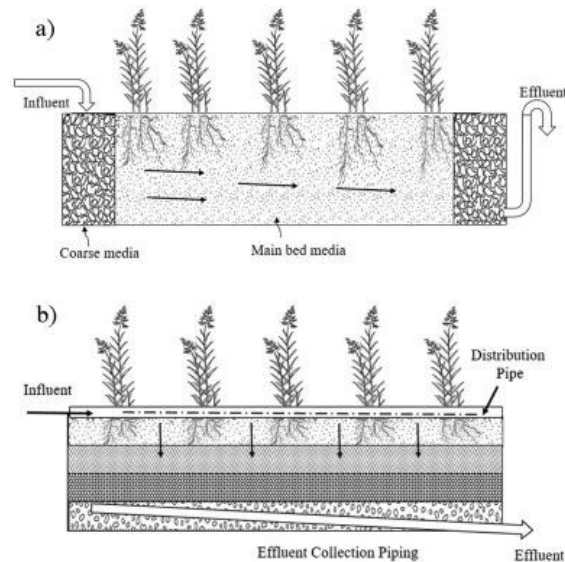
En los HAFS el agua residual está en contacto directo con la atmósfera y fluye sobre el sustrato (Figura 3). Es considerada una modificación al sistema de lagunas convencionales, con la diferencia que presenta vegetación y una menor profundidad, generalmente de 5 a 40 cm (Bakhshoodeh et al., 2020). Se usan por lo regular para mejorar la calidad de efluentes que han recibido un tratamiento previo (García Serrano & Corzo Hernández, 2008).



**Figura 3.** Diagrama esquemático de HAFS.  
Fuente: Bakhshoodeh et al. (2020).

### 2.6.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS)

Los HAFSS consisten en un lecho inerte que actúa como sustrato para el crecimiento de las plantas y según la configuración empleada, las aguas residuales fluyen vertical u horizontalmente a través del medio filtrante (Figura 4). A diferencia de los humedales de flujo superficial, los HAFSS admiten mayores cargas orgánicas, reducen el riesgo de contacto con la población y evitan la aparición de insectos (Aguado et al., 2022). Además, su aplicación es más adecuada para climas fríos y por lo general, requieren menor terreno (Bakhshoodeh et al., 2020).



**Figura 4.** Diagrama esquemático de HAFSS: a) HAFSSH y b) HAFSSV.  
Fuente: Bakhshoodeh et al. (2020).

### 2.6.2.1 Humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV)

En estos sistemas de tratamiento el agua residual fluye de forma vertical a través de las diferentes capas del material filtrante y es recogida en el fondo por medio de tuberías. El agua ingresa de forma intermitente y permite la difusión de oxígeno en el lecho inerte, además, la colocación de tuberías con salidas al exterior favorece las condiciones aerobias (Delgadillo et al., 2010). Por otro lado, los HAFSSV son más propensos a obstruirse y presentan mayores costos de capital, operación y mantenimiento (Bakhshoodeh et al., 2020).

### 2.6.2.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH)

En los HAFSSH el agua residual circula horizontalmente a través del material filtrante e interactúa con las raíces de las plantas. A lo largo de este trayecto, diversos microorganismos se establecen y contribuyen a la eliminación de contaminantes (Ramírez et al., 2019). La alimentación es de forma continua, por lo tanto, el lecho inerte es mayormente anóxico (Bakhshoodeh et al., 2020). Además, el agua residual se encuentra entre 0.05 y 0.1 m por debajo de la superficie (Asprilla et al., 2020).

La eficiencia de remoción es del 60 al 80 % de  $DBO_5$  y del 60 % de DQO en las aguas residuales domésticas (Vymazal & Kröpfelová, 2009). En todo el mundo, especialmente en los países en desarrollo muchos de los HA están diseñados con flujo subsuperficial horizontal (Aguado et al., 2022), y se aplican más apropiadamente después de una tecnología previa como una fosa séptica o tanque Imhoff (Jácome et al., 2016).

### 2.6.3 Sistemas híbridos

Los sistemas híbridos combinan las ventajas de los sistemas HAFSSH y HAFSSV para complementarse entre sí. Se puede optar por el uso de HAFSSH después de un HAFSSV o viceversa (Resende et al., 2019).

### 2.6.4 Componentes de los humedales artificiales de flujo subsuperficial

Los HAFSSH están constituidos básicamente por: microorganismos, sustrato y vegetación.

#### 2.6.4.1 Microorganismos

Los microorganismos juegan un papel crucial durante el tratamiento de aguas residuales en los HAFSSH, puesto que las principales transformaciones son provocadas por las películas microbianas especialmente durante la degradación de compuestos orgánicos y nitrógeno en sustancias insolubles o inocuas (Vymazal et al., 2021). Los principales microorganismos son bacterias, protozoos, hongos y algas (Huang et al., 2022).

Gracias al aporte de oxígeno por parte de las plantas, en las zonas próximas a las raíces y rizomas se desarrollan colonias de microorganismos aerobios, por el contrario, en el resto del sustrato predominan los microorganismos anaerobios (Delgadillo et al., 2010).

#### 2.6.4.2 Sustrato

El sustrato es uno de los componentes más importantes de los HAFSSH en la eliminación de contaminantes, ya que en él se lleva a cabo la mayoría de las reacciones físicas, químicas y biológicas (Zhang et al., 2021). Los mecanismos de purificación incluyen sedimentación física, filtración, sorción, enterramiento en la matriz del sustrato, complejación, precipitación, intercambio iónico y degradación microbiana (Wang et al., 2020). Asimismo, favorece el crecimiento de la vegetación y brinda adherencia a las biopelículas (García Serrano & Corzo Hernández, 2008).

Los sustratos más comunes en los HAFSS incluyen suelo, arena y grava (Zhong et al., 2022), aunque también se opta por el uso de otros tipos de materiales filtrantes como carbón activado, ceramsita, zeolita y cenizas volantes (Li et al., 2021). La principal característica del medio escogido es su permeabilidad, ya que debe ser la suficiente para permitir el paso del agua a través del mismo (Delgadillo et al., 2010). Es por ello, que se opta por el uso de suelos granulares, principalmente grava seleccionada con pocos finos, puesto que proporciona suficiente conductividad hidráulica, soporta muy bien el crecimiento de las plantas y es efectivo en la retención de sólidos en suspensión (Vymazal et al., 2021).



- **Conductividad hidráulica y porosidad**

La conductividad hidráulica es una característica física del medio filtrante y depende de la cantidad y tamaño de sus poros (García Serrano & Corzo Hernández, 2008). Mientras mayor sea la porosidad del sustrato, existe una menor probabilidad de obstrucciones y por ende su vida útil aumenta (Zhong et al., 2022), aunque se ha determinado que la conductividad hidráulica se reduce debido a la retención de sólidos y el crecimiento bacteriano con el paso de los años. En la tabla 4, se indica la conductividad hidráulica y porosidad de los sustratos habitualmente empleados en los HAFSSH.

*Tabla 4. Materiales aplicados en el diseño y construcción de HAFSSH.*

Tipo de material	Tamaño efectivo D10 (mm)	Conductividad hidráulica (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d)	Porosidad (%)
Arena gruesa	2	100 – 1000	28 – 32
Arena gravosa	8	500 – 5000	30 – 35
Grava fina	16	1000 – 10000	35 – 38
Grava media	32	10000 – 50000	36 – 40
Roca gruesa	128	50000 - 250000	38 - 45

*Fuente: Delgadillo et al. (2010).*

- **Profundidad**

La profundidad del lecho filtrante en los HAFSSH generalmente varía de 0.3 a 1 m; aunque comúnmente se utiliza un fondo de 0.6 m (Delgadillo et al., 2010), para permitir que las raíces penetren en todo el sustrato y aseguren su oxigenación completa (Vymazal, 2005). Mientras más profundo es el sustrato, mayor es la carga que el sistema puede procesar, sin embargo, si el sustrato es demasiado profundo, las condiciones del fondo se vuelven anaeróbicas y puede provocar una eliminación reducida de DBO<sub>5</sub> (García-Ávila et al., 2019). Adicionalmente, se recomienda adicionar una zona de seguridad cercana a 0.1 m por si se llega a presentar acumulación de agua (Patiño Chávez & Zhinín Chimbo, 2015).

- **Pendiente**

En los HAFSSH la pendiente oscila entre 0.1 a 1 %, pero por lo regular se recomienda 0.5 % para facilitar un drenaje adecuado del agua residual doméstica (Delgadillo et al., 2010).

### 2.6.4.3 Vegetación

Las plantas que crecen en humedales son usualmente llamadas macrófitos y son la principal fuente de oxígeno en los HA (Sandoval et al., 2019). Pueden ser categorizadas como macrófitos fijos al sustrato (enraizadas) o macrófitos flotantes libres (Delgadillo et al., 2010). Dentro del primer grupo, los macrófitos emergentes presentan una buena capacidad de

aclimatación, y sobre todo son resistentes a las condiciones ambientales adversas de las aguas residuales (Arias & Brix, 2003).

Las raíces y rizomas actúan como un tamiz natural (Kulshreshtha et al., 2022), y al igual que en el sustrato, proporcionan una superficie para que los microorganismos crezcan, florezcan y formen biopelículas. Además, su penetración en el medio filtrante origina la formación de conductos, lo que evita la obstrucción del HA (Sharma & Malaviya, 2022).

Entre las funciones de los macrófitos se encuentra la absorción directa de nutrientes como nitrógeno, fósforo y azufre, la reposición de carbono a partir de la acumulación de biomasa vegetal (Delgadillo et al., 2010) y la liberación de exudados por parte de las raíces (Sharma & Malaviya, 2022), mejoramiento de la calidad del aire, reducción del calentamiento global mediante la fijación de CO<sub>2</sub> (Choi et al., 2022), reducción de la velocidad del flujo de agua, fomenta la sedimentación, disminución de la resuspensión y estabilización del sustrato (Sandoval et al., 2019).

- **Tipos de vegetación**

Más de 150 especies de macrófitos han sido utilizadas en humedales, sin embargo, solo unas pocas especies son de uso común (Kumar & Dutta, 2019).

- **Vegetación de humedales naturales**

En los HA generalmente se plantan especies herbáceas como el papiro, la totora, el junco y otras especies acuáticas y semiacuáticas propias de humedales naturales; aunque el carrizo es la variedad más comúnmente utilizada (Kulshreshtha et al., 2022).

- **Plantas ornamentales**

Las plantas ornamentales en los HA presentan una eficiencia de remoción similar a los alcanzados por las especies comunes, además, mejoran el paisaje, brindan beneficios económicos a través de la producción de flores (Zurita et al., 2008), su aplicación en los últimos años ha presentado buenos resultados a escala piloto y laboratorio.

Diversos estudios demuestran que las especies ornamentales *Zantedeschia aethiopica* (Lirio de agua), *Canna indica* (Achira) y *Anthurium andreaeanum* (Anturio) son una alternativa conveniente para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la reducción de DBO<sub>5</sub> y nutrientes (Figuerola Gallegos, 1999; Jamwal et al., 2021; Morales et al., 2013; Oزالde Alday, 2016; Ramos Peña, 2019; Sandoval Herazo et al., 2018; Yévenes Dosque, 2017; Zurita et al., 2009).

- **Zantedeschia aethiopica**

Es el nombre botánico de los lirios Arum o Calla, comúnmente conocidos como “Lirio de agua o Alcatraz”. Es originario de las zonas templadas y frías ubicadas en el sur de África. Generalmente, se adaptan a alturas que van entre los 600 y 3100 m.s.n.m. y requiere de temperaturas diurnas entre los 12 y 23 °C, siendo muy susceptibles a las temperaturas extremas. Es necesario el uso de sustratos bien drenados, con una porosidad entre el 40 y 60% (Portilla Benavente, 2019).



*Figura 5. Lirio de agua.  
Fuente: Autores (2022).*

- **Canna indica**

Comúnmente conocida como “Achira” es una hierba perenne perteneciente a la familia Cannaceae y es originaria de América Central y del Sur. Puede crecer en áreas de pleno sol o semisombra y en suelos arcillosos, con alturas que varían de 0.75 a 3 m en condiciones tropicales y subtropicales (Sandoval et al., 2019). Canna indica exhibe una tasa de crecimiento rápida y un alta producción de biomasa que proporciona un área de superficie para el crecimiento de biopelículas. También actúa como un buen fitoacumulador para reducir la carga de contaminantes (Jamwal et al., 2021).



**Figura 6. Achira.**  
Fuente: Autores (2022).

- **Anthurium andreaeanum**

Perteneciente a la familia de las Aráceas, es una planta herbácea perenne procedente de los bosques lluviosos de Colombia, Ecuador y América Central, que se caracteriza por la belleza y durabilidad de sus flores en forma de corazón, las cuales presentan un gran valor comercial. Esta especie se desarrolla muy bien en espacios donde haya luz solar indirecta. No tolera el frío, sobre todo si la temperatura desciende los 12 °C (López Villalobos et al., 2003). Sin embargo, ha dado buenos resultados en fitorremediación (Zitácuaro-Contreras et al., 2021).



**Figura 7. Anturio.**  
Fuente: Autores (2022).

### 2.6.5 Mecanismos de depuración de los humedales artificiales de flujo subsuperficial

El proceso de depuración se realiza a través de interacciones físicas, químicas y biológicas de forma lenta y progresiva (Delgadillo et al., 2010). Los mecanismos de purificación más importantes se indican en la siguiente tabla:

**Tabla 5.** Procesos de depuración de aguas residuales en HAFSS

Contaminante	Proceso de depuración
Materia orgánica	Biodegradación
Materia en suspensión	Filtración y sedimentación
Nitrógeno	Nitrificación, desnitrificación, absorción y volatilización
Fósforo	Filtración, sedimentación, absorción y adsorción.
Metales pesados	Absorción y sedimentación
Trazas de contaminantes orgánicos	Absorción y biodegradación
Patógenos	Muerte natural, depredación, sedimentación, secreción de antibióticos por parte de las raíces de los macrófitos

Fuente: Arias & Brix (2003); Crites & Tchobanoglous (1998).

## 2.7 Diseño de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal

### 2.7.1 Área superficial

La ecuación (5) posibilita el cálculo del área superficial de un HAFSS siguiendo un modelo de reactores de flujo pistón a partir de cinéticas de primer orden (Alarcón Herrera et al., 2018; Reed et al., 1995; Vymazal & Kröpfelová, 2009) y se lleva a cabo en función del contaminante que se desea remover.

$$A_s = Q \frac{\ln(C_o) - \ln(C_e)}{K_T \cdot h \cdot n} \quad (5)$$

**Donde:**

**As:** Área superficial, m<sup>2</sup>.

**Q:** Caudal promedio, m<sup>3</sup>/d.

**Co:** Concentración inicial del contaminante en el afluente del humedal, mg/l.

**Ce:** Concentración final del contaminante en el efluente, mg/l.

**K<sub>T</sub>:** Constante de primer orden dependiente de la temperatura, día<sup>-1</sup>.

**n:** Porosidad del medio filtrante, %.

**h:** Profundidad promedio del sistema, m.

K<sub>T</sub> se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{T_a - 20^\circ C} \quad (6)$$

**Donde:**

**K<sub>20</sub>:** Constante de temperatura a 20 °C.

**θ:** Coeficiente de temperatura, adimensional.

**T<sub>a</sub>:** Temperatura de operación del sistema, °C.

Las constantes K<sub>20</sub> y θ dependen del contaminante que se desea eliminar. En la tabla 6, se presentan valores para distintos contaminantes.

*Tabla 6. Constantes de reacción para varios contaminantes*

Contaminante	K <sub>20</sub>	θ
DBO <sub>5</sub>	1.104	1.06
NH <sub>4+</sub>	0.01854 + 0.3922rz2.6077	1.048
NO <sub>3-</sub>	1	1.15

*Fuente: Alarcón Herrera et al. (2018)*

## 2.7.2 Relación largo/ancho

La relación de largo y ancho para los HAFSSH está entre 2:1 y 7:1, por lo que se recomienda utilizar 3:1 (Delgadillo et al., 2010). Su cálculo se efectúa a partir de la ecuación (7) y (8).

$$W = \left(\frac{As}{3}\right)^{0,5} \tag{7}$$

**Donde:**

**W:** Ancho del humedal, m.

**As:** Área superficial, m<sup>2</sup>.

$$L = 3 \cdot W \tag{8}$$

**Donde:**

**W:** Ancho del humedal, m.

## 2.7.3 Tiempo de retención hidráulica (TRH)

El TRH es el tiempo que el agua residual permanece en el sistema de tratamiento. Los HAFSSH operan de forma continua, por lo que se utiliza la ecuación (9) (Asprilla et al., 2020).

$$TRH = \frac{n \cdot As \cdot h}{Q} \tag{9}$$

**Donde:**

**TRH:** Tiempo de residencia hidráulica, día.

**As:** Área superficial, m<sup>2</sup>.

**Q:** Caudal promedio, m<sup>3</sup>/d.

**n:** Porosidad del medio filtrante, %

**h:** Profundidad promedio del sistema, m.

El TRH es variable y depende del tipo de tratamiento requerido. Por ejemplo, en climas tropicales se ha reportado TRH entre 2 a 4 días, mientras que en climas templados de 4 a 15 días (Delgado et al., 2020).

### 2.7.4 Carga orgánica

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal operan con cargas orgánicas aproximadas de 6 a 10 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>. d (Asprilla et al., 2020; Zurita Martínez, 2008).

### 2.8 Estado del arte

A continuación, en la tabla 7, se describen algunos experimentos con plantas ornamentales aplicadas en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

*Tabla 7. Aplicación de lirio de agua, achira y anturio en HAFSSH.*

Planta ornamental	Descripción	Tratamiento previo	TRH	Eficiencia de remoción	Fuente
Zantedeschia aethiopica	Se utilizó lirio de agua en un HAFSSH a escala piloto para tratar aguas residuales domésticas pre-filtradas en México. Se observó que no presenta estrés bajo las condiciones de inundación continua debido a que posee mecanismos de adaptación al encharcamiento.	Tanque de almacenamiento	4 días	DBO <sub>5</sub> : 76 % ± 2,8 DQO: 75,5 % ± 2,5 SST: 79,2 % ± 6,6 Amonio: 48,6 % ± 1,6 Nitratos: 49,3 % ± 6,7 Nitrógeno total: 53,7 % ± 6,1 Fósforo total: 44,7 ± 3,3	(Zurita et al., 2009)

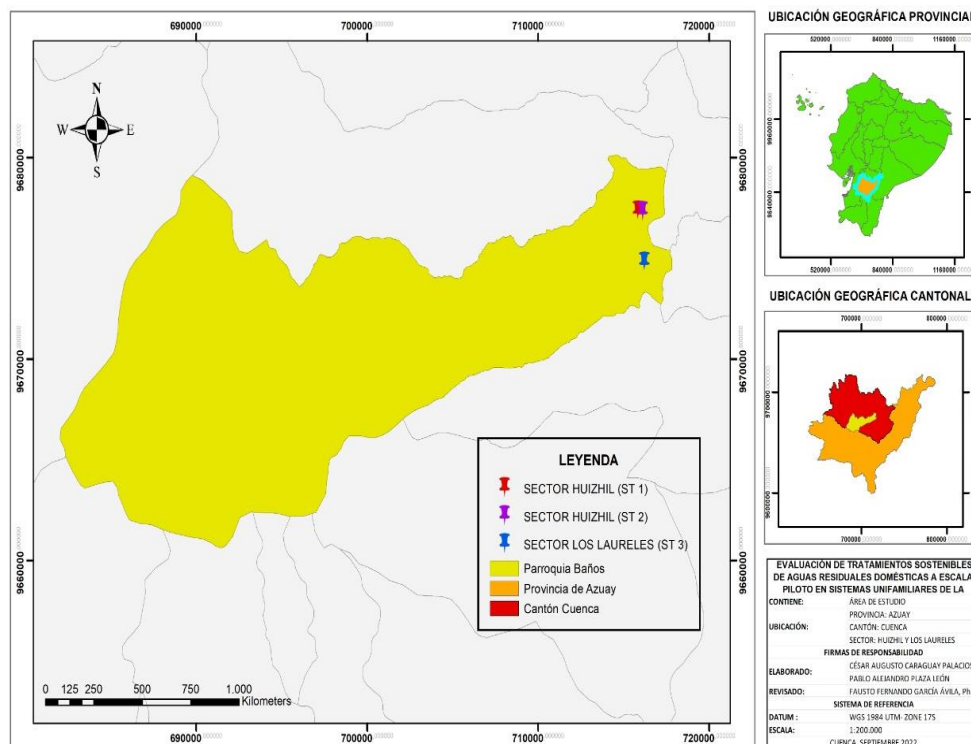
	<p>Se implementó tres HAFSSH con diferentes densidades de plántulas de alcatraz para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Se determinó que el humedal con menor cantidad de plantas presentó mejores resultados en la remoción de contaminantes.</p>	Tanque de almacenamiento	2 días	<p>DBO<sub>5</sub>: 87,6 %                  DQO: 85,6 %                  SST: 85,9 %                  Fosfatos: 75,3 %</p>	(Ramos Peña, 2019)
Canna indica	<p>Se evaluó el desempeño de un HAFSSH con achira para tratar los efluentes provenientes de una escuela en el sur de la India. Al finalizar el experimento, se determinó que el efluente cumple con los estándares de descarga establecidos por la agencia reguladora del país.</p>	Fosa séptica	3.7 días	<p>DBO<sub>5</sub>: 67 %                  DQO: 53 %                  SST: -5 %                  Amonio: 7 %                  Nitrógeno total: 12 %                  Fósforo total: -7 %</p>	(Jamwal et al., 2021)
Strelitzia reginae, anthurium andreanum y agapanthus africanus	<p>Se plantó un policultivo con tres especies de plantas ornamentales, entre ellas anturio para tratar aguas residuales domésticas pre-filtradas en México.</p>	Tanque de almacenamiento	4 días	<p>DBO: 79,7 % ± 2,8                  DQO: 77,1 % ± 2,5                  SST: 84,7 % ± 6,2                  Amonio: 45,8 % ± 1,6                  Nitratos: 46 % ± 6,7                  Nitrógeno total: 51,7 % ± 6,1                  Fósforo total: 35,8 ± 3,3</p>	(Zurita et al., 2009)



## Materiales y métodos

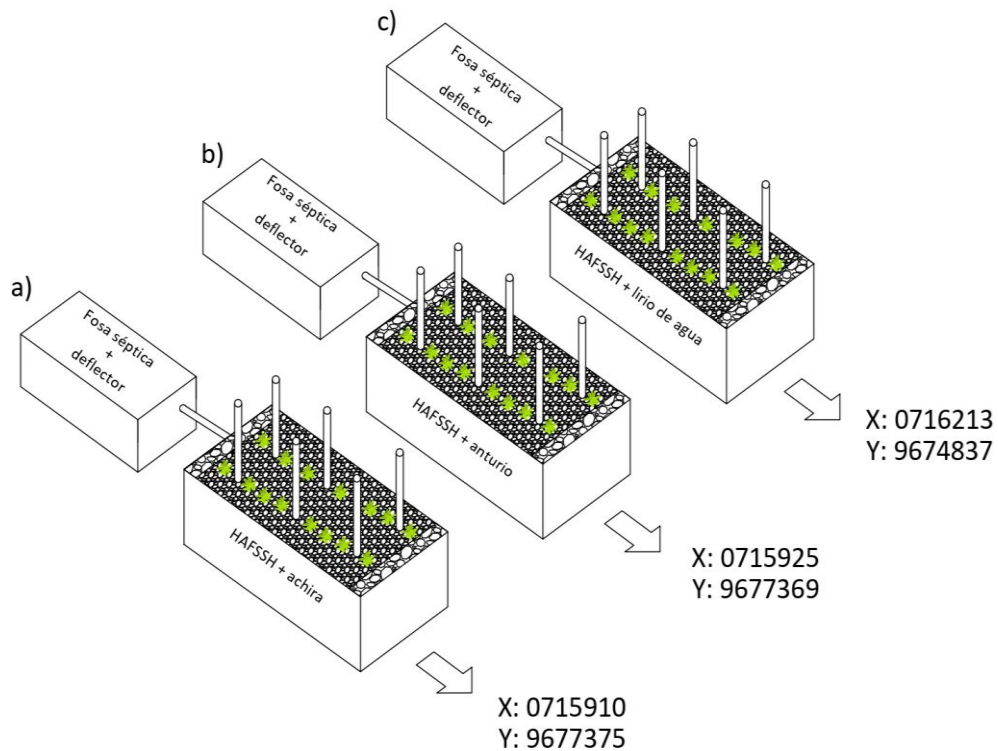
### 3.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la parroquia Baños, específicamente a los sectores de Huizhil y Los Laureles suroccidente del cantón Cuenca, provincia del Azuay (Figura 8). Las viviendas de este sector están ubicadas a una altura que va desde los 2500 hasta los 3000 m.s.n.m. como máxima, con una temperatura promedio de 15 °C y una pluviometría media anual que oscila entre los 1.100 - 1.200 mm (PDOT, 2019).



**Figura 8.** Ubicación del área de estudio: ST1) Sistema de tratamiento 1, ST2) Sistema de tratamiento 2 y ST3) Sistema de tratamiento 3.  
Fuente: Autores (2022).

Adicionalmente, en la figura 9 se describen las unidades experimentales a escala piloto emplazadas en tres viviendas de la parroquia Baños con sus respectivas coordenadas geográficas.



**Figura 9.** Unidades de tratamiento a escala piloto: a) ST1, b) ST2 y c) ST3.  
Fuente: Autores (2022).

### 3.2 Fase de diseño del sistema de tratamiento

Para el diseño de la fosa séptica y humedal artificial se utilizaron los datos obtenidos en la caracterización de las aguas residuales en la parroquia Baños realizada por la Universidad Católica de Cuenca. La etapa de construcción fue financiada por la Comisión de Gestión Ambiental (CGA) en conjunto con el GAD parroquial de Baños.

#### 3.2.1 Dimensionamiento de la fosa séptica

A partir de la ecuación (2), se determinó el volumen útil de las fosas sépticas de cámara doble. El cálculo se realizó para una vivienda unifamiliar conformada por 5 personas; en la tabla 8 se presentan los datos requeridos para su estimación.

**Tabla 8.** Variables empleadas para el diseño de la fosa séptica.

	Parámetro	Valor	Unidad
Contribución	Líquidos	150	L/hab.día
	Sólidos	1	L/hab.día
	TRH	1	día

Fuente: Autores (2022).

$$Vu = 1,3N(CT + 100Lf)$$

$$Vu = 1,3 \cdot 5 \text{ hab} \left( 150 \frac{L}{\text{hab} \cdot \text{día}} \cdot 1 \text{ día} + 100 \cdot 1 \frac{L}{\text{hab} \cdot \text{día}} \right) = 1625 L = 1,6 \text{ m}^3$$

Una vez calculado el volumen útil, se utilizaron los criterios establecidos en el marco teórico para el dimensionamiento de la fosa séptica. El largo y ancho se calculó a partir de la ecuación (3) y (4).

$$a = \sqrt{\frac{Vu}{2 \cdot h}} = \sqrt{\frac{1,6 \text{ m}^3}{2 \cdot 1,2 \text{ m}}} = 0,8 \text{ m}$$

$$l = 2 \cdot a = 2 \cdot 0,8 \text{ m} = 1,6 \text{ m}$$

Estudios previos demuestran que el uso de deflectores anaeróbicos en el proceso de tratamiento de aguas residuales aumenta el rendimiento de la fosa séptica (Abbassi et al., 2018; Nasr & Mikhaeil, 2013). De acuerdo con lo citado y con fines experimentales, se analizó el efecto de un deflector vertical acoplado a 15 cm de la pared que divide las dos cámaras.

Así que, teniendo en consideración la distancia mencionada y las dimensiones que ocupa la pared que separa las dos cámaras, se añadió 0.40 m adicionales al largo útil, con el fin de cumplir con el espacio requerido para el correcto desarrollo de los procesos de sedimentación y flotación. En la tabla 9, se detallan las dimensiones de diseño finales de la fosa séptica.

**Tabla 9.** Medidas de diseño de las fosas sépticas a escala piloto.

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	0.75	m <sup>3</sup> /d
TRH	1	día
Largo útil	2	m
Ancho útil	0.8	m
Profundidad útil	1.5	m
Relación l/a	2:1	

Fuente: Autores (2022).

### 3.2.2 Dimensionamiento del humedal artificial subsuperficial

Con base en la caracterización de las aguas residuales domésticas, se consideró una concentración de 280 mg/L de DBO<sub>5</sub> a la entrada del sistema de tratamiento. Asimismo, teniendo en cuenta las eficiencias de remoción descritas en la sección anterior se utilizó para la fosa séptica y humedal un rendimiento del 45 % y 75 % respectivamente. De esta manera, se estimó concentraciones de DBO<sub>5</sub> de 154 y 39 mg/L a la entrada y salida del humedal

artificial de flujo subsuperficial horizontal respectivamente; en la tabla 10 se exponen los datos requeridos para su cálculo.

**Tabla 10.** Variables empleadas para el diseño de HAFSSH.

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	0.75	m <sup>3</sup> /d
Co	154	mg/L
Ce	39	mg/L
$\theta$	1.06	
K <sub>20</sub>	1.104	d <sup>-1</sup>
T <sub>a</sub>	15	°C

Fuente: Autores (2022).

El área superficial y las dimensiones largo/ancho del HA se calcularon mediante las ecuaciones (5), (7) y (8) respectivamente. Para el presente estudio se utilizó la relación recomendada de 3:1.

$$K_T = K_{20}(1.06)^{T_a - 20^\circ C}$$

$$K_T = 1.104 \text{ día}^{-1} \cdot (1.06)^{15^\circ C - 20^\circ C} = 0.8 \text{ día}^{-1}$$

$$A_s = Q \frac{\ln(Co) - \ln(Ce)}{K_T \cdot h \cdot n}$$

$$A_s = 0.75 \frac{m^3}{día} \cdot \frac{\ln\left(154 \frac{mg}{L}\right) - \ln\left(39 \frac{mg}{L}\right)}{0.8 \text{ día}^{-1} \cdot 0.6 \text{ m} \cdot 0.39} = 5.4 \text{ m}^2$$

$$W = \left(\frac{A_s}{3}\right)^{0.5}$$

$$W = \left(\frac{5.4 \text{ m}^2}{3}\right)^{0.5} = 1.3 \text{ m}$$

$$L = 3 \cdot W$$

$$L = 3 \cdot 1.3 \text{ m} = 3.9 \text{ m}$$

Por último, el cálculo del tiempo de retención se calculó a partir de la ecuación (9).

$$TRH = \frac{n \cdot A_s \cdot h}{Q} = \frac{0.39 \cdot 5.4 \text{ m}^2 \cdot 0.6 \text{ m}}{0.75 \frac{m^3}{día}} = 1.7 \text{ días}$$

Cabe señalar que las dimensiones del largo y ancho se modificaron en conveniencia a la disponibilidad del terreno, en el cual se construyó el sistema de tratamiento. Por tal motivo, en la siguiente tabla se detallan las dimensiones de diseño finales del HAFSSH.

*Tabla 11. Medidas de diseño de los HAFSSH a escala piloto.*

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Largo	4	m
Ancho	1.2	m
Profundidad	0.6	m
Borde libre	0.2	m
Relación L/W	3:1	
TRH	1.7	día
Pendiente	1	%

*Fuente: Autores (2022).*

En la figura 10, se muestra el esquema general del sistema de tratamiento integrado por la fosa séptica y HA conjuntamente con los materiales requeridos para su construcción.

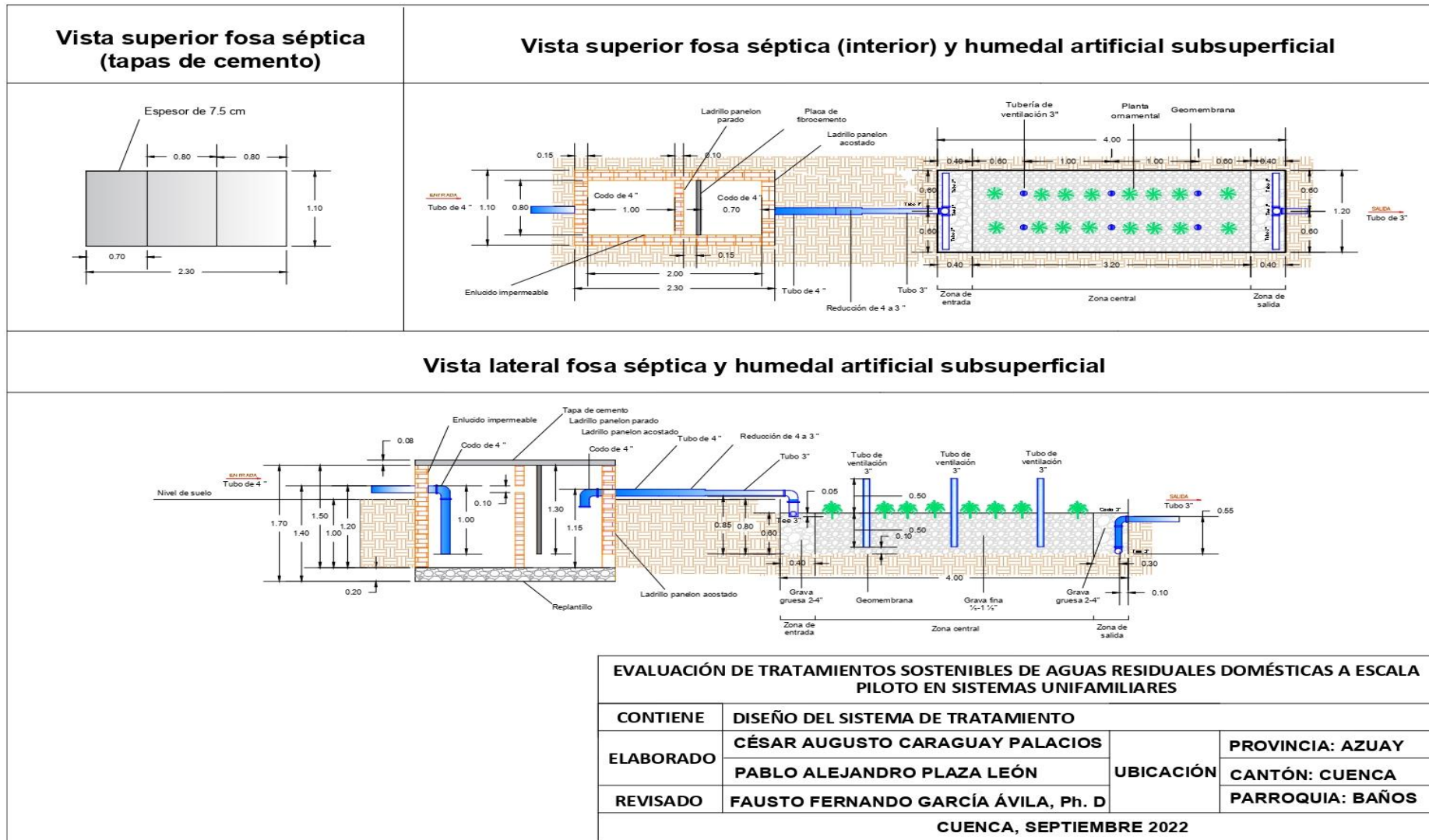


Figura 10. Esquema general del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas

### 3.3 Fase de construcción del sistema de tratamiento

#### 3.3.1 Preparación y excavación del terreno

En primer lugar, se realizó la limpieza y extracción de las malezas del sitio, posteriormente se delimitó el área necesaria para la construcción de las unidades experimentales (Figura 11). Las actividades de excavación se realizaron según las medidas establecidas en el diseño (véase anexo 1).



*Figura 11. Limpieza del sitio de emplazamiento del proyecto.  
Fuente: Autores (2022).*

#### 3.3.2 Construcción de la fosa séptica

Para evitar la infiltración del afluente, se implementó en el piso una capa de hormigón armado de 0.2 m, además, las paredes laterales y la pared que divide la fosa se construyeron con ladrillo panelón con su respectivo enlucido e impermeabilización. La alimentación del agua residual desde la vivienda hasta el tratamiento primario se realizó a través de tuberías de PVC de 110 mm y accesorios necesarios como codos y tees (Figura 12). Adicionalmente, se colocó una placa de fibrocemento, y tapas de hormigón para cubrir la fosa séptica y facilitar la toma de muestras (véase anexo 2).



*Figura 12. Colocación de ladrillos y tuberías de PVC.  
Fuente: Autores (2022).*

### 3.3.3 Construcción del humedal artificial subsuperficial

En primera instancia, se verificó que la superficie del suelo esté libre de materiales punzantes, luego, se cubrió con geomembrana de polietileno de alta densidad (HDPE) de 750  $\mu\text{m}$  de espesor (Stefanakis et al., 2014; Tsihrintzis, 2017), con el objetivo de evitar infiltraciones. El agua residual proveniente de la fosa séptica ingresó al HA a través de una tubería perforada de  $\varnothing=75$  mm ubicada en la zona de entrada del medio filtrante y cubierta levemente con grava gruesa. De igual manera, en la zona de salida se utilizaron tuberías con las mismas características, pero ubicadas en el fondo del lecho inerte (Dąbrowski et al., 2016).

En cuanto a las tuberías de aireación, se recomienda instalar 1 tubería por cada  $\text{m}^2$  (Patiño Chávez & Zhinín Chimbo, 2015). En el presente estudio, con el fin de aumentar la cantidad de oxígeno al sistema se colocó 6 tuberías perforadas ( $\varnothing=75$  mm) verticales de PVC ubicadas a 0.1 m del fondo (Figura 13). Un sistema con estas características asegura la ventilación gravitacional, y por ende se consigue una mayor circulación de oxígeno al interior del humedal (Dąbrowski et al., 2016).



**Figura 13.** Colocación de tuberías de aireación.  
Fuente: Autores (2022).

La zona de entrada y salida del HAFSS se rellenó con grava gruesa de 2-4" (1.2 m de ancho x 0.4 m de largo y 0.60 de altura) y la zona intermedia con grava fina de ½-1 ½" (1.2 de ancho x 3.2 de largo y 0.6 de altura). Previamente, la grava clasificada se lavó para evitar el ingreso de impurezas que ocasionan la obstrucción del humedal artificial (véase anexo 3).



### 3.3.4 Siembra de especies ornamentales

La vegetación se sembró con una densidad de 4 plantas por m<sup>2</sup> (Abou-Elela & Hellal, 2012; Brix & Arias, 2005; Ramprasad et al., 2017), lo que implicó la utilización de 16 plantas de cada especie para cada HAFSSH. Las plantas jóvenes desarrolladas se obtuvieron de viveros de la zona, de tal forma que no resultó necesario una adaptación previa al clima. Al momento del trasplante, se consideró que las raíces estén en contacto directo con el agua residual. En el primer sistema de tratamiento se plantó la especie *canna indica*, en el segundo la planta ornamental *anthurium andreanum*, y en el tercer sistema de tratamiento se sembró *zantedeschia aethiopica* (véase anexo 4).

## 3.4 Fase de evaluación y comparación

Finalizada la etapa de construcción, se realizaron pruebas de estanqueidad con el objetivo de verificar la ausencia de fugas en el sistema de tratamiento para posteriormente permitir el ingreso del agua residual a la fosa y HA.

### 3.4.1 Programa de monitoreo

Una vez que el sistema entró en funcionamiento, se tomaron muestras quincenales por dos meses únicamente con grava, con la finalidad de comprobar la eficiencia de la vegetación (prueba control). Después del monitoreo de control, se sembraron las especies ornamentales y se esperó un tiempo de 30 días para su adaptación. En la etapa de crecimiento se realizaron observaciones periódicas para verificar el funcionamiento del humedal y comprobar la adaptación de las plantas. Una vez adaptada la vegetación se retomó los muestreos quincenales durante un periodo de tres meses.

### 3.4.2 Localización de los puntos de muestreo

Para evaluar la eficiencia de las unidades experimentales, se estableció los puntos de muestreo de la siguiente manera:

Tabla 12. Puntos de muestreo

Muestra	Observación
M1	Humedal 1 (Entrada Fosa)
M2	Humedal 1 (Salida Fosa)
M3	Humedal 1 (Salida)
M4	Humedal 2 (Entrada Fosa)
M5	Humedal 2 (Salida Fosa)
M6	Humedal 2 (Salida)
M7	Humedal 3 (Entrada Fosa)
M8	Humedal 3 (Salida Fosa)
M9	Humedal 3 (Salida)

Fuente: Autores (2022).

Las muestras de agua se recolectaron en tres puntos a lo largo de cada uno de los sistemas de tratamiento. La primera muestra se tomó en la entrada de la fosa séptica con el propósito de caracterizar el influente de las aguas residuales domesticas sin tratar. La segunda muestra se tomó a la salida de la fosa séptica, en la tubería de distribución ubicada en la zona de entrada al HA, por último, la tercera muestra se recolectó en la salida del humedal.

### 3.4.3 Análisis de campo y laboratorio

Se realizaron mediciones in situ de los siguientes parámetros: pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica. La determinación de los parámetros antes mencionados se realizó en cada uno de los puntos de muestreo detallados en la tabla 12, para lo cual se utilizó un multímetro portátil HQ30d y un pH-metro portátil HI 991300. Al mismo tiempo, se tomaron muestras puntuales simples para la determinación de Sólidos Suspendidos, Amoniac, Nitratos, Fosfatos, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno en botellas plásticas de 2.5 litros para parámetros fisicoquímicos según la norma INEN 2176, 1998 (véase anexo 5).



**Figura 14.** Almacenamiento y transporte de muestras al laboratorio.  
Fuente: Autores (2022).

Las botellas plásticas de 2.5 litros utilizadas fueron previamente lavadas con agua destilada y almacenadas en una hielera térmica de poliuretano para su transporte y análisis en el Centro de Investigación e Innovación de la Universidad Católica de Cuenca. Los métodos analíticos usados se indica en la tabla 13.

**Tabla 13.** Métodos de referencia utilizados para el análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Parámetro	Método de Referencia/Método Interno
DBO <sub>5</sub>	Método 5210-Literal D. Técnica: Respirométrica
DQO	Método 5220-Literal D. Técnica Espectrofotometría
Solidos Suspendidos	Técnica: Gravimetría
Fosfatos	Método 4500-P Literal: E. Técnica: Espectrofotometría.
Nitratos	Método 4500-NO <sub>3</sub> Literal: E. Técnica: Espectrofotometría.
Amoniaco	Método del Salicilato 10031 Hach

Fuente: Autores (2022).

### 3.4.4 Análisis de resultados

- **Estadística descriptiva**

Con el fin de obtener una estimación general de las eficiencias de remoción mostradas por cada uno de los sistemas de tratamiento aplicados, se utilizó la media aritmética como medida de tendencia central, y su respectiva desviación estándar como medida de dispersión. Para el cálculo de las eficiencias de remoción de cada parámetro tanto en la fosa séptica como en

el humedal artificial se utilizó la ecuación (1). Adicionalmente, para una mejor comprensión de los resultados se realizó gráficas de cada parámetro fisicoquímico con el objetivo de evaluar el comportamiento del tratamiento durante el programa de monitoreo.

- **Estadística inferencial**

Para comparar las distintas especies de macrófitos (tres grupos), en primer lugar, se evaluó si la variable cuantitativa (parámetros fisicoquímicos) tiene una distribución normal o no, a través de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. En el caso de seguir una distribución normal, los datos se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para comparar el desempeño entre las plantas ornamentales para cada parámetro fisicoquímico. Seguidamente, se aplicó la prueba de Tuckey HSD como prueba post hoc para analizar más a fondo las diferencias significativas entre los resultados. Por el contrario, cuando los datos obtenidos no siguieron una distribución normal se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

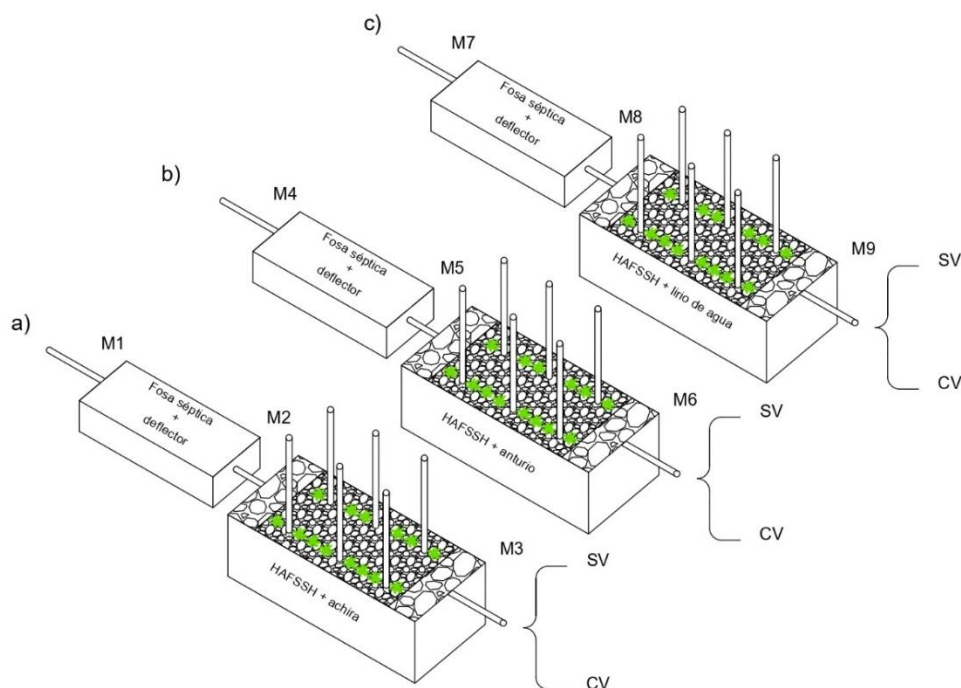
Por otra parte, para la determinación del nivel de significancia entre la presencia/ausencia de vegetación (dos grupos) y la variable cuantitativa, se aplicó en un principio la misma prueba de normalidad anteriormente mencionada. No obstante, si los datos seguían una distribución normal se utilizó la prueba t de Student, caso contrario se aplicó la prueba no paramétrica U de Mann Whitney.

Para el correspondiente análisis estadístico se utilizó el software R Studio. Las diferencias se estimaron significativas cuando el valor de p fue inferior a 0.05 ( $p < 0.05$ ), en tanto que la distribución de los datos se consideró normal cuando el valor de p fue superior a 0.05 ( $p > 0.05$ ) (Ugarte et al., 2008).

## Resultados y discusión

### 4.1 Composición de aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas que ingresan a ST1 provienen del retrete, lavabo, ducha y lavandería, mientras que en ST2 y ST3, los afluentes son únicamente del inodoro y lavabo. En la tabla 14 se presenta las concentraciones promedio de los parámetros medidos en el ST1, a la entrada de la fosa séptica (M1), a la salida de la fosa séptica (M2) y a la salida del humedal artificial (M3), en el humedal artificial a su vez se midió cuando esta unidad tuvo solo grava (SV) y cuando tuvo macrófitos (CV). Igualmente se presenta las concentraciones promedio de los parámetros medidos en el ST2, a la entrada de la fosa séptica (M4), a la salida de la fosa séptica (M5) y a la salida del humedal artificial (M6), en el humedal artificial a su vez se midió cuando esta unidad tuvo solo grava (SV) y cuando tuvo macrófitos (CV). Finalmente se presenta las concentraciones promedio de los parámetros medidos en el ST3, a la entrada de la fosa séptica (M7), a la salida de la fosa séptica (M8) y a la salida del humedal artificial (M9), en el humedal artificial a su vez se midió cuando esta unidad tuvo solo grava (SV) y cuando tuvo macrófitos (CV); si bien se observa que las características son variables, según Jamwal et al. (2021) esto es común en los sistemas implementados en el campo en condiciones operativas reales. Cada valor en esta tabla representa un promedio de 10 semanas de investigación. En la figura 15 se presenta la ubicación de los puntos de monitoreo.



**Figura 15.** Ubicación de los puntos de muestreo: a) ST1, b) ST2 y c) ST3.  
Fuente: Autores (2023).

La biodegradabilidad orgánica media ( $DBO_5/DQO$ ) del afluente debe ser  $\geq 0.5$  para soportar la degradación microbiana en un reactor biológico (Saeed et al., 2021). En el presente estudio, las composiciones de las aguas residuales domésticas fueron favorables para respaldar las vías de eliminación microbiana obteniendo una relación  $DBO_5/DQO$  de 0.6.

**Tabla 14.** Concentraciones promedio de los parámetros de calidad de las aguas residuales afluentes y efluentes.

Parámetro	Unidad	ST1				ST2				ST3			
		M1	M2	M3		M4	M5	M6		M7	M8	M9	
				SV	CV			SV	CV			SV	CV
pH	-	7.14 ± 0.30	7.06 ± 0.29	7.31 ± 0.23	6.98 ± 0.19	7.41 ± 0.52	7.40 ± 0.51	7.48 ± 0.05	7.18 ± 0.18	7.25 ± 0.44	7.46 ± 0.51	7.32 ± 0.20	7.14 ± 0.20
Temperatura (T)	°C	18.91 ± 2.06	18.98 ± ± 2.27	20.38 ± ± 3.49	17.65 ± ± 1.27	18.86 ± ± 2.27	18.49 ± ± 2.41	20.10 ± 3.37	17.73 ± ± 0.94	18.74 ± ± 2.43	18.39 ± ± 2.55	20.18 ± ± 3.74	18.28 ± 0.6
Conductividad eléctrica (CE)	µS/cm	682 ± 66	627 ± 93	685 ± 60	622 ± 55	652 ± 102	673 ± 123	596 ± 56	677 ± 154	2663 ± 600	2050 ± 619	1947 ± 191	1324 ± 189
Oxígeno disuelto (OD)	mg/L	0.62 ± 0.11	0.46 ± 0.17	0.67 ± 0.09	0.78 ± 0.15	0.65 ± 0.15	0.40 ± 0.16	0.65 ± 0.14	1.70 ± 0.65	0.22 ± 0.10	0.20 ± 0.08	0.29 ± 0.18	0.57 ± 0.32
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	235.27 ± ± 18.61	167.55 ± ± 33.71	94 ± 7.42	63.17 ± ± 22.89	190.64 ± ± 13.50	119.82 ± ± 24.44	55.20 ± 6.53	25.83 ± ± 15.05	536.91 ± ± 246.37	310.36 ± ± 182.34	215 ± 129.66	41.33 ± 23.57
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	401.73 ± ± 41.24	300.55 ± ± 72.81	176.60 ± ± 9.86	106.83 ± ± 24.94	318.73 ± ± 55.90	208.55 ± ± 63.98	110.20 ± ± 18.02	44.17 ± ± 19.99	962.45 ± ± 523.22	566.91 ± ± 371.77	425 ± 241.26	79 ± 57.84
Sólidos suspendidos (SS)	mg/L	451.82 ± ± 59.89	250.36 ± ± 99.65	246.20 ± ± 19.46	46.7 ± 14.72	386.27 ± ± 67	188.64 ± ± 78.23	182.20 ± ± 9.88	29 ± 13.27	396.82 ± ± 69	150.09 ± ± 54.96	105.80 ± ± 14.46	29.17 ± 3.76
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	mg/L	3.40 ± 1.77	3.86 ± 1.60	0.65 ± 0.16	4.43 ± 2.19	2.62 ± 2.32	7.09 ± 6.61	0.35 ± 0.07	11.38 ± ± 5.57	14.54 ± ± 13.03	14.66 ± ± 12.50	2.29 ± 0.41	18.58 ± 9.25
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	56.31 ± 5.08	55.08 ± ± 4.26	47.69 ± ± 4.39	51.23 ± ± 3.68	75.05 ± ± 11.38	79.66 ± ± 18.16	41.23 ± 9.43	62.56 ± ± 10.31	212.89 ± ± 43.70	199.62 ± ± 60.44	104.07 ± ± 46.95	89.38 ± 14.07
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	79.34 ± 20.14	104.83 ± ± 31.93	29.11 ± ± 15.78	31.40 ± ± 16.66	17.96 ± ± 12.67	18.88 ± ± 13.04	5.10 ± 1.81	2.10 ± 1.41	53.14 ± ± 39.48	51.05 ± ± 38.97	10.2 ± 4	10.43 ± 6.20

Los valores se encuentran expresados como media ± desviación estándar.  
SV: sin vegetación, CV: con vegetación.

Fuente: Autores (2023).

4.2 Análisis de datos estadísticos

En la tabla 15 se muestran los resultados del análisis estadístico inferencial aplicado a las variables de estudio. En definitiva, se efectuaron dos comparaciones, la primera tuvo lugar entre la variable independiente conformada por los tres tipos de plantas ornamentales: canna indica (P1), anthurium andreanum (P2) y zantedeschia aethiopica (P3) y los parámetros fisicoquímicos (variable dependiente). Mientras que la segunda comparación, se llevó a cabo entre la ausencia/presencia de vegetación (variable independiente) de cada sistema de tratamiento (ST1, ST2, ST3) y los parámetros fisicoquímicos (variable dependiente).

**Tabla 15.** Resultados del análisis estadístico para la eliminación de contaminantes con diferentes plantas ornamentales en HAFSSH plantados y no plantados.

Variable independiente	Variable dependiente									
	pH	T	CE	OD	DBO <sub>5</sub>	DQO	SS	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<i>Tres grupos: canna indica, anthurium andreanum y zantedeschia aethiopica.</i>										
P1	A	A	A	A B	A	A	A	A	A	A
P2	A	A	A	A	A B	A B	A	A	B	A
P3	A	A	B	B	B	B	A	A	C	A
<b>P value</b>	0.201	0.492	0.003*	0.012*	0.035*	0.036*	0.790	0.895	0.000*	0.182
P1: Canna indica, P2: Anthurium andreanum, P3: Zantedeschia aethiopica. Cada columna agrupada con la misma letra no es significativamente diferente (p > 0.05). (*) Efecto significativo (p < 0.05).										
<i>Dos grupos: con vegetación y sin vegetación.</i>										
	<b>P value</b>									
ST1	0.038*	0.112	0.125	0.226	0.277	0.406	0.000*	0.004*	0.126	0.061
ST2	0.014*	0.257	0.351	0.019*	0.108	0.132	0.000*	0.004*	0.015*	0.247
ST3	0.204	0.388	0.011*	0.163	0.052	0.030*	0.006*	0.004*	0.402	0.676
(*) Efecto significativo (p < 0.05).										

Fuente: Autores (2023).

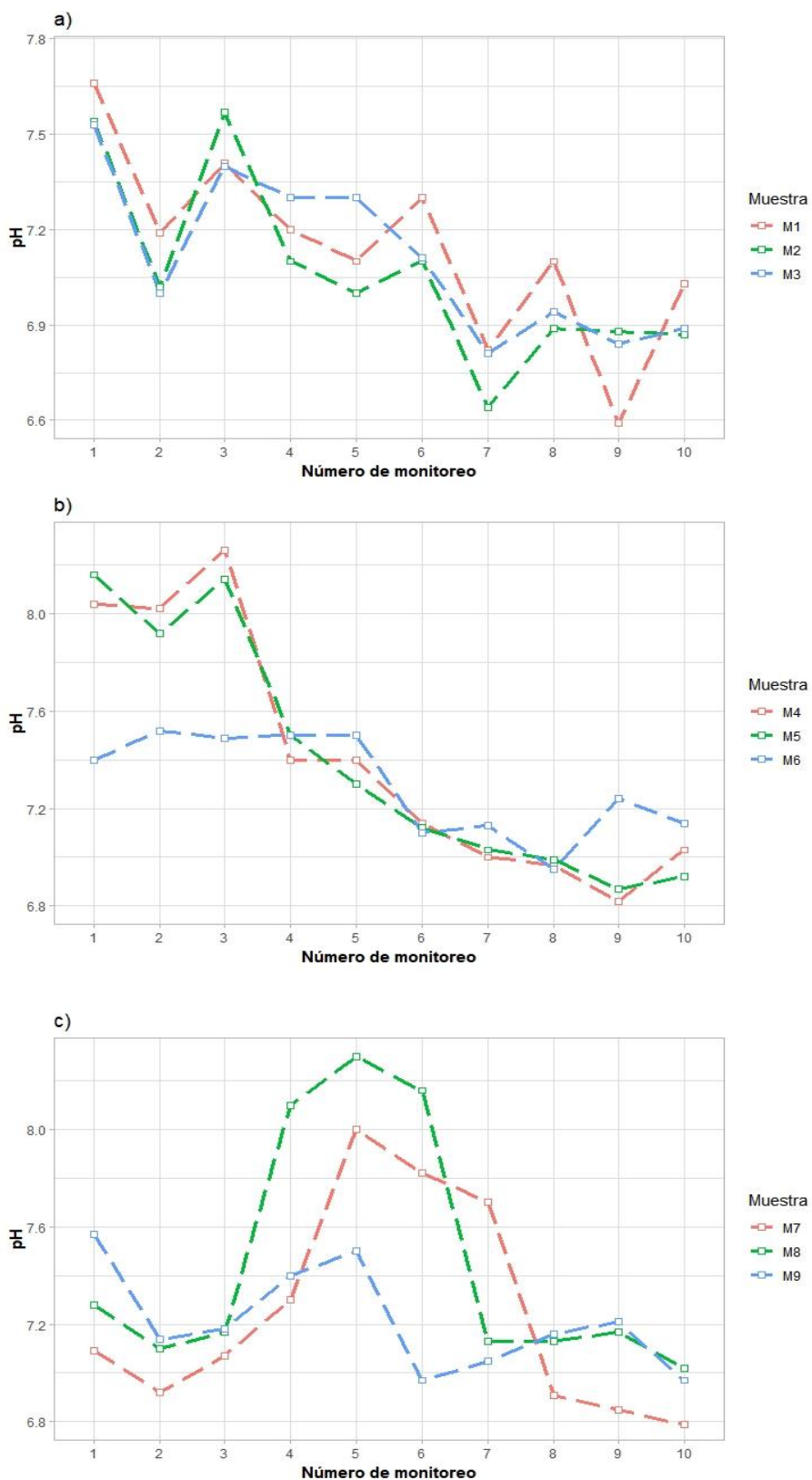
La descripción de los test estadísticos empleados conjuntamente con el análisis detallado de los parámetros medidos se presenta en la siguiente sección.



### 4.3 Comportamiento de los parámetros medidos insitu

#### 4.3.1 pH

Como se observa en la figura 16, la concentración de pH de las aguas residuales domésticas en la salida no varió sustancialmente con respecto a la entrada, pero si cambió con el transcurso del tiempo particularmente en ST1 y ST2. En tanto que en ST3 no se muestra este patrón, esto puede deberse probablemente a las propias actividades de cada vivienda. El descenso en el pH posiblemente está relacionado con la producción de sustancias orgánicas acidificantes en el interior del HA durante el crecimiento y muerte de los macrófitos, y por la mineralización de la materia orgánica (García-Ávila et al., 2019). Asimismo, las variaciones en el potencial de hidrógeno pueden ser debido a que durante la mañana y tarde se produce amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) producto de la descomposición de los compuestos nitrogenados, lo que contribuye al aumento del pH, pero durante la noche el pH disminuye por la liberación de  $\text{CO}_2$ . Por lo tanto, el pH a la salida del sistema puede ser ácido durante la noche y básico durante el día (Vymazal, 2014). En el presente estudio, la toma de muestras se realizó en horario de 9 a 10 am, por lo que pudo haber quedado remanentes de agua que han reposado durante la noche. Además, las reacciones de degradación de la materia orgánica donde las bacterias heterótrofas producen ácido acético, ácido butírico y ácido láctico también pueden explicar las disminuciones en el pH (García-Ávila et al., 2019).

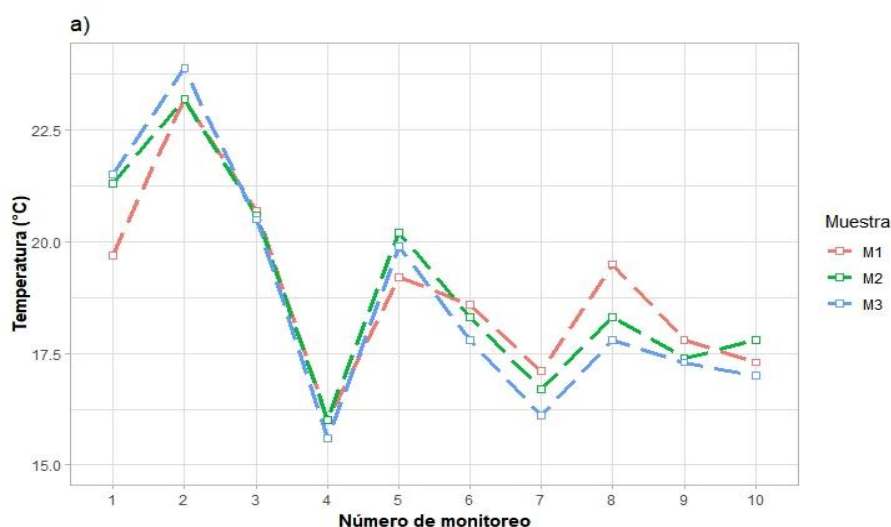


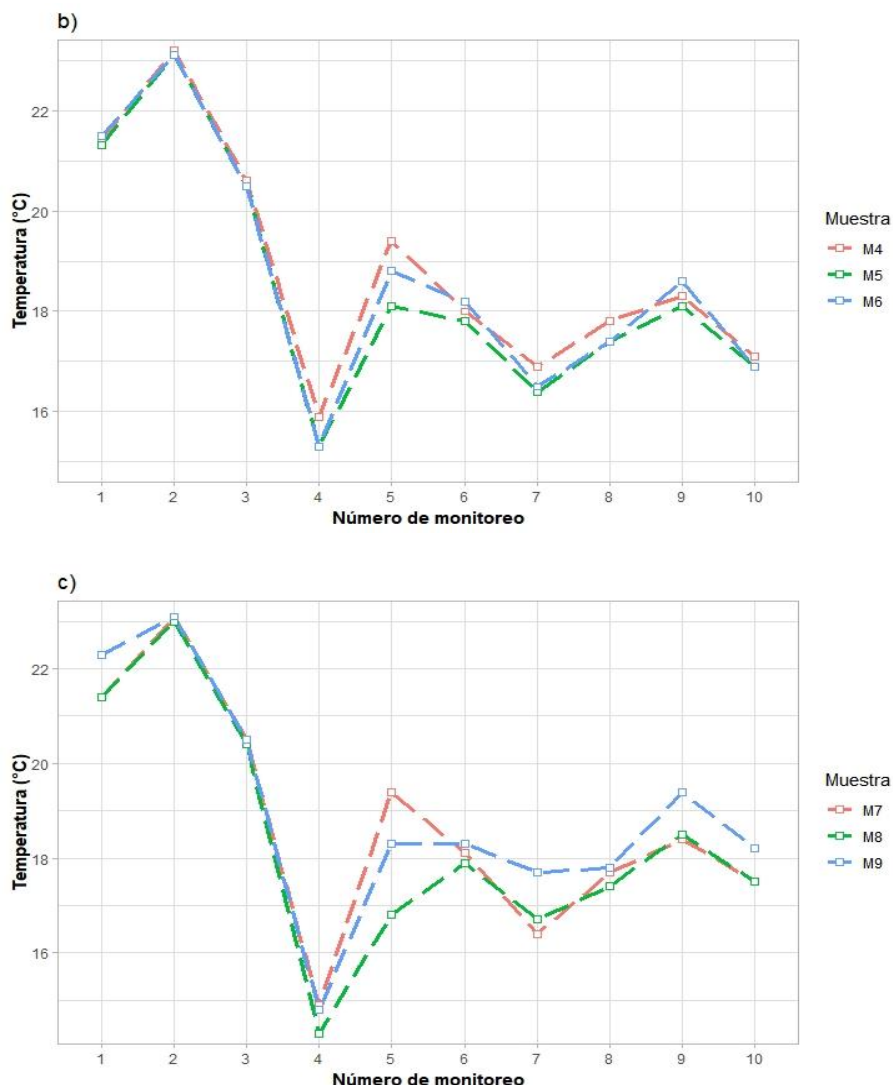
**Figura 16.** Variación en las concentraciones de pH durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. Fuente: Autores (2023).

El promedio en el efluente del humedal con vegetación fue de 7.0, 7.2 y 7.1 para ST1, ST2 y ST3 respectivamente, el cual cumple con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (6.0 a 9.0) para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce. Al evaluar las concentraciones efluentes de pH de los tres tipos de plantas ornamentales mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). En consecuencia, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se verificó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); es decir el pH no se ve afectado por el tipo de vegetación plantada. Por su parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos, debido a que los datos seguían una distribución normal ( $p > 0.05$ ), y se verificó que en ST1 y ST2 existió diferencia significativa ( $p < 0.05$ ), ya que, el pH fue significativamente menor con la presencia de vegetación. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.

#### 4.3.2 Temperatura

La temperatura del agua residual afluyente medida en este estudio osciló entre 15 °C y 23 °C (Figura 17), esta variabilidad es consecuencia de la diversidad de condiciones meteorológicas en la zona de estudio. En tanto, la T efluente no cambió radicalmente con respecto a la entrada, debido a que los humedales artificiales subsuperficiales reducen la pérdida de calor (Liang et al., 2020). En los tres sistemas se puede ver un comportamiento similar, no existiendo variación de la T entre el afluyente y efluente.





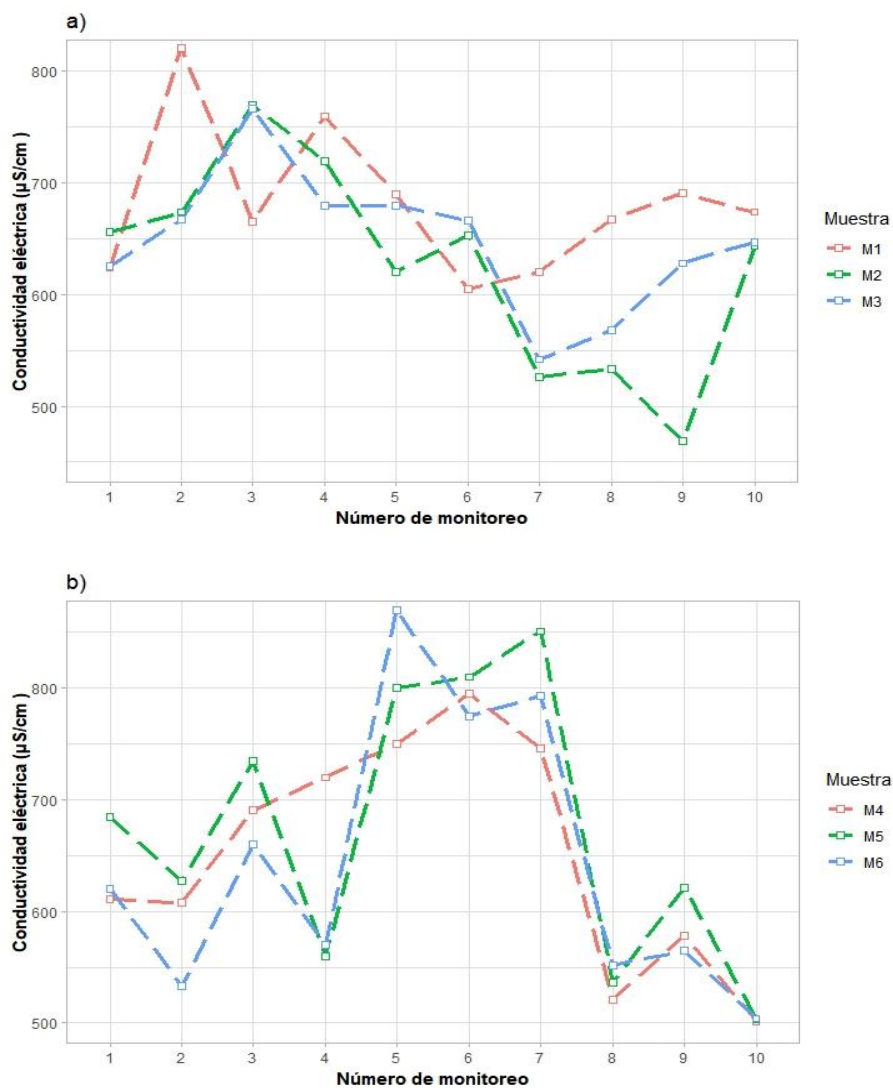
**Figura 17.** Variación de la temperatura durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

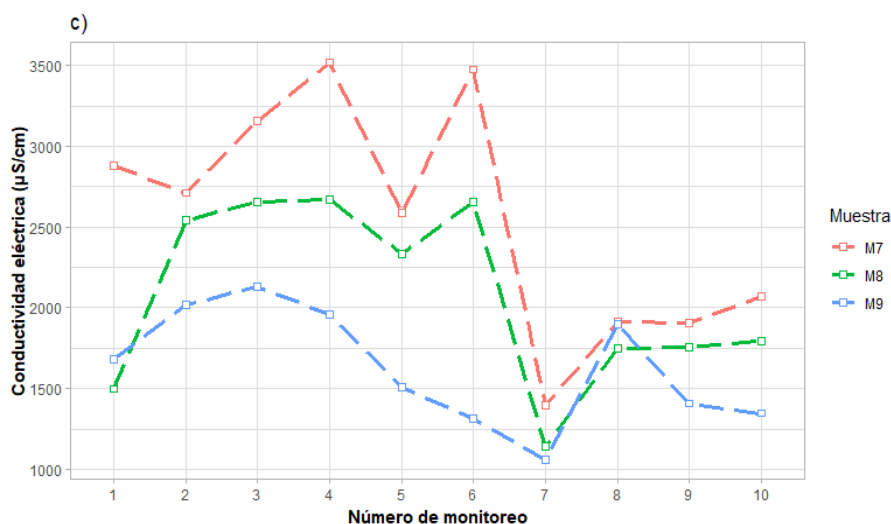
Los resultados informados se encuentran dentro de la T óptima requerida para eliminar diferentes contaminantes en HA (> 15 °C) (Nakase et al., 2019). Estas temperaturas no favorecieron completamente la digestión anaerobia ya que se requieren temperaturas mayores a 20 °C en la fosa séptica (Fernández del Castillo et al., 2022). El promedio en el efluente del humedal con vegetación fue de 17.7, 17.7 y 18.3 para ST1, ST2 y ST3 respectivamente, el cual cumple con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (condición natural ± 3 °C) para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce. Al evaluar la temperatura efluente de los tres sistemas de tratamiento mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). Por tal razón, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2, P3) y se constató que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); es decir la temperatura no varía por el tipo de vegetación que tuvo cada humedal. Por otra parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada

sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos debido a la normalidad de los datos ( $p > 0.05$ ), y se corroboró que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); es decir la vegetación plantada no varió la temperatura. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.

### 4.3.3 Conductividad eléctrica

Los valores de CE obtenidos durante la investigación, se presentan en la figura 18. Es posible observar que conforme el agua residual doméstica es tratada, existen ligeras disminuciones de la conductividad eléctrica en los sistemas de tratamiento. De esta manera, se ratifica que los HA tienen una capacidad relativamente baja para eliminar sales disueltas (García-Ávila et al., 2019).





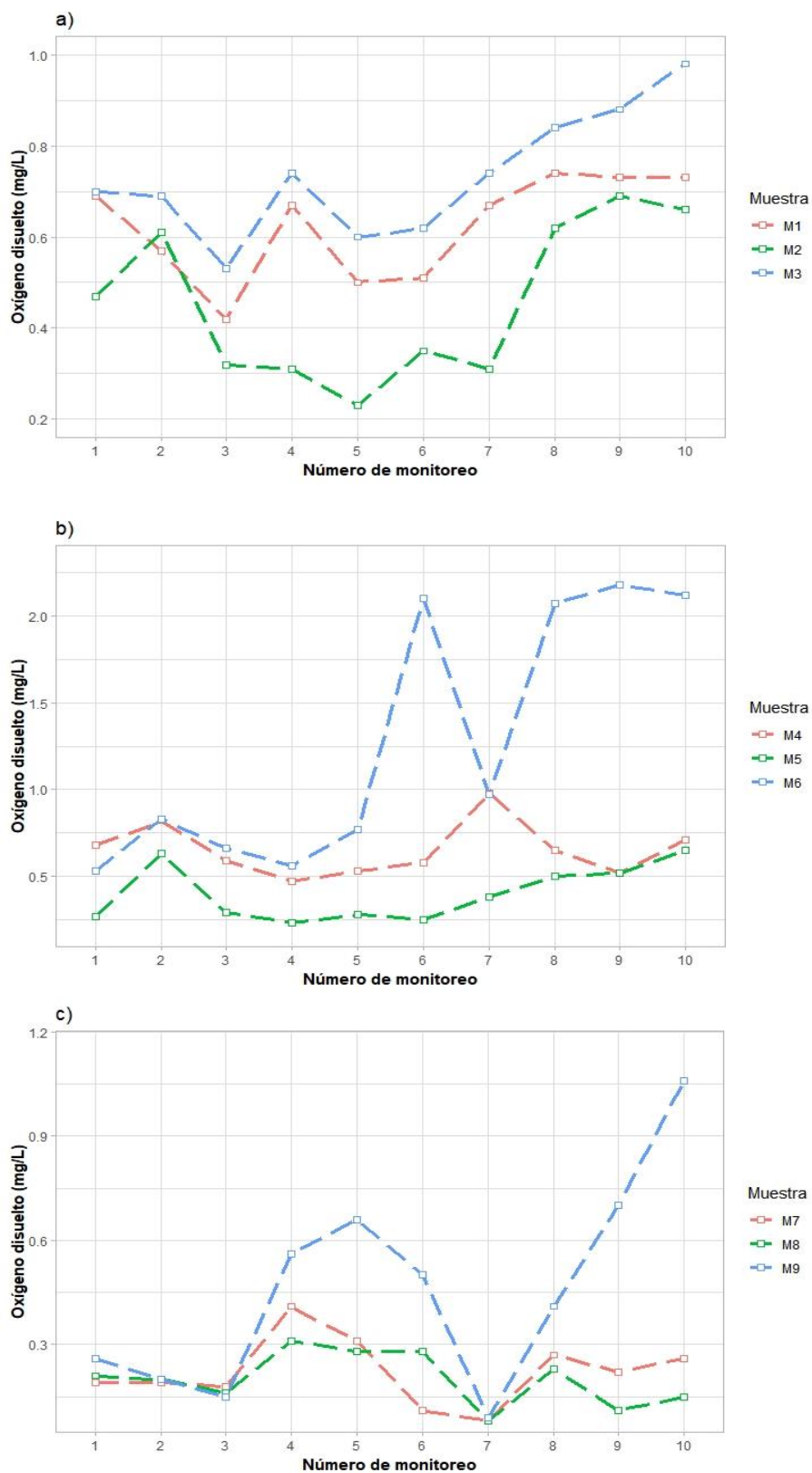
**Figura 18.** Variación de la conductividad eléctrica durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.

Fuente: Autores (2023).

El promedio en la salida de los HAFSSH plantados fue de 622, 677 y 1424  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para ST1, ST2 y ST3 respectivamente. Al analizar la conductividad eléctrica efluente de los tres tipos de plantas ornamentales mediante la prueba de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos no siguen una distribución normal ( $p < 0.05$ ). Por tal motivo, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para tres grupos (P1, P2, P3) y se halló que existe diferencia significativa del humedal con *Zantedeschia aethiopica* (P3) respecto a los otros dos humedales ( $p < 0.05$ ), en tanto, no existió diferencia entre *Canna indica* (P1) y *Anthurium andreaenum* (P2) ( $p > 0.05$ ); indicando que el humedal con *Zantedeschia aethiopica* elimina en mayor proporción la conductividad. Por su parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos debido a que los datos seguían una distribución normal ( $p > 0.05$ ), y se verificó que en ST3 la conductividad eléctrica fue significativamente menor con la presencia de plantas ( $p < 0.05$ ); es decir la vegetación (*Zantedeschia aethiopica*) reduce la conductividad. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.

#### 4.3.4 Oxígeno disuelto

El OD detectado en el afluente durante el experimento varió de 0.1 a 0.9 mg/L, mientras que en el efluente osciló entre 0.1 y 2.2 mg/L. Como se observa en la figura 19, las concentraciones de OD obtenidas a la salida del HAFSSH aumentan con relación a la entrada, esto podría atribuirse al aporte de oxígeno por parte de los macrófitos, por los tubos de aireación verticales y en algunas ocasiones por la operación intermitente del humedal (Gaballah et al., 2020).



**Figura 19.** Variación en las concentraciones de oxígeno disuelto durante el periodo de estudio: a) ST1, b) ST2 y c) ST3. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.

Fuente: Autores (2023).

La condición aeróbica permite que los microorganismos y las plantas traten los contaminantes más rápido a comparación de la anaeróbica (Al-Ajalín et al., 2020). No obstante, la producción de oxígeno puede variar entre especies de macrófitos (Hua et al., 2017). Al examinar las concentraciones efluentes de oxígeno disuelto de las tres unidades experimentales mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos no siguen una distribución normal ( $p < 0.05$ ). Por lo cual, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para tres grupos (P1, P2 y P3) y se identificó que existe diferencia significativa entre el humedal sembrado con *Anthurium andreanum* (P2) y *Zantedeschia aethiopica* (P3) ( $p < 0.05$ ), mientras que no existió diferencia del humedal con *Canna indica* (P1) respecto a los otros dos HAFSSH ( $p > 0.05$ ); en otras palabras, el humedal con *Anthurium andreanum* aporta con la mayor cantidad de oxígeno. Por otra parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann Whitney para dos grupos debido a que los datos no seguían una distribución normal ( $p < 0.05$ ), y se evidenció que en ST2 la concentración de OD fue significativamente mayor con la presencia de vegetación ( $p < 0.05$ ); es decir, la vegetación (*Anthurium andreanum*) aumenta la concentración de oxígeno disuelto. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.

#### 4.4 Eficiencia de remoción de contaminantes

La tabla 16 muestra el rendimiento conseguido en función de la eliminación de la  $DBO_5$ , DQO, SS, fosfatos, amonio y nitratos en cada uno de los sistemas de tratamiento aplicados.



Tabla 16. Eficiencias de remoción promedio en cada nivel de tratamiento.

Contaminante	Fosa séptica (%)	ST1				ST2				ST3						
		HAFSSH (%)		Total (%)		HAFSSH (%)		Total (%)		HAFSSH (%)		Total (%)				
		SV	CV	SV	CV	SV	CV	SV	CV	SV	CV	SV	CV			
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	28.39 ± 14.3	51.0	57.5	59.9	72.3	36.99 ± 13.15	59.95 ± 5.75	6 ± 16.4	73.8	70.5	86.3	45.43 ± 11.1	54.23 ± 20.92	77.6 ± 7.30	72.8 ± 13.4	88.8 ± 3.81
		5 ± 3.34	8 ± 12.8	2 ± 2.67	9 ± 5			6 ± 4		1 ± 3.85	9 ± 8.31		± 9 ± 20.92	9 ± 7.30	2 ± 13.4	5 ± 3.81
			3	5	5			4							6	6
Demanda química de oxígeno (DQO)	26.12 ± 11.9	50.8	55.7	58.6	71.6	35.67 ± 11.34	58.14 ± 9.32	5 ± 15.3	71.2	69.1	84.6	43.57 ± 10.98	53.42 ± 17.85	75.8 ± 7.72	71.6 ± 12.1	87.4 ± 3.95
		± 2.09	8 ± 13.4	± 1.83	5 ± 7.58			5 ± 7		2 ± 5	1 ± 6.35		± 4 ± 17.85	4 ± 7.72	± 12.1	1 ± 3.95
			0	0	0			7							0	0
Sólidos suspendidos (SS)	45.90 ± 16.84	30.2	70.9	50.6	88.5	52.37 ± 14.95	32.20 ± 4.70	6 ± 13.3	75.1	58.0	91.2	62.21 ± 12.62	45.04 ± 17.24	72.1 ± 6.52	75.7 ± 3.79	91.8 ± 1.17
		9 ± 5.29	± 11.5	7 ± 3.01	0 ± 4.08			6 ± 8		3 ± 5.93	± 4.34		± 1 ± 17.24	1 ± 6.52	2 ± 3.79	± 1.17
			0	0	0			8								
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	-22.04 ± 23.50	76.5	11.8	69.0	3.28	-151.42 ± 55.29	73.72 ± 2.08	0 ± 29.2	11.7	42.1	-	-2.74 ± 22.66	56.20 ± 8.23	14.2 ± 24.9	57.6 ± 11.4	10.5 ± 22.3
		3 ± 5.99	5 ± 31.8	8 ± 6.76	± 39.0			0 ± 3		7 ± 10.6	149.04 ± 106.38		± 5 ± 24.9	5 ± 24.9	3 ± 11.4	9 ± 22.3
			2	4	4			3		5				1	9	0
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	1.43 ± 11.35	16.6	3.58	17.4	5.6 ± 13.8	-5.84 ± 15.19	44.23 ± 14.24	23.2 ± 8.97	43.5	16.8	6.82 ± 20.69	53.94 ± 22.74	43.7 ± 15.8	56.5 ± 21.5	50.4 ± 8.70	
		3 ± 9.08	± 3.50	4 ± 8.30	13.8 ± 2			4 ± 8.97		7 ± 15.7	± 8.84	± 22.74	± 15.8	3 ± 21.5	0 ± 8.70	
				2	2			4		4			5	0	0	
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	-34.77 ± 35.19	78.3	62.7	66.4	56.7	-5.61 ± 45.66	69.94 ± 14.45	4 ± 14.4	81.2	57.7	88.7	2.33 ± 23.04	68.50 ± 9.94	72.8 ± 20.6	63.6 ± 18.2	78.8 ± 14.8
		6 ± 10.6	5 ± 13.0	6 ± 16.2	5 ± 21.5			4 ± 14.4		6 ± 18.7	6 ± 5.53		± 9.94	7 ± 20.6	7 ± 18.2	1 ± 14.8
			9	6	2			1		5			7	7	8	1

Los valores se encuentran expresados como media ± desviación estándar.  
SV: sin vegetación, CV: con vegetación.

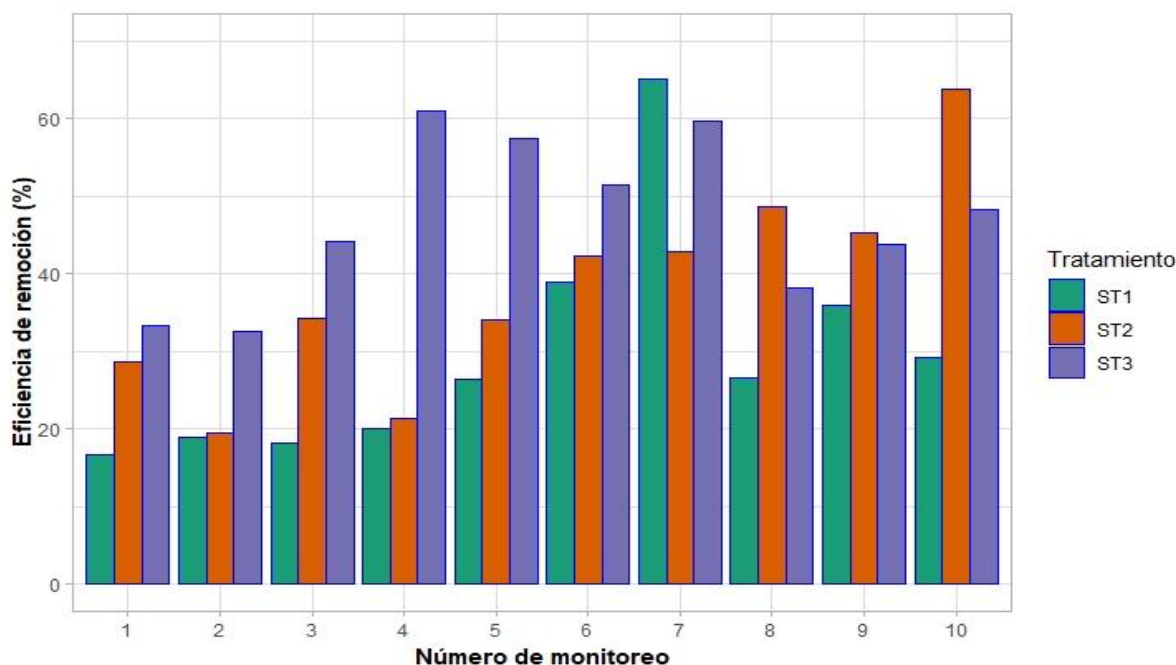
Fuente: Autores (2023).

#### 4.4.1 Demanda bioquímica de oxígeno

La concentración de  $DBO_5$  medida en el afluente en ST1 fue de 235 mg/L, en ST2 de 191 mg/L y en ST3 de 537 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 63, 26 y 41 mg/L respectivamente; estos valores cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (100 mg/L) para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

##### a. Eliminación de la $DBO_5$ en la fosa séptica

En un principio el tratamiento primario mostro un comportamiento limitado en la reducción de materia orgánica hasta los dos primeros meses de operación, sin embargo, como se muestra en la figura 20 las eficiencias mejoran con el tiempo y alcanzan porcentajes superiores al 50 %, probablemente debido a que los microorganismos anaerobios se adaptaron y desarrollaron después de los meses, lo que mejoro el rendimiento del tratamiento primario. Los resultados actuales son consistentes con los obtenidos por Ali et al. (2018), donde la eliminación inicial de  $DBO_5$  por parte de un reactor anaeróbico con deflectores fue del 9 al 20 % en los primeros meses de funcionamiento y aumentó hasta alcanzar valores del 47 %. De esta manera, se demostró que el rendimiento de una fosa séptica mejora con períodos crecientes de operación. No obstante, los datos encontrados se encuentran por debajo de los rendimientos revisados en la literatura (70 a 95 %) para fosas sépticas con deflectores (Chen et al., 2014), debido a que usualmente poseen una mayor cantidad de baffles, y las condiciones operativas de ensayo como el TRH son diferentes. En este contexto, se ha determinado que un mayor número de deflectores (Nasr & Mikhaeil, 2014), y TRH altos mejoran el rendimiento del tratamiento (Saeed et al., 2021).

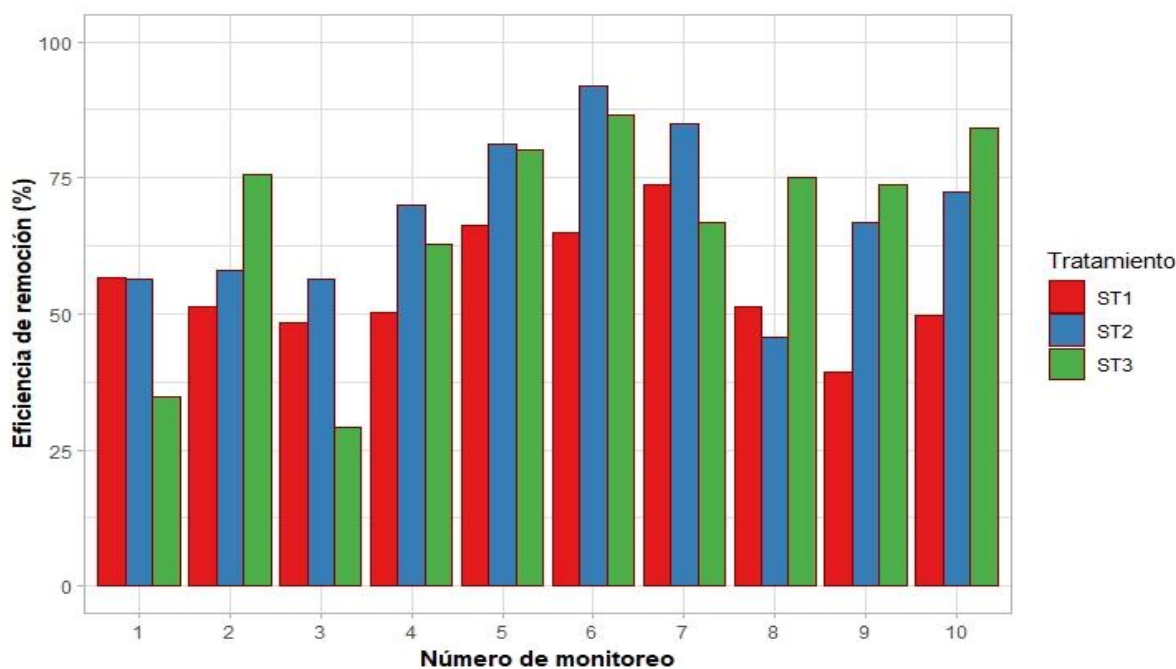


*Figura 20. Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>) en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).*

## b. Eliminación de la DBO<sub>5</sub> en el humedal construido

Los resultados experimentales del análisis de DBO<sub>5</sub> en los HAFSSH se presentan en la figura 21. Inicialmente, las tasas medias de remoción alcanzaron el 51 %, 60 % y 54 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente (humedal únicamente con grava). Una vez sembrada la vegetación se obtuvieron eficiencias superiores al 70 % (humedal con grava + vegetación). En el caso de la especie canna indica se alcanzó una reducción promedio del 58 %, dicho valor es inferior al informado por Jamwal et al. (2021), en el cual se consiguió remover el 67 % de la DBO<sub>5</sub> presente en las aguas residuales de los baños de una escuela. Una razón probable en la diferencia de los resultados puede ser la disparidad de los TRH. El sistema de HAFSSH estudiado por Jamwal et al. (2021) operó con un TRH de 3.7 días mientras que en el vigente estudio las unidades pilotos operaron con un TRH de 1.7 días. El aumento sustancial de la carga hidráulica a menudo reduce el tiempo de contacto entre las aguas residuales y las biopelículas, y por lo tanto disminuye las tasas de eliminación de la materia orgánica (Saeed & Sun, 2012). Otra razón que podría justificar la variación de los porcentajes de remoción es la localización del sitio de emplazamiento, ya que el estudio mencionado anteriormente se encuentra ubicado cerca de la costa (Distrito de Chamarajanagar, India), y por ende la temperatura es mayor a la de Cuenca. Con respecto a la planta ornamental anthurium andreanum, en la presente investigación se consiguió una eficiencia de remoción promedio del 74 %, este resultado se asemeja al obtenido por Zurita et al. (2009) quienes plantaron un policultivo con tres especies de plantas ornamentales entre ellas anturios, y

consiguieron un porcentaje de eliminación promedio del 79 %. Como se evidencia ambos sistemas presentan reducciones promedio aceptables, no obstante, la unidad piloto plantada con zantedeschia aethiopica alcanzó la mayor eficiencia de remoción con un 78 %. Este valor es superior al logrado por Zurita et al. (2009), donde consiguieron remover el 76 % de la materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas utilizando un HAFSSH a escala piloto. Al analizar las eficiencias de remoción de DBO<sub>5</sub> de los tres tipos de plantas ornamentales mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). Debido a lo cual, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se identificó que existe diferencia significativa entre el humedal artificial plantado con Zantedeschia aethiopica (P3) y Canna indica (P1) ( $p < 0.05$ ), en tanto, no existió diferencia significativa del humedal con Anthurium andreaeanum en relación a los otros dos humedales ( $p > 0.05$ ); indicando que el humedal sembrado con Zantedeschia aethiopica remueve en mayor cantidad la DBO<sub>5</sub>. A su vez, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos debido a que los datos seguían una distribución normal ( $p > 0.05$ ), y se verificó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); es decir la vegetación plantada no varió la remoción de DBO<sub>5</sub>. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 21.** Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>) en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

La aplicación de una fosa séptica seguida de un HA demostró ser muy efectiva en la eliminación de DBO<sub>5</sub>. En general, se lograron reducciones del 72 %, 86 % y 89 % para ST1,

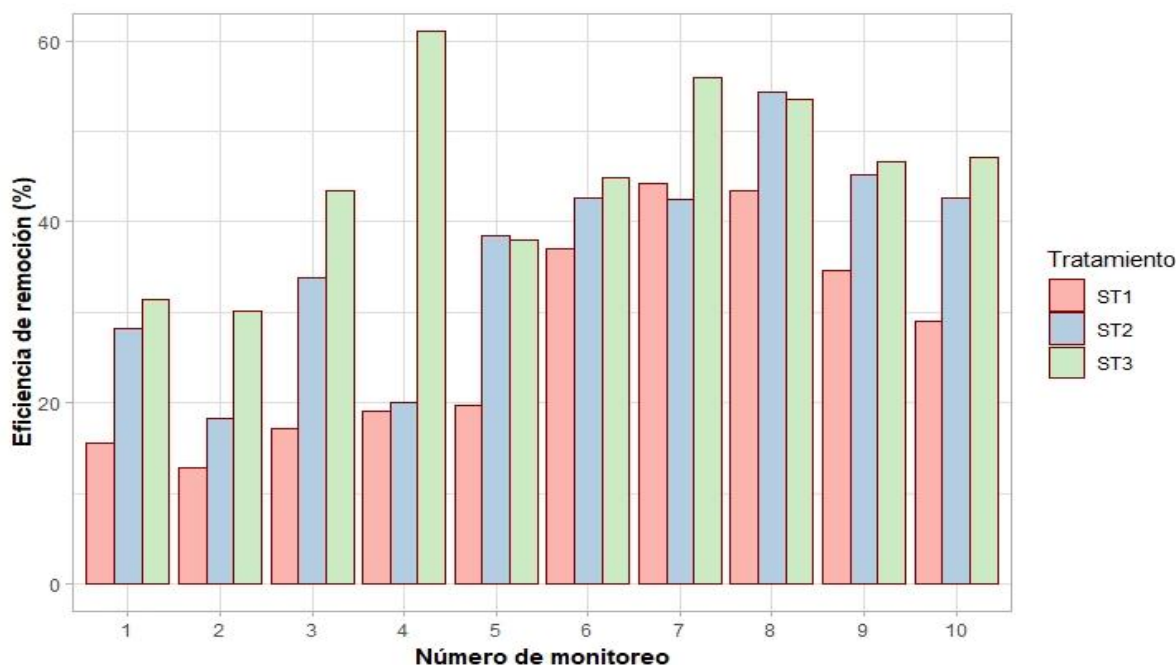
ST2 y ST3 respectivamente. Tales resultados concuerdan con los porcentajes de eliminación promedio de  $\text{DBO}_5$  encontrados en sistemas conformados por un reactor anaerobio y HA ( $92 \pm 7\%$ ) (Fernández del Castillo et al., 2022).

#### **4.4.2 Demanda química de oxígeno**

La concentración de DQO medida en el afluente en ST1 fue de 402 mg/L, en ST2 de 319 mg/L y en ST3 de 962 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 107, 44 y 79 mg/L respectivamente; estos valores cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (200 mg/L) para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

##### **a. Eliminación de la DQO en la fosa séptica**

De la misma manera que en la  $\text{DBO}_5$ , las eficiencias de remoción de la DQO durante los dos primeros meses de operación de la fosa séptica fueron limitadas, pero mejoraron y alcanzaron porcentajes superiores al 40 % (Figura 22), probablemente debido a que los microorganismos anaerobios se adaptaron y desarrollaron después de los meses, lo que mejoró el rendimiento del tratamiento primario. Los resultados encontrados son similares a los obtenidos por Ali et al. (2018), en el cual utilizaron un reactor anaeróbico con deflectores para tratar las aguas residuales domésticas provenientes de la colonia residencial de la Universidad Quaid-i-Azam en Pakistán. Durante el tratamiento primario, inicialmente se logró una reducción del 15 al 20%, sin embargo, con el transcurso del tiempo, la eficiencia de remoción aumentó y obtuvieron una reducción máxima del 45 % al final del experimento. A pesar de que los resultados alcanzados son inferiores a los reportados en la literatura (65 a 90 %) para tanques sépticos con deflectores superan los porcentajes de remoción informados para fosas sépticas convencionales (20 al 40 %) (Singh et al., 2019).

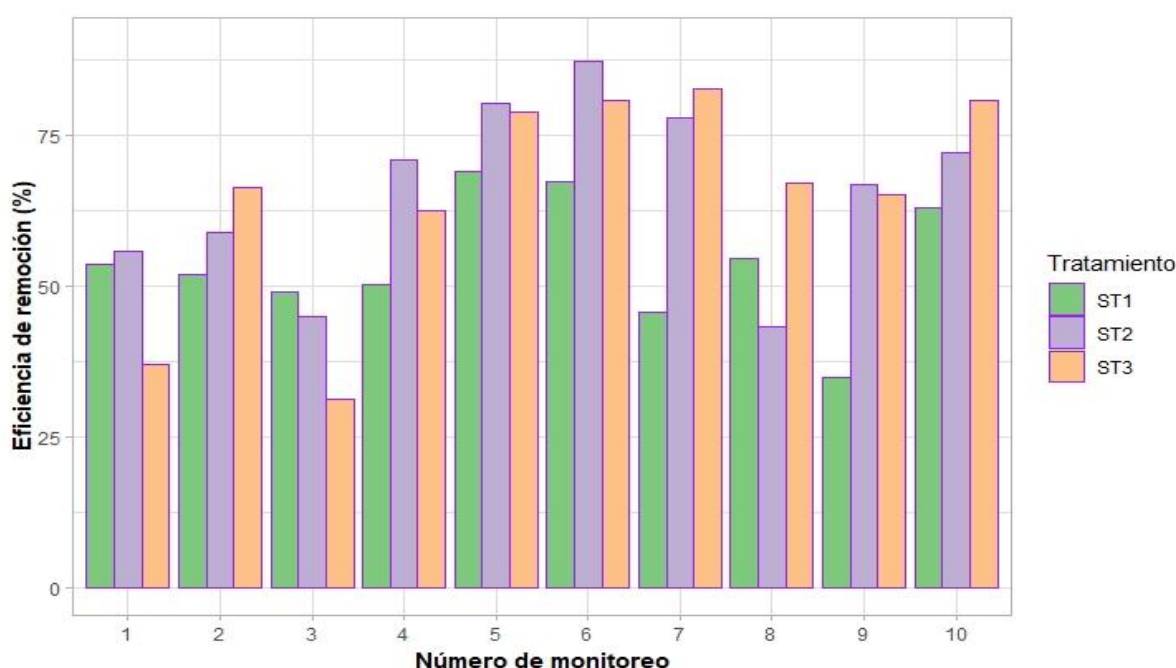


**Figura 22.** Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO) en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

## b. Eliminación de la DQO en el humedal construido

Con respecto a los HAFSSH, las tasas medias de remoción porcentual de DQO en ST1, ST2 y ST3 sin vegetación alcanzaron el 51 %, 58 % y 53 % con valores residuales promedio de 177, 110 y 425 mg/L respectivamente (humedal solo con grava). Después de la siembra se obtuvieron porcentajes de eliminación del 56 % en ST1, 71 % en ST2 y 76 % en ST3 (Figura 23). En relación con el sistema sembrado con la especie ornamental canna indica, se observó una eliminación promedio del 56 % de DQO, este valor es comparable al informado por (Jamwal et al., 2021), el cual consiguió remover el 53 % de este contaminante. Por el contrario, en el HA plantado con anthurium andreanum se logró una eficiencia de remoción del 71 %, dicho valor es inferior al reportado por (Zurita et al., 2009), que fue del 77 %. Una razón probable en la diferencia de los resultados puede ser la disparidad en los TRH, lo que impidió que las plantas mejoraran la eliminación de DQO. El sistema de HAFSSH estudiado por Zurita et al. (2009) trabajó con un TRH de 4 días mientras que en el presente estudio la unidad piloto operó con un TRH de 1.7 días. En el caso de la unidad piloto sembrada con zantedeschia aethiopica, la tasa de eliminación de DQO alcanzó hasta el 76 % durante todo el período de experimentación e igualó al porcentaje de remoción informado por (Zurita et al., 2009). Al examinar las eficiencias de remoción de DQO de los tres tipos de plantas ornamentales mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). Por tal razón, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se determinó que existe diferencia significativa

entre el humedal con *Zantedeschia aethiopica* (P3) y *Canna indica* (P1) ( $p < 0.05$ ), mientras que no existió diferencia significativa del humedal sembrado con *Anthurium andreaeanum* respecto a los otros dos humedales ( $p > 0.05$ ); dicho de otra forma, el humedal plantado con *Zantedeschia aethiopica* elimina en mayor parte la DQO. Por su parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann Whitney para dos grupos debido a que los datos no seguían una distribución normal ( $p < 0.05$ ), y se evidenció que en ST3 la remoción de DQO fue significativamente mayor con la presencia de vegetación ( $p < 0.05$ ); es decir la presencia de vegetación (*Zantedeschia aethiopica*) mejora la remoción de DQO. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 23.** Eficiencia de eliminación de materia orgánica (DQO) en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. Fuente: Autores (2023).

En definitiva, las eficiencias de remoción total de DQO para ST1, ST2 y ST3 fueron del 72 %, 85 % y 87 % respectivamente. Tales resultados concuerdan con los porcentajes de eliminación promedio de DQO encontrados en sistemas conformados por un reactor anaerobio y HA ( $86 \pm 9\%$ ) (Fernández del Castillo et al., 2022).

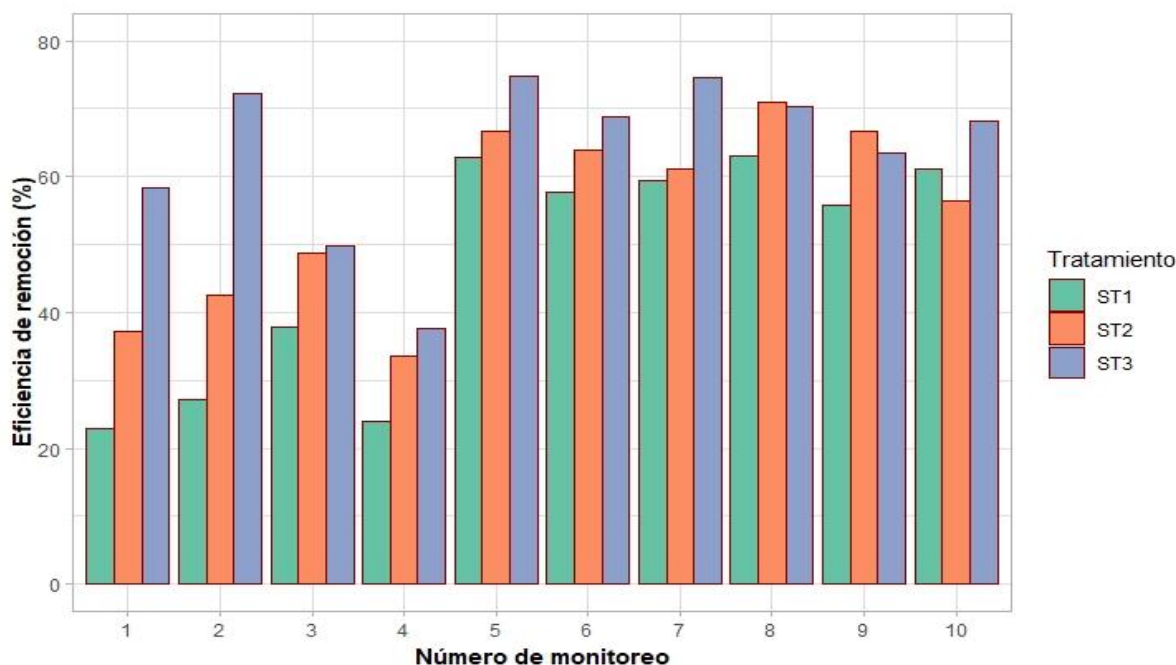
#### 4.4.3 Sólidos suspendidos

La concentración de SS medida en el afluente en ST1 fue de 452 mg/L, en ST2 de 386 mg/L y en ST3 de 397 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 47, 29 y 29 mg/L respectivamente; estos valores cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (130 mg/L) para la descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

##### a. Eliminación de SS en la fosa séptica

Los porcentajes de remoción de sólidos suspendidos durante los dos primeros meses de funcionamiento de la fosa séptica fueron limitadas. En cambio, a lo largo de los tres meses posteriores de operación, se alcanzaron tasas medias de eliminación del 60 %, 64 % y 70 % en ST1, ST2 y ST3 respectivamente. Como se evidencia, los porcentajes de remoción mejoraron con el pasar de los días al igual que en los parámetros anteriores (Figura 24). Nasr & Mikhaeil (2014) operaron una fosa séptica de una cámara con dos deflectores y lograron eficiencias de remoción del 68 % con un TRH de 1 día, el cual coincide con el tiempo de retención utilizado en el tratamiento primario del presente estudio. La eficiencia reportada tan solo se asemeja a la obtenida en ST2 y ST3. Una de las razones que podría explicar la baja eficiencia en el sistema de tratamiento restante (ST1) es el aumento variable en el caudal de entrada, y por lo tanto de la velocidad de flujo ascendente debido al ingreso adicional de aguas residuales provenientes de la ducha y lavandería. Todo esto ocasiona que los coloides y sólidos acumulados más livianos se suspendan y se transporten en las aguas residuales de entrada, lo que a su vez provoca una disminución en el rendimiento del reactor (Saeed et al., 2021). Adicionalmente, el incremento del caudal afluente conlleva una reducción del TRH, y en consecuencia un decrecimiento significativo en la eficiencia de eliminación de SS (Moussavi et al., 2010).



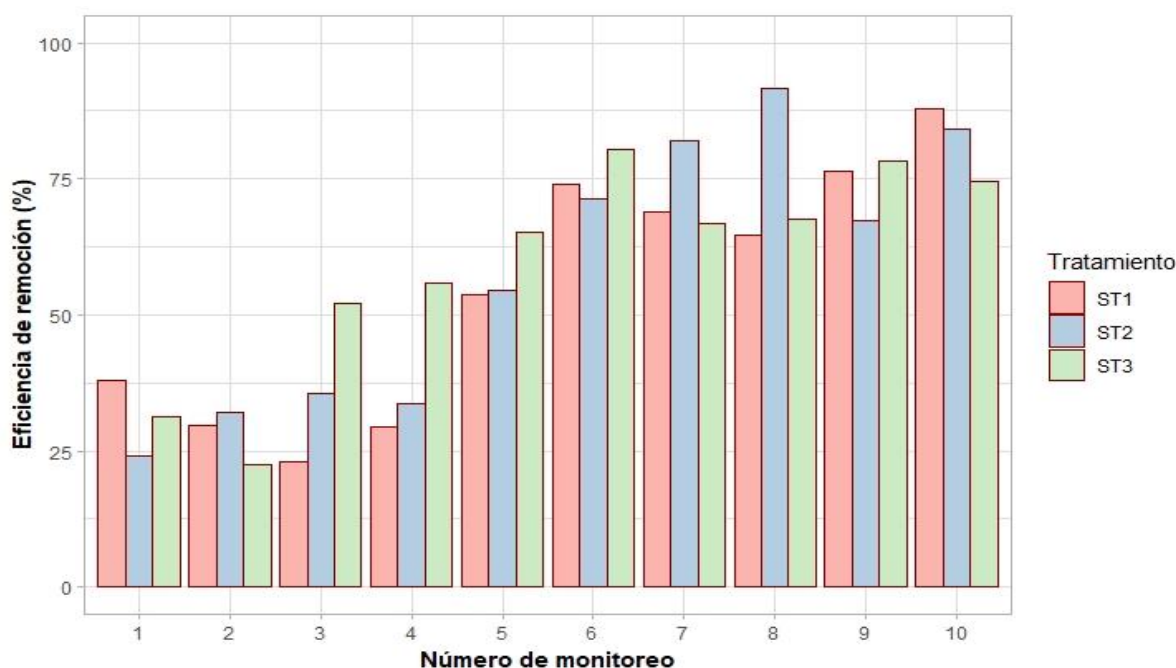


**Figura 24.** Eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

## b. Eliminación de SS en el humedal construido

Los tratamientos secundarios conformado por los HAFSSH eliminaron el 71 %, 75 % y 72 % de SS con concentraciones promedio en el efluente de 47, 29 y 29 mg/L respectivamente (humedal con grava + vegetación). El primer porcentaje obtenido corresponde a la unidad piloto sembrada con achira, el cual es superior al obtenido por Jamwal et al. (2021). En tal estudio, atribuyen la baja remoción de SS a la aparición de infecciones por roya en las plantas de canna indica. La roya es una enfermedad fúngica que aparece en el follaje de las plantas mediante pústulas amarillas o anaranjadas, y con el tiempo provoca el secado y caída de las hojas (Jamwal et al., 2021). En cuanto al segundo porcentaje de remoción (75 %) corresponde a la planta ornamental anturio, este valor es inferior al obtenido por Zurita et al. (2009), que fue del 85 %; como ya se informó, en aquel estudio se usó un policultivo con tres especies de plantas ornamentales. La última tasa de remoción porcentual correspondiente al HA sembrado con lirio de agua (72 %), fue inferior al obtenido por Zurita et al. (2009), que fue del 79 %. Cabe destacar que en este último sistema (ST3) el tratamiento primario fue el más afectivo en la remoción de SS. Con base en esto, se podría justificar la baja eficiencia del HA ya que la mayor parte de sólidos suspendidos se removieron en la fosa séptica. Adicionalmente, conviene recalcar que los HAFSSH permanecieron en la intemperie, por lo que eran propensos a la entrada directa de agua lluvia, restos de vegetación, polvo, etc., lo que pudo alterar su eficiencia. Al evaluar las eficiencias de remoción de SS de las tres unidades pilotos mediante la prueba de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una

distribución normal ( $p > 0.05$ ). En consecuencia, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se constató que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); es decir la remoción de SS no se ve afectada por el tipo de planta ornamental. En otro orden, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos debido a la normalidad de los datos ( $p > 0.05$ ), y se comprobó que en ST1, ST2 y ST3 existió diferencia significativa ( $p < 0.05$ ), ya que, la eficiencia de remoción de SS fue significativamente mayor con la presencia de vegetación. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 25.** Eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. Fuente: Autores (2023).

De esta manera, en ST1, ST2 y ST3 se alcanzó una eficiencia total del 89 %, 91 % y 92 % respectivamente. Tales resultados concuerdan con los porcentajes de eliminación promedio de SS encontrados en sistemas conformados por un reactor anaerobio y HA ( $91 \pm 7$  %) (Fernández del Castillo et al., 2022).

#### 4.4.4 Fosfatos

La concentración de  $PO_4^{3-}$  medida en el afluente en ST1 fue de 3.4 mg/L, en ST2 de 2.6 mg/L y en ST3 de 14.5 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 4.4, 11.4 y 18.6 mg/L respectivamente. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

## a. Eliminación de fosfatos en la fosa séptica

En lo que respecta a la fosa séptica, los resultados de la remoción de fosfatos se detallan en la figura 26. Dado que la digestión anaerobia se lleva a cabo en este tipo de tratamiento, se obtuvo una reducida eliminación de fósforo (Fernández del Castillo et al., 2022; Nasr & Mikhaeil, 2013). En general, el  $PO_4^{3-}$  no se eliminó en las fosas sépticas a lo largo del experimento, su concentración en el efluente fue mayor que la del afluente en todos los sistemas aplicados. Chen et al. (2014) obtuvieron resultados similares al operar una fosa séptica con deflectores e indicaron que este fenómeno se debe a la mineralización de fósforo orgánico. Conviene enfatizar que en algunos casos existió cierta remoción de fosfatos, pero su eficiencia no fue representativa. Nasr & Mikhaeil (2013) interpretaron que el fósforo removido en un tanque séptico se debe a que los microorganismos lo utilizan para su crecimiento, luego precipita y queda atrapado en el lodo digerido.

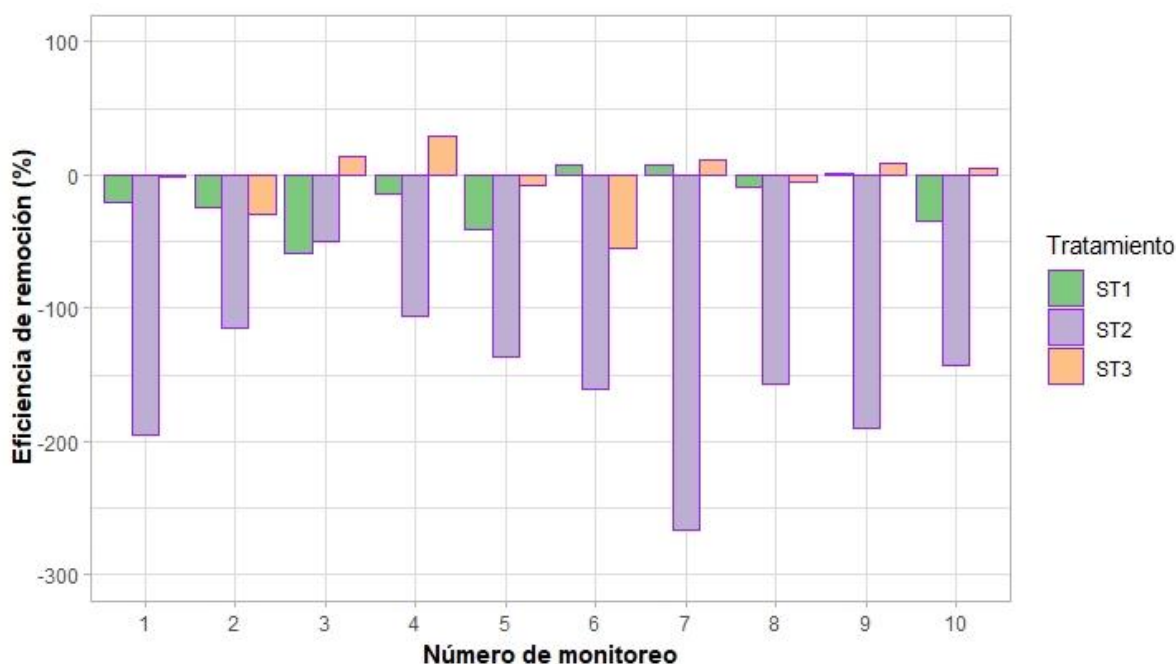


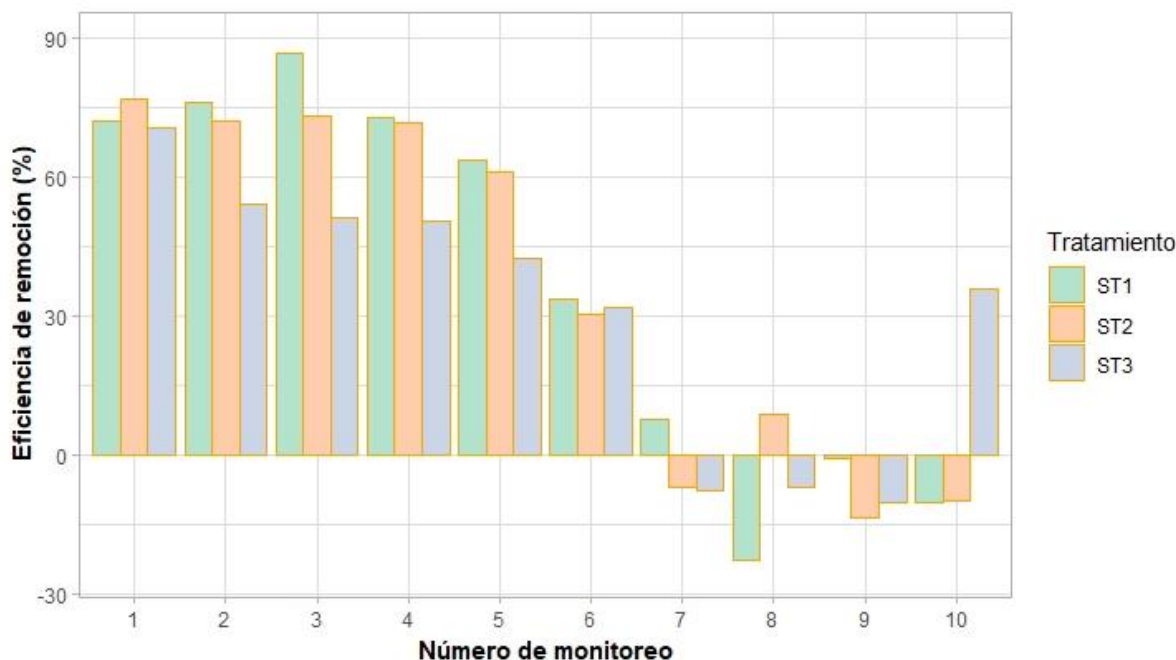
Figura 26. Eficiencia de eliminación de fosfato en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.

Fuente: Autores (2023).

## b. Eliminación de fosfatos en el humedal construido

Los resultados experimentales del análisis de  $PO_4^{3-}$  en los HAFSSH se presentan en la figura 27. Inicialmente se obtuvieron eficiencias de remoción del 77 %, 74 % y 56 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente (humedal solo con grava), pero disminuyeron luego de la siembra de los macrófitos. Este accionar según Jamwal et al. (2021) podría atribuirse a la solubilización de P insoluble en el sistema, puesto que se ha informado mayor presencia de bacterias solubilizadoras de P inorgánico y mineralizadoras de P orgánico en el suelo con rizosfera. En

promedio se alcanzó el 12 %, 12 % y 14 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente (humedal con grava + vegetación), estos resultados se asemejan a los reportados en el estudio de Leiva et al. (2018), donde lograron eliminar entre el 12 y 20 % de  $\text{PO}_4^{3-}$  en un HAFSSH plantado con *Zantedeschia aethiopica* y *Cyperus papyrus*. Por otra parte, Fernández del Castillo et al. (2022) revisaron el rendimiento de HAFSS y encontraron altos porcentajes de remoción de fósforo (cerca del 100%) en los primeros meses de operación, aunque indicaron que es posible una disminución gradual de la eficiencia debido a la saturación del medio filtrante durante una operación prolongada. Por lo general, en los HA de flujo subsuperficial la eliminación de P tiende a estar limitada por la capacidad de adsorción del sustrato (Kamilya et al., 2022; Yang et al., 2022). Según Marín-Muñiz et al. (2020) el P es absorbido por la vegetación en casi un 15%, mientras que el sustrato acumula cerca del 45%. En relación a este último, se ha demostrado que los materiales ricos en Al y Fe son más efectivos en la remoción de fósforo que aquellos que contienen solo Ca (grava) (Akratos & Tsihrintzis, 2007); esto podría explicar la baja eficiencia de remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$  en el experimento. Al examinar las eficiencias de remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$  de las tres unidades experimentales mediante la prueba de normalidad citada anteriormente, se encontró que los datos no siguen una distribución normal ( $p < 0.05$ ). Por consiguiente, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para tres grupos (P1, P2 y P3) y se verificó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); en otras palabras, la remoción de fosfatos no se ve afectada por el tipo de especie ornamental. Al mismo tiempo, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann Whitney para dos grupos debido a que los datos no seguían una distribución normal ( $p < 0.05$ ), y se encontró que en ST1, ST2 y ST3 existió diferencia significativa ( $p < 0.05$ ), debido a que, la eficiencia de remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$  fue significativamente menor con la presencia de macrófitos. Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 27.** Eficiencia de eliminación de fosfato en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10. Fuente: Autores (2023).

A fin de cuentas, se obtuvo una reducción global de  $\text{PO}_4^{3-}$  del 69 %, 42 % y 58 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente (humedal solo con grava). Tales resultados se asemejan con los porcentajes de eliminación promedio de P encontrados en sistemas conformados por un reactor anaerobio y HA ( $51 \pm 35$  %) (Fernández del Castillo et al., 2022).

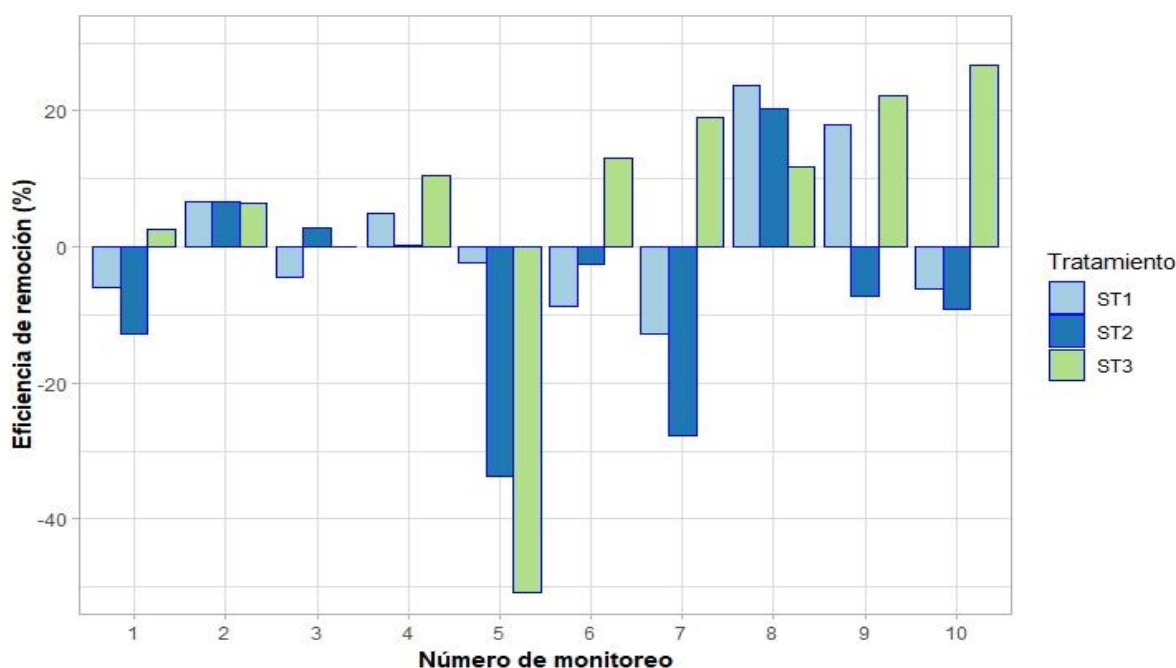
#### 4.4.5 Amonio

La concentración de  $\text{NH}_4^+$  medida en el afluente en ST1 fue de 56 mg/L, en ST2 de 75 mg/L y en ST3 de 213 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 53, 63 y 89 mg/L respectivamente. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

##### a. Eliminación de amonio en la fosa séptica

En la figura 28, se muestran los resultados obtenidos en el tratamiento primario. Dado que la digestión anaerobia se lleva a cabo en este proceso, se obtuvo una reducida eliminación de nitrógeno (Fernández del Castillo et al., 2022; Nasr & Mikhaeil, 2013). En general, las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en la salida de las fosas sépticas fueron superiores a las de la entrada durante el experimento, lo que resultó en una eficiencia de eliminación reducida e incluso negativa. Al-Zreiqat et al. (2018) obtuvieron resultados similares al operar una fosa séptica e indicaron que este accionar se debe a que parte del nitrógeno orgánico es transformado en amonio (amonificación), producto de las bajas concentraciones de oxígeno en el reactor anaeróbico (Fernández del Castillo et al., 2022). Es necesario señalar que en

ciertas ocasiones existió remoción de  $\text{NH}_4^+$  pero su eficiencia fue reducida. Nasr & Mikhaeil (2013) explicaron la eliminación de los compuestos de nitrógeno no biodegradables como atrapados en el lodo del reactor. Además, a  $\text{pH} > 8$ , el amonio se transforma en amoníaco y es susceptible a volatilizarse (Nakase et al., 2019), lo que pudo contribuir en su remoción. En este contexto, en ST2 durante los tres primeros muestreos se constató que el pH en la fosa séptica fue superior a 8, mientras que en ST3 se observó similar comportamiento en los monitoreos 4, 5 y 6. En ST1, el pH siempre se mantuvo inferior a 8, por lo que se prevé que no hubo una reducción de amonio por volatilización.

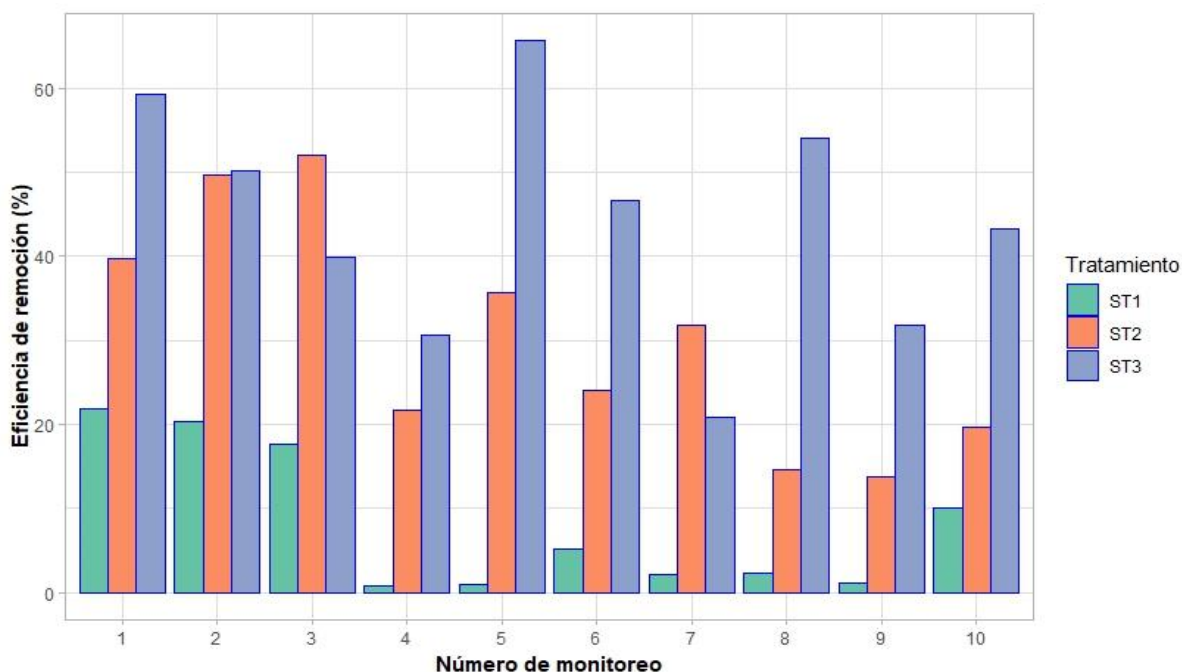


**Figura 28.** Eficiencia de eliminación de amonio en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

## b. Eliminación de amonio en el humedal construido

Los resultados presentados en la figura 29 muestran una gran variabilidad en la eliminación de  $\text{NH}_4^+$  en los HAFSSH a lo largo del período de estudio. En el caso de la unidad piloto plantada con canna indica se consiguió una reducida remoción de amonio. Ali et al. (2018) informaron resultados similares, es decir, tasas de nitrificación bajas o incluso inexistentes en un HAFSSH utilizado para tratar el efluente de una fosa séptica con deflectores. Por otro lado, Jamwal et al. (2021) informaron una eficiencia de remoción del 7 % de  $\text{NH}_4^+$  en un HAFSSH plantado con canna indica, aunque en tal estudio se trató únicamente las aguas residuales del retrete y lavabo. A diferencia de este estudio, el ST1 recibió también los efluentes de la ducha y lavandería, lo que probablemente afectó en el rendimiento de los macrófitos. Según Barco & Borin (2017) la eficiencia de eliminación de contaminantes en HA depende de

diferentes factores entre lo que se destaca el tipo de aguas residuales. Además, el aumento sustancial de la carga hidráulica a menudo reduce el tiempo de contacto entre las aguas residuales y las biopelículas, y por lo tanto disminuye las tasas de eliminación de nitrógeno (Saeed & Sun, 2012). Asimismo, existieron algunos ejemplares que murieron y fueron reemplazados, lo que retrasó su crecimiento y adaptación. En cuanto a la unidad piloto sembrada con anturio se obtuvo una eficiencia de remoción promedio del 23 %, dicho valor es inferior al reportado por Zurita et al. (2009), que fue del 46 %. Conviene enfatizar que durante las primeras semanas se obtuvieron porcentajes de remoción aceptables, pero disminuyeron con el transcurso de los meses. Tal accionar podría deberse a que las especies ornamentales se estaban deteriorando paulatinamente, lo que disminuyó la contribución de oxígeno al sistema y por ende la eficiencia de remoción de amonio. En este sentido, se ha encontrado que altos niveles de oxígeno favorecen la nitrificación de nitrógeno amoniacal a nitrato (Kamilya et al., 2022). Finalmente, en la unidad piloto plantada con lirio de agua se consiguió la mayor tasa de remoción porcentual de  $\text{NH}_4^+$ , en promedio fue del 44 %. Este resultado es superior a los reportados en otros países, tales como, Estados Unidos, 24.6 %, República Checa, 42.7%, Dinamarca, 32.9 % y México, 47 % (Abou-Elela et al., 2013). A pesar de que la eficiencia conseguida concuerda con la bibliografía, en algunas ocasiones se evidenció que la descarga recibida en ST3 sobrepasaba la carga de las 5 personas, debido a que en un principio la tubería que transportaba las aguas residuales estaba compartida con otra vivienda, pero después de la siembra de los macrófitos, este inconveniente se solucionó. Además, el caudal de entrada no era estable, en vista de que en el sector existía constantes cortes de agua y limitaba su uso. Por tal razón, el flujo de agua en el HA no fue continua, y posiblemente afectó en su desempeño. De esta manera, como se presentó en la figura 19, el oxígeno existente fue limitado y no logró convertir en gran medida el amonio en nitrato. Al evaluar las eficiencias de remoción de  $\text{NH}_4^+$  de los tres tipos de macrófitos mediante la prueba de Shapiro-Wilk, se halló que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). Por este motivo, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se identificó que existe diferencia significativa entre los tres humedales artificiales ( $p < 0.05$ ); siendo el humedal artificial plantado con *Zantedeschia aethiopica*, el que remueve en mayor cantidad el amonio. En otro orden, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student debido a la normalidad de los datos ( $p > 0.05$ ), y se encontró que en ST2 la remoción de  $\text{NH}_4^+$  fue significativamente menor con la presencia de plantas ( $p < 0.05$ ); es decir la vegetación (*Anthurium andreaenum*) disminuye la remoción de  $\text{NH}_4^+$ . Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 29.** Eficiencia de eliminación de amonio en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.

Fuente: Autores (2023).

Adicionalmente, como se percibe en la figura 29 los porcentajes de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  disminuyen luego de la siembra de los macrófitos. Una razón que podría justificar este accionar es debido a que el nitrógeno orgánico inicialmente eliminado mediante filtración y sedimentación, se mineralizó y liberó con el tiempo como amonio (Hua et al., 2017). En definitiva, las eficiencias de remoción total de  $\text{NH}_4^+$  para ST1, ST2 y ST3 fueron del 3 %, 17 % y 50 % respectivamente. A diferencia de los anteriores parámetros únicamente el resultado obtenido en ST3 se asemeja con el porcentaje de eliminación promedio de  $\text{NH}_4^+$  encontrados en sistemas conformados por un reactor anaerobio y HA ( $50 \pm 33$  %) (Fernández del Castillo et al., 2022).

#### 4.4.6 Nitratos

La concentración de  $\text{NO}_3^-$  medida en el afluente en ST1 fue de 79 mg/L, en ST2 de 18 mg/L y en ST3 de 53 mg/L. En tanto que en el efluente de ST1, ST2 y ST3 con vegetación fue de 31, 2 y 10 mg/L respectivamente. Los resultados mencionados se detallan en la tabla 14.

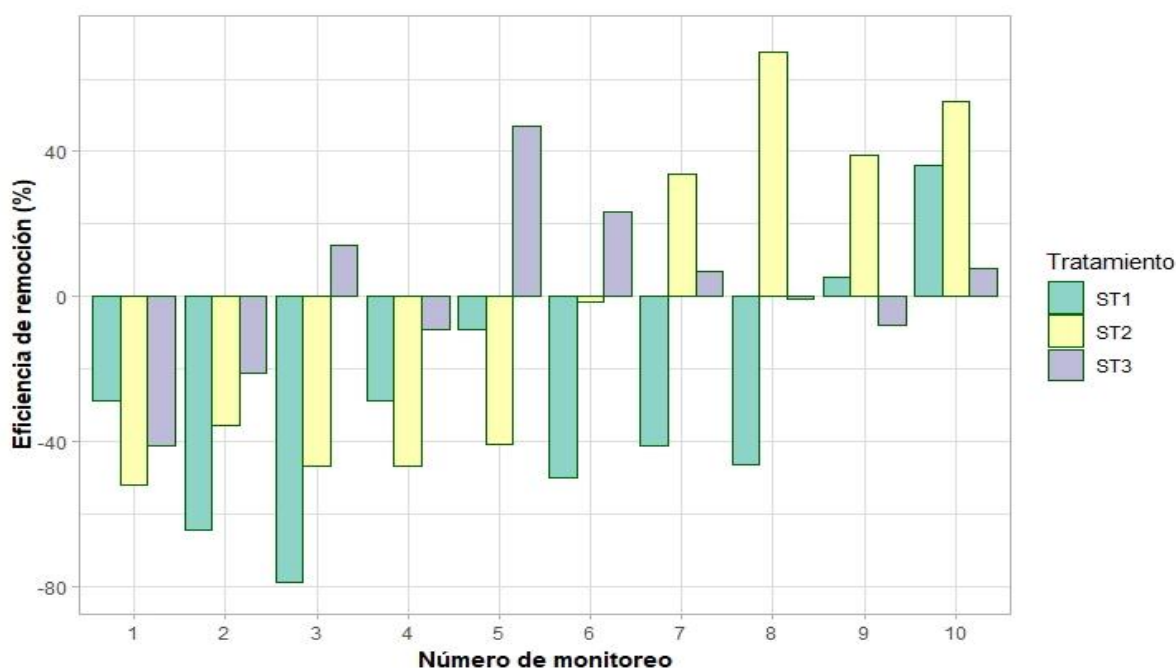
##### a. Eliminación de nitratos en la fosa séptica

Por lo común, se espera que en las aguas residuales domésticas la concentración de nitratos sea baja ya que la mayoría de los compuestos de N están presentes como nitrógeno orgánico o amoniacal (Abbassi et al., 2018). En la figura 30 se detalla el desempeño conseguido por parte de las fosas sépticas. En un principio el  $\text{NO}_3^-$  no se eliminó en las fosas sépticas pero



su eficiencia incrementó a partir del cuarto mes de funcionamiento. De esta manera, se alcanzaron eficiencias de remoción superiores al 35 %; estos resultados simulan el comportamiento de eliminación de nitratos obtenido en el estudio de Ali et al. (2018), donde inicialmente consiguieron porcentajes de remoción del 10 al 20 % y con el tiempo aumentó hasta el 53 %. Cabe recalcar que en un digestor anaeróbico el  $\text{NO}_3^-$  puede desnitrificarse, reducirse a la forma de amoníaco o convertirse en nitrógeno orgánico (Andalib et al., 2011), lo que justificaría la variación en las tasas de remoción porcentual obtenidas en el presente experimento.

En resumen, es posible observar que mayormente al inicio existió un incremento de nitratos, esto debido a que el amoníaco se convirtió en nitrato, es decir el amonio disminuye y el nitrato incrementa. Sin embargo, en la figura 28 no se observó una reducción de amonio. Así que al parecer se presentaron otras circunstancias.

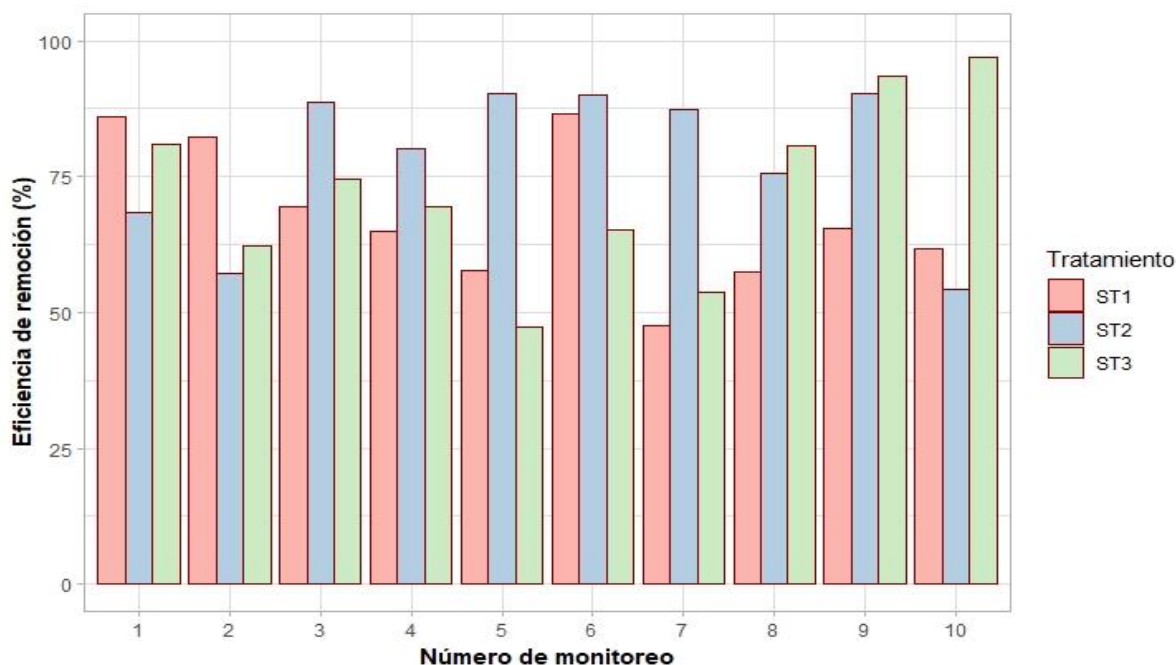


**Figura 30.** Eficiencia de eliminación de nitrato en la fosa séptica. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.  
Fuente: Autores (2023).

## b. Eliminación de nitratos en el humedal construido

Inicialmente, la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el efluente fue variable en los tres HAFSSH con porcentajes de eliminación promedio del 78 %, 70 % y 69 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente (humedal solo con grava). Con el pasar del tiempo, luego de la siembra de la vegetación la eficiencia mejoró y alcanzó hasta aproximadamente el 90 % (Figura 31). En el caso de la especie canna indica se alcanzó una reducción promedio del 63 %, dicho valor fue superior al informado por Wang et al. (2016) en el cual consiguió remover el 46 % de

nitratos en un microcosmo de HAFSSH sembrado con la misma especie ornamental. Con respecto a la planta herbácea *anthurium andreanum*, se consiguió una eficiencia de remoción promedio del 81 %, este resultado es superior al obtenido por Zurita et al. (2009), que fue del 46 %. Por último, la unidad piloto plantada con *zantedeschia aethiopica*, eliminó el 76 % de  $\text{NO}_3^-$  durante todo el período de experimentación y superó el porcentaje de remoción informado por Zurita et al. (2009), que fue del 49 %. Como se evidencia, los tres sistemas de tratamiento implementados en la presente investigación superan las tasas de remoción revisadas en la bibliografía, posiblemente debido a que las plantas ornamentales en un principio eran jóvenes y no poseían raíces largas, lo que limitó la contribución de oxígeno únicamente alrededor de las raíces (Vymazal, 2018). En torno a esto, se ha informado que las reducciones de  $\text{NO}_3^-$  son uniformemente mayores con la profundidad (lejos de las raíces) donde las condiciones anóxicas y/o anaeróbicas mejoran la reducción del nitrato a gas nitrógeno (Wang et al., 2016). Al evaluar las eficiencias de remoción de  $\text{NO}_3^-$  de los tres tipos de plantas ornamentales mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se encontró que los datos siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ). En consecuencia, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para tres grupos (P1, P2 y P3) y se verificó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); dicho de otra forma, la remoción de  $\text{NO}_3^-$  no se ve afectada por el tipo de planta ornamental. Por su parte, para determinar el nivel de significancia de la presencia/ausencia de vegetación en cada sistema de tratamiento, se utilizó la prueba t de Student para dos grupos debido a que los datos seguían una distribución normal ( $p > 0.05$ ), y se identificó que no existen diferencias significativas ( $p > 0.05$ ); en otros términos, la vegetación plantada no varió la remoción de  $\text{NO}_3^-$ . Los resultados mencionados se presentan en la tabla 15.



**Figura 31.** Eficiencia de eliminación de nitrato en el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Monitoreo de control (solo grava) del 1 al 4, con plantas ornamentales del 5 al 10.

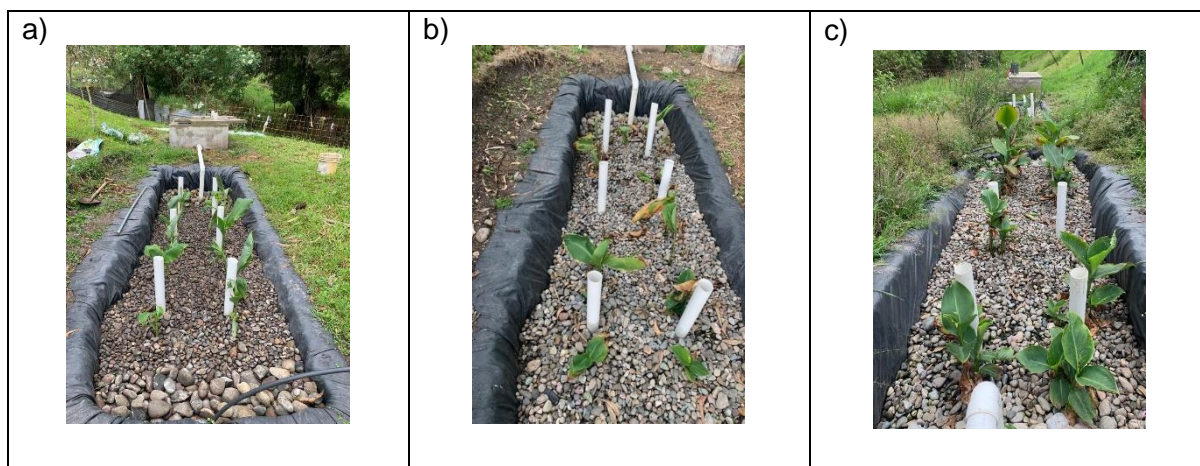
Fuente: Autores (2023).

En general, se lograron reducciones del 57 %, 89 % y 79 % para ST1, ST2 y ST3 respectivamente.

#### 4.5 Desarrollo de plantas ornamentales y funcionamiento de las unidades piloto

##### 4.5.1 Sistema de tratamiento plantado con canna indica en el ST1

En un inicio, las plantas jóvenes de achira poseían un sistema radicular poco desarrollado, por tal razón existieron algunos ejemplares que murieron y fueron reemplazados en el transcurso de la etapa de adaptación, lo que retrasó su crecimiento y aclimatación. Cabe destacar que los macrófitos sustituidos estaban ubicados en la zona de entrada del HA, sitio donde se acumula la mayor parte de contaminantes, entre ellos sólidos (Fernández del Castillo et al., 2022). En los meses posteriores, conforme se realizó el monitoreo quincenal se retiró la biomasa vegetal acumulada en la superficie del humedal, y se cortaron las hojas que perdieron su color con el objetivo de mejorar el desarrollo y floración de la especie ornamental (véase anexo 6). Al finalizar el programa de monitoreo, se observó que la mayor parte de las plantas lograron adaptarse principalmente aquellas ubicadas a la salida del HA, aunque no florecieron (Figura 32).



**Figura 32.** Unidad piloto sembrada con *canna indica*: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo.

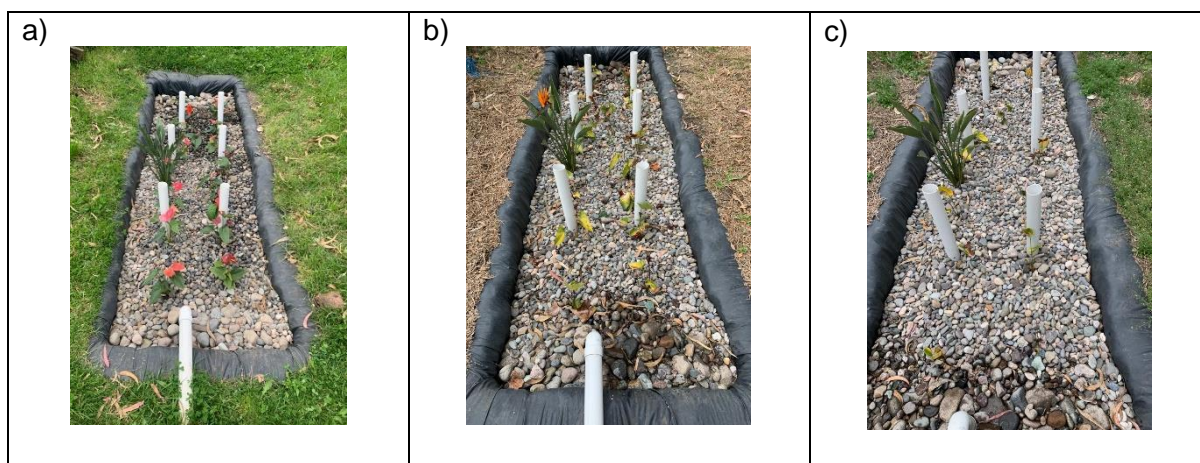
Fuente: Autores (2023).

En lo que respecta a la fosa séptica, no se observó la presencia de costra durante todo el periodo de experimentación (primera cámara). Esto podría atribuirse al flujo de entrada de las aguas residuales provenientes de la ducha y lavandería, ya que en reiteradas ocasiones se evidenció un color rojo del afluyente en el interior de la fosa séptica debido al uso de productos de limpieza. Por el contrario, en la segunda cámara si se evidenció la formación de costra durante los últimos meses del programa de monitoreo, gracias a que el baffle contribuyó en la regulación del flujo de salida al HA. En cuanto al HAFSSH, existió un contratiempo en el nivel del agua residual durante el primer mes de funcionamiento debido al bajo nivel de la tubería de desagüe. Por consiguiente, se optó por colocar un collarín en la tubería de salida con el objetivo de liberar el aire acumulado en el interior del tubo, y además se modificó su altura. En algunas ocasiones no se observó diferencias importantes en el color del agua residual doméstica de entrada con respecto a la salida (véase anexo 5).

#### 4.5.2 Sistema de tratamiento plantado con *anthurium andreaenum* en el ST2

Las especies ornamentales de anturio tenían un sistema radicular bien desarrollado, y estaban empezando a florecer. A partir de esto, se pensó que su adaptación al cambio de ambiente sería fácil, sin embargo, al culminar el mes de acoplamiento algunas especies empezaron a marchitarse, siendo mayormente afectadas las plantas ubicadas en la zona de entrada del HA. Conforme se realizaban los monitoreos quincenales se evidenció la caída de flores y hojas, por lo cual, fue necesario realizar la limpieza de la biomasa vegetal acumulada en la superficie del humedal (véase anexo 6). A pesar que gran parte de los ejemplares estaban perdiendo su vitalidad, se observó que algunas especies empezaron nuevamente a florecer y hacer brotar sus hojas en el cuarto mes de monitoreo. No obstante, al finalizar el

programa se constató que los macrófitos murieron (Figura 33). Se cree que su crecimiento en la intemperie y el clima de la zona afectó en su adaptación, debido a que esta especie se desarrolla mejor en espacios donde existe luz solar indirecta, y además no tolera el frío, sobre todo si la temperatura desciende los 12 °C (López Villalobos et al., 2003). Por lo tanto, esta especie ornamental no es apta para climas fríos como el de la ciudad de Cuenca, cuya temperatura promedio es de 15 °C.

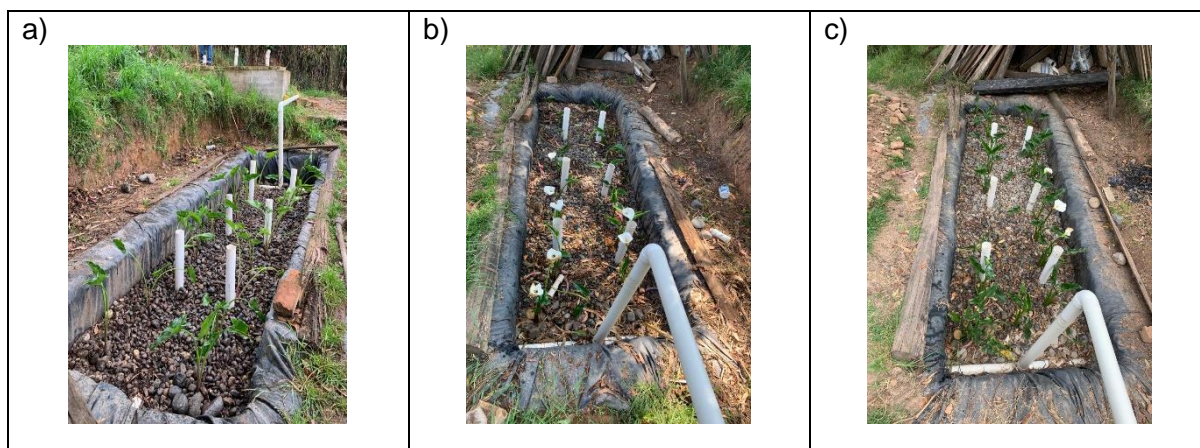


**Figura 33.** Unidad piloto sembrada con *anthurium andreanum*: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo.  
Fuente: Autores (2023).

La formación de costra en la fosa séptica ocurrió a partir del cuarto mes de operación del sistema de tratamiento. A diferencia del sistema anterior, la presencia de costra se observó en ambas cámaras, aunque en la primera la costra poseía un mayor espesor. Con respecto al humedal artificial, a parte del deterioro paulatino de los macrófitos no se evidenció dificultades en su funcionamiento. En reiteradas ocasiones fue posible observar diferencias importantes en el color del agua residual doméstica de entrada con respecto a la de salida (véase anexo 5).

### 4.5.3 Sistema de tratamiento plantado con *zantedeschia aethiopica* (ST3)

Al momento del trasplante, las plantas jóvenes de lirio de agua contaban con un sistema radicular desarrollado, lo que facilitó su rápida adaptación al ambiente saturado; durante toda la etapa de experimentación ninguno de los ejemplares murió. Es importante mencionar que aquellos macrófitos ubicados en la zona de entrada del HAFSSH se desarrollaron de mejor manera, hasta el punto de florecer. Al finalizar el programa de monitoreo la mayor parte de los ejemplares florecieron (Figura 34). El rápido crecimiento de las plantas y la alta producción de flores podría ser un indicador de la presencia de un alto contenido de nutrientes en los tejidos vegetales (Nakase et al., 2019).



**Figura 34.** Unidad piloto sembrada con *zantedeschia aethiopica*: a) inicio del monitoreo, b) punto medio del monitoreo y c) final de monitoreo.

Fuente: Autores (2023).

En la fosa séptica la formación de costra tuvo lugar a partir del segundo mes de operación en ambas cámaras. Por su parte, en el humedal artificial de flujo subsuperficial se observó la acumulación constante de biomasa vegetal en la superficie, debido a la cercanía de árboles al área de operación de la unidad de tratamiento. Con el objetivo de subsanar este inconveniente, se realizó la limpieza del humedal y la poda de hojas marchitas conforme se efectuaba la toma de muestras (véase anexo 6). Durante la realización de este procedimiento, se constató la presencia de lombrices de tierra debido a la capa de materia orgánica que se formaba durante los intervalos quincenales de monitoreo. La presencia de estos animales trae consigo aspectos positivos, ya que se ha determinado que ayudan aflojar el sustrato en aproximadamente 10 días, lo que reduce los problemas de obstrucción, y además convierten entre el 80 al 90 % de las partículas no disueltas en material disuelto (Moreira & Oliveira Dias, 2020). Cabe destacar que se evidenció algunos inconvenientes durante la operación del sistema de tratamiento, que pudieron repercutir de una u otra forma en la eficiencia de remoción de los contaminantes. En primer lugar, en reiteradas ocasiones se encontró que la cantidad de personas atendidas superaba el número de diseño utilizado en el dimensionamiento de la fosa séptica y HA. Además, el suministro de agua potable en el sector era deficiente, lo que impedía el flujo continuo del agua residual en el sistema de tratamiento. Durante gran parte de la toma de muestras fue posible observar diferencias importantes en el color del agua residual doméstica de entrada con respecto a la de salida (véase anexo 5).

## Conclusiones y recomendaciones

### 5.1 Conclusiones

- Los sistemas de tratamiento compuestos por fosa séptica más HAFSSH como tratamiento secundario han demostrado ser eficientes a corto plazo en la eliminación de  $\text{DBO}_5$ , DQO, SS y  $\text{NO}_3^-$  de las aguas residuales domésticas, en especial la unidad experimental plantada con *Zantedeschia Aethiopica* (lirio de agua) con eficiencias de remoción promedio de 89, 87, 92 y 79 % respectivamente. El sistema no eliminó de manera apropiada amonio y fosfatos, probablemente porque predominaron las condiciones anaeróbicas y el sustrato elegido no fue el más conveniente para la remoción de nutrientes.
- La planta ornamental *Zantedeschia Aethiopica* es una especie que se desarrolla comúnmente en ambientes húmedos, como en los márgenes de ríos o cerca de acequias y desagües, por lo que, su adquisición resulta sencilla y facilita su aplicación en otras áreas rurales del cantón. Por lo tanto, estos resultados permiten inferir que *Zantedeschia Aethiopica* podría ser una especie de macrófito ideal para humedales construidos a gran escala, debido a sus altas eficiencias de eliminación.
- El uso de fosas sépticas como pretratamiento para los humedales artificiales es una forma eficiente de reducir el alto nivel de materia orgánica y sólidos suspendidos en las aguas residuales domésticas y, por ende, reducir los eventos de obstrucción y aumentar la vida útil del HA. A lo largo de la investigación, la fosa séptica de dos cámaras con un deflector vertical exhibió tasas de eliminación superiores al 60 % de los contaminantes citados. De este modo, con base en los resultados obtenidos, el tratamiento primario puesto a prueba se considera conveniente para el manejo in situ de aguas residuales domésticas.
- Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal proporcionan un nivel secundario confiable de tratamiento con respecto a la remoción de materia orgánica, SS y  $\text{NO}_3^-$ , aunque con frecuencia son menos efectivos para la eliminación de  $\text{NH}_4^+$  a menos que se proporcione un tiempo de retención hidráulica más largo y suficiente oxigenación. A partir de la experimentación, se determinó que los parámetros de diseño, la vegetación y las condiciones ambientales influyen notablemente en el desempeño de los humedales artificiales.
- El uso de plantas ornamentales aumentó la eficiencia de remoción de  $\text{DBO}_5$ , DQO y SS a comparación de los HA únicamente con grava, lo que indica que la utilización de

macrófitos brinda un efecto positivo en la eliminación de contaminantes. Durante el periodo de estudio, la vegetación aumentó la eliminación de  $\text{DBO}_5$ , DQO y SS hasta un 24, 22 y 43 % respectivamente. Además, las plantas ornamentales mejoraron la estética del humedal y en un futuro pueden otorgar beneficios económicos por el valor comercial de sus flores, lo que permitirá recuperar parte de los recursos invertidos en la construcción y mantenimiento del sistema de tratamiento.

- La aplicación de sistemas de tratamiento conformados por fosa séptica y HA representa una solución viable para el manejo descentralizado de aguas residuales domésticas, dado que es muy adecuado a las necesidades de las comunidades por su bajo consumo de energía, requisitos mínimos de operación y mantenimiento, sin ruidos, sin olores desagradables y sin presencia de vectores de enfermedades. En tal sentido, es importante resaltar que el saneamiento rural a menudo requiere mayor participación de los usuarios en comparación con los lugares urbanos, debido a que los sistemas de tratamiento generalmente están ubicados cerca de las casas. Por lo tanto, proporcionar información sobre la operación y el mantenimiento de humedales artificiales es crucial para la aplicación exitosa de estos sistemas.

## 5.2 Recomendaciones

- Evaluar la capacidad depuradora de canna indica (achira) en otras condiciones operativas, tales como el flujo y la composición de las aguas residuales afluentes. De igual forma, se sugiere valorar a la planta ornamental anthurium andreanum (anturio) en otras condiciones ambientales (climas cálidos); en vista de que en la experimentación ofrecieron resultados favorables a pesar de las condiciones adversas en su crecimiento.
- Considerar un periodo de adaptación de los microorganismos en la fosa séptica antes de la toma de muestras para favorecer su crecimiento, y de este modo alcanzar eficiencias de remoción estables, dado que en el presente estudio se ha demostrado que el rendimiento de una fosa séptica mejora con períodos crecientes de operación.
- Incluir el análisis de nitrógeno total en estudios posteriores con la intención de medir la relación DQO/NT, y en consecuencia la cantidad relativa de fuente de carbono de las aguas residuales domésticas. Relaciones DQO/NT mayor o igual a 5 mejoran la degradación de nitrógeno mediante el proceso de desnitrificación (función clave de los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal).



- Acatar las especificaciones de diseño calculadas, como por ejemplo el número de personas atendidas, debido a que las aguas residuales domésticas sin tratar contienen altas concentraciones de  $\text{DBO}_5$ , DQO, SS,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y otros contaminantes que pueden provocar la obstrucción del sustrato de los humedales artificiales.
- Indagar en aspectos operativos como las interacciones entre las comunidades microbianas, optimización del sustrato (p. ej. rocas volcánicas o esquisto), mayor número de baffles en la fosa séptica, nuevas especies ornamentales, los efectos de las características de funcionamiento y los cambios ambientales. Esta información será útil para mejorar las configuraciones del sistema y garantizar resultados de tratamiento positivos.

## Referencias

- Abbassi, B. E., Abuharb, R., Ammary, B., Almanaseer, N., & Kinsley, C. (2018). Modified Septic Tank: Innovative Onsite Wastewater Treatment System. *Water*, *10*(5), 578. <https://doi.org/10.3390/W10050578>
- Abou-Elela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M., & Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, *61*, 460–468. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.10.010>
- Abou-Elela, S. I., & Hellal, M. S. (2012). Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus. *Ecological Engineering*, *47*, 209–213. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2012.06.044>
- Abouzari, M., Pahlavani, P., Izaditame, F., & Bigdeli, B. (2021). Estimating the chemical oxygen demand of petrochemical wastewater treatment plants using linear and nonlinear statistical models – A case study. *Chemosphere*, *270*, 129465. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.129465>
- Adhikari, J. R., & Lohani, S. P. (2019). Design, installation, operation and experimentation of septic tank – UASB wastewater treatment system. *Renewable Energy*, *143*, 1406–1415. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2019.04.059>
- Aguado, R., Parra, O., García, L., Manso, M., Urkijo, L., & Mijangos, F. (2022). Modelling and simulation of subsurface horizontal flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, *47*, 102676. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.102676>
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, *29*(2), 173–191. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2006.06.013>
- Al-Ajalín, F. A. H., Idris, M., Abdullah, S. R. S., Kurniawan, S. B., & Imron, M. F. (2020). Effect of wastewater depth to the performance of short-term batching-experiments horizontal flow constructed wetland system in treating domestic wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, *20*, 101106. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101106>
- Alarcón Herrera, M. T., Zurita Martínez, F., Hadad, H. R., García Pérez, A., Vidal, G., Maine, M. A., Lara Borrero, J. A., Rivas, A., Moeller, G., & Vera Puerto, I. L. (2018). *Humedales de tratamiento: alternativa de tratamiento de aguas residuales aplicable en América Latina* (M. T. Alarcón Herrera, F. Zurita Martínez, Jaime. A. Lara Borrero, & G. Vidal, Eds.; Primera ed). Pontificia Universidad Javeriana.
- Ali, M., Rousseau, D. P. L., & Ahmed, S. (2018). A full-scale comparison of two hybrid constructed wetlands treating domestic wastewater in Pakistan. *Journal of Environmental Management*, *210*, 349–358. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.01.040>

- Álvarez, J. A., Ruíz, I., & Soto, M. (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 33(1), 54–67. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2008.02.001>
- Al-Zreiqat, I., Abbassi, B., Headley, T., Nivala, J., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2018). Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 118, 171–178. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.05.013>
- Amous, B. (2014). *Nitrogen and heavy metal fluxes from cesspits in Palestine : Beit Dajan and Beit Fourik as a case study*. Birzeit University.
- Andalib, M., Nakhla, G., McIntee, E., & Zhu, J. (2011). Simultaneous denitrification and methanogenesis (SDM): Review of two decades of research. *Desalination*, 279(1–3), 1–14. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2011.06.018>
- Ansari, M., & Farzadkia, M. (2022). Chemically enhanced primary treatment of municipal wastewater; Comparative evaluation, optimization, modelling, and energy analysis. *Bioresource Technology Reports*, 18, 101042. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2022.101042>
- Arias, C. A., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13, 17–24.
- Asami, H., Golabi, M., & Albaji, M. (2021). Simulation of the biochemical and chemical oxygen demand and total suspended solids in wastewater treatment plants: Data-mining approach. *Journal of Cleaner Production*, 296, 126533. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126533>
- Asprilla, W. J., Ramírez, J. S., & Rodríguez, D. C. (2020). Humedales artificiales subsuperficiales: comparación de metodologías de diseño para el cálculo del area superficial basado en la remoción de la materia organica. *Revista Ingenierías USBMed*, 11(1), 65–73. <https://doi.org/10.21500/20275846.4558>
- Bagherzadeh, F., Mehrani, M. J., Basirifard, M., & Roostaei, J. (2021). Comparative study on total nitrogen prediction in wastewater treatment plant and effect of various feature selection methods on machine learning algorithms performance. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102033. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.102033>
- Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2020.105725>
- Balogun, S., & Ogwueleka, T. C. (2021). Coliforms removal efficiency of Wupa wastewater treatment plant, Abuja, Nigeria. *Energy Nexus*, 4, 100024. <https://doi.org/10.1016/J.NEXUS.2021.100024>

- Barco, A., & Borin, M. (2017). Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 107, 160–171. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.07.004>
- Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491–500. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2005.07.009>
- Buck, R. P., Rondinini, S., Covington, A. K., Baucke, F. G. K., Brett, C. M. A., Camões, M. F., Milton, M. J. T., Mussini, T., Naumann, R., Pratt, K. W., Spitzer, P., & Wilson, G. S. (2002). Measurement of pH. Definition, standards, and procedures (IUPAC Recommendations 2002). *Pure and Applied Chemistry*, 74(11), 2169–2200. <https://doi.org/10.1351/PAC200274112169/MACHINEREADABLECITATION/RIS>
- Butterworth, E., Richards, A., Jones, M., Mansi, G., Ranieri, E., Dotro, G., & Jefferson, B. (2016). Performance of Four Full-Scale Artificially Aerated Horizontal Flow Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. *Water*, 8(9), 365. <https://doi.org/10.3390/W8090365>
- Carneiro, R. B., Gomes, G. M., Zaiat, M., & Santos-Neto, Á. J. (2022). Two-phase (acidogenic-methanogenic) anaerobic fixed bed biofilm reactor enhances the biological domestic sewage treatment: Perspectives for recovering bioenergy and value-added by-products. *Journal of Environmental Management*, 317, 115388. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.115388>
- Chen, Q., Wu, W., Guo, Y., Li, J., & Wei, F. (2022). Environmental impact, treatment technology and monitoring system of ship domestic sewage: A review. *Science of The Total Environment*, 811, 151410. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151410>
- Chen, Z., Wen, Q., Guan, H., Bakke, R., & Ren, N. (2014). Anaerobic treatment of domestic sewage in modified septic tanks at low temperature. *Environmental Technology*, 35(17), 2123–2131. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.894580>
- Choi, H., Geronimo, F. K., Jeon, M., & Kim, L. H. (2022). Evaluation of bacterial community in constructed wetlands treating different sources of wastewater. *Ecological Engineering*, 182, 106703. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2022.106703>
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. McGraw-Hill.
- Dąbrowski, W., Karolinczak, B., Gajewska, M., & Wojciechowska, E. (2016). Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. *Environmental Technology*, 38(2), 175–182. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262459>
- De Roos, A. J., Gurian, P. L., Robinson, L. F., Rai, A., Zakeri, I., & Kondo, M. C. (2017). Review of epidemiological studies of drinking-water turbidity in relation to acute

- gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, 125(8).  
<https://doi.org/10.1289/EHP1090>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., & Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. *Centro Andino Para La Gestión y Uso Del Agua.*, 1–115.
- Delgado, N., Bermeo, L., Hoyos, D. A., Peñuela, G. A., Capparelli, A., Marino, D., Navarro, A., & Casas-Zapata, J. C. (2020). Occurrence and removal of pharmaceutical and personal care products using subsurface horizontal flow constructed wetlands. *Water Research*, 187, 116448. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116448>
- Fernández del Castillo, A., Garibay, M. V., Senés-Guerrero, C., Orozco-Nunnelly, D. A., de Anda, J., & Gradilla-Hernández, M. S. (2022). A review of the sustainability of anaerobic reactors combined with constructed wetlands for decentralized wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 371, 133428. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.133428>
- Figueroa Gallegos, J. A. (1999). Evaluación alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*) como planta emergente en un pantano tipo flujo horizontal de subsuperficie para el tratamiento de aguas residuales de una granja porcícola [Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey]. In *Exploraciones, intercambios y relaciones entre el diseño y la tecnología*. <https://doi.org/10.16/CSS/JQUERY.DATATABLES.MIN.CSS>
- Gaballah, M. S., Abdelwahab, O., Barakat, K. M., & Aboagye, D. (2020). A novel horizontal subsurface flow constructed wetland planted with *Typha angustifolia* for treatment of polluted water. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(22), 28449–28462. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-08669-5/METRICS>
- García Serrano, J., & Corzo Hernández, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. *Universidad Politecnica de Cataluña*, 108.
- García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 286–296. <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2019.04.001>
- Giosa, P. (2001, October). *Cámaras Sépticas*. Cátedra de ACONDICIONAMIENTO SANITARIO Facultad de Arquitectura. <https://fdocuments.ec/document/camaras-septicas-004.html?page=1>
- Gray, N. F. (2005). Biological Aspects of Secondary Sewage Treatment. *Water Technology*, 399–422. <https://doi.org/10.1016/B978-075066633-6/50016-X>

- Gunes, K., Masi, F., Ayaz, S., Tuncsiper, B., & Besiktas, M. (2021). Domestic wastewater and surface runoff treatment implementations by constructed wetlands for Turkey: 25 years of experience. *Ecological Engineering*, 170, 106369. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106369>
- Haydar, S., Anis, M., Hina, G. E., Aziz, J. A., & Arbi, M. (2018). An innovative design of septic tank for wastewater treatment and its performance evaluation: An applicable model for developing countries. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 26(4), 886–891. <https://doi.org/10.1016/J.CJCHE.2017.10.015>
- He, Y., Peng, L., Hua, Y., Zhao, J., & Xiao, N. (2018). Treatment for domestic wastewater from university dorms using a hybrid constructed wetland at pilot scale. *Environmental Science and Pollution Research* 25:9, 25(9), 8532–8541. <https://doi.org/10.1007/S11356-017-1168-7>
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & von Muench, E. (2011). Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. *Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, GIZ Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN*, 1–39.
- Hua, Y., Peng, L., Zhang, S., Heal, K. V., Zhao, J., & Zhu, D. (2017). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 108, 70–77. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.08.007>
- Huang, F., Huang, Y., Jia, J., Li, Z., Xu, J., Ni, S., & Xiao, Y. (2022). Research and engineering application of bypass combined artificial wetlands system to improve river water quality. *Journal of Water Process Engineering*, 48, 102905. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.102905>
- Jácome, J. A., Molina, J., Suárez, J., Mosqueira, G., & Torres, D. (2016). Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). *Ecological Engineering*, 95, 324–329. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2016.06.049>
- Jamwal, P., Raj, A. V., Raveendran, L., Shirin, S., Connelly, S., Yeluripati, J., Richards, S., Rao, L., Helliwell, R., & Tamburini, M. (2021). Evaluating the performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands: A case study from southern India. *Ecological Engineering*, 162, 106170. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106170>
- Jebrail, A. (2016). *Wastewater Treatment Process*. Hame University of Applied Sciences.
- Jordan, M. A., Welsh, D. T., Teasdale, P. R., Catterall, K., & John, R. (2010). A ferricyanide-mediated activated sludge bioassay for fast determination of the biochemical oxygen demand of wastewaters. *Water Research*, 44(20), 5981–5988. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.07.042>

- Kabuba, J., Lephallo, J., & Rutto, H. (2022). Comparison of various technologies used to eliminate nitrogen from wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, *48*, 102885. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.102885>
- Kamilya, T., Majumder, A., Yadav, M. K., Ayoob, S., Tripathy, S., & Gupta, A. K. (2022). Nutrient pollution and its remediation using constructed wetlands: Insights into removal and recovery mechanisms, modifications and sustainable aspects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107444. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107444>
- Karia, G. L., & Christian, R. A. (2013). *WASTEWATER TREATMENT: Concepts and Design Approach* (Second edition). PHI Learning Private Limited.
- Kassa, B. A. (2021). Cytotoxicity and Genotoxicity evaluation of municipal wastewater discharged into the head of Blue Nile River using the Allium Cepa test. *Scientific African*, *13*, e00911. <https://doi.org/10.1016/J.SCIAF.2021.E00911>
- Koul, B., Sharma, K., & Shah, M. P. (2022). Phycoremediation: A sustainable alternative in wastewater treatment (WWT) regime. *Environmental Technology & Innovation*, *25*, 102040. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2021.102040>
- Kulshreshtha, N. M., Verma, V., Soti, A., Brighu, U., & Gupta, A. B. (2022). Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology Reports*, *18*, 101038. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2022.101038>
- Kumar, A., Srivastava, N. K., & Gera, P. (2021). Removal of color from pulp and paper mill wastewater- methods and techniques- A review. *Journal of Environmental Management*, *298*, 113527. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113527>
- Kumar, S., & Dutta, V. (2019). Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview. *Environmental Science and Pollution Research* *2019* *26*:12, *26*(12), 11662–11673. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-04816-9>
- Kumatse, I. M., Essandoh, H. M. K., Asiedu, N. Y., & Oduro-Kwateng, S. (2020). Evaluation of selected activated carbon filters and sand media for nutrient and pathogen removal from an anaerobic baffled reactor effluent system. *Scientific African*, *9*, e00523. <https://doi.org/10.1016/J.SCIAF.2020.E00523>
- Leiva, A. M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., & Vidal, G. (2018). Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological Engineering*, *120*, 116–125. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.05.023>
- Li, D. C., Zhang, Q., Wang, W. Q., & Wang, G. H. (2022). Filter fabrication by constructing metal-organic frameworks membrane on waste maize straw for efficient phosphate

- removal from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 443, 136461. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2022.136461>
- Li, H., Zhang, Y., Wu, L., Jin, Y., Gong, Y., Li, A., Li, J., & Li, F. (2021). Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *Journal of Cleaner Production*, 311, 127766. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.127766>
- Li, J., Liu, J., Yu, H., Zhao, W., Xia, X., You, S., Zhang, J., Tong, H., & Wei, L. (2022). Sources, fates and treatment strategies of typical viruses in urban sewage collection/treatment systems: A review. *Desalination*, 534, 115798. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2022.115798>
- Liang, M. Y., Han, Y. C., Easa, S. M., Chu, P. P., Wang, Y. L., & Zhou, X. Y. (2020). New solution to build constructed wetland in cold climatic region. *Science of The Total Environment*, 719, 137124. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137124>
- López Villalobos, A., Pérez Flores, J., Sosa Moss, C., Mejía Muñoz, J. M., & Bucio Alanis, L. (2003). *El cultivo de plantas ornamentales tropicales*. Gobierno del Estado de Tabasco Instituto para el Desarrollo de Sistemas de Producción del Trópico Húmedo de Tabasco Colegio de Postgraduados.
- Ma, Y., Zhai, Y., Zheng, X., He, S., & Zhao, M. (2019). Rural domestic wastewater treatment in constructed ditch wetlands: Effects of influent flow ratio distribution. *Journal of Cleaner Production*, 225, 350–358. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.03.235>
- Mahon, J. Mac, Knappe, J., & Gill, L. W. (2022). Sludge accumulation rates in septic tanks used as part of the on-site treatment of domestic wastewater in a northern maritime temperate climate. *Journal of Environmental Management*, 304, 114199. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.114199>
- Mao, Y., Tan, H., Wang, K., Zhang, Y., Jin, Z., Zhao, M., Li, Y., & Zheng, X. (2021). Enhancement of algae ponds for rural domestic sewage treatment by prolonging daylight using artificial lamps. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 228, 113031. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.113031>
- Marín-Muñiz, J. L., Hernández, M. E., Gallegos-Pérez, M. P., & Amaya-Tejeda, S. I. (2020). Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *Ecological Engineering*, 147, 105658. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2019.105658>
- Mishra, S., Singh, V., Cheng, L., Hussain, A., & Ormeci, B. (2022). Nitrogen removal from wastewater: A comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107387. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107387>



- Mohamed Noor, M. H., Lee, W. J., Mohd Azli, M. F. Z., Ngadi, N., Mohamed, M., Mohammed Inuwa, I., & Anako Opotu, L. (2021). Microwave- vs Ultrasonic-synthesis of magnetic Moringa oleifera coagulant for the reduction of chemical oxygen demand in palm oil wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 102069. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2021.102069>
- Morales, G., López, D., Vera, I., & Vidal, G. (2013). HUMEDALES CONSTRUIDOS CON PLANTAS ORNAMENTALES PARA EL TRATAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES CONTENIDOS EN AGUAS SERVIDAS. *Theoria*, 22(1), 33–46.
- Moreira, F. D., & Oliveira Dias, E. H. (2020). Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. *Environmental Research*, 190, 110016. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.110016>
- Moussavi, G., Kazembeigi, F., & Farzadkia, M. (2010). Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 88(1), 47–52. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2009.10.001>
- Mullins, D., Jones, E., Glavin, M., Coburn, D., Hannon, L., & Clifford, E. (2018). A novel image processing-based system for turbidity measurement in domestic and industrial wastewater. *Water Science and Technology*, 77(5), 1469–1482. <https://doi.org/10.2166/WST.2018.030>
- Mustafa Abdelrahman, A., Furkan Aras, M., Cicekalan, B., Fakioglu, M., Cingoz, S., Basa, S., Guven, H., Ozgun, H., Ozturk, I., Koyuncu, I., van Lier, J. B., Volcke, E. I. P., & Evren Ersahin, M. (2022). Primary and A-sludge treatment by anaerobic membrane bioreactors in view of energy-positive wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, 351, 126965. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2022.126965>
- Nakase, C., Zurita, F., Nani, G., Reyes, G., Fernández-Lambert, G., Cabrera-Hernández, A., & Sandoval, L. (2019). Nitrogen Removal from Domestic Wastewater and the Development of Tropical Ornamental Plants in Partially Saturated Mesocosm-Scale Constructed Wetlands. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2019, Vol. 16, Page 4800, 16(23), 4800. <https://doi.org/10.3390/IJERPH16234800>
- Nasr, F. A., & Mikhaeil, B. (2013). Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. *Environmental Technology*, 34(16), 2337–2343. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.767285>
- Nasr, F. A., & Mikhaeil, B. (2014). Treatment of domestic wastewater using modified septic tank. *New Pub: Balaban*, 56(8), 2073–2081. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.961174>

- Ndulini, S. F., Sithole, G. M., & Mthembu, M. S. (2018). Investigation of nutrients and faecal coliforms removal in wastewater using a hydroponic system. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 106, 68–72. <https://doi.org/10.1016/J.PCE.2018.05.004>
- Okolo, B. I., Adeyi, O., Oke, E. O., Agu, C. M., Nnaji, P. C., Akatobi, K. N., & Onukwuli, D. O. (2021). Coagulation kinetic study and optimization using response surface methodology for effective removal of turbidity from paint wastewater using natural coagulants. *Scientific African*, 14, e00959. <https://doi.org/10.1016/J.SCIAF.2021.E00959>
- Oliveira, G. A., Colares, G. S., Lutterbeck, C. A., Dell’Osbel, N., Machado, Ê. L., & Rodrigues, L. R. (2021). Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative. *Science of The Total Environment*, 773, 145609. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145609>
- Ordonez, D., Valencia, A., Pereira, B., & Chang, N. Bin. (2022). Color removal for large-scale interbasin water transfer: Experimental comparison of five sorption media. *Environmental Research*, 212, 113208. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.113208>
- Ouyang, X., Guo, F., Shan, D., Yu, H., & Wang, J. (2015). Development of the integrated fuzzy analytical hierarchy process with multidimensional scaling in selection of natural wastewater treatment alternatives. *Ecological Engineering*, 74, 438–447. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.11.006>
- Ozalde Alday, M. (2016). *Tratamiento y reutilización de aguas grises en humedal artificial dentro de invernadero en Iztapalapa, México Distrito Federal*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Özyonar, F., & Korkmaz, M. U. (2022). Sequential use of the electrocoagulation-electrooxidation processes for domestic wastewater treatment. *Chemosphere*, 290, 133172. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.133172>
- Paruch, A. M., & Mæhlum, T. (2012). Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, 23, 140–142. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2012.03.026>
- Patiño Chávez, J. F., & Zhinín Chimbo, F. L. (2015). *Estudio comparativo de la capacidad depuradora de phragmites australis y cyperus papyrus en humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales en el cantón Santa Isabel*. Universidad de Cuenca.
- PDOT. (2019). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial GAD Parroquial de Baños*.
- Portilla Benavente, E. M. (2019). *Sistema integrado tanque séptico y humedal del flujo horizontal para el tratamiento de agua residual doméstica*. Universidad Nacional Agraria La Molina.

- Posadas, E., Morales, M. del M., Gomez, C., Ación, F. G., & Muñoz, R. (2015). Influence of pH and CO<sub>2</sub> source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. *Chemical Engineering Journal*, 265, 239–248. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2014.12.059>
- Ramírez, S., Torrealba, G., Lameda-Cuicas, E., Molina-Quintero, L., Stefanakis, A. I., & Pire-Sierra, M. C. (2019). Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. *Chemosphere*, 234, 496–504. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.06.081>
- Ramos Peña, M. L. (2019). *Producción de Flor de Alcatraz (Zantedeschia aethiopica) a partir de Aguas Residuales Domésticas en Humedales Artificiales de Flujo Sub Superficial en el sector de Huatascapa – Puno, Perú*. Universidad Peruana Unión.
- Ramprasad, C., Smith, C. S., Memon, F. A., & Philip, L. (2017). Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering*, 106, 55–65. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.05.022>
- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment* (2nd editio). McGraw-Hill.
- Resende, J. D., Nolasco, M. A., & Pacca, S. A. (2019). Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. *Resources, Conservation and Recycling*, 148, 170–177. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2019.04.034>
- Rout, P. R., Shahid, M. K., Dash, R. R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T. C., & Surampalli, R. Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies. *Journal of Environmental Management*, 296, 113246. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113246>
- Ryu, H. D., Park, J. H., & Kim, Y. S. (2022). Novel techniques to determine dilution ratios of raw wastewater and wastewater treatment plant effluent in the 5-day biochemical oxygen demand test. *Chemosphere*, 286, 131923. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131923>
- Saeed, T., Afrin, R., Al-Muyeed, A., Miah, M. J., & Jahan, H. (2021). Bioreactor septic tank for on-site wastewater treatment: Floating constructed wetland integration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105606. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.105606>
- 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>

- Sakr, M., Mohamed, M. M., Maraqa, M. A., Hamouda, M. A., Aly Hassan, A., Ali, J., & Jung, J. (2022). A critical review of the recent developments in micro–nano bubbles applications for domestic and industrial wastewater treatment. *Alexandria Engineering Journal*, 61(8), 6591–6612. <https://doi.org/10.1016/J.AEJ.2021.11.041>
- Sandoval Herazo, L. C., Alvarado Lassman, A., Marín Muñiz, J. L., & Méndez Contreras, J. M. (2018). Desarrollo de Plantas Ornamentales Terrestres en Microcosmos de Humedales Construidos. In *Investigación en el Sistema de Educación Superior Tecnológica del Estado de Veracruz* (pp. 124–129). Instituto Tecnológico Superior de Xalapa.
- Sandoval, L., Zamora-Castro, S. A., Vidal-Álvarez, M., & Marín-Muñiz, J. L. (2019). Role of Wetland Plants and Use of Ornamental Flowering Plants in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Applied Sciences*, 9(4), 685. <https://doi.org/10.3390/APP9040685>
- Sharma, P. K., Minakshi, D., Rani, A., & Malaviya, P. (2018). Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. *Ecological Engineering*, 120, 474–480. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.07.004>
- Sharma, R., & Malaviya, P. (2022). Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere*, 290, 133358. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.133358>
- Singh, R. P., Kun, W., & Fu, D. (2019). Designing process and operational effect of modified septic tank for the pre-treatment of rural domestic sewage. *Journal of Environmental Management*, 251, 109552. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109552>
- Stefanakis, A., Akrotos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment* (First edition). Elsevier.
- Summers, J. K. (2020). Water Quality: Science, Assessments and Policy. In *Water Quality - Science, Assessments and Policy*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.77531>
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Tsuchihashi, R., & Stensel, H. D. (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. In *Wastewater Engineering* (Fifth edition). McGraw Hill Education.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R., & Zurbrügg, C. (2018). Compendio de sistemas y tecnologías de saneamiento (Segunda ed.). *Eawag*, 1–178.
- Tsihrintzis, V. A. (2017). The use of Vertical Flow Constructed Wetlands in Wastewater Treatment. *Water Resources Management 2017* 31:10, 31(10), 3245–3270. <https://doi.org/10.1007/S11269-017-1710-X>

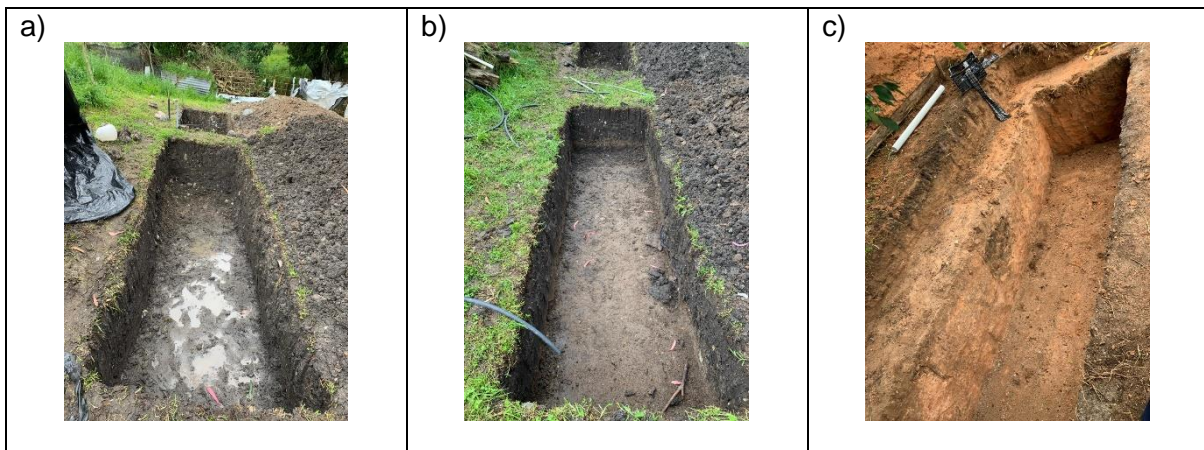
- Ugarte, M. D., Militino, A. F., & Arnholt, A. T. (2008). *Probability and Statistics with R*. CRC Press.
- Von Sperling, M. (2007). Wastewater characteristics, treatment and disposal. In *Choice Reviews Online* (Vol. 45). IWA publishing.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478–490. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2005.07.010>
- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.09.034>
- Vymazal, J. (2018). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Encyclopedia of Ecology*, 14–21. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11238-2>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of The Total Environment*, 407(13), 3911–3922. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.08.032>
- Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106318>
- Wang, C., Feng, B., Wang, P., Guo, W., Li, X., Gao, H., Zhang, B., & Chen, J. (2022). Revealing factors influencing spatial variation in the quantity and quality of rural domestic sewage discharge across China. *Process Safety and Environmental Protection*, 162, 200–210. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2022.03.071>
- Wang, H., Sun, J., Xu, J., & Sheng, L. (2021). Study on clogging mechanisms of constructed wetlands from the perspective of wastewater electrical conductivity change under different substrate conditions. *Journal of Environmental Management*, 292, 112813. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.112813>
- Wang, W., Ding, Y., Ullman, J. L., Ambrose, R. F., Wang, Y., Song, X., & Zhao, Z. (2016). Nitrogen removal performance in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands treating different influent COD/N ratios. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), 9012–9018. <https://doi.org/10.1007/S11356-016-6115-5/METRICS>
- Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., & Fu, J. (2020). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 701, 134736. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134736>
- Wu, H., Gao, X., Wu, M., Zhu, Y., Xiong, R., & Ye, S. (2020). The efficiency and risk to groundwater of constructed wetland system for domestic sewage treatment - A case study in Xiantao, China. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123384. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.123384>

- Xiang, J., Wang, C., Lv, W., Liu, Y., Sun, J., & Gong, T. (2021). Differences of bacterial communities in two full-scale A2/O municipal wastewater treatment plants and their effects on effluent total nitrogen removal. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101317. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101317>
- Yadav, R. K., Sahoo, S., & Patil, S. A. (2022). Performance evaluation of the integrated hydroponics-microbial electrochemical technology (iHydroMET) for decentralized domestic wastewater treatment. *Chemosphere*, 288, 132514. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.132514>
- Yamashita, T., Hasegawa, T., Hayashida, Y., Ninomiya, K., Shibata, S., Ito, K., Mizuguchi, H., & Yokoyama, H. (2022). Energy savings with a biochemical oxygen demand (BOD)- and pH-based intermittent aeration control system using a BOD biosensor for swine wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 177, 108266. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2021.108266>
- Yang, C., Zhang, X., Tang, Y., Jiang, Y., Xie, S., Zhang, Y., & Qin, Y. (2022). Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 49, 103140. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2022.103140>
- Yévenes Dosque, E. A. (2017). *Factibilidad de implementación de la especie Zantedeschia Aethiopica en humedales artificiales de flujo subsuperficial*. Universidad del BíoBío.
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000–2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.03.015>
- Zhang, H., Li, H., Gao, D., & Yu, H. (2022). Source identification of surface water pollution using multivariate statistics combined with physicochemical and socioeconomic parameters. *Science of The Total Environment*, 806, 151274. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151274>
- Zhang, H., Tang, W., Wang, W., Yin, W., Liu, H., Ma, X., Zhou, Y., Lei, P., Wei, D., Zhang, L., Liu, C., & Zha, J. (2021). A review on China's constructed wetlands in recent three decades: Application and practice. *Journal of Environmental Sciences*, 104, 53–68. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2020.11.032>
- Zhi, W., & Ji, G. (2012). Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Science of The Total Environment*, 441, 19–27. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.09.064>
- Zhong, H., Hu, N., Wang, Q., Chen, Y., & Huang, L. (2022). How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? *Science of The Total Environment*, 828, 154529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154529>

- Zhou, H., Li, X., Xu, G., & Yu, H. (2018). Overview of strategies for enhanced treatment of municipal/domestic wastewater at low temperature. *Science of The Total Environment*, 643, 225–237. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.100>
- Zitácuaro-Contreras, I., Vidal-Álvarez, M., Hernández Y Orduña, M. G., Zamora-Castro, S. A., Betanzo-Torres, E. A., Marín-Muñiz, J. L., & Sandoval-Herazo, L. C. (2021). Environmental, Economic, and Social Potentialities of Ornamental Vegetation Cultivated in Constructed Wetlands of Mexico. *Sustainability*, 13(11), 6267. <https://doi.org/10.3390/SU13116267>
- Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., & Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 33(2), 110–118. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2008.02.004>
- Zurita, F., De Anda, J., & Belmont, M. A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(5), 861–869. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2008.12.026>
- Zurita Martínez, F. (2008). Tratamiento de aguas residuales domésticas por humedales artificiales de tipo subsuperficial con plantas de ornato de interés comercial. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño para el estado de Jalisco, AC.

## Anexos

### Anexo A. Preparación del sitio de estudio



**Figura 35.** Realización de zanjas para unidades experimentales: a) ST1, b) ST2, c) ST3.

### Anexo B. Construcción de fosa séptica



**Figura 36.** Elaboración de tratamiento primario: a) Replanteo de hormigón, b) Fosa séptica enlucida e impermeabilizada, c) y d) Deflector vertical y e) Tapas de hormigón.



## Anexo C. Construcción del humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal



**Figura 37.** Elaboración de tratamiento secundario: a) Colocación de geomembrana, b) Perforación de tuberías  $\varnothing=75$  mm, c) Colocación de tubería de salida, d) Colocación de grava gruesa, e) Lavado de grava fina y f) HA sin plantas.

## Anexo D. Siembra de plantas ornamentales



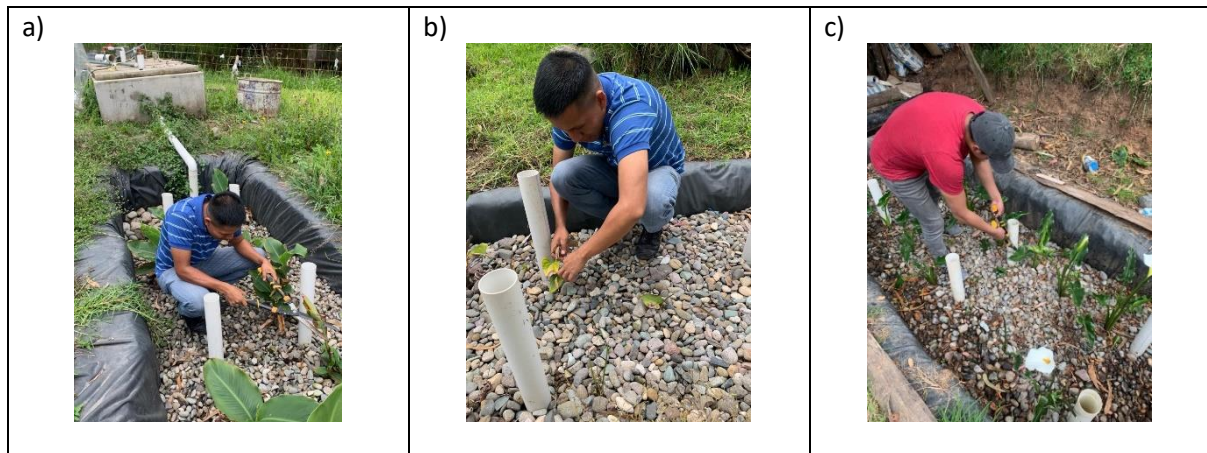
**Figura 38.** Plantación de especies ornamentales: a) Achira, b) Anturio y c) Lirio de agua.

## Anexo E. Toma de muestras y análisis in-situ y ex-situ de agua residual doméstica.



**Figura 39.** Monitoreo y análisis de laboratorio: a) Toma de muestras de agua en la fosa séptica (M1), b) Análisis in-situ, c) Muestras de agua residual del ST1, d) Muestras de agua residual del ST2, e) Muestras de agua residual del ST3, f) Determinación de fosfatos, g) y h) Determinación de sólidos suspendidos y i) Determinación de amonio.

## Anexo F. Limpieza de unidades experimentales.



*Figura 40. Retiro de biomasa vegetal y poda de macrófitos. a) ST1, b) ST2 y c) ST3.*