



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica en condiciones de clima frío

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

AUTOR/A: Laura Calle, Roger

Tutor/a: Hernández Crespo, Carmen

Cotutor/a: Martín Monerris, Miguel

CURSO ACADÉMICO: 2022/2023

Trabajo Fin de Máster

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES A ESCALA DE LABORATORIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ELEVADAS CONCENTRACIONES DE MATERIA ORGÁNICA EN CONDICIONES DE CLIMA FRÍO

Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS*

Autor:

ROGER LAURA CALLE

Tutor:

DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

Cotutor:

DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

SEPTIEMBRE, 2023



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Dedicatoria

A mis dos pequeños Dana y Lucas

Agradecimientos

El presente trabajo, ha sido posible gracias al valioso apoyo de numerosas personas e instituciones, a quienes deseo expresar mi sincero agradecimiento.

En primer lugar, quiero agradecer a la Dra. Carmen Hernández Crespo, tutora de este trabajo, su guía y apoyo a lo largo del desarrollo del TFM han sido fundamentales. Además, su pasión y entusiasmo por la investigación sobre tratamiento de aguas, mostrados en las aulas del MIHMA, me han inspirado a realizar un proyecto de carácter experimental en mi país.

Asimismo, deseo agradecer al Dr. Miguel Martín Monerri, cotutor de este trabajo, sus recomendaciones y consejos han sido esenciales para la elaboración de este TFM, y su enorme capacidad de explicar de forma sencilla, la complejidad con la que los sistemas naturales son capaces de depurar las aguas residuales, me han motivado a lo largo del Master.

También quiero agradecer al Dr. Juan José Salas (Medico del Agua), mi amigo y mentor, quien fue responsable de interesarme por vez primera en el fascinante mundo del tratamiento de las aguas residuales, sus valiosas ideas y consejos me ayudaron a desarrollar este trabajo.

Agradezco a la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID), por la subvención que permitió mi paso por las aulas de la Universidad Politécnica de Valencia. Espero que este trabajo justifique la inversión realizada y motive continuar enviando profesionales bolivianos a formarse en España.

Igualmente, agradezco al Gobierno Autónomo Municipal de El Alto, en particular al Ing. Rolando Orellana Ayala, por abrir las puertas del Laboratorio de Calidad de Aguas del municipio, sin su apoyo este trabajo no hubiera visto la luz.

Finalmente, quiero agradecer al Instituto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad Mayor de San Andrés, en especial al Ing. Grover Rivera Ballesteros, también por permitir el uso del laboratorio de calidad del agua, siempre con el interés de apoyar la investigación en Bolivia.

Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto

Título del TFM en español: Evaluación de la eficiencia de un sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica en condiciones de clima frío

Título del TFM en inglés: Assessment of the efficiency of a laboratory-scale constructed wetland system for treatment of wastewater with high concentrations of organic matter under cold climate conditions

Título del TFM en Valenciano: Avaluació de l'eficiència d'un sistema de aiguamolls artificials a escala de laboratori per al tractament d'aigües residuals amb elevades concentracions de matèria orgànica en condicions de clima fred

Alumno: ROGER LAURA CALLE

Tutor: DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

Cotutor: DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

Fecha de Lectura: SEPTIEMBRE, 2023

Resumen

El acelerado crecimiento de la población mundial, especialmente en países en desarrollo, tiene como resultado la disminución de la calidad de los cuerpos de agua debido a la descarga de aguas residuales de diferente origen. En el caso de las aguas residuales del sector de procesamiento de carne, en particular las aguas residuales de mataderos (ARM) presentan concentraciones de contaminantes significativamente superiores al resto considerándose entre las aguas residuales con mayor impacto en el medio ambiente.

Es el caso de El Alto, ciudad de Bolivia ubicada sobre los 4,000 m.s.n.m., donde la situación es crítica, debido a la presencia mayoritaria de mataderos clandestinos que descargan sus aguas residuales, sin ningún tratamiento, directamente en los principales cuerpos de agua que circulan por la ciudad, como son los ríos Seco y Seke. Esto implica un riesgo a la población debido a la exposición a enfermedades de origen hídrico. Además, que estos cursos de agua desembocan finalmente en el lago Titicaca, contaminando seriamente este medio acuático.

Ante este panorama, los humedales artificiales se presentan como una alternativa atractiva, dado que presentan, entre otros, menor consumo energético, bajos costos de O&M y reducido impacto sobre el medio ambiente. Si bien, los humedales artificiales han sido aplicados con éxito para el tratamiento de aguas residuales domésticas, su uso para el tratamiento de aguas residuales industriales, como las ARM, es reciente, por lo que su implantación requiere una etapa previa de investigación (Crespo and Monerris, 2023).

Para encarar esta problemática, en el presente trabajo se exploró el potencial de los humedales artificiales, como tecnología sostenible, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de mataderos. Para este objetivo se plantea diseñar, construir y evaluar el desempeño de un sistema híbrido de humedales artificiales, a escala de laboratorio, para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica provenientes del matadero municipal “Los Andes” de la ciudad de El Alto en Bolivia, sitio caracterizado por su clima frío y elevada altitud.

El sistema de tratamiento fue instalado en exteriores, en las cercanías del matadero municipal de El Alto. Este consta de un tanque de almacenamiento, tanque séptico, humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFV) y humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFH). La vegetación plantada en los humedales fue totora (*Schoenoplectus californicus*), una macrófita nativa que se encuentra a orillas del lago Titicaca.

Las aguas residuales tratadas en el sistema presentaron una calidad variable, con concentraciones en el rango de 3585 a 8820 mg/L para DQO, 1328 a 2964 mg/L para DBO₅, 325 a 1320 mg/L para SST, 204 a 350 mg/L para NH₄, 264 a 388 mg/L para N_T y 1.4x10⁴ a 2.3x10⁵ NMP/100 mL para coliformes termotolerantes. El sistema se sujetó a dos condiciones de operación, definidas por la carga orgánica superficial y carga hidráulica aplicadas. A partir de los resultados medidos, las condiciones de operación fueron: 43.2 g DQO/m²/d, 19.6 g DBO₅/m²/d, 1.9 g SST/m²/d y 0.023 m³/m²/d para la Condición 1 y de 85.4 g DQO/m²/d, 47.2 g DBO₅/m²/d, 4.4 g SST/m²/d y 0.041 m³/m²/d para la Condición 2.

Los resultados mostraron que el sistema híbrido de humedales artificiales presentó un buen comportamiento para la Condición de operación 1, logrando eficiencias de remoción medias de 97%, 99%, 99%, 73% y 99% para DQO, DBO₅, SST, NH₄ y coliformes termotolerantes, respectivamente. Llegando a cumplir los límites de descarga requeridos en Bolivia, para DQO, DBO₅, SST y coliformes termotolerantes. Estos resultados validan a los humedales artificiales como alternativa para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica.

El proceso de colmatación del humedal vertical fue estudiado, encontrando que, para cargas orgánicas superficial elevadas, el material de soporte reduce progresivamente su capacidad de filtración. Periodos de descanso del humedal vertical permitieron la recuperación parcial de la conductividad hidráulica.

La vegetación plantada en los humedales, totora (*Schoenoplectus californicus*) logró adaptarse y desarrollarse de forma adecuada en los humedales, presentando velocidades de crecimiento superiores a las esperadas en el caso del HAFH y velocidades moderadas en el caso del HAFV. Esto confirma la idoneidad del uso de especies nativas como la totora en los humedales artificiales.

No se observó que las bajas temperaturas o la baja presión atmosférica, debida a la gran altitud del sitio, impidan lograr elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal.

Finalmente, a partir de los resultados, se desarrolló una herramienta de prediseño para HAFV, que permite estimar de forma rápida la superficie necesaria del humedal en función del caudal a tratar y de la concentración de materia orgánica (DQO) de entrada.

Resum

L'accelerat creixement de la població mundial, especialment en països en desenvolupament, té com a resultat la disminució de la qualitat dels cossos d'aigua a causa de la descàrrega d'aigües residuals de diferent origen. En el cas de les aigües residuals del sector de processament de carn, en particular les aigües residuals de matadors (ARM) presenten concentracions de contaminants significativament superiors a la resta, considerant-se entre les aigües residuals amb major impacte en el medi ambient. És el cas d'El Alto, ciutat de Bolívia situada a uns 4.000 msnm, on la situació és crítica, a causa de la presència majoritària de matadors clandestins que descarreguen les seves aigües residuals, sense cap tractament, directament als principals cossos d'aigua que circulen per la ciutat, com són els rius Sec i Seke. Això implica un risc per a la població a causa de l'exposició a malalties d'origen hídric. A més, aquests cursos d'aigua desemboquen finalment al llac Titicaca, contaminant greument aquest mitjà aquàtic.

Davant d'aquest panorama, els aiguamolls artificials es presenten com una alternativa atractiva, ja que presenten, entre altres, menor consum energètic, baixos costos d'O&M i reduït impacte sobre el medi ambient. Tot i que, els aiguamolls artificials han estat aplicats amb èxit per al tractament d'aigües residuals domèstiques, el seu ús per al tractament d'aigües residuals industrials, com les ARM, és recent, per la qual cosa la seua implantació requereix una etapa prèvia d'investigació.

Per a abordar aquesta problemàtica, en el present treball s'ha explorat el potencial dels aiguamolls artificials, com a tecnologia sostenible, per al tractament d'aigües residuals provinents de matadors. Per a aquest objectiu es planteja dissenyar, construir i avaluar el rendiment d'un sistema híbrid d'aiguamolls artificials, a escala de laboratori, per al tractament d'aigües residuals amb altes concentracions de matèria orgànica provinents del matador municipal "Los Andes" de la ciutat d'El Alto a Bolívia, un lloc caracteritzat pel seu clima fred i elevada altitud.

El sistema de tractament va ser instal·lat a l'aire lliure, a les proximitats del matador municipal d'El Alto. Aquest consta d'un tanc d'emmagatzematge, tanc sèptic, aiguamoll artificial de flux subsuperficial vertical (HAFV) i aiguamoll artificial de flux subsuperficial horitzontal (HAFH). La vegetació plantada als aiguamolls va ser la totora (*Schoenoplectus californicus*), una macròfita nativa que es troba a les vores del llac Titicaca.

Les aigües residuals tractades en el sistema van presentar una qualitat variable, amb concentracions en l'interval de 3585 a 8820 mg/L per a la DQO, de 1328 a 2964 mg/L per a la DBO5, de 325 a 1320 mg/L per a la SST, de 204 a 350 mg/L per a NH₄, de 264 a 388 mg/L per a NT i de 1,4x10⁴ a 2,3x10⁵ NMP/100 mL per a coliformes termotolerants. El sistema va estar sotmès a dues condicions d'operació, definides per la càrrega orgànica superficial i la càrrega hidràulica aplicades. A partir dels resultats mesurats, les condicions d'operació van ser: 43,2 g DQO/m²/d, 19,6 g DBO5/m²/d, 1,9 g SST/m²/d i 0,023 m³/m²/d per a la Condició 1 i de 85,4 g DQO/m²/d, 47,2 g DBO5/m²/d, 4,4 g SST/m²/d i 0,041 m³/m²/d per a la Condició 2.

Els resultats van mostrar que el sistema híbrid d'aiguamolls artificials va presentar un bon comportament per a la Condició d'operació 1, aconseguint eficiències de remoció

mitges del 97%, 99%, 99%, 73% i 99% per a DQO, DBO5, SST, NH4 i coliformes termotolerants, respectivament. Aconseguint complir els límits de descàrrega requerits a Bolívia, per a DQO, DBO5, SST i coliformes termotolerants. Aquests resultats validen els aiguamolls artificials com a alternativa per al tractament d'aigües residuals amb altes concentracions de matèria orgànica.

El procés de colmatació de l'aiguamoll vertical va ser estudiat, trobant que, per a càrregues orgàniques superficials elevades, el material de suport redueix progressivament la seua capacitat de filtració. Períodes de descans de l'aiguamoll vertical van permetre la recuperació parcial de la conductivitat hidràulica.

La vegetació plantada als aiguamolls, totora (*Schoenoplectus californicus*), va aconseguir adaptar-se i desenvolupar-se de forma adequada als aiguamolls, presentant velocitats de creixement superiors a les esperades en el cas del HAFH i velocitats moderades en el cas del HAFV. Això confirma la idoneïtat de l'ús d'espècies natives com la totora als aiguamolls artificials.

No es va observar que les baixes temperatures o la baixa pressió atmosfèrica, deguda a l'alta altitud del lloc, impedisquen aconseguir elevades eficiències de remoció de matèria orgànica i.

Summary

The rapid growth of the world's population, especially in developing countries, results in the deterioration of the quality of bodies of water due to the discharge of wastewater of various origins. In the case of wastewater from the meat processing sector, particularly slaughterhouse wastewater (SWW), it presents significantly higher concentrations of contaminants compared to others, being considered among the wastewater with the greatest impact on the environment.

This is the case of El Alto, a city in Bolivia located at around 4,000 meters a.s.l., where the situation is critical due to the majority presence of clandestine slaughterhouses that discharge their wastewater, without any treatment, directly into the main bodies of water that flow through the city, such as the Seco and Seke rivers. This poses a risk to the population due to exposure to waterborne diseases. Furthermore, these watercourses ultimately flow into Lake Titicaca, seriously contaminating this aquatic environment.

In this scenario, constructed wetlands emerge as an attractive alternative, as they offer, among other things, lower energy consumption, low O&M costs, and reduced environmental impact. Although constructed wetlands have been successfully applied for domestic wastewater treatment, their use for the treatment of industrial wastewater, such as SWW, is recent, so their implementation requires a prior research stage.

To address this issue, this study explores the potential of constructed wetlands as a sustainable technology for the treatment of wastewater from slaughterhouses. The objective is to design, construct, and evaluate the performance of a hybrid system of constructed wetlands, laboratory scale, for the treatment of wastewater with high concentrations of organic matter from the municipal slaughterhouse "Los Andes" in the city of El Alto, Bolivia, a site characterized by its cold climate and high altitude.

The treatment system was installed outdoors, in the vicinity of the municipal slaughterhouse of El Alto. It consists of a storage tank, septic tank, vertical subsurface flow constructed wetland (VFCW), and horizontal subsurface flow constructed wetland (HFCW). The vegetation planted in the wetlands was totora (*Schoenoplectus californicus*), a native macrophyte found on the shores of Lake Titicaca.

The treated wastewater in the system exhibited varying quality, with concentrations ranging from 3585 to 8820 mg/L for COD, 1328 to 2964 mg/L for BOD₅, 325 to 1320 mg/L for TSS, 204 to 350 mg/L for NH₄, 264 to 388 mg/L for NT, and 1.4x10⁴ to 2.3x10⁵ MPN/100 mL for thermotolerant coliforms. The system was subjected to two operating conditions defined by the applied surface organic load and hydraulic load. Based on the measured results, the operating conditions were as follows: 43.2 g COD/m²/d, 19.6 g BOD₅/m²/d, 1.9 g TSS/m²/d, and 0.023 m³/m²/d for Condition 1, and 85.4 g COD/m²/d, 47.2 g BOD₅/m²/d, 4.4 g TSS/m²/d, and 0.041 m³/m²/d for Condition 2.

The results showed that the hybrid system of constructed wetlands performed well for Operating Condition 1, achieving average removal efficiencies of 97%, 99%, 99%, 73%, and 99% for COD, BOD₅, TSS, NH₄, and thermotolerant coliforms, respectively. Meeting the required discharge limits in Bolivia for COD, BOD₅, TSS, and thermotolerant coliforms. These results confirm constructed wetlands as an alternative for the treatment of wastewater with high concentrations of organic matter.

The clogging process of the vertical wetland was studied, finding that for high surface organic loads, the support material progressively reduces its filtration capacity. Rest periods of the vertical wetland allowed partial recovery of hydraulic conductivity.

The vegetation planted in the wetlands, totora (*Schoenoplectus californicus*), successfully adapted and developed adequately in the wetlands, exhibiting growth rates higher than expected in the case of HFCW and moderate rates in the case of VFCW. This confirms the suitability of using native species like totora in constructed wetlands.

It was not observed that low temperatures or low atmospheric pressure, due to the high altitude of the site, prevented achieving high removal efficiencies of organic matter and ammonia nitrogen.

Finally, based on the results, a predesign tool for VFCW was developed, allowing for a quick estimation of the required wetland surface area based on the flow to be treated and the influent organic matter concentration (COD).

Palabras clave español: Humedales artificiales, aguas residuales, matadero

Palabras clave valenciano: Aiguamolls artificials, aigües residuals, escorxador

Palabras clave inglés: Constructed wetlands, wastewater, slaughterhouse



Índice

Dedicatoria.....	i
Agradecimientos.....	ii
Resumen.....	iii
Abreviaturas.....	xiv
1. Introducción.....	1
1.1. Planteamiento del problema.....	1
1.2. Objetivos de la investigación.....	3
1.2.1. Objetivo general.....	3
1.2.2. Objetivos específicos.....	4
1.2.3. Relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible.....	4
1.3. Justificación.....	4
2. Revisión bibliográfica.....	7
2.1. Características de las aguas residuales de mataderos.....	7
2.2. Tipos de tecnologías aplicables.....	8
2.2.1. Tratamientos intensivos.....	8
2.2.2. Tratamientos extensivos.....	9
2.2.2.1. Humedales artificiales.....	10
2.2.2.2. Tipos de humedales.....	11
2.2.3. Experiencias previas con aguas residuales de alta carga orgánica.....	16
2.2.4. Desempeño en clima frío.....	22
2.2.5. Efecto de la altitud.....	23
3. Materiales y métodos.....	24
3.1. Área de estudio.....	24
3.2. Origen de las aguas residuales.....	25
3.3. Diseño conceptual del sistema.....	26
3.4. Montaje del sistema.....	28
3.5. Puesta en marcha y funcionamiento del sistema.....	34
3.6. Condiciones de operación.....	38
3.7. Toma de muestras.....	39
3.8. Cálculo de cargas, tasas de remoción y eficiencia de remoción.....	43
3.9. Proceso de la potencial colmatación del HAFV.....	44
3.10. Adaptación y crecimiento de la vegetación plantada.....	45
3.11. Análisis estadístico de los resultados.....	45



4. Resultados y discusión	46
4.1. Caracterización del afluente al sistema	46
4.2. Evolución visual del sistema	47
4.3. Eficiencia de remoción de contaminantes	52
4.3.1. Parámetros medidos in situ	52
4.3.2. Materia orgánica	54
4.3.3. Sólidos en suspensión	62
4.3.4. Nitrógeno	67
4.3.5. Coliformes termotolerantes.....	71
4.4. Evaluación de la conductividad hidráulica.....	73
4.5. Monitoreo de la vegetación emergente	78
4.6. Herramienta de prediseño para los HAFV	79
5. Resumen y conclusiones	81
6. Referencias	83

Índice de figuras

Figura 1.1. Producción mundial de carne vacuna, población mundial (1990 – 2020)	1
Figura 1.2. Proporción de producción de carne, ganado vacuno, por región	2
Figura 1.3. Confluencia de ríos Seco y Seke hacia el lago Titicaca.....	5
Figura 2.1. Tipos de humedales artificiales	11
Figura 2.2. Esquema de diferentes tipos de humedales: a) humedal artificial de flujo superficial (HAFS), b) humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFH), c) humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFV).....	13
Figura 2.3. Tipos de macrófitas: a) flotantes, b) sumergidas, c) de hojas flotantes y d) emergentes.....	15
Figura 3.1. Ubicación del matadero municipal ‘Los Andes’ y sitio de emplazamiento del sistema de humedales	24
Figura 3.2. Descargas del matadero municipal, a) descarga desde la sala de oreo, b) descarga desde el faenado y despiece.....	25
Figura 3.3. Esquema del sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio, a) planta, b) elevación.....	28
Figura 3.4. Vista del tanque de alimentación, bomba de alimentación, bomba de agitación y salida para toma de muestras.	29
Figura 3.5. Vista de las diferentes capas del material de soporte, de la distribución y de la ventilación del HAFV, a) salida de fondo ½”, b) sistema de ventilación, c) capa de grava 20-30 mm, d) capa de gravilla de 3-8 mm, e) parte superior capa de gravilla de 3-8 mm, f) capa de arena 1-2 mm, g) material de soporte completo, h) sistema de distribución, i) vegetación plantada.	30
Figura 3.6. Vista del material de soporte, tubería distribución, salida y vegetación plantada en el HAFH, a) salida de fondo ½”, b) fondo con capa de entrada y filtrante, c) parte intermedia capa de entrada y filtrante, d) sistema de refuerzo del recipiente, e) sistema de distribución de ingreso, f) vegetación plantada	31
Figura 3.7. Vista de la vegetación plantada en el sistema de humedales, a) totora extraída y sumergida en agua, b) agrupaciones de totora a ser plantadas en los humedales, c) corte transversal de un tallo de totora, donde se observa la el aerénquima.....	33
Figura 3.8. Vista sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio instalado y en funcionamiento	34
Figura 3.9. Recolección aguas de salida del filtro percolador PTAR Puchucollo, a) toma de muestras de la salida, b) obtención de sobrenadante del reactor	35
Figura 3.10. Inoculación con el efluente del filtro percolador de la PTAR Puchocollo del sistema de humedales a escala de laboratorio	35
Figura 3.11. Recolección aguas residuales del matadero municipal “Los Andes” de El Alto	36
Figura 3.12. Alimentación del tanque de almacenamiento con aguas del matadero, a) llenado del tanque de almacenamiento, b) desbaste previo y recolección de las partículas de mayor tamaño	36
Figura 3.13. Imagen temporizadores en serie que permite controlar la alimentación del sistema	38

Figura 3.14. Toma de muestras de distintos puntos del sistema: a) M1. Tanque de alimentación, b) M2. Salida tanque séptico, c) M3. Salida HAFV y d) M4. Efluente tratado o salida HAFH.....	39
Figura 3.15. Transporte y refrigeración de muestras: a) muestras recolectadas, b) refrigeración de muestras para su transporte a laboratorio.....	40
Figura 3.16. Medición de parámetros con sonda paramétrica Hach HQ40D.....	40
Figura 3.17. Termo reactor y espectrofotómetro utilizados para la determinación de la DQO	41
Figura 3.18. Equipo utilizado para la medición de la DBO ₅	41
Figura 3.19. Medición de los volúmenes de descarga a la salida del HAFV.....	44
Figura 3.20. Medición de la altura del tallo en un nuevo espécimen aparecido en el sistema	45
Figura 4.1. Evolución del sistema durante la puesta en marcha del sistema.....	48
Figura 4.2. Evolución del sistema durante la Condición de operación 1.	49
Figura 4.3. Vista de las aguas de salida de los humedales, a) salida del HAFV, b) salida del HAFH	50
Figura 4.4. Evolución del sistema durante la Condición de operación 2	51
Figura 4.5. Aspecto de las aguas a la salida del HAFV a) Condición 1 y b) Condición 2.	51
Figura 4.6. Resultados de las mediciones directas de: a) pH, b) conductividad eléctrica, c) oxígeno disuelto y d) temperatura, realizados con sonda multiparamétrica. La ‘X’ indica la media aritmética.....	52
Figura 4.7. Evolución del pH durante el tiempo de operación del sistema	53
Figura 4.8. Concentración y eficiencias de remoción medias de DQO en el sistema....	54
Figura 4.9. Evolución de la concentración de materia orgánica (DQO) del sistema	55
Figura 4.10. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de DQO para las dos condiciones de operación. La ‘X’ indica la media aritmética.	56
Figura 4.11. Relación entre COS y concentración de DQO a la salida del HAFV	57
Figura 4.12. Relación entre COS y eficiencia de remoción de DQO del HAFV	57
Figura 4.13. Concentración y eficiencias de remoción medias de DBO ₅ en el sistema.	58
Figura 4.14. Evolución de la concentración de materia orgánica (DBO ₅) del sistema ..	58
Figura 4.15. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de DBO ₅ para las dos condiciones de operación. La ‘X’ indica la media aritmética.	59
Figura 4.16. Relación entre COS y concentración de DBO ₅ a la salida del HAFV	60
Figura 4.17. Relación entre COS y eficiencia de remoción de DBO ₅ del HAFV	61
Figura 4.18. Concentración media de sólidos en suspensión, fracción volátil y no volátil	62
Figura 4.19. Evolución de la concentración de SST del sistema.....	63
Figura 4.20. Concentración y eficiencias de remoción medias de SST en el sistema....	64
Figura 4.21. Sedimentabilidad de las aguas residuales del matadero, a) vista del agua cruda recién recolectada, b) vista del agua cruda tras 6 horas de reposo	64

Figura 4.22. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de SST para las dos condiciones de operación. La 'X' indica la media aritmética.	65
Figura 4.23. Relación entre CSSS y concentración de SST a la salida del HAFV	66
Figura 4.24. Relación entre CSSS y eficiencia de remoción de SST a la salida del HAFV	66
Figura 4.25. Concentración media de nitrógeno en sus diferentes formas.....	67
Figura 4.26. Evolución de la concentración de NH_4 en el sistema.....	68
Figura 4.27. Evolución de la concentración de NO_3 en el sistema.....	69
Figura 4.28. Concentración y eficiencias de emoción de NH_4 en el sistema	69
Figura 4.29. Concentración media y eficiencia de emoción de NO_3 en el sistema	70
Figura 4.30. Concentración de coliformes termotolerantes del sistema.....	71
Figura 4.31. Evolución en la concentración de coliformes termotolerantes del sistema	72
Figura 4.32. Tasa de infiltración superficial en el HAFV	73
Figura 4.33. Tiempo de infiltración (encharcamiento) en el HAFV	73
Figura 4.34. Vista del encharcamiento tres horas posteriores al pulso de alimentación - día 106	74
Figura 4.35. Evolución del tiempo inicial de descarga en el HAFV	75
Figura 4.36. Volumen de descarga en periodos de 5 min para el HAFV, a) Cond. 1 b) Cond. 2	76
Figura 4.37. Evolución del primer volumen de descarga en el HAFV	76
Figura 4.38. Evolución del volumen acumulado de descarga del HAFV – Condición 177	
Figura 4.39. Evolución del volumen acumulado de descarga del HAFV – Condición 277	
Figura 4.40. Incremento del número y altura de tallos de la vegetación plantada en los humedales	78
Figura 4.41. Abaco para la estimación de superficie de los HAFV	79



Índice de tablas

Tabla 2.1. Concentraciones típicas de aguas residuales de mataderos	7
Tabla 2.2. Límites de descarga a medio natural para ARM	7
Tabla 2.3. Comparación de estudios sobre aguas residuales de alta carga orgánica	19
Tabla 3.1. Características de las aguas residuales del matadero “Los Andes”	26
Tabla 3.2. Resultados prueba de porosidad y densidad aparente del material de soporte	33
Tabla 4.1. Características del afluente al sistema	46
Tabla 4.2. Media aritmética y desviación estándar de los parámetros medidos in situ..	52
Tabla 4.3. Concentración y eficiencias de remoción de materia orgánica	54
Tabla 4.4. Concentración y eficiencia de remoción de sólidos en suspensión	62
Tabla 4.5. Concentración de nitrógeno en sus diferentes formas	67
Tabla 4.6. Concentración y eficiencias de remoción para coliformes termotolerantes..	71
Tabla 4.7. Desarrollo y crecimiento de la vegetación plantada	78



Abreviaturas

ARM	Aguas residuales de mataderos
HA	Humedal artificial
HAFS	Humedal artificial de flujo superficial
HAFV	Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical
HAFH	Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días
SST	Sólidos en suspensión totales
SSV	Sólidos en suspensión volátiles
SSNV	Sólidos en suspensión no volátiles
NH ₄	Nitrógeno amoniacal
NO ₃	Nitrógeno en forma de nitratos
NO ₂	Nitrógeno en forma de nitritos
NKT	Nitrógeno Kjeldahl
N _T	Nitrógeno total
P _T	Fósforo total
SO ₄ ²	Sulfatos
COS	Carga orgánica superficial
CSSS	Carga de sólidos en suspensión superficial
CH	Carga hidráulica
TRS	Tasa de remoción superficial
TRH	Tiempo de retención hidráulico
ER	Eficiencia de remoción
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RASIM	Reglamento Ambiental para el Sector Industrial Manufacturero
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
SbN	Soluciones basadas en la naturaleza

1. Introducción

1.1. Planteamiento del problema

El acelerado crecimiento de la población mundial, especialmente en países en desarrollo, tiene como resultado una progresiva disminución de la calidad de los cuerpos de agua, debido a la descarga de aguas residuales de diferente origen (Aziz et al., 2019; Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015; Mateo-Sagasta et al., 2015). En el caso de los países en desarrollo, existen reportes que muestran que del total de las aguas residuales producidas (domésticas, industriales y agrícolas), entre el 80 a 90% son descargadas directamente en los cuerpos de agua sin ningún tratamiento (Cossio et al., 2018). De estas aguas residuales, la mayor porción proviene del sector agrícola (Ranade and Bhandari, 2014), donde las aguas residuales del sector de procesamiento de carne, en particular las aguas residuales de mataderos (ARM), presentan concentraciones de contaminantes significativamente superiores al resto (Soroko, 2007), llegando a considerarse entre las aguas residuales con mayor impacto en el medio ambiente (Bustillo-Lecompte et al., 2017; Keerthana and Thivyatharsan, 2018).

El tratamiento de las ARM, plantea un desafío especial debido a las elevadas concentraciones de contaminantes y al incremento en los volúmenes producidos. Por una parte, las elevadas concentraciones de contaminantes se explican debido a la compleja composición de las ARM, resultado de la presencia de grasas, proteínas, fibras, pelo, sangre, fluidos intestinales y alimentos no digeridos de los animales sacrificados, además de la presencia de productos farmacéuticos, desinfectantes y productos de limpieza de las instalaciones (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015; Ng et al., 2022).

Por otra parte, los volúmenes de ARM se incrementan de forma progresiva, debido al aumento en la producción mundial de carne. Al respecto, datos extraídos de la FAO (FAOSTAT¹) muestran que, tan sólo en las últimas 3 décadas, la producción mundial de carne se ha incrementado un 50% (Figura 1.1). La misma fuente indica que de esta producción, casi la mitad proviene del continente americano (Figura 1.2) y de esta última la mayor proporción es producida en América del Sur, lo que demuestra que la problemática de las ARM es mayor en países en desarrollo.

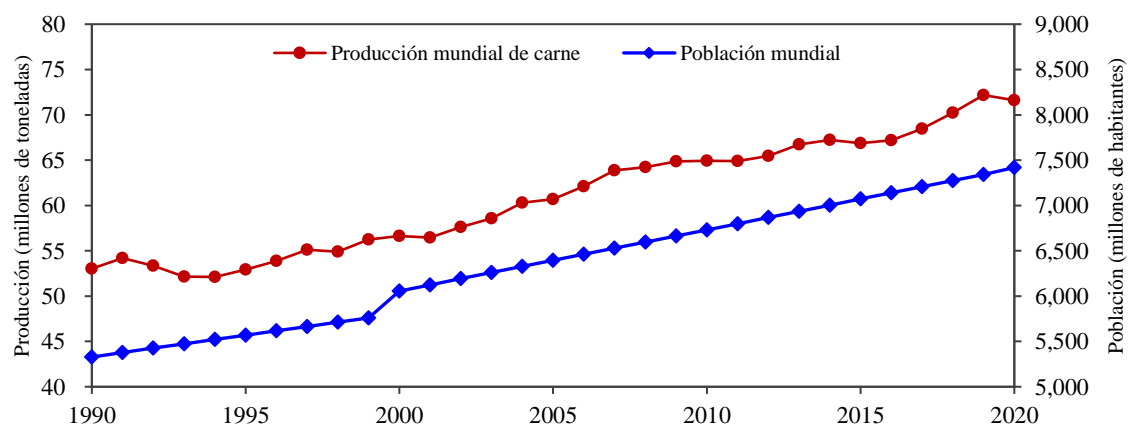


Figura 1.1. Producción mundial de carne vacuna, población mundial (1990 – 2020). Fuente: FAOSTAT

¹ FAOSTAT es el portal de acceso libre sobre estadísticas de alimentación y agricultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO).

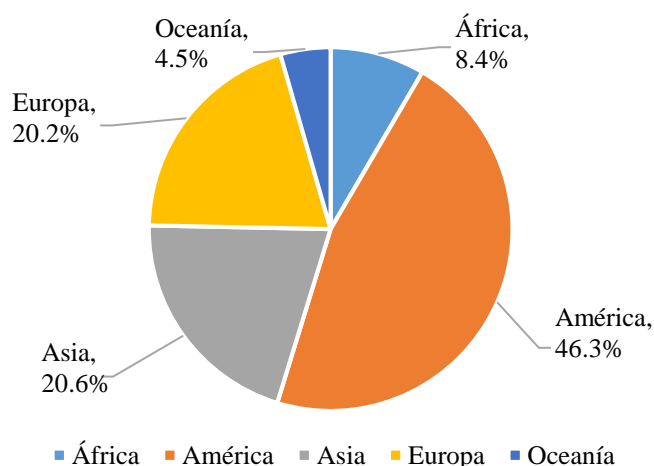


Figura 1.2. Proporción de producción de carne, ganado vacuno, por región. Fuente: FAOSTAT

Para encarar el tratamiento de las ARM, la literatura muestra que las alternativas mayormente utilizadas son los tratamientos fisicoquímicos, coagulación floculación o los procesos biológicos (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015). No obstante, debido a las elevadas concentraciones de contaminantes, es común la aplicación de tratamientos adicionales para alcanzar los límites de vertido, donde los tratamientos de membrana u oxidación avanzada son utilizados con mayor frecuencia (Ng et al., 2022).

Sin embargo, el abanico de alternativas existentes, presenta limitaciones importantes. En lo que respecta a los tratamientos fisicoquímicos de coagulación floculación, estos pueden resultar no factibles, considerando que la adición de reactivos químicos incrementa el costo del tratamiento, además de que se requiere gestionar los lodos generados (Aziz et al., 2019). En el caso de los tratamientos biológicos, los procesos anaerobios presentan ventajas importantes como: reducción significativa de la materia orgánica, menor producción de lodos, menores requisitos de energía, trabajan con elevadas cargas orgánicas, menores requisitos de nutrientes y producción de biogás (metano). Sin embargo, también presentan limitaciones significativas, como: largo periodo para la puesta en marcha, imposibilidad de eliminar nutrientes, menor calidad del efluente y sensibilidad a la temperatura (Aziz et al., 2019). Este último aspecto resulta ser crítico en regiones con clima frío, como el que presenta el Altiplano boliviano, caracterizado por sus bajas temperaturas.

Por otra parte, los procesos biológicos aerobios se muestran como una alternativa atractiva, presentando ventajas importantes como son la baja producción de olores, altas velocidades de crecimiento biológico en relación a los procesos biológicos anaerobios y un rápido ajuste a las variaciones de temperatura y cargas orgánicas. No obstante, las necesidades de oxígeno de estos procesos elevan significativamente los costos de operación y mantenimiento (O&M) (Bustillo-Lecompte et al., 2017) pudiendo incluso llegar a ser prohibitivos. Este último aspecto también resulta ser crítico ya que, en los países en desarrollo como Bolivia, la mayor causa del deficiente desempeño de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), se atribuye principalmente a los escasos recursos económicos disponibles para la etapa de O&M de los sistemas de tratamiento (Cossio et al., 2018).

Ante este panorama, los humedales artificiales se presentan como una interesante alternativa, al presentar bajos costos de O&M, simplicidad en el diseño, muy bajo consumo de energía y un mínimo impacto en el medio ambiente (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015; Sehar and Nasser, 2019).

Durante más de medio siglo, los humedales artificiales han sido aplicados con éxito para el tratamiento de aguas residuales domésticas. No obstante, su aplicación para el tratamiento de aguas residuales industriales, como las ARM, es más reciente (Vymazal, 2014) considerándose incluso que el uso, para este tipo de aguas, no está consolidado, recomendándose una etapa inicial de investigación previo a su aplicación (Crespo and Monerri, 2023).

Asimismo, el empleo de humedales artificiales parece presentar mejores resultados en climas cálidos, con temperaturas altas, que en climas fríos como los que se registran en el Altiplano boliviano.

Adicionalmente, la experiencia en Bolivia con el uso de humedales artificiales es reducida, toda vez que, de las más de doscientas instalaciones de tratamiento existentes en todo el territorio, apenas cuatro utilizan como tratamiento secundario humedales artificiales (MMAyA, 2021).

Finalmente, la ubicación geográfica de la región, caracterizada por su gran altitud, experimenta menor disponibilidad de oxígeno, en comparación a regiones situadas sobre el nivel del mar, afectando esto la eficiencia de los sistemas biológicos aerobios.

Para encarar la problemática antes descrita, en el presente trabajo se construirá un sistema híbrido de humedales artificiales, a escala de laboratorio, que será alimentado con aguas residuales provenientes del matadero municipal “Los Andes”, ubicado en la ciudad de El Alto en Bolivia, y que se caracteriza por su clima frío y gran altitud.

El sistema se implantará en un sitio abierto, en las cercanías del mismo matadero, para que el sistema funcione bajo las mismas condiciones climáticas. Tras de la puesta en marcha del sistema, y de forma periódica, se tomarán muestras del afluente, salida del humedal intermedio y del efluente tratado para evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica, sólidos en suspensión, nitrógeno en sus diferentes formas y coliformes termotolerantes.

De esta forma se podrá validar el desempeño de los humedales artificiales para el tratamiento de ARM, permitiendo plantear soluciones sostenibles que sean aplicables a la región del Altiplano de Bolivia y a otras regiones, cuyas características climáticas y de altitud sean similares.

1.2. Objetivos de la investigación

1.2.1. Objetivo general

Explorar el potencial de los humedales artificiales, como tecnología sostenible, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de mataderos. Para este objetivo se plantea diseñar, construir y evaluar el desempeño de un sistema híbrido de humedales artificiales, a escala de laboratorio, para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica provenientes del matadero municipal de la ciudad de El Alto en Bolivia.

1.2.2. Objetivos específicos

Los objetivos específicos son:

- a) Evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes alcanzada en un sistema híbrido de humedales artificiales, en términos de DQO, DBO₅, SST, SSV, NH₄, NO₃, N_T y Coliformes termotolerantes.
- b) Analizar la variación de la eficiencia de remoción de contaminantes del sistema, para distintas cargas orgánicas superficiales aplicadas.
- c) Formular criterios de diseño en base a los resultados obtenidos.
- d) Estudiar el proceso de colmatación en el humedal vertical a través de los cambios en la conductividad hidráulica del material de soporte.
- e) Monitorear la adaptación y crecimiento de la vegetación emergente plantada en los humedales.

1.2.3. Relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible

El año 2015, como parte de la Agenda 2030, la Asamblea General de las Naciones Unidas planteo los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), un conjunto de 17 objetivos interrelacionados que surgen como respuesta global para abordar los desafíos de la humanidad y alcanzar un futuro sostenible (Obaideen et al., 2022). Al respecto, los humedales artificiales, entendidos como soluciones basadas en la naturaleza (SbN), contribuyen al cumplimiento y logro de las metas de los ODS (Cross et al., 2023)

Entonces, el presente trabajo está relacionado de forma directa con el logro del ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) debido a que el mismo está referido al tratamiento de aguas residuales industriales (ARM), por lo que, contribuye a mejorar la calidad del agua al reducir su contaminación (Meta 6.3).

También, está asociado con el ODS 12 (Producción y consumo responsable) dado que, un sistema de tratamiento de ARM, se considera como una práctica de producción responsable, permitiendo la gestión (tratamiento) de estas aguas, evitando su descarga directa en los cuerpos de agua y, por tanto, reduce el efecto negativo sobre la salud humana y el medio ambiente (Meta 12.4).

Adicionalmente, los humedales artificiales se constituyen en hábitat para la vida silvestre, por lo que aportan en la consecución del ODS 15 (Vida de ecosistemas terrestres), debido a que permiten conservar y reestablecer ecosistemas terrestres (Meta 15.1).

1.3. Justificación

En la ciudad de El Alto, además del matadero municipal ‘Los Andes’, operan de forma legal otros 4 mataderos. Sin embargo, se tienen registros de hasta 140 mataderos clandestinos operando en todo el departamento, que funcionan en su mayoría en domicilios particulares (El Diario, 2017). La mayoría de estos mataderos clandestinos descargan sus aguas residuales, sin ningún tratamiento, directamente en los principales cuerpos de agua que circulan por la ciudad de El Alto, como son los ríos Seco y Seke (FIDES, 2018). Esto implica un riesgo a la población debido a la exposición a enfermedades de origen hídrico como son las infecciones gastrointestinales (Chudnoff, 2009).



Figura 1.3. Confluencia de ríos Seco y Seke hacia el lago Titicaca. Fuente: Google Earth

Asimismo, las aguas residuales de mataderos en combinación con descargas de curtiembres, textiles y metales pesados han contaminado seriamente estos ríos, que son usados para riego en zonas agrícolas circundantes a su curso, desembocando finalmente, a través del río Katari (Figura 1.3), en el Lago Titicaca (Nick Buxton et al., 2013). Esto tiene como consecuencia la contaminación de este medio acuático, situación demostrada por procesos de eutrofización (Canales-Gutiérrez, 2010), y los episodios de mortandad de peces (Sierralta et al., 2021), entre otros.

En general para todos los mataderos, legales o clandestinos, el condicionante principal para encarar una alternativa de solución, reside en la falta de recursos económicos. Los mataderos clandestinos trabajan en condiciones precarias, funcionando principalmente en domicilios particulares, contando sólo con equipo para el faenado de animales, sin tratar sus aguas residuales. Situación similar sucede con el matadero municipal “Los Andes”, cuyas aguas residuales se estudian en el presente trabajo, el que sólo realiza el pretratamiento a una de sus descargas mediante un sistema improvisado de rejillas y desengrasador, que luego continúa con un tratamiento primario anaerobio, no contando con recursos económicos para implementar un sistema de tratamiento completo que permita cumplir con límites de descarga.

Frente a esta situación, los humedales artificiales destacan en comparación a otras soluciones, dado que presentan, entre otros, menor consumo energético, bajos costos de O&M y reducido impacto sobre el medio ambiente (Aziz et al., 2019). Si bien, los humedales artificiales han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales por más de cinco décadas, estos se han enfocado principalmente en aguas residuales de origen doméstico, siendo su aplicación en aguas residuales industriales más reciente (Vymazal, 2014), por lo que su implantación para tratar ARM requiere una etapa previa de investigación (Crespo and Monerris, 2023).

En el caso concreto de su aplicación en la región del Altiplano boliviano, se presentan retos adicionales como: el clima frío de la zona caracterizado por sus bajas temperaturas que, potencialmente condicionan el desempeño de sistemas biológicos como son los humedales artificiales.

La ubicación geográfica resulta ser otro potencial condicionante, ya que la región del Altiplano y particularmente la ciudad de El Alto, se ubica sobre los 4,000 m.s.n.m. Entonces, dado que la fuerza que impulsa la transferencia de oxígeno reduce conforme aumenta la altura sobre el nivel del mar (Baquero-Rodríguez et al., 2022), se espera que también reduzca la eficiencia de remoción en sistemas biológicos aerobios. Una condicionante final, se asocia con la experiencia local, ya que en Bolivia el uso de humedales artificiales es limitada, toda vez que, de todas las PTAR operando en el territorio (>200), un número marginal emplea humedales artificiales (MMAyA, 2021).

En este sentido, el presente trabajo surge de la necesidad de validar el desempeño de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales industriales, en este caso, con elevadas concentraciones de materia orgánica, como las ocurridas en el matadero municipal de El Alto, bajo el condicionante de funcionamiento en clima frío y elevada altitud. Los resultados obtenidos permitirán plantear soluciones sostenibles a la problemática de las descargas de ARM, mismas que serán aplicables a la región del Altiplano de Bolivia y otras regiones cuyas características climáticas sean similares, esto es, zonas con clima frío y gran altitud.

2. Revisión bibliográfica

2.1. Características de las aguas residuales de mataderos

Las ARM presentan concentraciones de contaminantes significativamente superiores a las aguas residuales domésticas, debido a su compleja composición, que resulta de la presencia de grasas, proteínas, fibras, orina, sangre, pelo, alimentos no digeridos y fluidos no intestinales de los animales sacrificados. A esto se suma el uso de productos farmacéuticos veterinarios, desinfectantes y productos de limpieza utilizados en las instalaciones de los mataderos (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015; Ng et al., 2022).

Debido a la gran variedad de componentes presentes en las ARM, como también a los diferentes procesos desarrollados en las instalaciones de los mataderos y sus requerimientos de agua (Philipp et al., 2021), las concentraciones típicas de los diferentes contaminantes presentan un rango muy amplio. En la Tabla 2.1 se presentan los resultados de Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2015) y Aziz et al. (2019), que han resumido los rangos de concentración que pueden encontrarse para los principales contaminantes.

Tabla 2.1. Concentraciones típicas de aguas residuales de mataderos

Parámetro	Unidad	Rango (*)	Rango (**)
pH	-	4.9 – 8.1	5.0 – 7.8
DQO	mg/L	500 – 15,900	1,100 – 15,000
DBO ₅	mg/L	150 – 4,635	600 – 3,900
SST	mg/L	270 – 6,400	220 – 6,700
N _T	mg/L	50 – 841	50 – 840
NH ₄	mg/L	–	20 – 300
P _T	mg/L	25 – 200	15 – 200

Fuente: (*) Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2015) y (**) Aziz et al. (2019)

Como se puede apreciar en la tabla anterior, las concentraciones de contaminantes presentes en las ARM pueden alcanzar valores muy elevados, resultando en un impacto muy negativo en el medio receptor. Para reducir este impacto, la normativa de cada país establece límites de descarga para los distintos contaminantes (Philipp et al., 2021). En la Tabla 2.2 se muestra un resumen de los límites de descarga para distintas regiones, incluyendo los límites de Bolivia indicados en el Reglamento Ambiental para el Sector Industrial Manufacturero (RASIM).

Tabla 2.2. Límites de descarga a medio natural para ARM

Parámetro	Unidad	Banco Mundial	USA	Unión Europea	China	Bolivia
DQO	mg/L	125	–	125	100 – 300	250
DBO ₅	mg/L	30	16 – 26	25	20 – 100	80
SST	mg/L	50	20 – 30	35 – 60	20 – 30	60
N _T	mg/L	10	4 – 8	10 – 15	15 – 20	–
P _T	mg/L	–	–	1 – 2	0.1 – 1	–

Fuente: Adaptado de Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2015), Aziz et al. (2019) y RASIM (2002)

2.2. Tipos de tecnologías aplicables

2.2.1. Tratamientos intensivos

Los tratamientos intensivos son aquellos que requieren el uso de equipos electromecánicos para su funcionamiento, como principal ventaja se encuentra sus menores requisitos de superficie de implantación, en contraste esta su mayor complejidad y mayores costos de O&M (MMAyA, 2021). En cuanto a su aplicación para el tratamiento de las ARM, principalmente se recurre a los tratamientos fisicoquímicos, coagulación floculación o tratamientos biológicos (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015). Sin embargo, dado que las ARM presentan elevadas concentraciones de contaminantes, en particular de materia orgánica, además de las tecnologías antes mencionadas, se recurre a procesos adicionales que permitan alcanzar los límites de vertido, donde destacan los tratamientos de membrana u oxidación avanzada (Ng et al., 2022).

Entre los sistemas de tratamiento fisicoquímicos utilizados se encuentran los sistemas de Flotación por Aire Disuelto (DAF). La aplicación de estos sistemas permite alcanzar eficiencias de remoción de materia orgánica variables, desde 30 al 90% y del 70 al 80% para DQO y DBO₅ respectivamente. Estos sistemas además pueden mejorar su eficiencia cuando se aplican en combinación con procesos de coagulación y floculación. A pesar de las elevadas eficiencias alcanzadas, estos sistemas presentan determinados inconvenientes, como: mal funcionamiento ocasional, bajo rendimiento de SST y eficiencias moderadas de eliminación de nutrientes (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015). Asimismo, el uso de equipos de aireación y reactivos en el caso de incluir procesos de coagulación – floculación requiere elevados costos de inversión inicial, así como costos continuos de O&M, a esto se suma los costos asociados a la gestión de los lodos producidos.

Otro proceso fisicoquímico utilizado, es el de coagulación-floculación. A partir de una revisión exhaustiva Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2015) encontraron que la aplicación de esta tecnología alcanzó rendimientos moderados de reducción de materia orgánica, del orden de 41.9 a 65% para DQO y de 36.1 a 49.6% de DBO₅, observándose mejores resultados cuando se utilizó sulfato ferroso combinado con polielectrolito aniónico, resultando esta solución la menos costo efectiva.

Los sistemas biológicos por su parte, han sido estudiados recientemente, como alternativa para el tratamiento de ARM, donde el foco se centra en los procesos anaerobios, seguido de los procesos aerobios y finalmente en la combinación de ambos. El mayor interés sobre los procesos anaerobios se debe a las ventajas que estos plantean, referidos principalmente a la producción de biogás, mínimos requisitos de energía y capacidad de tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica (Ng et al., 2022). Los sistemas típicamente utilizados incluyen, filtros anaerobios, tanques sépticos, reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB), digestor anaerobio y reactor anaerobio secuencial (Bustillo-Lecompte et al., 2017). Distintos trabajos muestran a los UASB como una buena alternativa para el tratamiento de las ARM, alcanzando eficiencias de remoción de materia orgánica (DQO y DBO₅) superiores al 90% con TRH en el rango de 3.5 a 24 h. Si bien los sistemas anaerobios alcanzan elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica, generalmente se requiere de un tratamiento adicional para cumplir límites de vertido de N_T, P_T y patógenos (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015).

En el caso de los procesos biológicos aerobios, su uso es menos común, esto se debe a que las elevadas concentraciones de contaminantes en las ARM tendrán elevadas demandas de oxígeno, entonces elevados requisitos de energía. Para reducir los costos, es común recurrir a procesos aerobios combinados con procesos anaerobios (Ng et al., 2022). Entre los sistemas biológicos intensivos de mayor aplicación se encuentran los lodos activados, procesos biológicos de cultivo en suspensión. Para estos se observa que su aplicación bajo condiciones de carga másica baja (0.2-0.4) permiten alcanzar elevadas eficiencias de remoción de DQO (96%), SST (95%), NKT (96%), P_T (47%) y aceites y grasas (94%). Sin embargo, dado que las ARM presentan concentraciones importantes de grasas, se ha registrado que el efluente tratado presenta problemas de sedimentación (Aziz et al., 2019).

Filtros Percoladores o Lechos Bacterianos son sistemas biológicos de lecho fijo, donde las aguas residuales se alimentan por la parte superior del biorreactor y pasan a través de un material de soporte de alta permeabilidad, desarrollándose una capa compuesta de microorganismos (biopelícula) que permite la remoción de materia orgánica. Ampliamente utilizados para aguas residuales de origen doméstico, al presentar ventajas importantes como bajos costos de O&M y menores requisitos de superficie, su aplicación en ARM es limitada. Esto se debe a problemas de colmatación en el material filtrante ante elevadas concentraciones de materia orgánica. No obstante, se ha visto que la aplicación de un tratamiento previo, como sistemas DAF o floculación y sedimentación, han mejorado su desempeño alcanzando eficiencias de remoción de materia orgánica de hasta 85% (Aziz et al., 2019).

Los reactores biológicos secuenciales (SBR), sistemas donde se desarrollan todas las fases de los lodos activados en un mismo reactor (llenado, aireación, sedimentación y vaciado), se muestran como una buena alternativa para el tratamiento de las ARM. Diversos trabajos han mostrado que esta tecnología permite alcanzar elevadas eficiencias de remoción, de hasta 98% para DQO y 97% para N_T . La remoción de este último puede incluso mejorarse con la aplicación de aireación intermitente. Otro de los procesos biológicos comúnmente utilizados para aguas residuales domésticas y cuya aplicación en ARM se ha estudiado, son los contactores biológicos rotativos (CBR). No obstante, se ha reportado que su desempeño no es adecuado, alcanzando eficiencias de remoción de DQO de 40 a 85%. Más prometedor parece ser su aplicación en el pos tratamiento de las ARM, donde se alcanzó eficiencias de remoción de DBO_5 de hasta 88% (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015).

2.2.2. Tratamientos extensivos

Se denomina tratamientos extensivos a los tratamientos biológicos que degradan la materia orgánica vía aerobia, donde el oxígeno se suministra a partir de procesos naturales como la fotosíntesis o a través del uso de plantas acuáticas (MMAyA, 2021). Dado que el suministro de oxígeno no requiere de equipos electromecánicos, este tipo de tecnologías se caracteriza por su simplicidad y bajos costos de O&M. En contra partida, sus requisitos de superficie son elevados además que su respuesta ante variaciones en las condiciones de operación no es adecuada.

Entre las tecnologías extensivas, la más comúnmente utilizada son los sistemas de Lagunaje, en Bolivia denominados Lagunas de Estabilización. En este tipo de sistemas el oxígeno proviene, por una parte, de forma natural por la actividad fotosintética de las microalgas que se desarrollan sobre su superficie y en menor medida por el proceso de

reaireación superficial y, por otra parte, de forma artificial en las denominadas lagunas aireadas. Las lagunas para el tratamiento de ARM se han utilizado usualmente previa aplicación de un tratamiento primario anaerobio. Los mismos parecen alcanzar elevadas eficiencias de desnitrificación (95%) cuando se recurren a varias lagunas dispuestas en serie. En contrapartida, la aplicación de lagunas presenta dos principales problemas asociados a la superficie adicional necesaria y la generación extra de lodos (Aziz et al., 2019).

Otra tecnología extensiva, mayormente utilizada para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas aglomeraciones, son los humedales artificiales, actualmente utilizados para tratar aguas de distinto origen, ya sea doméstico, industrial, agrícola, descargas de minería, etc. (Gutiérrez-Sarabia et al., 2004). Su uso se ha extendido debido a las ventajas que conlleva su implantación como ser: bajos costos de O&M, integración con el paisaje, creación de hábitat para la biodiversidad, limitado o nulo impacto en el medio ambiente. Dadas los potenciales beneficios de su implantación, en este trabajo nos centramos en la aplicación de los humedales artificiales para el tratamiento de ARM.

2.2.2.1. Humedales artificiales

Los humedales artificiales son sistemas de ingeniería contruidos de tal forma que en estos se desarrollen procesos similares a los ocurridos en los humedales naturales, pero de forma controlada (Sehar and Nasser, 2019). En estos sistemas se aprovecha la acción combinada del suelo, vegetación, microorganismos, atmósfera y el agua. Como resultado de la interacción de los anteriores medios se desarrollan distintos procesos como la sedimentación, filtración, adsorción, biodegradación, fotosíntesis, fotooxidación que permiten la depuración de las aguas residuales (Aziz et al., 2019; Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2015).

En comparación con la mayor parte de tecnologías de tratamiento de aguas residuales, los humedales artificiales presentan bajos requisitos de operación y mantenimiento, además de una buena respuesta ante variaciones en las aguas de ingreso (Dotro et al., 2017). Además de los bajos requisitos de O&M, presenta bajos o nulos requisitos energéticos que en conjunto le brinda una ventaja económica importante sobre el resto de tecnologías, de forma que actualmente se constituyen en una de las tecnologías más atractivas para el tratamiento de aguas residuales como para la deshidratación de lodos (Stefanakis, 2016).

En general todos los tipos de humedales artificiales son efectivos para la remoción de materia orgánica y sólidos en suspensión, en cambio, la remoción de nitrógeno es inferior salvo que se recurra al uso combinado de distintos tipos de humedales artificiales. Por otra parte, la remoción de fósforo es limitada salvo que el material de soporte utilizado posea una alta capacidad de adsorción (Vymazal, 2010).

Inicialmente su aplicación se concentró en las aguas residuales domésticas, no obstante, durante las últimas décadas su evolución ha permitido su aplicación a diferentes tipos de aguas residuales, que incluyen además de las aguas residuales domésticas a las aguas residuales industriales y agrícolas, lixiviados de vertederos, escorrentías pluviales, descargas mineras, entre otros, lo cual lleva a considerar a los humedales artificiales como sistema de tratamiento de aguas residuales en general (Kadlec and Wallace, 2009).

La creciente aplicación de los HA para tratar aguas residuales industriales, con distintas características, ha venido de la mano con limitaciones específicas. Por ejemplo, las aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica tienen un efecto negativo no

solamente en la eficiencia e hidráulica de los HA sino también un impacto negativo en el normal crecimiento de la vegetación plantada (Wu et al., 2015). Esta y otras limitaciones suceden en aplicaciones recientes de los HA, como es el caso del tratamiento de ARM. Entonces, la implantación de los HA para el tratamiento de estas aguas debe ser validado previa fase de investigación (Crespo and Monerris, 2023).

2.2.2.2. Tipos de humedales

Los HA pueden clasificarse de acuerdo al tipo de vegetación plantada, la hidrología del humedal, esto es, la forma en la que el agua circula a través del humedal y finalmente la dirección del flujo del agua a través del humedal artificial. En el primer caso, las plantas utilizadas son macrófitas, pudiendo estas ser sumergidas, emergentes, flotantes y de hojas flotantes. En cuanto a la hidrología del humedal, esta diferencia los humedales de flujo superficial y subsuperficial, para este último se considera otra clasificación de acuerdo al tipo de flujo, que puede ser vertical u horizontal (Vymazal, 2010). La clasificación antes descrita se muestra de forma esquemática en la Figura 2.1.

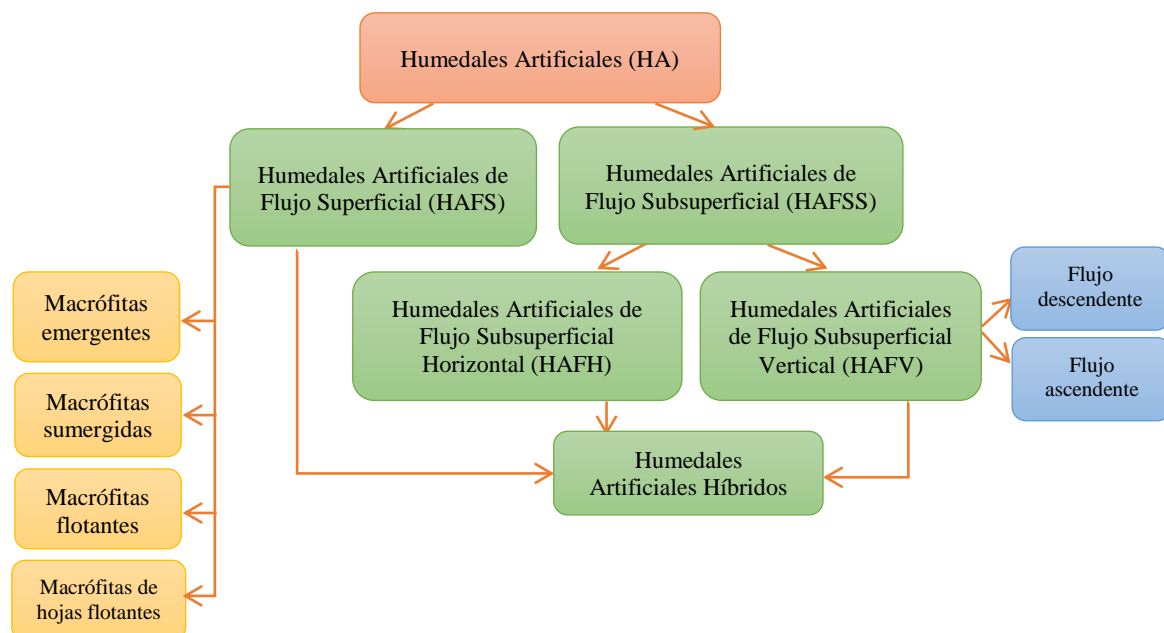


Figura 2.1. Tipos de humedales artificiales. Fuente: Sehar and Nasser (2019)

En su trabajo Vymazal (2014) observó que todos los tipos de humedales han sido utilizados para tratar aguas residuales industriales de diferente origen. No obstante, destaca el uso de humedales artificiales de flujo superficial (HAFS) y los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFH), siendo los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFV) los menos utilizados, pero en general, los humedales artificiales se muestran como una solución confiable para tratar los efluentes industriales.

Humedales Artificiales de Flujo Superficial (HAFS)

Este tipo de humedales se materializa mediante balsas o canales que contienen suelo u otro medio de soporte donde se plantan macrófitas acuáticas emergentes (Figura 2.2a), en general presentan niveles poco profundos de agua (Vymazal, 2014). El proceso de depuración ocurre cuando el agua pasa a través de los tallos de las macrófitas emergentes y el material de soporte (Sehar and Nasser, 2019). Estos humedales eliminan la materia

orgánica mediante un proceso de degradación biológica y sedimentación de partículas coloidales. En el caso de los sólidos en suspensión, se eliminan mediante procesos de sedimentación y filtración cuando pasan por la densa vegetación. Por otra parte, la eliminación del nitrógeno se alcanza principalmente mediante el proceso de nitrificación y desnitrificación y por la volatilización del nitrógeno en forma de amoníaco, debido a valores de pH altos causados por la fotosíntesis de las algas. En lo que respecta a la eliminación de fósforo, esta es reducida debido al limitado contacto del agua con las partículas del suelo o material de soporte que adsorben y precipitan el fósforo (Vymazal, 2010).

El uso de este tipo de humedales se concentra en la etapa de afino de aguas ya tratadas, que previamente han pasado un tratamiento secundario o terciario, como pueden ser los humedales artificiales de flujo subsuperficial, lodos activados, lagunas de estabilización, etc. Su uso plantea ventajas interesantes como ser: operación sencilla, bajos costos de O&M, reducido riesgo de colmatación, atrae variada biodiversidad (peces, insectos, anfibios, reptiles, mamíferos), mejora la remoción de materia orgánica y sólidos. En contraste, también plantea desventajas relevantes como son: altos requisitos de superficie, menor eficiencia en comparación con humedales de flujo subsuperficial, mayor riesgo a congelamiento, riesgo de generación de olores, reproducción de mosquitos, foco de transmisión de enfermedades cuando es accesible a las personas y animales (Sehar and Nasser, 2019). Además de los usos antes descritos los HAFS se han utilizado para el tratamiento de descargas pluviales, aguas residuales agrícolas, así como aguas residuales que contienen hidrocarburos de petróleo (Stefanakis, 2018).

Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal (HAFH)

En los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, las aguas fluyen por debajo de la superficie del material de soporte (Figura 2.2b), infiltrándose gradualmente de forma horizontal a través del mismo (Sehar and Nasser, 2019). El material de soporte se mantiene saturado y en el mismo se plantan macrófitas emergentes. El agua ingresa por uno de los extremos, fluye a través del material de soporte y se recolecta en el extremo opuesto. El nivel de salida del agua del humedal se controla mediante una tubería dispuesta fuera del mismo humedal (Dotro et al., 2017).

En este tipo de humedales, la eliminación de contaminantes responde a procesos físicos, químicos y biológicos desarrollados sobre una red de zonas aerobias, anaerobias y anóxicas. Donde las zonas aerobias están limitadas a las zonas de las raíces de las plantas. Debido a que la operación del sistema es en condiciones saturadas, el oxígeno disponible es limitado por lo que la eliminación de materia orgánica se realiza por medio de procesos de degradación en condiciones anaerobias/anóxicas. Los sólidos en suspensión se eliminan debido a procesos de sedimentación y filtración, alcanzando eficiencias elevadas. En cuanto al nitrógeno, el principal proceso sucedido en este tipo de humedales es el de desnitrificación. La eliminación del nitrógeno en forma de amoníaco es limitada debido a la falta de oxígeno en el medio de soporte. En lo que respecta al fósforo su eliminación es baja salvo que se utilicen materiales especiales (Vymazal, 2010).

Diferentes estrategias se han estudiado para mejorar su eficiencia de remoción, entre las cuales tenemos: la recirculación del efluente, alimentación por etapas, elevación del nivel de agua y uso de material de soporte con características especiales. En comparación con los HAFS los HAFH presentan menores requisitos de superficie, en cambio, pueden presentar mayores costos de construcción (Stefanakis, 2018). Su uso se ha extendido,

además de las aguas residuales domésticas, a las aguas residuales industriales, agrícolas, lixiviados y descargas pluviales (Sehar and Nasser, 2019; Vymazal, 2010).

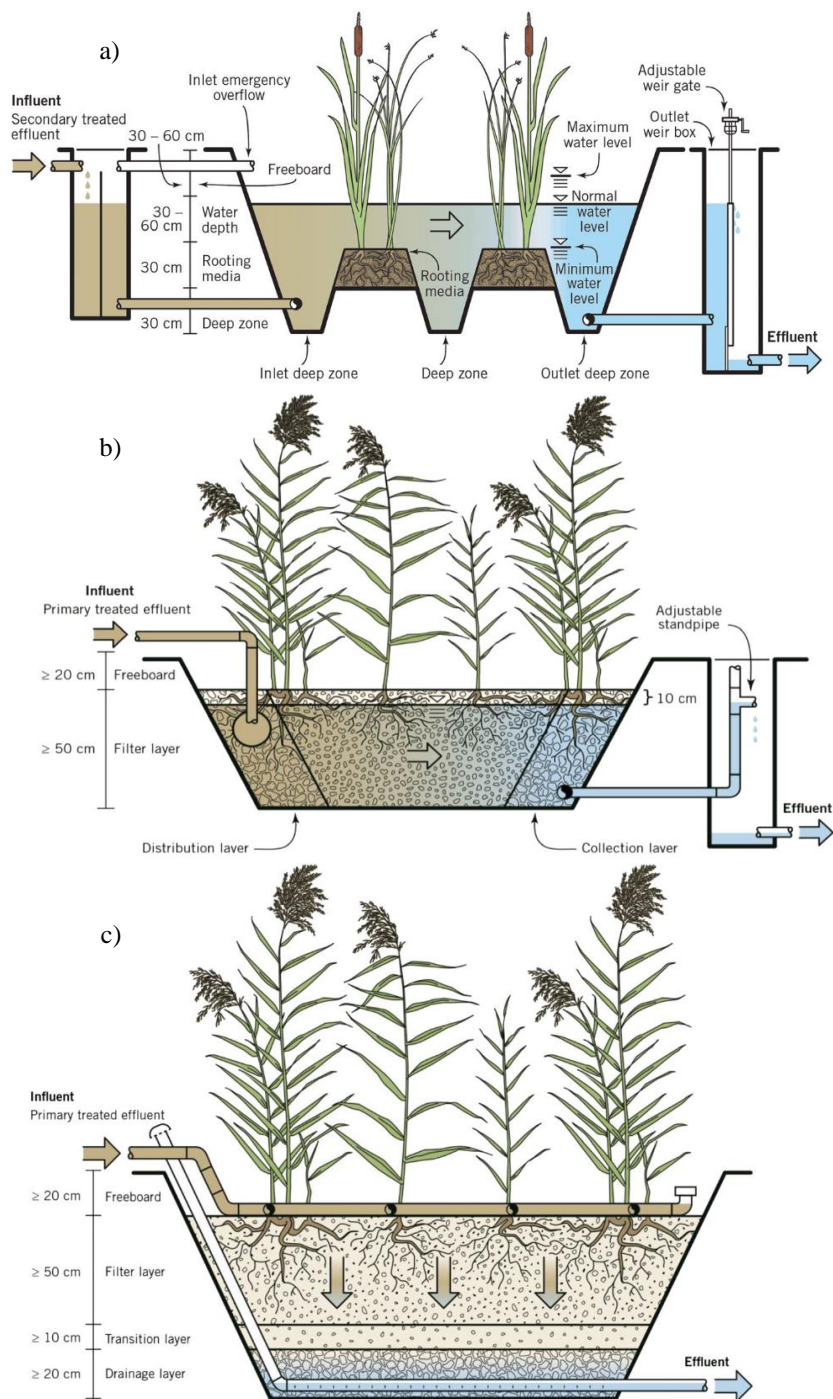


Figura 2.2. Esquema de diferentes tipos de humedales: a) humedal artificial de flujo superficial (HAFS), b) humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal (HAFH), c) humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (HAFV). Fuente: Dotro et al. (2017)

Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Vertical (HAFV)

Este tipo de humedales se materializa mediante material filtrante de gran espesor (50 a 100 cm) compuesto por grava y/o arena, así como macrófitas plantadas (Figura 2.2c). El sistema se alimenta de forma intermitente (mediante pulsos), con volúmenes importantes de agua de forma tal de encharcar la superficie, posteriormente estas aguas se infiltran de manera gradual a través del medio de soporte para luego ser recolectadas en el fondo con una red de tuberías de drenaje (Vymazal, 2014). En los periodos de descanso del sistema, esto es, entre pulsos, el aire re ingresa por los espacios entre partículas del material de soporte, oxigenando el sistema por difusión, por lo que se puede mantener un proceso biológico aerobio, esto a su vez permite la remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal mediante un proceso de degradación aerobia, en cambio los sólidos en suspensión y patógenos se eliminan por filtración (Dotro et al., 2017). En el caso del fósforo la eficiencia de este tipo de humedales es muy baja salvo que se utilice material de soporte con elevada capacidad de absorción (Vymazal, 2010).

En comparación con los HAFH los HAFV tienen menores requisitos de superficie. Asimismo, el riesgo de colmatación del medio de soporte es menor que para los humedales horizontales. En contraste, este tipo de humedales presenta una reducida o casi inexistente capacidad de desnitrificación (Sehar and Nasser, 2019) además que presenta mayores requisitos de operación y mantenimiento para bombear las aguas residuales de forma intermitente al sistema (Vymazal, 2010). Debido a que estos sistemas presentan elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica y nitrificación, su uso se ha extendido para tratar aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica y nitrógeno amoniacal como son las aguas residuales provenientes de la industria de procesamiento de alimentos (Dotro et al., 2017).

Humedales Artificiales Híbridos

Para alcanzar elevadas eficiencias de remoción, diferentes tipos de humedales pueden combinarse en distintas configuraciones, denominándose este tipo como humedales artificiales híbridos. De las distintas configuraciones, la más utilizada es el que combina el sistema vertical y luego el horizontal (Kadlec and Wallace, 2009; Sehar and Nasser, 2019). Esto se debe a que esta configuración aprovecha que el HAFV, al poseer mayor capacidad de transferencia de oxígeno, alcanza elevados niveles de nitrificación, pero no de desnitrificación. Entonces, se aprovecha la capacidad de desnitrificación que presentan los HAFH para alcanzar la eliminación efectiva de nitrógeno (Vymazal, 2014).

Si bien la combinación de diferentes tipos de HA permite la eliminación de nutrientes, la eficiencia de remoción alcanzada dependerá a las propiedades específicas del sistema así como a las condiciones de operación, en cambio, los sistemas híbridos de forma general presentan buen desempeño para la eliminación de materia orgánica y sólidos en suspensión (Sayadi et al., 2012).

Si bien el sistema híbrido más comúnmente utilizado se trata de un sistema vertical seguido de un sistema horizontal (HAFV + HAFH), también se tiene experiencias registradas para sistemas híbridos donde se utiliza un HAFH seguido de una HAFV. Las eficiencias alcanzadas en el sistema HAFH + HAFV son comparables a los sistemas HAFV + HAFH. Sin embargo, en caso de requerir la remoción neta de nitrógeno, se requiere incluir la recirculación del efluente del HAFV a cabecera del HAFH para que tenga lugar el proceso de desnitrificación (Vymazal, 2013).

Vegetación

La vegetación plantada en los humedales juega un papel fundamental en el proceso de depuración, ya que por una parte la rizosfera creada por las plantas, además de proveer superficie para el crecimiento de los microorganismos, también es fuente de carbono y nutrientes para los mismos (Sehar and Nasser, 2019). Por otra parte, su presencia mejora el proceso de filtración de los sólidos en suspensión, estabilizando además el material de soporte al reducir la formación de canales de erosión, con su denso sistema de raíces.

Asimismo, la vegetación permite la oxigenación del agua mediante el oxígeno liberado desde sus raíces, lo que a su vez permite contar con micro-zonas oxigenadas. Esta oxigenación mejora los procesos de degradación aerobia, la nitrificación y favorece la precipitación de metales. Debido a su extensa red de raíces, la vegetación también previene la colmatación del material de soporte al crear macro-poros (Kataki et al., 2021).

Otros aspectos importantes a considerar son que la vegetación puede conferir protección al sistema contra las heladas en climas fríos; que se constituye en hábitat para la vida silvestre y que permite una integración con el paisaje (Nuamah et al., 2020).

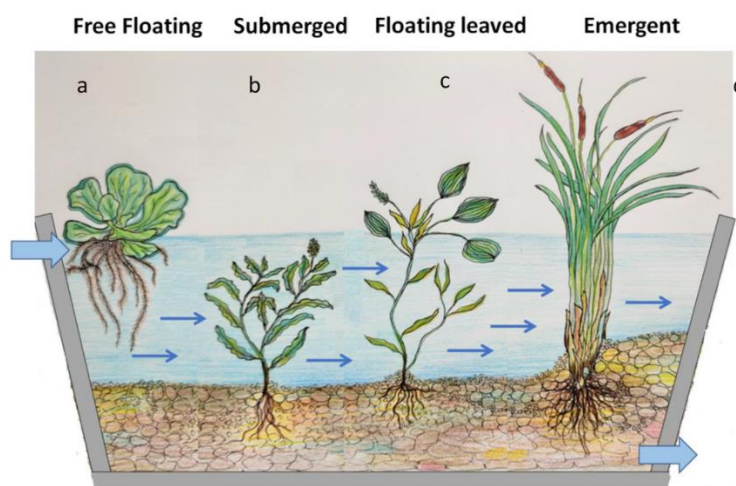


Figura 2.3. Tipos de macrófitas: a) flotantes, b) sumergidas, c) de hojas flotantes y d) emergentes. Fuente: Kataki et al. (2021)

La vegetación a la que se hace referencia son macrófitas, plantas acuáticas morfológicamente adaptadas a crecer en condiciones anegadas, al estar provistas de un extenso sistema interno de espacios (aerénquima) que permite el transporte de oxígeno a las raíces y rizomas de las plantas.

Las macrófitas utilizadas en los HA se muestran en la Figura 2.3, y se clasifican en los siguientes tipos: i) macrófitas flotantes, ii) macrófitas sumergidas, iii) macrófitas de hojas flotantes y iv) macrófitas emergentes (Kataki et al., 2021).

Las especies mayormente utilizadas varían dependiendo del tipo de humedal utilizado. En el caso de los HAFS las especies comúnmente utilizadas son: carrizo común (*Phragmites australis*), espadañas (*Typha spp.*) y juncos (*Juncus spp.*). Por su parte, en los HAFH se plantan usualmente especies como: carrizo común (*Phragmites australis*), espadañas (*Typha latifolia o angustifolia*) y junco de laguna (*Scirpus lacustris o californicus*). Finalmente, las plantas de mayor uso en HAFV son el carrizo común (*Phragmites australis*) y las espadañas (*Typha latifolia*) (Stefanakis, 2018).

Proceso de colmatación (Clogging)

El proceso de colmatación del material de soporte de los humedales artificiales (clogging) hace referencia al proceso de obstrucción de los poros del material filtrante, con la consecuente reducción en la conductividad hidráulica y de la eficiencia de remoción. Considerado como uno de los principales factores que condiciona la sostenibilidad de los humedales artificiales, el proceso de colmatación del material de soporte tiene mayor probabilidad de ocurrencia en los HAFV (Wang et al., 2021).

Como principales factores que propician el proceso de colmatación del material filtrante en los humedales se ha identificado a: i) la deposición y filtración de sólidos que bloquean los poros del sustrato, ii) la biomasa producida y que se desarrolla como biopelícula sobre la superficie del material granular y iii) la precipitación química que se da en los poros del material de soporte (Kadlec and Wallace, 2009).

2.2.3. Experiencias previas con aguas residuales de alta carga orgánica

Diversas experiencias han mostrado que los humedales artificiales son una atractiva alternativa para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica, la mayoría a través de HAFH. Son menos las experiencias con HAFV o con sistemas híbridos.

Soroko (2007) evaluó el desempeño de un sistema de humedales artificiales, en dos distintas etapas, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de un pequeño matadero de ganado porcino, cuyas concentraciones promedio fueron de 3188, 2452, 561 y 494 mg/L para la DQO, DBO₅, SST y NT respectivamente. En la primera etapa, la línea de tratamiento consistía en dos HAFV (VF1 y VF2) y un HAFH (HF) con áreas superficiales de 10 m², 5 m² y 10 m² respectivamente y con una altura para el material de soporte, en los HAFV, de 0.90 m. El sistema se alimentó con un caudal de 0.15 m³/d desde un tanque de almacenamiento de 4 m³ de capacidad, que hizo las veces de tanque de sedimentación. La carga hidráulica promedio de trabajo fue de 15 mm/d, 28 mm/d y 13 mm/d respectivamente. Las cargas orgánicas superficiales promedio fueron de 36.8, 0.17 y 0.05 g DBO₅/m²/d y de 47.8, 4.20 y 1.46 g DQO/m²/d respectivamente para los humedales VF1, VF2 y HF. Luego de un monitoreo de ocho meses, la eficiencia de remoción promedio alcanzada en el sistema fue de 99.9% para DBO₅, 97.4% para DQO, 94.9% para SST, 99.3% para NH₄ y 78.2% para N_T. Para la segunda etapa, el primer humedal vertical (VF1) se excluyó de la línea de tratamiento y se incluyó la recirculación del efluente del segundo humedal vertical (VF2) a cabecera del tanque de sedimentación, en una proporción del 100%, 150% y 200%. El nuevo esquema de trabajo se monitoreó durante once meses. Durante este periodo el humedal vertical (VF2) trabajó con una carga hidráulica de 40 a 50 mm/d. Con el segundo esquema de trabajo se logró alcanzar una eficiencia de remoción de N_T del 96.6%. Los resultados mostraron que el segundo esquema, que incluye recirculación, permitió alcanzar eficiencias de remoción de materia orgánica, SST y NH₄ aproximadamente iguales al sistema que incluía dos humedales verticales. Como era de esperar, el segundo arreglo permitió alcanzar mayor eficiencia de remoción de nitrógeno total, alcanzando eficiencias superiores al 95% esto para la máxima recirculación aplicada. El autor concluye que el sistema híbrido de humedales artificiales, es una solución efectiva para el tratamiento de aguas residuales, con elevadas concentraciones de materia orgánica.

Por su parte, Mburu et al. (2019) evaluaron varios mesocosmos de humedales artificiales, para tratar las aguas residuales de un matadero de ganado bovino de nivel medio, cuyas

concentraciones promedio de contaminantes fueron de 2098, 25558, 52.7, 1677, para la DBO₅, DQO, NH₄ y SST respectivamente. Los sistemas evaluados consideraron dos variantes: i) la utilización de tres tamaños para el material de soporte, siendo estos, arena (2 a 4 mm), arena gravosa (8 a 9.2 mm) y grava fina (16 – 19 mm) y ii) distintas alturas para el material de soporte, considerado 0.80 m (mesocosmos profundo) y 0.65 m (mesocosmos no profundo). A partir de la combinación de las dos variantes, se obtuvieron 6 mesocosmos denominados A1 y A2 con un tamaño de material de soporte de 2 mm y altura de 0.65 y 0.80 m respectivamente, B1 y B2 con material de soporte de 16 mm y altura de 0.65 y 0.80 m respectivamente. Finalmente, los mesocosmos C1 y C2 con materia de soporte de 8 mm y altura de 0.65 y 0.80 m respectivamente. Todos estos sistemas se implantaron en cilindros metálicos de 0.30 m de diámetro sobre una base de drenaje de 10 cm de altura con partículas de 20 mm de tamaño. Para su arranque todos los mesocosmos fueron saturados con las aguas residuales durante 10 días para permitir el crecimiento de las comunidades microbianas. Durante la operación los sistemas fueron alimentados con un volumen de aguas residuales de 30 l para los sistemas con soporte de 0.80 m y de 25 l para los sistemas con soporte de 0.65 m de altura, la alimentación se realizó a razón de 41 ml/min. Una vez alimentados los sistemas, se evaluó su desempeño considerando un TRH de 1, 3 y 5 días, al finalizar el periodo de saturación y realizada la toma de muestras, el sistema se dejaba en reposo durante 3 días para permitir la reoxigenación del material de soporte. De acuerdo a las concentraciones del efluente, los caudales de alimentación y la sección transversal de los cilindros metálicos, la carga hidráulica de trabajo fue de 0.28 y 0.32 m³/m²/d y la carga orgánica superficial fue de 560 y 629 g DBO₅/m²/d para los mesocosmos profundo y no profundo respectivamente. Se encontró que los mejores resultados de remoción de contaminantes corresponden a un TRH de 5 días, donde las eficiencias alcanzadas fueron de 50% para DBO₅, 55% para DQO, 82% para SST y 39% para NH₄. De los diferentes materiales utilizados, se encontró que la arena (2 mm) presentó mejores resultados de remoción para la MO y SST, en cuanto a la altura del material de soporte, no se encontró diferencias significativas para los mesocosmos profundos (0.80 m) y no profundos (0.65 m).

En su trabajo Vázquez et al. (2013) evaluaron el desempeño de un HAFV utilizado para tratar el lixiviado proveniente de un compost que fue regado con purines porcinos, cuyas concentraciones promedio alcanzaron valores de 2549, 10640, 1382 y 699 mg/L para SST, DQO, DBO₅ y NKT respectivamente. En el humedal se plantaron rizomas de Carrizo (*Phragmites australis*) y sus dimensiones fueron de 2 m x 3 m x 1.2 m (longitud x ancho x altura), donde el material de soporte, de abajo hacia arriba, estaba compuesto por: i) una capa de drenaje de 20 cm de espesor, compuesta por partículas de grava granítica de 10 – 20 mm de tamaño y ii) una capa filtrante de 80 cm de espesor, compuesta también por partículas de grava granítica, pero de 0 – 6 mm de tamaño. Para el funcionamiento, el lixiviado drenado del compost se almacenaba en dos tanques de 1 m³ de capacidad para luego conducirse a un tanque de recirculación, este último permitía la alimentación del humedal en intermitencia, enviando un volumen de 360 l en 15 min para ciclos de 6 h. Para estas condiciones la carga hidráulica de trabajo, incluyendo la recirculación, fue de 240 mm/d. Las cargas superficiales fueron de 4 a 15 g SST/m²/d, 18 a 70 g DQO/m²/d y 5 a 7 g DBO₅/m²/d. Se observó que la capacidad de infiltración del humedal, medido en términos de caudal de descarga del efluente, redujo progresivamente desde los 6 l/min a 2 l/min, ocurriendo incluso la colmatación del sistema, verificable por el encharcamiento del sistema aproximadamente en el día 165 de operación. Luego de un periodo de descanso de 2 semanas, el sistema se restableció recuperando su capacidad de

infiltración, aunque un encharcamiento parcial aún estaba presente. Los autores atribuyen este problema a las elevadas cargas superficiales de SST. No obstante, el sistema presentaba aún elevadas eficiencias de remoción de contaminantes. El sistema fue operado por más de 200 días, durante los cuales se tomaron 24 muestras del afluente y efluente midiendo SST, SSV, DQO, DQO_{sol}, DBO₅, NH₄, NKT, nitritos y nitratos. Adicionalmente, in situ se midieron pH, temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox. Las eficiencias alcanzadas fueron de 95% para los SST, 94% para la DQO, 99% para la DBO₅, 97% para el NH₃, 95% para el NKT y 79% para el N_T.

Saeed et al. (2018) evaluaron el rendimiento de la eliminación de contaminantes de dos sistemas híbridos de humedales artificiales, para tratar una mezcla de aguas residuales industriales (fábricas de acero, papel y teñido), cuyas concentraciones medias de entrada fueron de 1098, 215, 218, 17.3 y 4.6 mg/L de DQO, DBO₅, SST, N_T y P_T respectivamente. Los sistemas evaluados utilizaron como medio principal de soporte, ladrillo reciclado y bagazo de caña de azúcar, con porosidades de 46 y 31% respectivamente y en ambos casos con tamaño de partículas de 5 a 10 mm. Asimismo, se evaluó la influencia de incluir la recirculación del efluente. Los dos sistemas consistían de un HAFV (A1 y A2) y un HAFH (B1 y B2), donde los humedales verticales se materializaron utilizando tubería de PVC de 0.15 m de diámetro y 1.53 m de altura y en el caso de los humedales horizontales estos fueron materializados mediante placas de acero con dimensiones de 0.90 m x 0.30 x 0.92 m (largo x ancho x alto). Ambos humedales fueron plantados con *Canna Indica* y encharcados durante ocho semanas para permitir su adecuado crecimiento. El sistema se evaluó durante 17 semanas, considerando una fase sin recirculación y otra con recirculación. Durante las semanas 1 a 8 (sin recirculación) se alimentaron los dos humedales verticales con una carga hidráulica de 219.3 mm/d, dosificada en dos pulsos por día, cinco días a la semana, con un intervalo de 3 h entre los pulsos. El efluente de los humedales verticales se conducía a los humedales horizontales con una carga hidráulica de 13.8 mm/d. Durante las semanas 9 a 17 el efluente de los humedales verticales fue recirculado a una tasa del 100% a cabecera del humedal vertical, para luego conducirse a los humedales horizontales. Las cargas superficiales promedio alcanzadas fueron de 43.5 g DBO₅/m²/d, 240.8 g DQO/m²/d, 47.7 g SST/ m²/d, 3.7 g N_T/m²/d y 1.0 g P_T/m²/d. Durante el periodo de evaluación, de forma semanal, se tomaron muestras a la entrada y salida de cada humedal, midiendo SST, DQO, DBO₅, NH₄, NO₃, NO₂, N_T, P_T, SO₄²⁻. Adicionalmente, in situ, se midió pH, oxígeno disuelto y potencial redox. En el caso de la fase sin recirculación, destaca que la eficiencia de remoción en los humedales verticales fue baja, para ambos sistemas, alcanzando valores de 12 al 26% y de 33 al 46% para la DBO₅ y DQO respectivamente, donde los valores más bajos se presentaron para el sistema con material de soporte de ladrillo reciclado. En contraste, para el mismo sistema, la eficiencia global de eliminación de materia orgánica fue alta, con valores promedio de 83% para la DQO y 87% para la DBO₅. Luego, durante la fase con recirculación, se observó que se alcanzaron mejores eficiencias de eliminación de NH₄ para el humedal vertical con medio de soporte de ladrillo reciclado y reducción en la eficiencia de remoción de materia orgánica. El primero hallazgo se asocia a la naturaleza porosa y, por tanto, mayor TRH para el humedal con ladrillo reciclado. En cambio, en el humedal vertical con medio de soporte de bagazo de azúcar, se verificó la reducción en la eficiencia de remoción de NH₄.

Tabla 2.3. Comparación de estudios sobre aguas residuales de alta carga orgánica

Origen agua residual	Tipo de humedal	CH (m ³ /m ² /d)	COS (gDBO ₅ /m ² /d)	COS (gDQO/m ² /d)	Eficiencia de remoción (%)					Incluye recirculación	Autor
					DQO	DBO ₅	SST	NH ₄	N _T		
Mataadero de ganado porcino	HAFV + HAFH	0,015	36,8	47,8	94,2	99,9	94,9	99,3	78,2	SI	Soroko (2007)
Mataadero de ganado bovino	HAFV	0,28-0,32	560-629	-	55	50	82	39	-	NO	Mburu et al. (2019)
Lixiviado de compost regado con purines porcinos	HAFV	0,24	4-7	18-70	94	99	95	97	79	SI	Vázquez et al. (2013)
Purines porcinos	HAFV + HAFH	0,05	-	130-391	75	73	94	62	-	NO	Torrrens et al. (2021)
Industria de acero, papel y teñido	HAFV + HAFH	0,22	43,5	240,8	83	87	95	81	80	SI	Saeed et al. (2018)
Bodega de vinos	HAFV + HAFH	0,077-0,215	22-296	43-446	54-93	45-95	75-94	55,4	-	SI	Serrano et al. (2011)
Sala de ordeño	HAFV + HAFV + HAFH	0,015	11,5	30,3	88	89	98	64	76	SI	Sharma et al. (2011)

Torrens et al. (2021), evaluó la viabilidad de un sistema híbrido de humedales artificiales a escala piloto para tratar purines de una granja de cerdos en Cataluña (España). El sistema estaba compuesto por un HAFV seguido de un HAFH ambos plantados con Carrizo (*Phragmites australis*). Las concentraciones de las aguas de ingreso presentaron gran variabilidad con valores promedio de 6986, 2124, 4123, 2345, 1876, 31 y 267 mg/L para la DQO, DBO₅, SST, NKT, NH₄, NO₃ y PO₄³ respectivamente. El humedal vertical se componía de tres unidades en paralelo, con un área de 3.2 m² cada una (4.7 m x 0.7 m x 0.6 m). El material de soporte para las 3 unidades fue el mismo y estaba compuesto, de abajo hacia arriba, por: i) una capa de drenaje de 10 cm de espesor de grava de 20-60 mm, ii) capa de transición de 20 cm de espesor con grava de 20-30 mm y iii) una capa de infiltración de 30 cm de espesor con grava de 2-8 mm de tamaño. El HAFV fue alimentado a través de una bomba regulada con un temporizador bajo dos condiciones de funcionamiento, la primera consistió en la alimentación con 1 pulso/d con una CH de 5.6 cm/d (180 l/d), la segunda consistió de alimentación con 5 pulsos/d y misma CH (36 l/pulso). Dada la gran variabilidad de las concentraciones de entrada la carga orgánica superficial osciló entre 130.4 a 391.2 g DQO/m²/d. La alimentación se realizó a cada unidad durante una semana con descanso de dos semanas. El efluente del HAFV se conducía al HAFH compuesto por un solo módulo de 4.7 m x 2.3 m x 0.6 m, donde el material de soporte se componía de ladrillo triturado con tamaño de 20-80 mm. Para evaluar el desempeño del sistema se tomaron muestras a la entrada y salida del HAFV y HAFH de forma semanal y mensual entre 2013 y 2016. Las eficiencias alcanzadas fueron de 75% para la DQO, 73% para la DBO₅, 94% para los SST, 69% para el NKT, 62% para el NH₄ y 81% para el PO₄³. A pesar de las elevadas eficiencias alcanzadas, la calidad del efluente no cumplió con los límites de descarga a cuerpos de agua indicados en la directiva 91/271/CEE de la Unión Europea.

En su trabajo Serrano et al. (2011) evaluaron el desempeño de un sistema de humedales artificiales híbrido a escala completa para tratar aguas residuales provenientes de la mezcla de una bodega de vinos en Pontevedra España. El sistema estaba compuesto por un Digestor Hidrolítico de Lecho de Lodo de Flujo Ascendente (HUSB) seguido de un HAFV y tres unidades de HAFH. Las concentraciones de ingreso al sistema presentaron una alta variabilidad con valores promedio de 1558, 942, 129, 52.9, 28, 2.3 mg/L para la DQO, DBO₅, SST, NKT, NH₃ y PO₄³ respectivamente. El HAFV tuvo una superficie de 52 m² de superficie (8.3 m x 6 m x 1.4 m, l x a x h) plantado con *Phragmites australis*, su material de soporte estaba compuesto, desde abajo hacia arriba, por: i) capa de drenaje de 20 cm de altura con grava granítica de 8 – 16 mm, ii) capa de material filtrante de 80 cm de altura con grava granítica de 3 – 6 mm de tamaño de partícula y iii) capa de distribución de 20 cm de altura compuesta por grava de 8 a 16 mm de tamaño. El HAFH compuesto por tres unidades independientes de 100 m² (10 m x 10 m) de superficie cada uno plantado con *Juncus effusus*, el material de soporte instalado consistió de grava de 6 – 12 mm, la primera unidad con una altura de 0.35 m y las otras dos unidades con 0.65 m de altura. La alimentación del sistema híbrido se realizó con el efluente del HUSB que permitió reducir la concentración de sólidos en suspensión. El sistema se monitoreó durante 600 días entre los años 2008 y 2009 tomando muestras dos veces por semana debido a la gran variabilidad de la calidad del agua y caudales de ingreso. La alta variabilidad en la calidad del afluente tuvo como resultado una alta variabilidad en las cargas orgánicas de trabajo que oscilaron, en el caso del HAFV, entre 43 a 466 g DQO/m²/d y desde 22 a 296 g DBO₅/m²/d. Asimismo, las eficiencias de remoción en el HAFV fueron variables oscilando entre 29 a 70% para las DQO y entre 36 a 68% para las

DBO₅. La eficiencia global del sistema alcanzo valores que oscilaron entre 54 a 93% para la DQO y de 45 a 95% para la DBO₅. Resalta que alcanzar eficiencias superiores al 80% requirió COS inferiores a 37 g DQO/m²/d y 23 g DBO₅/m²/d. Adicionalmente, los autores atribuyen a la COS y temperatura como las principales variables que condicionan el desempeño del sistema.

Otro trabajo relevante es el realizado por Sharma et al. (2011), en este se evaluó el desempeño de un sistema de humedales artificiales híbrido a escala completa para tratar aguas residuales con elevadas concentraciones de contaminantes provenientes de una sala de ordeño en Hokkaido Japon bajo condiciones de clima frío. El sistema consistió en dos HAFV dispuestos en serie seguido de un HAFH. Como tratamiento previo se dispuso de un tanque de sedimentación para separar sólidos y ajustar el pH. Ambos HAFV contaban con una superficie de 160 m² cada uno y plantados con carrizo (*Phragmites australis*). En la superficie de ambos humedales se dispuso de una material flotante y poroso (vidrio reciclado) denominado Supersol con una densidad de 0.4 g/cm³, este material tenía como objetivo capturar los SS de ingreso, así como servir de aislante térmico y evitar el congelamiento. Las concentraciones de ingreso al sistema presentaron una alta variabilidad con valores promedio de 4425, 1574, 770, 183, 77, 29 mg/L para la DQO, DBO₅, SST, N_T, NH₄ y PO₄³ respectivamente. El material de soporte del primer HAFV consistía de una capa de grava de 0.71 m, por otra parte, en el segundo HAFV se dispuso una capa de 0.20 m de ceniza de escoria y 0.51 m de grava. En el caso del humedal horizontal contaba con una superficie de 336 m² y altura de 0.7 m plantado con variedades de arroz forrajero, donde la capa entera se compuso de arena fina de diámetro entre 0.25 a 0.50 mm. El sistema fue monitoreado a través de la toma de muestras de forma mensual durante la gestión 2008, además de la instalación de equipos de medición de caudal y temperatura en los puntos de entrada y salida de cada uno de las etapas del sistema. Las cargas orgánicas y eficiencias de remoción promedio alcanzadas fueron de 30.3 g/m²/d y 88% para la DQO, 11.5 g/m²/d y 89% para la DBO₅, 5.4 g/m²/d y 98% para los SST. Resalta la tolerancia del sistema híbrido a las fluctuaciones de carga contaminante sin que esto afecte la eficiencia de remoción.

Resultado de la revisión de trabajos previos con aguas residuales de alta carga orgánica, se observa que las mayores eficiencias se alcanzan cuando la COS aplicada es inferior a la utilizada en el caso de aguas residuales domésticas (Sharma et al., 2011; Soroko, 2007; Vázquez et al., 2013). En cambio, cuando las COS aplicadas son elevadas, en relación a las aplicadas a aguas residuales domésticas, las eficiencias alcanzadas son limitadas (Mburu et al., 2019; Saeed et al., 2018; Torrens et al., 2021). La relación inversa entre la COS y la eficiencia de remoción se puede apreciar de manera directa en el trabajo realizado por Serrano et al. (2011), donde para COS bajas se alcanza mayor eficiencia de remoción, y en contraste para las COS elevadas la eficiencia de remoción reduce cerca un 50%.

Por otra parte, resalta que la recirculación permitió alcanzar mayores eficiencias de remoción de nitrógeno en sus diferentes formas. Por un lado, la recirculación del efluente del HAFV a cabecera del mismo mejoró las eficiencias de remoción de NH₄ (Saeed et al., 2018; Soroko, 2007), esto se debe a que la recirculación del efluente del humedal vertical permite aumentar el tiempo de contacto de las aguas residuales con la biopelícula adherida al sustrato, así como proporcionar una mayor oxigenación que mejora la actividad biológica aerobia (Stefanakis et al., 2014). Por otro lado, la recirculación del efluente del HAFV a cabecera de tratamiento primario, permitió la mezcla de un efluente nitrificado

pero con bajo contenido de materia orgánica con aguas con bajo contenido de nitratos pero alto contenido de materia orgánica, favoreciendo el proceso de desnitrificación (Dotro et al., 2017).

Asimismo, se observó que, la aplicación de varias etapas de tratamiento (Sharma et al., 2011), permiten la reducción gradual de la concentración de entrada a cada componente del sistema, esto permite el tratamiento de aguas residuales con concentraciones de materia orgánica muy elevadas. Sin embargo, en estos casos se debe controlar que no se limite la llegada de nutrientes a las etapas posteriores, en cuyo caso la biopelícula no podrá desarrollarse de forma adecuada.

2.2.4. Desempeño en clima frío

Los humedales artificiales presentan ventajas importantes en comparación con otras tecnologías, entre ellas: presentan bajos costos de O&M, simplicidad en su diseño, mínimo consumo de energía, reducido impacto en el medio ambiente. Por lo que son ampliamente reconocidos como una alternativa sostenible para el tratamiento de aguas residuales de diferente origen (Bustillo-Lecompte et al., 2017; Sehar and Nasser, 2019).

Sin embargo, su aplicación en climas fríos presenta retos importantes, ya que las condiciones climáticas, en este caso, la temperatura puede condicionar el desempeño de los humedales artificiales de forma directa o indirecta. La influencia directa se debe a la fisiología de las plantas, que está condicionada por la radiación solar y la temperatura. En el caso de la influencia indirecta, esta se refiere a la dependencia que los procesos biológicos y bioquímicos muestran ante las condiciones climáticas, por ejemplo, ante temperaturas bajas la velocidad de crecimiento de las bacterias reduce, disminuyendo entonces la eficiencia de remoción (Wang et al., 2017).

Si bien las bajas temperaturas pueden reducir la eficiencia de remoción, se tienen resultados diferenciados de acuerdo al tipo de contaminante. La revisión que realizaron Singh et al. (2022) mostró que las bajas temperaturas en zonas de clima frío no tienen efecto significativo para la remoción de materia orgánica (DQO y DBO₅) y sólidos en suspensión (SST). En cambio, sí encontraron una reducción significativa de la eficiencia de remoción de nitrógeno en sus diferentes formas.

El trabajo realizado por Akratos and Tsihrintzis (2007) mostró resultados similares, donde se alcanzaron mayores eficiencias de remoción de nitrógeno para temperaturas superiores a los 15°C, en cambio, temperaturas inferiores presentaron eficiencias significativamente inferiores.

Distintas experiencias en Norte América, Noruega, Escandinavia, y otras en el norte de Europa han mostrado que la aplicación de humedales artificiales en climas fríos es factible. En estas, se observó que el desempeño de los humedales artificiales no reduce de forma significativa a bajas temperaturas (< 5°C), siempre que se adopten medidas como aislamiento, mayores tiempos de retención hidráulica y tratamientos aerobios previos (Jenssen et al., 1993).

Prácticas específicas como: aislamiento de la red de tuberías que conducen las aguas residuales al sistema, evitar la cosecha de la vegetación en invierno, y el colocado de placas de poliestireno extruido en el perímetro de los humedales, se han evaluado para evitar la congelación (Wittgren and Mæhlum, 1997).

Por tanto, el clima frío no parece tener un efecto sobre la eficiencia de remoción de los contaminantes, pero también es fundamental la exposición del agua al clima frío. Así, en el caso de los HAFS, durante los periodos de bajas temperaturas, por debajo del punto de congelación, se puede formar una capa de hielo en el humedal, que reduce su altura útil, disminuyendo el tiempo de retención hidráulica, que condiciona el funcionamiento del sistema. En estos casos, se suele aumentar la altura libre en previsión de la capa de hielo a formarse (Kadlec and Wallace, 2009).

En contraste, en los HAFH al estar el nivel del agua por debajo de la superficie del material de soporte, no se tiene una exposición directa a la atmosfera, por lo que en el interior del humedal se puede mantener una temperatura óptima para la actividad biológica, siendo entonces los HAFH más adecuados en regiones con climas fríos (Singh et al., 2022).

2.2.5. Efecto de la altitud

En general no se conoce con exactitud la influencia de la altitud sobre el desempeño de los sistemas de tratamiento, excepto claro en los sistemas de lodos activados y sus variantes, donde los consumos de energía eléctrica incrementan a mayor altitud, con la consiguiente elevación de costos de O&M (MMAyA, 2021).

En el caso del efecto de la altitud sobre el desempeño de los humedales artificiales, Vera-Puerto et al. (2022) evaluaron la eficiencia de transferencia de oxígeno en humedales artificiales aireados, instalados en ubicaciones con diferentes altitudes (120 y 2550 m.s.n.m.). Los resultados mostraron que, la eficiencia de transferencia de oxígeno de los sistemas de aireación, fueron influenciados de forma negativa a mayor altitud.

Por su parte, Arévalo-Durazno et al. (2023) evaluaron el desempeño de dos humedales artificiales de flujo vertical con sistema francés para tratar aguas residuales de origen doméstico, y que fueron instalados en la región norte de los Andes a una altitud de 2500 m.s.n.m. Se observó que el sistema alcanza eficiencias de remoción para DQO y SST de 64% y 70% respectivamente, mostrando la aplicabilidad de este tipo de sistema en zonas de gran altitud.

3. Materiales y métodos

3.1. Área de estudio

Las aguas residuales tratadas en el sistema corresponden a una de las descargas producidas en el matadero municipal “Los Andes”, ubicado en el municipio de El Alto en Bolivia (Figura 3.1). Este municipio se encuentra ubicado en el departamento de La Paz, en un entorno geográfico situado sobre una meseta caracterizada por una superficie plana y ondulada, que se desarrolla entre los 6,000 y 3,700 m.s.n.m., estando el matadero municipal ubicado a 4,050 m.s.n.m.

Con una población, para el año 2021, superior al millón de habitantes, la ciudad de El Alto es la segunda más poblada de Bolivia. Su clima es frío, húmedo en verano y seco en invierno, típico de alta montaña con ocasionales nevadas. Anualmente recibe una precipitación total superior a los 600 mm. La temperatura promedio de la zona es de 7.6 °C, alcanzando la máxima promedio los 14.7 °C y la mínima promedio los 0.5 °C. Los meses de menor temperatura ocurren entre mayo a agosto llegando la temperatura promedio mínima hasta los -3.1 °C (GAMEA, 2016).



Figura 3.1. Ubicación del matadero municipal ‘Los Andes’ y sitio de emplazamiento del sistema de humedales. Fuente: Google Earth

El sistema de humedales artificiales se ha construido e instalado en un área en exteriores en predios de la Universidad Pública de El Alto, a unos 1,400 m de distancia del matadero municipal y sobre la misma cota (4,050 m.s.n.m.). El lugar presenta pues las mismas condiciones climáticas que el matadero, razón de la elección del sitio de instalación del sistema. Para proteger el sistema de las lluvias, pero permitir el paso de la luz solar se ha instalado una cubierta con calamina plástica transparente.

3.2. Origen de las aguas residuales

De acuerdo con la información facilitada por los responsables del matadero municipal “Los Andes”, actualmente, se sacrifican de 300 a 400 cabezas de ganado bovino y de 70 a 100 de ganado porcino. Este número de cabezas de ganado se procesa de forma diaria durante seis días de la semana.

Los principales procesos realizados en el matadero y por tanto generadores de aguas residuales son: a) faenado, b) despiece y c) oreo. En el caso del proceso de faenado, las actividades que consumen mayor cantidad de agua son: bañado antimorte, noqueo y desangrado, deshuellado y separación de vísceras rojas y verdes, que dan como resultado la descarga de aguas residuales caracterizadas por un color café oscuro y por la presencia abundante de sólidos y grasas (Figura 3.2b).

Por otra parte, en el proceso de ‘despiece’ las actividades que consumen agua son: mondonguería y limpieza de patas. Las descargas provenientes de estas actividades se acoplan a las aguas del proceso de faenado.

En el caso del proceso de oreo las actividades generadoras de aguas residuales son: limpieza y lavado de las carcasas, enfriamiento y almacenamiento. Las aguas resultantes se caracterizan por un color rojo claro y la presencia abundante de sólidos y grasas (Figura 3.2a).



Figura 3.2. Descargas del matadero municipal, a) descarga desde la sala de oreo, b) descarga desde el faenado y despiece. Fuente: Fotografía tomada por el autor.

En todas las instalaciones del matadero se realiza una limpieza cada dos días utilizando productos de limpieza comercial.

Las aguas residuales generadas en los procesos de faenado, despiece y oreo y pasan a través de rejillas artesanales, que hacen la función de desbaste de estas aguas. Posteriormente, las aguas del faenado y despiece se vierten directamente a la red de saneamiento municipal.

En el caso del proceso de oreo, las aguas, tras su paso por las rejillas, se conducen a un tanque séptico, que contiene material granular, para luego conducirse por una línea de tuberías a la red de saneamiento municipal.

Ambas líneas de tuberías se conducen a la misma red municipal, descargando sin tratamiento alguno directamente en el río Hernani, que es afluente del río Seco llegando finalmente al Lago Titicaca. La línea de tuberías del proceso de oreo es superficial y cuenta con cámaras de inspección. Al ser esta la línea más accesible, las aguas del proceso de ‘oreo’ fueron las que se seleccionaron como alimentación del sistema.

De acuerdo a las actividades descritas y a los productos utilizados, se espera que las descargas del proceso de oreo tengan la presencia de sangre, grasas, pelos, vísceras, desechos intestinales y productos de limpieza.

3.3. Diseño conceptual del sistema

Las dimensiones del sistema a escala de laboratorio, responden a un diseño conceptual que tomó como referencia principal la normativa local aplicable al tratamiento de aguas residuales domésticas, concretamente la ‘Guía de Selección y Diseño de Líneas de Tratamiento de Aguas Residuales’ de Bolivia.

Características de las aguas residuales

Las características de las aguas residuales a tratar en el sistema se adoptaron a partir de los registros de monitoreo anuales, que realiza el matadero municipal “Los Andes” a través del laboratorio del gobierno municipal (Tabla 3.1).

Para el diseño conceptual del sistema se adoptaron valores de concentración de la materia orgánica presente en las aguas residuales de 2,000 mg/L y 1,000 mg/L para la DQO y DBO₅ respectivamente.

Tabla 3.1. Características de las aguas residuales del matadero “Los Andes”

Descripción	Unidad	2020	2021	2022	EPSA
pH	Unid. pH	6.6	6.5	6.8	6.56
Conductividad	μS/cm	1,820	1,668	598	2,790
Oxígeno disuelto	mg/L	0.66	0.3	4.1	1.23
Sólidos en suspensión totales	mg/L	294	263	520	476
Demanda química de oxígeno	mg/L	-	-	-	2,036
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	920	164	979	1,098
Aceites y grasas	mg/L	63.5	53.4	42.9	7
Amonio como nitrógeno	mg/L	-	46	2.14	-
Nitrógeno total	mg/L	-	130	90	-
Fósforo Total	mg/L	-	11.2	4	-

Caudal de alimentación

Para la alimentación del sistema se contó con un recipiente de polipropileno de 80 l (diámetro 0.40 m) de capacidad bruta y 50 l de capacidad útil. El recipiente permite la alimentación del sistema durante una semana, por lo que el caudal medio de alimentación fue del orden de 0.3 l/h.

Tanque séptico

Para materializar el tanque séptico se utilizaron dos recipientes similares al tanque de alimentación, por lo que el volumen disponible es de 100 l. En base a estos datos el TRH resulta ser:

$$TRH = \frac{V}{Q} = \frac{100 \text{ l}}{0.3 \text{ l/h}} = 300 \text{ h} \cdot \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ h}} = 14 \text{ d}$$

Asimismo, la carga superficial se determina como sigue:

$$C_h = \frac{Q}{S} = \frac{0.3 \text{ l/h} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}}}{2 \cdot \left(\frac{\pi}{4}\right) \cdot 0.4^2 \text{ m}^2} = 0.0012 \text{ m/h}$$

La normativa local sobre aguas residuales domésticas, recomienda valores para el TRH superiores a 3 días y en el caso de la carga superficial inferiores a 1.5 m/h (MMAyA, 2021). De acuerdo a los resultados anteriores, ambos criterios se cumplen sobradamente, por lo que las dimensiones del tanque séptico se dan por válidas.

Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical.

Para el humedal vertical se utilizó un recipiente de polipropileno de 180 l de capacidad (diámetro 0.47 m), cuyo funcionamiento se verificó en base al criterio de carga orgánica superficial (COS). Los valores de referencia utilizados son de 80 g DQO/m²/d (Dotro et al., 2017) y 45 a 55 g DBO₅/m²/d (MMAyA, 2021). Se asumió que el tanque séptico logra eliminar hasta 20% de materia orgánica (MMAyA, 2021), con lo cual las cargas orgánicas de trabajo serán:

Para DBO₅:

$$COS = \frac{\left(0.3 \frac{\text{l}}{\text{h}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1000 \text{ l}}\right) \cdot 800 \text{ g/m}^3}{\frac{\pi}{4} \cdot 0.47^2 \text{ m}^2} = 34 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2/\text{d} < 45 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2/\text{d}$$

Para DQO:

$$COS = \frac{\left(0.3 \frac{\text{l}}{\text{h}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}}\right) \cdot 1600 \text{ g/m}^3}{\frac{\pi}{4} \cdot 0.47^2 \text{ m}^2} = 67 \text{ g DQO/m}^2/\text{d} < 80 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$$

Asimismo, Dotro et al. (2017) recomiendan que la carga hidráulica máxima no debe exceder los 0.08 m³/m²/d. Para el sistema se obtuvo:

$$C_h = \frac{Q}{S} = \frac{0.3 \text{ l/h} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}}}{\frac{\pi}{4} \cdot 0.47^2 \text{ m}^2} = 0.042 \text{ m/d} < 0.08 \text{ m/d}$$

Como se cumple tanto los criterios de carga orgánica superficial en términos de DQO y DBO₅, además del criterio de carga hidráulica, las dimensiones del HAFV se dan por válidos.

Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal

Para el humedal horizontal se utilizó un recipiente de 120 l de capacidad, con dimensiones medias de 70cm x 40cm x 40cm (L x a x h). Su funcionamiento se verificó en base al criterio de carga orgánica superficial. Para esta, la normativa local recomienda valores inferiores a 25 g DBO₅/m²/d (MMAyA, 2021). Además, se asumió que el humedal vertical logra alcanzar una eficiencia de remoción de DBO₅ del 90%, con lo cual tenemos:

$$COS = \frac{\left(0.3 \frac{\text{l}}{\text{h}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ l}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}}\right) \cdot 80 \text{ g/m}^3}{0.7 \text{ m} \cdot 0.4 \text{ m}} = 2.1 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2/\text{d}$$

Al igual que el HAFV, el HAFH cumple el criterio de carga orgánica superficial, por lo que las dimensiones propuestas para el humedal horizontal se dan por válidas.

3.4. Montaje del sistema

El funcionamiento del sistema fue planteado de forma tal que se acercase, en lo posible, a las condiciones de una PTAR a escala real. Para ello, el sistema se instaló en un espacio en exteriores abierto, bajo una cubierta de calamina plástica transparente.

El sistema cuenta con un tanque de almacenamiento que hace las veces de tanque de alimentación al sistema; un tratamiento primario constituido por un tanque séptico, y un tratamiento secundario conformado por un HAFV seguido de un HAFH. El esquema conceptual del sistema y los elementos que lo componen se muestran en la Figura 3.3.

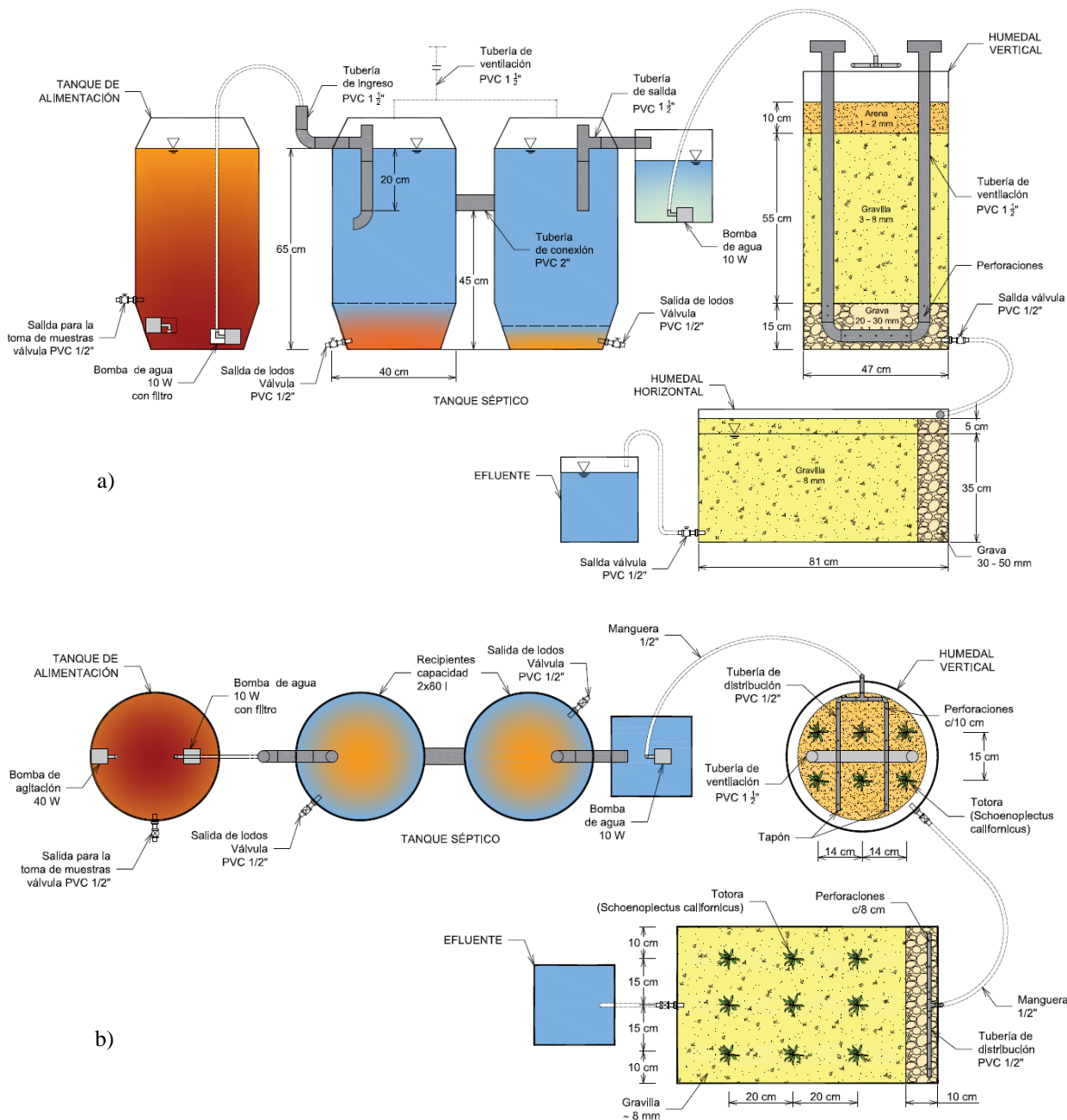


Figura 3.3. Esquema del sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio, a) planta, b) elevación. Fuente: Elaboración propia

Tanque de alimentación

El sistema consta de un tanque de alimentación constituido por un recipiente plástico de polipropileno de 80 cm de altura y 40 cm de diámetro con una capacidad total de 80 l y una capacidad útil de 50 l.

En este tanque, se instaló dos bombas sumergibles, la primera con una potencia de 10 W conectada a una tubería flexible que permite la alimentación del tanque séptico, y la segunda con una potencia de 40 W que permite y agitación del agua (a objeto que la alimentación al sistema se haga con aguas homogeneizadas, limitando la sedimentación en el fondo del tanque de almacenamiento).

Asimismo, a unos 15 cm medidos desde el nivel del fondo del tanque, y aproximadamente al nivel de la bomba de agitación, se instaló una válvula de salida de PVC de ½" que permite la toma de muestras del afluente al sistema.

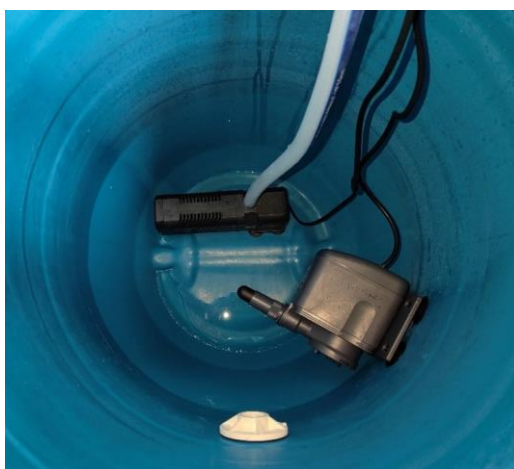


Figura 3.4. Vista del tanque de alimentación, bomba de alimentación, bomba de agitación y salida para toma de muestras. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Tanque séptico

Como tratamiento primario se utilizó un tanque séptico construido a partir de dos recipientes plásticos de polipropileno de 80 cm de altura y 40 cm de diámetro con una capacidad cada uno de 80 l y capacidad útil de 50 l. Los recipientes fueron conectados con una tubería plástica de PVC de 2" ubicada a 45 cm desde la base, esto es, 2/3 de la altura útil del agua.

El ingreso y salida del tanque séptico, que se ejecutaron empleando tuberías, piezas en forma de "T" y codos de PVC, tanto la entrada como salida se sitúan a 20 cm por debajo del nivel del agua para evitar el paso de grasas hacia los humedales y que estas puedan ser evacuadas periódicamente.

El nivel de salida del tanque séptico se instaló 3 cm por debajo del nivel de entrada del mismo. En el fondo de ambos recipientes plásticos se instalaron válvulas de salida de PVC de ½", mismos que permiten la purga periódica de los lodos decantados. Asimismo, ambos recipientes están conectados, en su parte superior, a un sistema de tuberías plásticas de PVC de 1½" que funcionan como sistema ventilación para la fuga de los gases generados en el tanque séptico. El efluente del tanque séptico se conduce a un recipiente plástico de polipropileno de 20 l de capacidad, en el que se instaló una bomba de 10 W de potencia que permite la alimentación intermitente al humedal vertical.

Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical

El HAFV se materializó a partir de un recipiente plástico de polipropileno de 90 cm de altura, 47 cm de diámetro y 120 l de capacidad. En la parte superior se instaló un sistema de tuberías de PVC de ½” con orificios cada 10 cm que permite la distribución de las aguas provenientes del tanque séptico, sobre la superficie del humedal, de forma homogénea. Además, en la parte superior se dispuso de piedras planas por debajo de todos los orificios de salida, esto para una mejor distribución del agua de ingreso y evitar la erosión de la capa de arena fina.

En el fondo del depósito se instaló una válvula de PVC de ½” para la descarga del efluente tratado. Para oxigenar el material de soporte se instaló un sistema de ventilación mediante tuberías de PVC de 1 ½” conectadas en forma de “U” y que terminan en la parte superior en forma de “T”. En el tramo horizontal de la “U” se perforó la tubería cada 7 cm, en ambos lados, para facilitar el paso del aire desde el exterior hacia el fondo del humedal. En la (Figura 3.5) se muestra el proceso de montaje del HAFV.

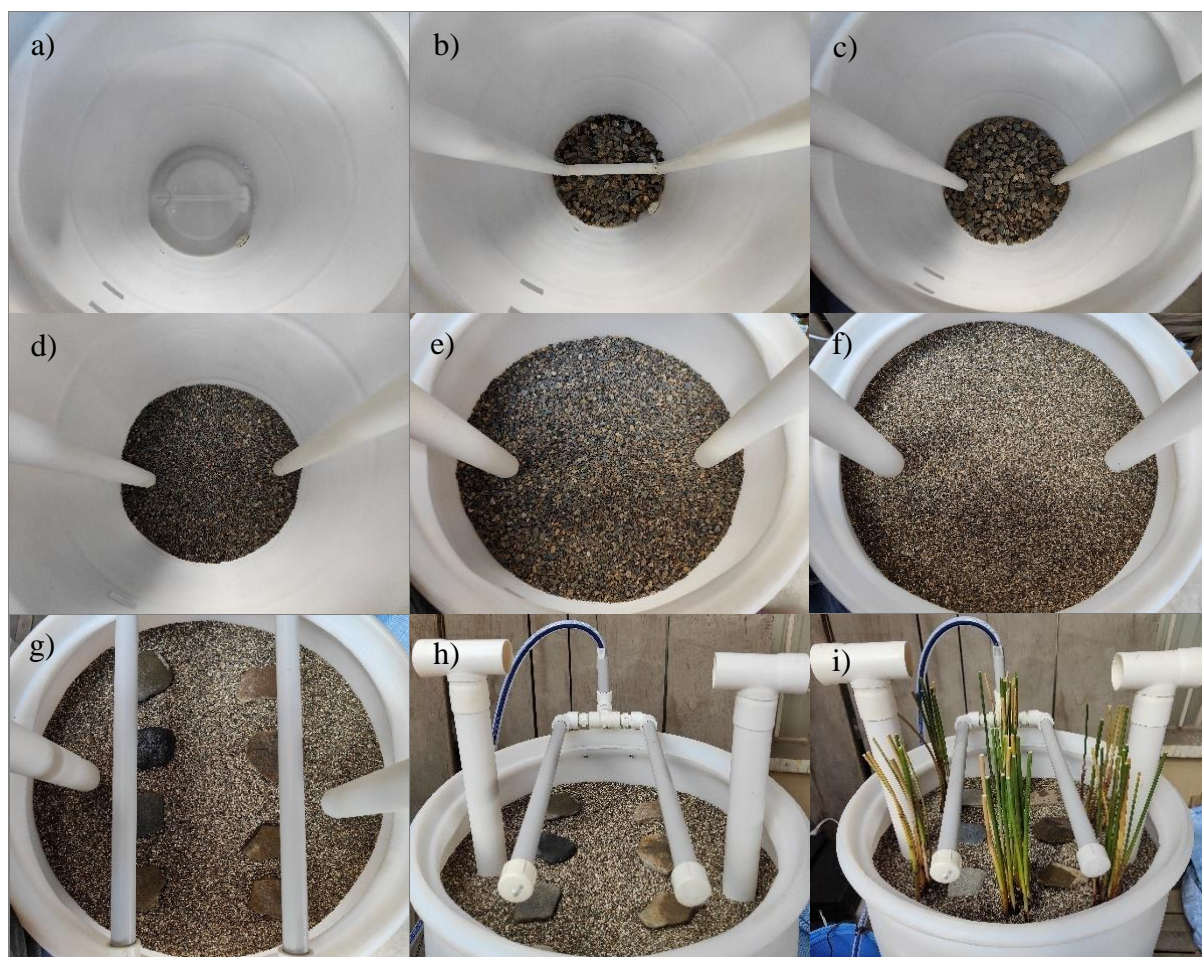


Figura 3.5. Vista de las diferentes capas del material de soporte, de la distribución y de la ventilación del HAFV, a) salida de fondo ½”, b) sistema de ventilación, c) capa de grava 20-30 mm, d) capa de gravilla de 3-8 mm, e) parte superior capa de gravilla de 3-8 mm, f) capa de arena 1-2 mm, g) material de soporte completo, h) sistema de distribución, i) vegetación plantada. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Tanto la granulometría como los espesores de las diferentes capas se asumieron considerando las recomendaciones locales para HAFV (MMAyA, 2021). Así, el material de soporte del HAFV está compuesto, de abajo hacia arriba, por las siguientes capas: i)

capa de 15 cm de espesor de grava silíceica de 20 a 30 mm, en la que queda embebida el sistema de ventilación y salida del agua; ii) capa de 55 cm de espesor de gravilla silíceica de 3 a 8 mm y iii) capa de 10 cm de espesor de arena de 1 a 2 mm, misma que facilita la distribución y reparto de las aguas de entrada.

Para la obtención del material de soporte se procedió al tamizado y lavado de material granular disponible. En el caso de la capa inferior de 20 a 30 mm, el material granular se pasó por los tamices de 1" (25 mm) y $\frac{3}{4}$ " (19 mm). Para la obtención del material de la capa intermedia de 3 a 8 mm, el material granular fue pasado por los tamices $\frac{3}{8}$ " (9.5 mm) y N°10 (2 mm). Finalmente, para el material de la capa superior de distribución de 1 a 2 mm, el material fue pasado por los tamices N°8 (2.8 mm) y N° 20 (0.85 mm).

En la Figura 3.5 se puede apreciar el proceso de llenado con el material de soporte, sistema de distribución, sistema de ventilación y salida del HAFV.

Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal

El HAFH se construyó a partir de un recipiente rectangular plástico de polipropileno, cuyas dimensiones en la parte superior son: 81 cm x 50 cm x 43 cm (L x b x h). En la parte superior, en uno de los extremos del recipiente, se dispuso un sistema de tuberías de PVC de $\frac{1}{2}$ " para el ingreso y la distribución de las aguas tratadas provenientes del HAFV, que cuenta con orificios separados cada 8 cm.



Figura 3.6. Vista del material de soporte, tubería distribución, salida y vegetación plantada en el HAFH, a) salida de fondo $\frac{1}{2}$ ", b) fondo con capa de entrada y filtrante, c) parte intermedia capa de entrada y filtrante, d) sistema de refuerzo del recipiente, e) sistema de distribución de ingreso, f) vegetación plantada. Fuente: Fotografía tomada por el autor

En el fondo, en el extremo opuesto al ingreso se instaló una salida con válvula de PVC de ½”, conectada a una tubería flexible de ½” que permite controlar el nivel de salida del agua y, por tanto, controla el nivel del agua en el HAFH.

El material de soporte del HAFH es gravilla silíceo de 8 a 12 mm, además, en la zona de ingreso del humedal se dispuso una capa de 10 cm de espesor con grava de 30 a 50 mm.

Para la obtención del material de soporte se procedió al tamizado y lavado de material granular disponible. En el caso del material de soporte, se utilizaron los tamices ½” (12 mm) y ¼” (6 mm); para la entrada se utilizó material comprendido en los tamices 1 ½” (38 mm) y 1” (25 mm). De la misma forma que para el HAFV, tanto la granulometría, como los espesores de las diferentes capas, se asumieron considerando las recomendaciones locales para HAFH (MMAyA, 2021).

En la (Figura 3.6) se muestra el proceso de montaje del HAFHV.

Propiedades del material de soporte. El material principal de soporte utilizado en ambos humedales, de 3 a 8 mm para el HAFV y de 8 a 12 mm para el HAFH, se caracterizó previamente a su instalación para determinar su porosidad y densidad aparente. El procedimiento utilizado fue el siguiente:

- Se tomó una muestra de aproximadamente 500 g del material de soporte, que se secó en horno a temperatura de 110 ± 5 °C durante 8 horas.
- La muestra seca se introdujo en tubo graduado hasta un volumen conocido (500 ml). Posteriormente se pesó el conjunto tubo graduado + material seco.
- El tubo con el material de soporte se llena con agua, dejando saturar el material durante 15 ± 5 minutos.
- Pasado este tiempo, el contenido del tubo se vació sobre un tamiz dejando escurrir el agua durante al menos 15 minutos.
- Al escurrir el agua el material aún queda mojado, este último se colocó nuevamente en el tubo graduado pesando el conjunto tubo graduado + material mojado, denominado W1.
- El tubo graduado se llenó con agua hasta el volumen conocido, pesando luego el conjunto que consideró: tubo graduado + material de soporte + agua en los microporos + agua en los poros (vacíos) denominado W2
- Se midió la temperatura del agua durante el ensayo
- Por diferencia de los pesos W2 y W1 se obtuvo el peso del agua que efectivamente ocupa los poros (vacíos entre partículas) sin contar el agua que ocupa los microporos de cada partícula (agua consumida para mojarse).
- Se asumió la densidad del agua en función a la temperatura del ensayo, con la misma y la masa de agua se obtiene el volumen de agua que ocupa los vacíos y por tanto el volumen de vacíos.
- La porosidad se determinó como la relación entre volumen vacíos/volumen total. Asimismo, se determinó la densidad aparente como la relación entre la masa del material secado al horno y el volumen conocido.
- El procedimiento fue repetido dos veces para cada material y el valor de porosidad presentado es el promedio de las dos mediciones.

Los resultados del procedimiento anterior se muestran en la Tabla 3.2

Tabla 3.2. Resultados prueba de porosidad y densidad aparente del material de soporte

Descripción	HAFH (8 – 12 mm)		HAFV (3 – 8 mm)	
	1	2	1	2
Prueba	1	2	1	2
Tubo graduado	228	229	228	229
Temperatura agua (°C)	10.7	10.7	13.8	13.8
Volumen tubo graduado (ml)	500	500	500	500
Peso tubo graduado (g)	364.08	342.05	364.08	342.05
Peso tubo + material seco (g)	1,005.21	994.40	1,116.98	1,094.62
Peso tubo + material mojado (g)	1,021.44	1,008.76	1,155.36	1,131.44
Peso tubo + material saturado (g)	1,262.98	1,251.45	1,331.45	1,305.22
Peso de agua en poros (g)	241.54	242.69	176.09	173.78
Peso material seco (g)	641.13	652.35	752.90	752.57
Densidad agua (g/ml)	0.9997	0.9997	0.9994	0.9994
Volumen de agua en poros (ml)	241.61	242.76	176.20	173.89
Porosidad (%)	48.32	48.55	35.24	34.78
Porosidad media (%)		48.44		35.01
Densidad aparente (g/ml)	1.282	1.305	1.506	1.505
Densidad aparente media (g/ml)		1.293		1.505

Vegetación plantada en los humedales. La vegetación plantada en ambos humedales ha sido totora (*Schoenoplectus californicus*), una de las macrófitas más conocidas en el Altiplano boliviano, que fue extraída de las orillas del lago Titicaca que dista a 50 km del sitio de emplazamiento del sistema. Tras ser extraídas las plantas, las raíces se lavaron con agua potable, para eliminar los residuos de suelo y se mantuvieron sumergidas en agua durante 3 semanas antes de su plantado en los humedales del sistema.



Figura 3.7. Vista de la vegetación plantada en el sistema de humedales, a) totora extraída y sumergida en agua, b) agrupaciones de totora a ser plantadas en los humedales, c) corte transversal de un tallo de totora, donde se observa la el aerénquima. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Previo a su plantación, las raíces nuevamente fueron lavadas y los tallos cortados hasta una longitud del orden de 15 cm. En el HAFV se plantaron 6 agrupaciones de 8 a 10 tallos distribuidos sobre toda la superficie, en el caso del HAFH se plantaron 9 agrupaciones de 6 a 7 tallos distribuidos sobre toda la superficie del humedal. En ambos casos la profundidad de plantado se encuentra entre 5 a 10 cm por debajo de la superficie del sustrato filtrante.

Adicionalmente, para proteger el sistema de las lluvias, pero permitir el paso de la luz solar se ha instalado una cubierta con calamina plástica transparente, en la zona donde se encuentran ambos humedales.

El sistema tal como se concibió y se ha descrito anteriormente, se muestra ya instalado y en funcionamiento en la Figura 3.8.



Figura 3.8. Vista sistema de humedales artificiales a escala de laboratorio instalado y en funcionamiento. Fuente: Fotografía tomada por el autor

3.5. Puesta en marcha y funcionamiento del sistema

Para la puesta en marcha del sistema se recolectaron aguas de la salida del reactor biológico (filtro percolador) de la PTAR Puchucollo, que trata las aguas residuales de la ciudad de El Alto. Mediante el uso de un recipiente plástico, se recolectaron las aguas de forma directa a la salida del filtro percolador (Figura 3.9a). Considerando que la PTAR Puchucollo, en ampliación actualmente, aún no cuenta con sedimentadores secundarios, se procedió a llenar con el agua recolectada un recipiente plástico de 40 l de capacidad, dejando reposar su contenido para luego recolectar el sobrenadante (Figura 3.9b).

Una vez recolectado el sobrenadante del filtro percolador, el mismo día, se procedió a la inoculación del agua en el sistema de humedales artificiales. Para ello, se llenó el recipiente que alimenta al HAFV (Figura 3.10). Iniciándose posteriormente, la alimentación del HAFV, exclusivamente con el sobrenadante durante tres días continuos.



Figura 3.9. Recolección aguas de salida del filtro percolador PTAR Puchucollo, a) toma de muestras de la salida, b) obtención de sobrenadante del reactor. Fuente: Fotografía tomada por el autor



Figura 3.10. Inoculación con el efluente del filtro percolador de la PTAR Puchocollo del sistema de humedales a escala de laboratorio. Fuente: Fotografía tomada por el autor



Figura 3.11. Recolección aguas residuales del matadero municipal “Los Andes” de El Alto.
Fuente: Fotografía tomada por el autor



Figura 3.12. Alimentación del tanque de almacenamiento con aguas del matadero, a) llenado del tanque de almacenamiento, b) desbaste previo y recolección de las partículas de mayor tamaño.
Fuente: Fotografía tomada por el autor

De forma paralela a la recolección del sobrenadante del filtro percolador, se procedió a la recolección de las aguas residuales del matadero. Para esto se utilizó un recipiente plástico, recolectando el agua antes de su paso por el sistema de rejillas, de tipo artesanal, con las que cuenta el matadero (Figura 3.11).

El agua se acumuló en dos recipientes plásticos de polipropileno de 40 l de capacidad para posteriormente llevarla al sitio donde se ubica el sistema de humedales a escala de laboratorio. Las aguas residuales del matadero fueron descargadas en el tanque de almacenamiento previo paso por un colador de acero galvanizado de abertura media de 3 mm, que simula el proceso de desbaste fino de las aguas residuales (Figura 3.12).

Desde el tanque de almacenamiento mediante bombeo se procedió al llenado del tanque séptico (ambos recipientes) permaneciendo las aguas en el mismo durante tres días antes de proceder a la alimentación de los humedales.

El cuarto día, se inició la alimentación de los humedales con un agua producto de la mezcla del efluente del tanque séptico y el sobrenadante del filtro percolador al 50%. Esta alimentación se mantuvo durante dos días consecutivos y, a partir, del sexto día, la alimentación de los humedales se realizó exclusivamente con aguas provenientes del tanque séptico, dando por finalizada la fase de arranque del sistema.

En resumen, la fase de arranque duro seis días, con el siguiente esquema de funcionamiento:

- Días 1 a 3, alimentación con el sobrenadante del filtro percolador de Puchucollo.
- Días 4 a 5, alimentación con 50% sobrenadante + 50% efluente tanque séptico.
- Día 6 alimentación con 100% efluente tanque séptico.

Funcionamiento del sistema

El funcionamiento habitual del sistema incluía las siguientes actividades: recolección de aguas del matadero, desbaste de las aguas como paso previo al llenado del tanque de almacenamiento, alimentación del tanque séptico, y alimentación del HAFV y HAFH.

A continuación, se describen con detalle las actividades antes mencionadas:

- a) Para la alimentación del sistema, dos veces por semana se recolectaron aguas del matadero municipal y se las trasladó en recipientes plásticos de polipropileno, hasta el sitio de instalación del sistema de humedales.
- b) Previo al llenado del tanque de almacenamiento, las aguas crudas del matadero se pasaron por un colador de acero galvanizado, de 3 mm de paso, para retener las partículas de mayor tamaño, a modo de un desbaste de finos.
- c) La alimentación del tanque séptico se realizó mediante una bomba instalada en el tanque de alimentación, conectada a un temporizador. Asimismo, en el tanque de alimentación se instaló una bomba para la agitación de las aguas contenidas. Esta bomba funcionaba durante 25 min cada dos horas (12 veces por día), con la finalidad de homogeneizar las aguas del tanque de alimentación, como paso previo a la alimentación del tanque séptico.
- d) La alimentación del HAFV se realizó desde un recipiente plástico de polipropileno que recibía el efluente del tanque séptico. Para ello, se instaló una bomba conectada a dos temporizadores, instalados en serie, que permiten regular pulsos de

alimentación en periodos medidos con precisión al segundo. La alimentación del HAFH se hizo de forma directa con la descarga del HAFV mediante el sistema de distribución colocado en su zona de alimentación. El HAFH se mantuvo saturado con agua hasta un nivel de 3 cm por debajo del nivel superior del material de soporte.

- e) Finalmente, el efluente tratado se recolectó mediante la tubería flexible de salida del HAFH hasta un recipiente plástico de polipropileno de 20 l de capacidad.

3.6. Condiciones de operación

El funcionamiento del sistema consideró dos condiciones de trabajo, fijadas en relación a la COS aplicada al HAFV. Para fijar las mismas se consideraron los resultados presentados por Soroko (2007), Sharma et al. (2011) y Vázquez et al. (2013) donde se alcanzaron elevadas eficiencias de remoción de contaminantes, para COS inferiores a las recomendadas en aguas residuales domésticas. Entonces, se fijó como límite superior una COS de 80 g DQO/m²/d recomendada para aguas residuales domésticas (Dotro et al., 2017).

Por otra parte, durante el primer mes de funcionamiento del sistema se realiza una campaña de toma de muestras para determinar la concentración de materia orgánica a la salida del tanque séptico (afluente HAFV). A partir de estos datos se fijaron las siguientes condiciones de operación:

Condición 1. Alimentación intermitente mediante la aplicación de 3 pulsos por día, aplicando un caudal de 1.40 l/pulso, dando como resultado una COS de trabajo de aproximadamente 40 g DQO/m²/d.

Condición 2. Alimentación intermitente mediante la aplicación de 5 pulsos por día, aplicando un caudal de 1.40 l/pulso, dando como resultado una COS de trabajo de aproximadamente 75 g DQO/m²/d.

Ambas condiciones son estimadas y se determinaron posteriormente con precisión a partir de los resultados de las diferentes muestras realizadas. Por otra parte, para controlar la alimentación del sistema por pulsos, según las condiciones antes descritas, tanto la bomba de alimentación del tanque séptico como la bomba de alimentación del HAFV se conectaron a dos temporizadores instalados en serie, lo que permiten controlar el arranque y apagado de las bombas, así como la duración de los pulsos con precisión al segundo.

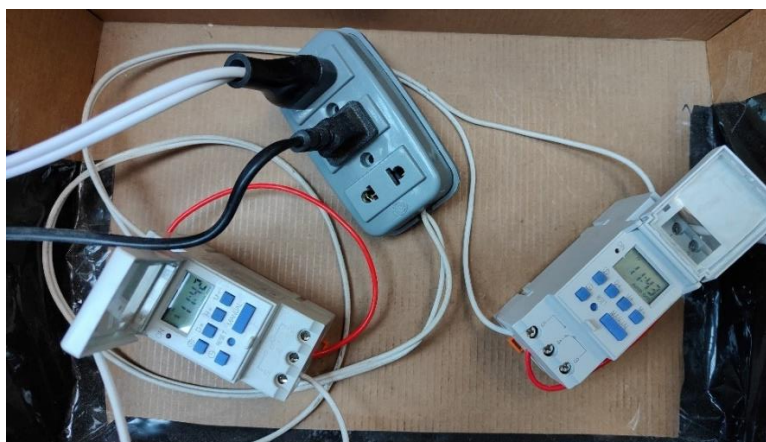


Figura 3.13. Imagen temporizadores en serie que permite controlar la alimentación del sistema. Fuente: Fotografía tomada por el autor

3.7. Toma de muestras

Tras la puesta en marcha del sistema, y pasado un mes para el arranque efectivo del mismo, con frecuencia semanal se tomaron muestras en cuatro puntos denominados M1, M2, M3 y M4, para un total de 11 campañas.

La muestra M1 se tomó en el tanque de almacenamiento, la muestra M2 fue tomada a la salida del tanque séptico, la muestra M3 se obtuvo a la salida del HAFV y finalmente la muestra M4 se tomó a la salida del HAFH que representa el efluente final tratado.

Asimismo, de forma paralela a la toma de muestras, se midió in situ: la temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto de las muestras tomadas.

Las muestras fueron llevadas a laboratorio para análisis y determinación de la concentración de: DQO, DBO₅, SST, SSNV, N_T, NH₄, NO₃ y NO₂.

Adicionalmente, se midió la concentración de coliformes termotolerantes en las muestras M1 y M4, que corresponden al afluente y efluente del sistema respectivamente.



Figura 3.14. Toma de muestras de distintos puntos del sistema: a) M1. Tanque de alimentación, b) M2. Salida tanque séptico, c) M3. Salida HAFV y d) M4. Efluente tratado o salida HAFH. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Las muestras fueron recolectadas en recipientes de polipropileno con sello hermético de 1,000 ml de capacidad para las muestras M1, M2 y M4 y de 500 ml de capacidad para la muestra M3. Al concluir la toma, las muestras fueron identificadas con lugar, fecha y hora de recolección y posteriormente fueron transportadas a laboratorio en un recipiente isotérmico (cooler) junto con gel refrigerante, para mantener la temperatura entre 4 – 6 °C (Figura 3.15). En el caso de los recipientes para muestras de coliformes termotolerantes, las mismas fueron esterilizadas de forma previa a su uso.



Figura 3.15. Transporte y refrigeración de muestras: a) muestras recolectadas, b) refrigeración de muestras para su transporte a laboratorio. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Parámetros medidos in situ

De forma paralela a la toma de muestras, se realizó la medición de temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Estas mediciones se llevaron a cabo utilizando una sonda multiparamétrica Hach modelo HQ40D (Figura 3.16).



Figura 3.16. Medición de parámetros con sonda paramétrica Hach HQ40D. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Demanda química de oxígeno (DQO)

La determinación de la DQO fue realizada a través del método de digestión de reactor. Para ello, un volumen de 2.0 ml de la muestra se calentó a 150 °C durante dos horas en un termo-reactor con un agente oxidante (dicromato de potasio). Los compuestos orgánicos oxidables reaccionan, reduciendo el ion de dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) a un ion crómico verde (Cr^{3+}). Para la medición de la intensidad de este color se utilizó un espectrofotómetro Hach DR1900 (método 8000). El equipo utilizado se muestra en la Figura 3.17.



Figura 3.17. Termo reactor y espectrofotómetro utilizados para la determinación de la DQO. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La determinación de la DBO₅ se realizó por medición respirométrica sin mercurio, según la norma EN 1889-2. Para esto se utilizó un equipo 'Oxitop IS 6' que permite medir la disminución de la presión de oxígeno y la absorción simultánea de CO₂ producido mediante tabletas de NaOH. Para la lectura de los resultados se utilizó una unidad de control Oxitop OC 100. Los equipos utilizados se muestran en la Figura 3.18.



Figura 3.18. Equipo utilizado para la medición de la DBO₅. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Sólidos en suspensión totales (SST)

Los sólidos en suspensión totales se determinaron por el método gravimétrico utilizando filtros Whatman de fibra de vidrio secados previamente a 103 - 105°C durante 24 horas para lograr un peso constante y eliminar la humedad del filtro. Posteriormente se filtró un volumen definido de muestra y luego se secó durante 3 horas a 103 - 105 °C hasta alcanzar peso constante. Las diferencias de masa del filtro + residuo seco y el filtro al inicio en relación al volumen filtrado da como resultado la concentración de SST, según la siguiente expresión:

$$SST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{A - B}{V} * 1000 \quad (1)$$

Donde:

A = masa del filtro + residuo seco, mg

B = masa del filtro, mg

V = volumen de la muestra, mL

Adicionalmente, se midió la fracción fija o no volátil de los sólidos en suspensión. Para ello, los filtros con el residuo seco se llevaron a un horno mufla a 550 ± 50 °C hasta peso constante. La diferencia del residuo fijo de los sólidos en suspensión y el filtro en relación al volumen filtrado permite conocer la concentración de los SSNV, según la siguiente expresión:

$$SSNV \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{C - B}{V} * 1000 \quad (2)$$

Donde:

C = masa del filtro + residuo secado a 550°C, mg

Nitrógeno total (NT)

La determinación del nitrógeno total se realizó a través del método de digestión con persulfato, que convierte todas las formas de nitrógeno en nitrato.

Tras la digestión se añade metabisulfito de sodio, para eliminar las interferencias de óxido halógeno. Posteriormente, el nitrato formado reacciona con el ácido cromotrópico en condiciones fuertemente ácidas, para formar un complejo amarillo. La intensidad de este color se midió haciendo uso de un espectrofotómetro Hach DR1900 (método 10072), que se muestra en la Figura 3.17.

Nitrógeno amoniacal (NH₄)

Para la determinación del nitrógeno amoniacal se recurrió al método del salicilato, mediante el cual el amoníaco libre reacciona con hipoclorito para formar monocloramina. La monocloramina reacciona con el salicilato, en presencia de sodio nitroferricianuro, para formar 5-aminosalicilato, un complejo de color verde. La intensidad de este color se midió haciendo uso de un espectrofotómetro Hach DR1900 (método 10031), que se muestra en la Figura 3.17.

Nitratos (NO₃)

Para la determinación de la concentración de nitrato se recurrió al método de reducción con cadmio. En este método, el cadmio metálico reduce a nitritos los nitratos de la muestra. Posteriormente, el ion de nitrito reacciona en medio ácido con ácido sulfanílico para formar una sal intermedia de diazonio. Esta sal se une al ácido gentísico para formar un producto de color ámbar. La intensidad de este color se midió haciendo uso de un espectrofotómetro Hach DR1900 (método 8039), que se muestra en la Figura 3.17.

Coliformes termotolerantes

La determinación de la presencia de coliformes termotolerantes se realizó a través del método de tubos múltiples (prueba presuntiva y confirmativa). En la misma, mediante diluciones sucesivas de la muestra, se busca obtener inóculos de al menos una célula que presente crecimiento en el medio de cultivo, presentando en prueba presuntiva una fermentación de la lactosa y en prueba confirmativa, fermentación de lactosa y producción de gas. La cantidad de tubos positivos y negativos permite obtener una estimación de la densidad de bacterias obtenidas a través de la aplicación de cálculos de probabilidad. En este caso, se cuantifica las bacterias incluidas en el grupo de coliformes totales y que son capaces de fermentar a 44.5 °C.

3.8. Cálculo de cargas, tasas de remoción y eficiencia de remoción

La eficiencia del sistema se evaluó a través de la carga orgánica superficial (COS) y de la carga hidráulica superficial (CH) aplicadas, además de la tasa de remoción superficial (TRS) y de la eficiencia de remoción (ER) alcanzadas. Para la determinación de estos parámetros se recurrió a las ecuaciones utilizadas por Serrano et al. (2011). De esta forma, la carga orgánica superficial, la carga hidráulica superficial y la tasa de remoción superficial vienen dadas por las siguientes expresiones:

$$COS (g/m^2/d) = \frac{Q \cdot C_a}{S} \quad (3)$$

$$CH (m/d) = \frac{Q}{S} \quad (4)$$

$$TRS (g/m^2/d) = \frac{Q \cdot (C_a - C_e)}{S} \quad (5)$$

Donde:

- Q: caudal de aguas residuales (m³/d)
- C_a: concentración afluente del humedal (g/m³)
- C_e: concentración efluente del humedal (g/m³)
- S: superficie del humedal (m²)

La eficiencia de remoción alcanzada en el sistema, para los distintos contaminantes evaluados, se determinó mediante la siguiente expresión:

$$ER = \frac{C_a - C_e}{C_a} \cdot 100 \quad (6)$$

Donde:

- ER: Eficiencia de remoción (%)

3.9. Proceso de la potencial colmatación del HAFV

Para el estudio del proceso de colmatación sucedido en el HAFV, se evaluó la variación de la conductividad hidráulica del material de soporte medida en términos de variación del flujo de descarga a la salida del humedal. Para la medición del flujo de descarga, una vez por día, durante la alimentación del HAFV, se realizaron las siguientes mediciones:

- Medición de la **tasa de infiltración** en la superficie del HAFV, medida en términos de volumen de agua descargada y tiempo necesario para que el agua infiltre en la superficie del HAFV (L/min) y el tiempo que el agua demora en infiltrarse en la superficie del HAFV.
- Medición del tiempo transcurrido entre el inicio de alimentación del HAFV con el efluente del tanque séptico, hasta el inicio de la descarga a la salida del humedal. Esta medición representa el tiempo que tarda en llegar, la primera gota del pulso, desde la superficie del HAFV hasta su salida en el fondo. Esta variable se denominó '**tiempo inicial de descarga**'.
- Medición de los **volúmenes de descarga** a la salida del HAFV, en periodos de 5 minutos, medidos desde el inicio de la descarga a la salida del humedal hasta 35 minutos posteriores al inicio para un total de 7 periodos de descarga medidos (Figura 3.19).

Las mediciones se realizaron durante el pulso de alimentación ocurrido en horas de la mañana. Asimismo, para evidenciar diferencias significativas debido a los cambios de temperatura durante el día, se realizaron periódicamente mediciones durante el pulso de alimentación realizado en horas de la tarde.



Figura 3.19. Medición de los volúmenes de descarga a la salida del HAFV. Fuente: Fotografía tomada por el autor

3.10. Adaptación y crecimiento de la vegetación plantada

Para el monitoreo de la adaptación y crecimiento de la vegetación emergente plantada en los humedales, se procedió al marcado de dos tallos de cada agrupación plantada en los humedales y a la medición periódica de la altura de estos tallos marcados. Sin embargo, después de un mes de funcionamiento de los humedales, no se observó crecimiento alguno en los tallos marcados, sí en cambio, se observó la aparición de nuevos tallos en cada agrupación, por lo que se realizó la medición periódica de la altura de un número de tallos nuevos, además del conteo de los tallos nuevos aparecidos en el sistema, en ambos humedales.



Figura 3.20. Medición de la altura del tallo en un nuevo espécimen aparecido en el sistema. Fuente: Fotografía tomada por el autor

3.11. Análisis estadístico de los resultados

A partir de los resultados obtenidos, se realizó un análisis estadístico para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las eficiencias de remoción y concentraciones de salida para distintas condiciones de operación. Para esto, se recurrió a la prueba *t* no pareada, verificando que los datos cumplen las condiciones de normalidad y homogeneidad de varianza, en caso contrario se empleó la prueba Mann-Whitney. El nivel de significación (*p*) estadística se estableció en $p \leq 0.05$.

Asimismo, se llevó a cabo un análisis de mínimos cuadrados para encontrar correlaciones entre distintas variables. La bondad del ajuste de las correlaciones encontradas, fue evaluada mediante el cuadrado del coeficiente de determinación (R^2) y la probabilidad *p*. Para ambos análisis se empleó el software Statgraphics Centurion (versión 16.1.03)

4. Resultados y discusión

4.1. Caracterización del afluente al sistema

En base a las campañas realizadas durante la operación del sistema, se determinó las características de las aguas residuales de entrada (afluente, muestra M1), para las dos condiciones de operación. En la Tabla 4.1 se presenta el resumen de las características del afluente representadas con la media aritmética y desviación estándar, y se comparan con los datos reportados por Aziz et al. (2019).

Tabla 4.1. Características del afluente al sistema

Parámetro	Unidades	Condición 1	Condición 2	Aziz et al. (2019)
DQO	mg/L	5,711 ± 1,922	6,785 ± 1,600	1,100 – 15,000
DBO ₅	mg/L	2,528 ± 392	2,428 ± 407	600 – 3,900
SST	mg/L	1,138 ± 176	645 ± 368	220 – 6,700
SSV	mg/L	1,088 ± 171	620 ± 357	–
N _T	mg/L	328.7 ± 44.6	–	50 – 840
NH ₄	mg/L	271.2 ± 50.1	336.0 ± 91.0	20 – 300
NO ₃	mg/L	18.2 ± 6.2	6.3 ± 1.3	–
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	1.83 x 10 ⁴	1.78 x 10 ⁵	–
pH	-	6.52 ± 0.35	6.59 ± 0.28	5.0 – 7.8
Temperatura	°C	9.2 ± 1.5	9.2 ± 1.6	–
Conductividad	μS/cm	1,178 ± 89	1,313 ± 104	–
Oxígeno Disuelto	mg/L	0.47 ± 0.13	0.46 ± 0.17	–

En la tabla anterior se observa que las concentraciones de materia orgánica, sólidos en suspensión y de nitrógeno, en sus diferentes formas, resultan superiores a los datos disponibles del monitoreo que viene realizando el municipio de la ciudad de El Alto de forma anual (Tabla 3.1). Esto puede atribuirse al momento de realización de los monitoreos anuales. Como se expresó previamente, en el matadero municipal “Los Andes”, cada jornada de trabajo considera 4 rondas de faenado, procediéndose a la finalización de cada ronda a la limpieza de las instalaciones por lo que las aguas residuales descargadas durante este periodo están diluidas, reduciendo la concentración de contaminantes. Por tanto, en caso de coincidir la toma de muestras con los periodos entre faenados, es probable que las concentraciones medidas sean inferiores a las previstas.

Por otro lado, llama la atención la diferencia en las concentraciones de DQO, SST, NH₄, NO₃ y coliformes termotolerantes, para las dos condiciones de operación. Ello se debe a cambios en la operación ocurridas en el matadero. Durante el periodo correspondiente a la Condición 2, la descarga de la zona de noqueo y desangrado, se desvió hacia la descarga del proceso de oreo, este último corresponde a las aguas en estudio. Esto tuvo como resultado que las aguas residuales que alimentan al sistema de humedales presenten un mayor contenido de sangre, para la Condición 2.

Entonces, es plausible considerar que la descarga con mayor presencia de sangre presenta mayor concentración de DQO soluble, que, incrementa la concentración de DQO. Asimismo, la descarga de la zona de noqueo y desangrado, tiene una menor contribución de sólidos en suspensión, que al mezclarse con la descarga de oreo genera un agua diluida con menor concentración de SST. Asimismo, se espera que las aguas con mayor presencia de sangre, liberen mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal, a medida que la sangre se oxida, incrementándose la concentración de NH₄. Finalmente, la sangre al ser un medio que favorece el crecimiento de bacterias, propiciará la proliferación de coliformes termotolerantes.

Asimismo, se observó que las concentraciones de materia orgánica del afluente presentan alta variabilidad. En el caso de la DQO esta presentó una media de 5,711 mg/L y 6,785 mg/L para la Condición 1 y 2 respectivamente, con valores que oscilaron entre 3,585 hasta 8,820 mg/L. No obstante, pese a que las concentraciones de contaminantes de las aguas residuales que ingresan al sistema son superiores a las previstas y que en el caso de la DQO esta presenta una alta variabilidad, estas concentraciones todavía se encuentran dentro el rango de valores reportados por Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2015) y Aziz et al. (2019).

Adicionalmente, se observó que para la Condición 1, la relación media DBO_5/DQO es de 0.48, indicador que las aguas son muy biodegradables. Asimismo, la relación media DQO/NT es de 17, indicativo que las aguas son comparables con aguas residuales domésticas de contaminación fuerte (Henze et al., 2008). En el caso de la Condición 2, la relación media DBO_5/DQO es de 0.37, que dan cuenta de aguas biodegradables. En ambos casos se confirma la aplicabilidad de los procesos biológicos para su tratamiento (MMAyA, 2021).

A partir de las concentraciones de DQO, DBO_5 y SST en el afluente y de las eficiencias alcanzadas en el tanque séptico, la carga orgánica superficial y carga hidráulica media aplicadas al HAFV, para las condiciones de operación, fueron: 43.2 g DQO/m²/d, 19.6 g DBO_5 /m²/d, 1.9 g SST/m²/d y 0.023 m³/m²/d en el caso de la Condición 1 y de 85.4 g DQO/m²/d, 47.2 g DBO_5 /m²/d, 4.4 g SST/m²/d y 0.041 m³/m²/d para la Condición 2.

4.2. Evolución visual del sistema

Durante el periodo de operación, se monitoreo la evolución del sistema de forma visual, tal como se muestra en la Figura 4.1, Figura 4.2 y Figura 4.4. Se observa que el aspecto de las aguas de ingreso al sistema (**día 0**) se caracterizan por el color rojo claro y la elevada presencia de sólidos sedimentables y no sedimentables (grasas).

Para el **día 9** se observa que las aguas de ingreso al sistema (izquierda) presentan un visible oscurecimiento, que se atribuye a la oxidación de la sangre presente, en cambio, el agua de salida de los humedales (derecha) se ha clarificado notablemente. Esto puede explicarse por el hecho de que el efluente del tanque séptico pasa por el humedal vertical y luego por el horizontal, en este último, las aguas se diluyen con el efluente del filtro percolador de la PTAR de Puchucollo, que fue inoculado en el sistema, dando como resultado un agua diluida y de aspecto clarificado.

A partir del **día 14** se puede observar el funcionamiento completo del sistema, operando ya sólo con aguas provenientes del matadero. Se comprueba que el sistema aún no opera a pleno rendimiento, ya que las aguas de las diferentes etapas de tratamiento mantienen su coloración rojiza característica, y tan sólo presenta una leve clarificación, que se atribuye a los procesos de sedimentación y filtración ocurridos en el tanque séptico y en los humedales, respectivamente.

Durante la cuarta semana de funcionamiento se observa un cambio significativo, las aguas de salida del tanque séptico presentan un oscurecimiento apreciable además de un característico olor séptico. El oscurecimiento se puede apreciar en la imagen correspondiente al **día 28** (segunda muestra desde la izquierda).

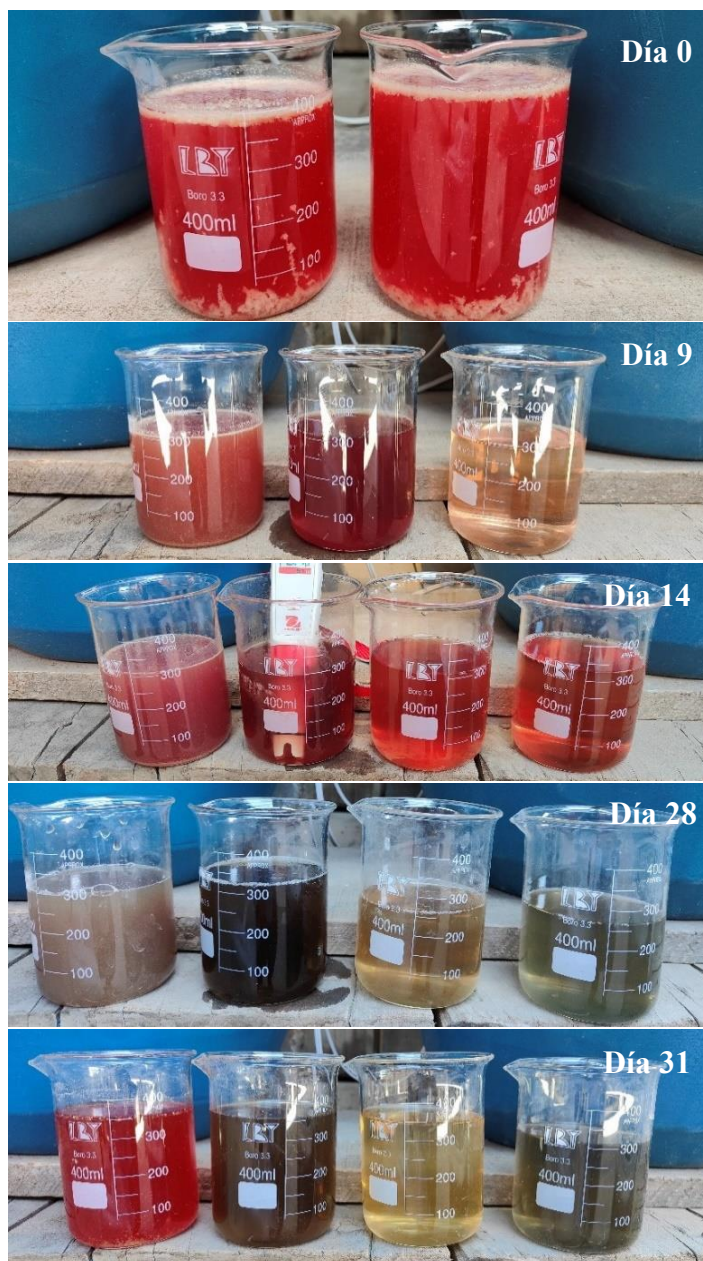


Figura 4.1. Evolución del sistema durante la puesta en marcha del sistema. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Al finalizar el primer mes de funcionamiento (**día 31**) se aprecia que el efluente del HAFV (M3) presenta una clarificación visible, indicativo del inicio de funcionamiento efectivo del sistema de tratamiento.

Durante el segundo mes de funcionamiento (Figura 4.2), que corresponde al periodo de operación del sistema bajo la Condición 1 ($COS = 43 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$), se puede visualizar un comportamiento del sistema de tratamiento consistente a lo largo de todo el periodo (**días 42, 50, 60 y 65**).

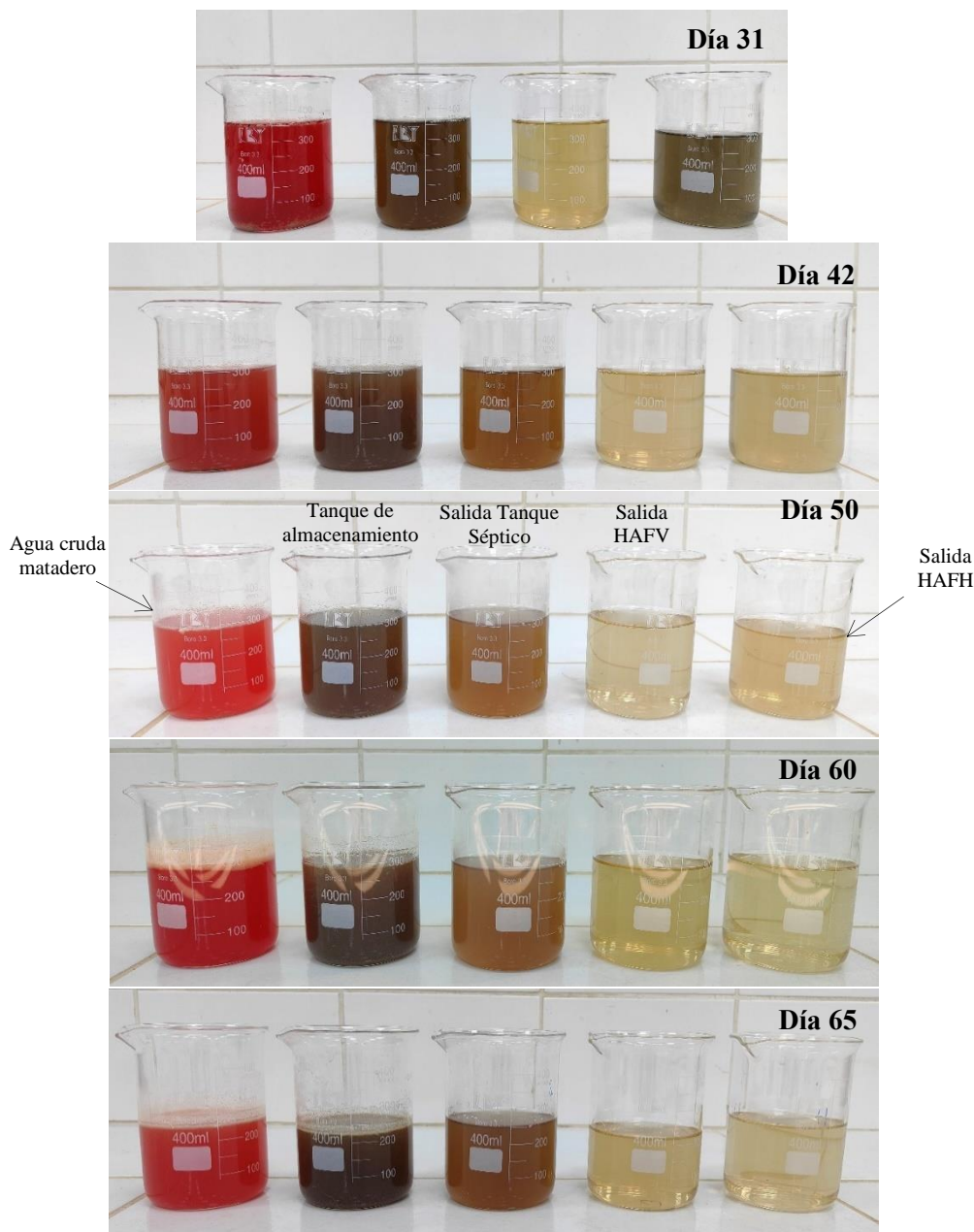


Figura 4.2. Evolución del sistema durante la Condición de operación 1. Fuente: Fotografía tomada por el autor

La primera muestra desde la izquierda corresponde al agua fresca recién recolectada del matadero que presenta un característico color rojo claro y presencia abundante de grasas. La segunda muestra corresponde a las aguas que se encuentran en el tanque de almacenamiento, con las que se alimentan al sistema, y presentan una coloración oscura que se atribuye a la coagulación de la sangre presente en las aguas residuales. La tercera muestra corresponde a la salida del tanque séptico, con una coloración café oscuro, y con cierta clarificación con respecto a las aguas del tanque de almacenamiento, atribuible al funcionamiento del tanque séptico, que permite la eliminación de SST y la degradación anaerobia de la materia orgánica. La cuarta muestra corresponde a la salida del HAFV, y

presenta una clarificación significativa respecto las aguas de ingreso desde el tanque séptico. Esta clarificación puede atribuirse a los procesos de filtración y degradación aerobia, que se dan en este humedal. La quinta muestra se corresponde con la salida del HAFH (efluente final del sistema), y presenta una mayor transparencia, atribuible a los procesos de filtración y sedimentación que tienen lugar en el humedal de flujo horizontal.

Al observar al trasluz las muestras tomadas a las salidas del humedal de flujo vertical (Figura 4.3a) y horizontal (Figura 4.3b), se comprueba que esta última presentan menor presencia de materia en suspensión, que da cuenta de la mayor incidencia del procesos de sedimentación en el HAFH.

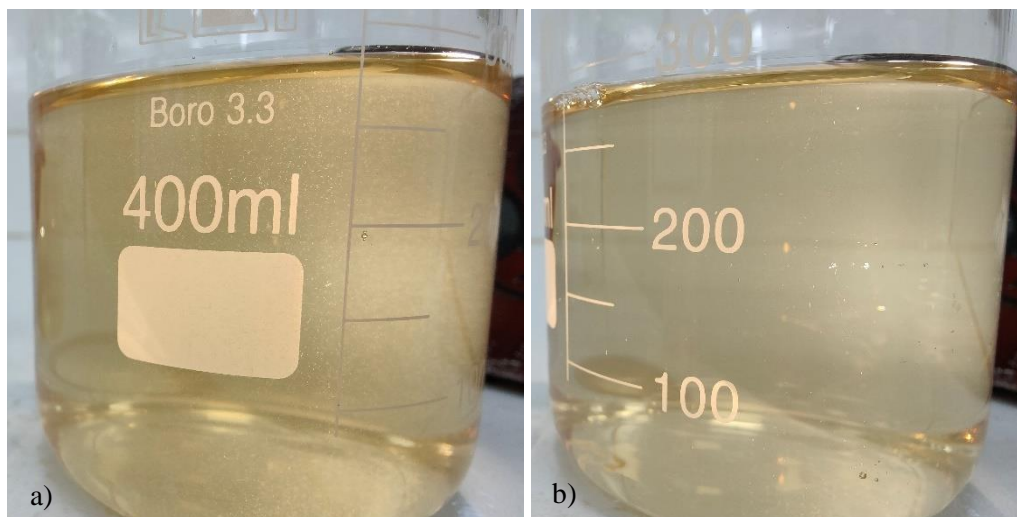


Figura 4.3. Vista de las aguas de salida de los humedales, a) salida del HAFV, b) salida del HAFH. Fuente: Fotografía tomada por el autor

Durante el último periodo de funcionamiento del sistema (Figura 4.4), esto es, para el funcionamiento del sistema bajo la Condición 2 ($COS = 85 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$) se observan cambios significativos, tanto en el aspecto de las aguas de entrada, como en el de las aguas de salida del sistema.

Inicialmente, llama la atención el cambio de aspecto del agua cruda del matadero, que pasa de tener un color rojo claro, con una presencia notable de grasas, a un color rojo oscuro, donde resalta la reducida presencia de grasas y de sólidos en suspensión (**día 80**). Esto se debe a que en durante el periodo de operación correspondiente a la Condición 2, en las instalaciones del matadero, las descargas del área de noqueo y desangrado se han desviado provisionalmente hacia la descarga del proceso de oreo, que son las aguas que se están empleando en el estudio. Hecho que genera una mayor presencia de sangre en las aguas recolectadas y, al incrementarse el caudal, la concentración de sólidos en suspensión se ha reducido por simple dilución.

Otro cambio apreciable se observó alrededor del **día 90**, cuando las aguas de salida del tanque séptico y del HAFV presentaron un oscurecimiento apreciable respecto a las observadas bajo los parámetros operativos de la Condición 1. Además, la salida del HAFV muestra una reducción de la transparencia que la caracterizaba durante el periodo de operación de la Condición 1. Esto puede atribuirse, por una parte, al cambio antes descrito en el agua cruda y, por otra, al incremento en la COS aplicada.

La diferencia temporal entre el cambio en las aguas de entrada y la salida se atribuye al tiempo de permanencia hidráulica del agua en el tanque séptico. En el caso del efluente del sistema (salida del HAFH) no se tiene un cambio apreciable respecto del periodo de operación de la Condición 1. El aspecto de las aguas de salida de los diferentes componentes del sistema es consistente durante la etapa de operación de la Condición 2 hasta el **día 105**, donde permanece el oscurecimiento de las aguas respecto la situación vista en la Condición 1.

En la Figura 4.5 se compara la salida típica del HAFV para la Condición 1 y 2, siendo notoria la diferencia de color y turbiedad, lo que sugiere que la calidad del agua de salida se reduce cuanto mayor es la COS aplicada.

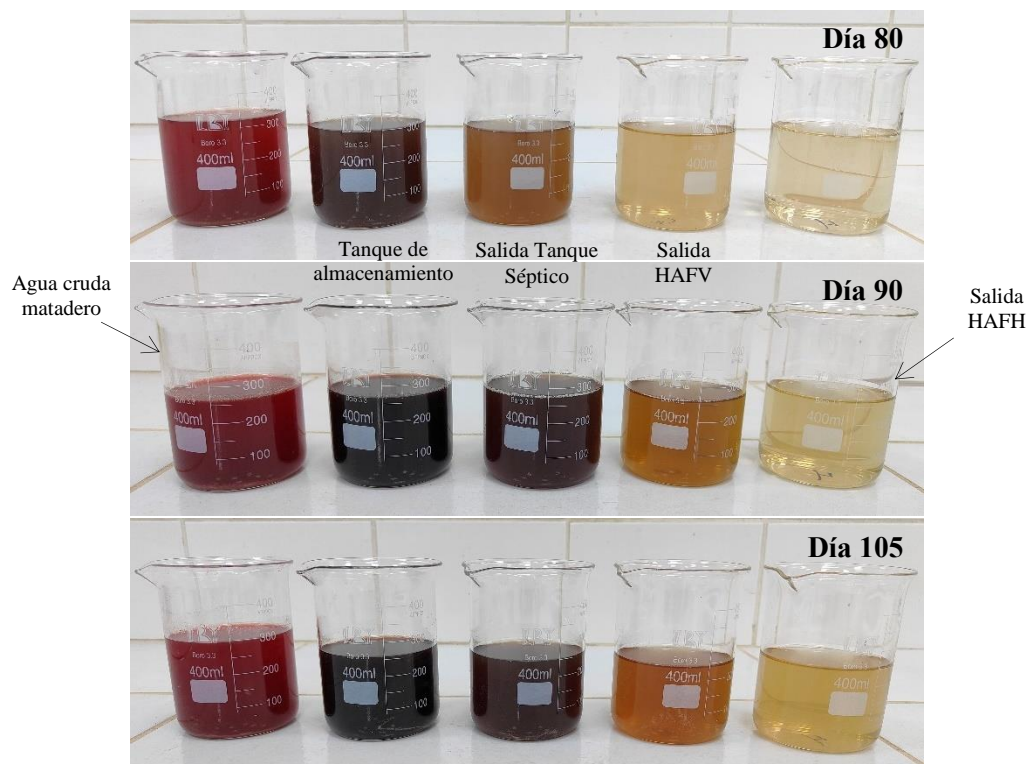


Figura 4.4. Evolución del sistema durante la Condición de operación 2. Fuente: Fotografía tomada por el autor

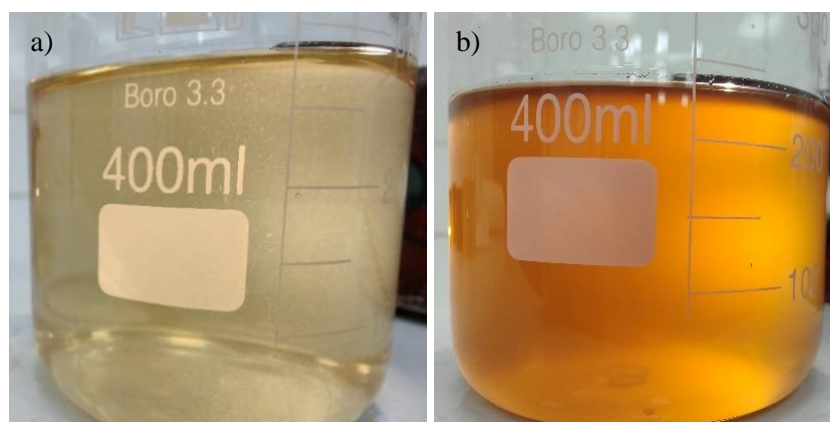


Figura 4.5. Aspecto de las aguas a la salida del HAFV a) Condición 1 y b) Condición 2. Fuente: Fotografía tomada por el autor

4.3. Eficiencia de remoción de contaminantes

4.3.1. Parámetros medidos in situ

Los resultados de las mediciones directas realizadas con sonda multiparamétrica se resumen en la Tabla 4.2 y su distribución se muestra en la Figura 4.6. En ambas se observa que el pH de las aguas residuales se incrementa tras su paso por el sistema, desde un valor medio de 6.48 a la entrada del mismo (M1: Afluente) hasta alcanzar un valor de 7.92 a la salida (M4: Efluente). Destaca que el pH se reduce de forma apreciable tras su paso por el HAFV (Figura 4.6a), desde un valor medio de 7.38 a la salida del tanque séptico (M2) hasta un valor medio de 7.18 a la salida del HAFV (M3).

Tabla 4.2. Media aritmética y desviación estándar de los parámetros medidos in situ

Descripción	Unidad	M1 Afluente	M2 Tanque Séptico	M3 Salida HAFV	M4 Efluente
pH	-	6.48 ± 0.27	7.38 ± 0.08	7.18 ± 0.17	7.92 ± 0.14
Conductividad	μS/cm	1,223 ± 111	1,349 ± 144	1,210 ± 127	1,220 ± 168
Oxígeno disuelto	mg/L	0.47 ± 0.14	0.52 ± 0.27	3.66 ± 0.67	2.34 ± 1.00
Temperatura	°C	9.2 ± 1.5	7.9 ± 1.8	8.0 ± 2.1	8.7 ± 2.0

La concentración de oxígeno disuelto del afluente (M1) mostró valores bajos, con una media de 0.47 mg/L. Luego de su paso por el sistema, la concentración de salida (M4: Efluente) se incrementó hasta alcanzar un valor medio de 2.34 mg/L. Sobresale las elevadas concentraciones a la salida del HAFV (M3), donde se alcanzó una media de 3.66 mg/L.

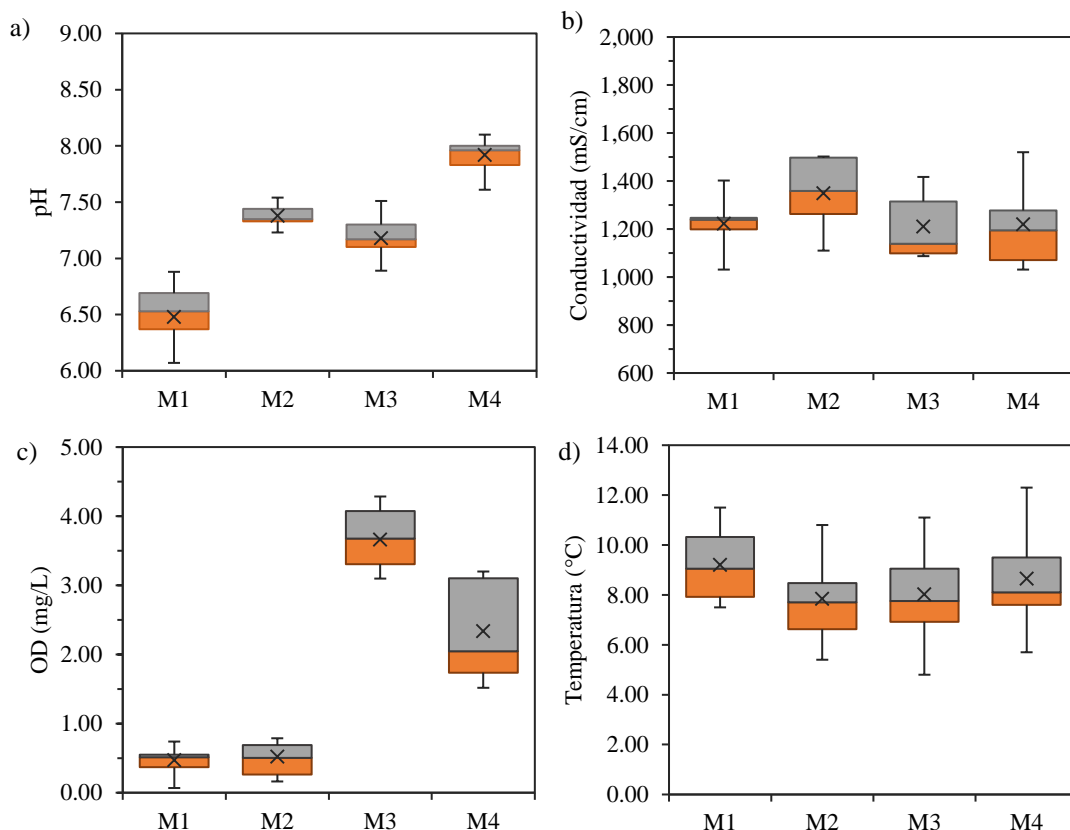


Figura 4.6. Resultados de las mediciones directas de: a) pH, b) conductividad eléctrica, c) oxígeno disuelto y d) temperatura, realizados con sonda multiparamétrica. La 'X' indica la media aritmética.

En el caso de la conductividad eléctrica, las mediciones realizadas apenas mostraron diferencia entre valores medios, con valores poco variables desde 1,223 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la entrada del sistema (M1), hasta 1,220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la salida (M4). En general, se observa que los valores medidos en las diferentes etapas del tratamiento se encuentran en el rango de valores esperados para aguas residuales de carácter doméstico. En cuanto a la temperatura medida durante la toma de muestras, esta presentó valores medios en el rango de 7.9 a 9.2 $^{\circ}\text{C}$.

En relación al descenso del pH a la salida del HAFV, descrito previamente, este no se presentó durante todo el periodo de operación, ocurriendo aproximadamente desde el día 60 (segundo mes) de funcionamiento del sistema. En la Figura 4.7 se observa que, a partir de la medición realizada el día 57, el pH a la salida del HAFV (M3) desciende y de forma consistente se mantiene con un valor inferior al pH de la salida del tanque séptico (M2). Esto puede atribuirse al proceso de nitrificación ocurrido en el HAFV, dado que cuando el amonio se transforma a nitrato, se consume 7.1 g de alcalinidad (CaCO_3) por cada gramo de nitrógeno amoniacal y se liberan dos moles de H^+ por cada mol de nitrógeno amoniacal consumido ($2\text{NH}_4^+ + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+$). Como consecuencia de todo ello, el proceso de nitrificación reduce la alcalinidad y el pH de las aguas (Kadlec and Wallace, 2009).

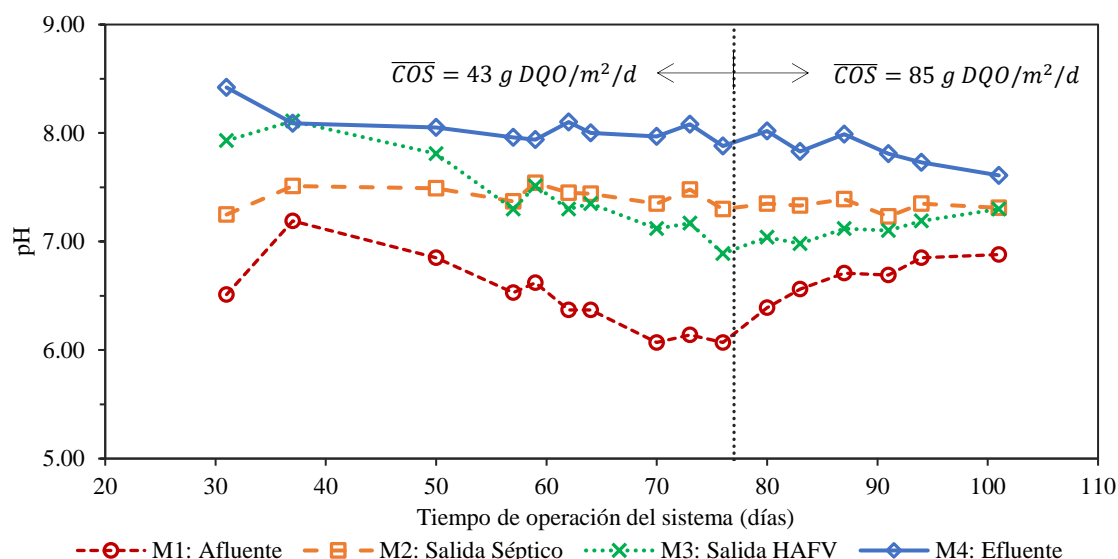


Figura 4.7. Evolución del pH durante el tiempo de operación del sistema

Por otra parte, el incremento de la concentración de oxígeno disuelto a la salida del HAFV (Figura 4.6c) se atribuye a la capacidad del sistema para transferir elevadas cantidades de oxígeno cuando la alimentación se realiza de forma intermitente. De acuerdo con Stefanakis et al. (2014) la oxigenación de los humedales de flujo subsuperficial vertical sucede de tres formas posibles: a) OD ya presente en las aguas de entrada; b) convección debido a la alimentación intermitente y c) difusión. La primera forma posible de aporte de oxígeno se descarta debido a la baja concentración de OD de ingreso al HAFV (M2) (Tabla 4.2), por lo que, dado que el sistema se encuentra en una etapa inicial de funcionamiento, sin procesos apreciables de colmatación de la superficie del HAFV, los pulsos de alimentación escurren rápidamente, favoreciendo la aireación y, por tanto, la transferencia de oxígeno al sistema, vía difusión y convección (Kayser and Kunst, 2005).

4.3.2. Materia orgánica

Las concentraciones de materia orgánica (media aritmética y desviación estándar) para los cuatros puntos monitoreados del sistema, en las dos condiciones de operación, además de la eficiencia de remoción total y para cada etapa del sistema se presentan en la Tabla 4.3 y se representan de forma gráfica en la Figura 4.8.

Como se puede ver, el sistema presentó elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica total (DQO), alcanzando mayores valores para la Condición 1 (COS=43 g DQO/m²/d). Para esta Condición, en el HAFV se alcanzó una eficiencia media del 90% y una eficiencia total media en todo el tratamiento del 97%. Como resultado la concentración de DQO se redujo hasta una media de 194 mg/L a la salida del HAFV y 134 mg/L a la salida del HAFH (Efluente), ambas concentraciones son inferiores al límite de descarga indicado en la normativa local (RASIM) de 250 mg/L.

Tabla 4.3. Concentración y eficiencias de remoción de materia orgánica

Descripción	Concentración (mg/L)				Eficiencia de remoción (%)			
	M1	M2	M3	M4	Tanque Séptico	HAFV	HAFH	Total
DQO								
Condición 1	5,711 ± 1,922	1,896 ± 265	194 ± 49	137 ± 61	67	90	30	97
Condición 2	6,785 ± 1,600	2,094 ± 121	309 ± 35	141 ± 32	68	85	55	98
DBO₅								
Condición 1	2,528 ± 392	856 ± 329	96 ± 40	23 ± 24	66	88	75	99
Condición 2	2,428 ± 407	1,219 ± 193	158 ± 35	28 ± 25	49	87	84	99

En el caso de la Condición 2 (COS=85 g DQO/m²/d), en el HAFV se alcanzó una eficiencia del 85% y una eficiencia total del sistema de tratamiento del 98%, dando como resultado una reducción en la concentración de DQO hasta una media de 309 mg/L a la salida del HAFV y de 141 mg/L a la salida del HAFH (Efluente). Para esta Condición, la salida media del HAFV supero el límite local de descarga, en cambio el efluente final resultó inferior al límite antes mencionado.

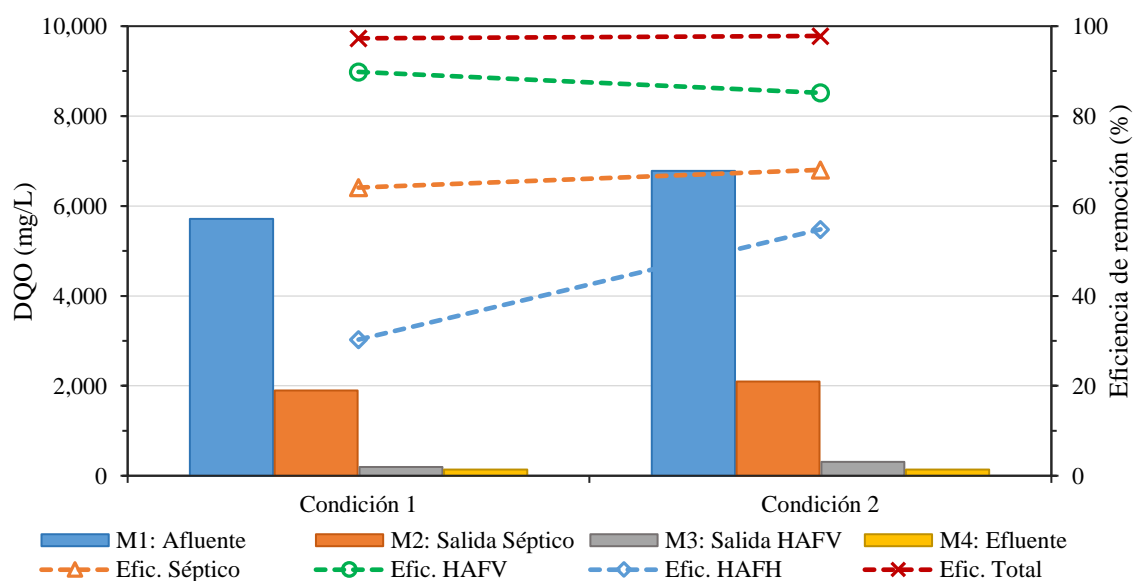


Figura 4.8. Concentración y eficiencias de remoción medias de DQO en el sistema

En la Figura 4.8 también se observa que las eficiencias de remoción alcanzadas en el tanque séptico y en el sistema total de tratamiento son similares en ambas condiciones de operación. En cambio, la eficiencia de remoción del HAFH es superior para la Condición 2 ($COS=85 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$), esto se puede atribuir al proceso de desnitrificación, donde la materia orgánica reduce por degradación vía anóxica, proceso efectivo en el caso de HAFH ante concentraciones suficientes de nitratos y carbono (Dotro et al., 2017). Entonces, dado que la concentración de materia orgánica de entrada, es mayor para la Condición 2 (Tabla 4.3) se tiene mayor fuente de carbono, siendo mayor la degradación vía anóxica.

Por otra parte, la concentración de DQO para cada una de las campañas realizadas, así como la evolución durante el tiempo de operación del sistema, se muestran en la Figura 4.9. En la misma se puede apreciar la alta variabilidad de la DQO de entrada al sistema, con valores que oscilan entre 3,585 hasta 8,820 mg DQO/L.

Tras su paso por el tanque séptico, la variabilidad de la DQO de salida reduce de manera apreciable, esto permite afirmar que el tanque séptico, dado los elevados TRH con los que opera, genera un efecto de laminación que atenúa las fluctuaciones de la calidad a la entrada, generando una salida más estable.

También, destacan las elevadas eficiencias alcanzadas en el tanque séptico en ambas condiciones de operación, siendo las dos superiores al 65%. Normalmente, para tanques sépticos se espera alcanzar eficiencias en el rango del 30% (MMAyA, 2021) al 50% (Cisneros, 2011), con TRH de 2 a 4 días. Considerando las condiciones de operación y el volumen del tanque séptico, los TRH de operación fueron de 20 y 35 días para la Condición 1 y 2 respectivamente, lo que permite atribuir la mayor eficiencia alcanzada a los elevados TRH, hasta 10 veces superior de los valores normales de diseño.

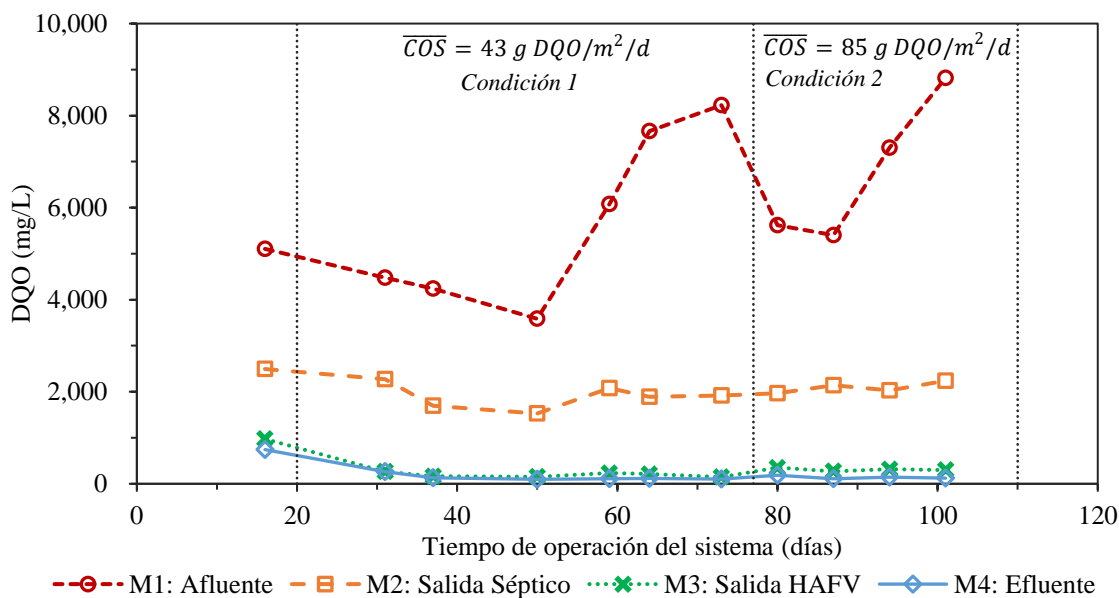


Figura 4.9. Evolución de la concentración de materia orgánica (DQO) del sistema

La evolución de la DQO mostrada en la Figura 4.9 es consistente con la evolución visual del sistema descrita en el apartado 4.2. Durante el primer mes de funcionamiento (puesta en marcha) se realizó una campaña de toma de muestras para ajustar la COS de trabajo, los resultados de dicha campaña arrojaron concentraciones elevadas de 2,493, 973 y 742

mg DQO/L para el tanque séptico, HAFV y HAFH respectivamente. En campañas posteriores la DOQ de salida de los diferentes componentes del sistema se fue reduciendo de manera progresiva, mostrando que la puesta en marcha de los sistemas biológicos también es paulatina.

En el caso del HAFV, la mayor eficiencia de remoción y las menores concentraciones de DQO alcanzadas se atribuyen a la COS aplicada. Al evaluar las eficiencias de remoción alcanzadas para cada condición, se encontró que los promedios presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0.005$). De igual forma se puede afirmar que los promedios de las concentraciones de DQO a la salida del HAFV para las dos condiciones de operación presentan diferencias significativas ($p=0.004$). Lo último se comprueba en la Figura 4.10, donde se observa la diferencia entre las concentraciones medias de DQO a salida del HAFV (M3) para las dos condiciones de operación. Por el contrario, comparando las concentraciones de entrada al HAFV para las dos condiciones de operación, no se encontró diferencias significativas ($p=0.206$), pudiendo considerarse iguales. Ello, también se demuestra en la Figura 4.10, donde se observa, que no existe diferencia apreciable entre las concentraciones medias de entrada al HAFV (M2), para las dos condiciones de operación. El análisis anterior permite plantear que, para aguas residuales de características similares, la COS aplicada es un factor que condiciona la eficiencia de remoción alcanzada, así como la concentración de DQO de salida.

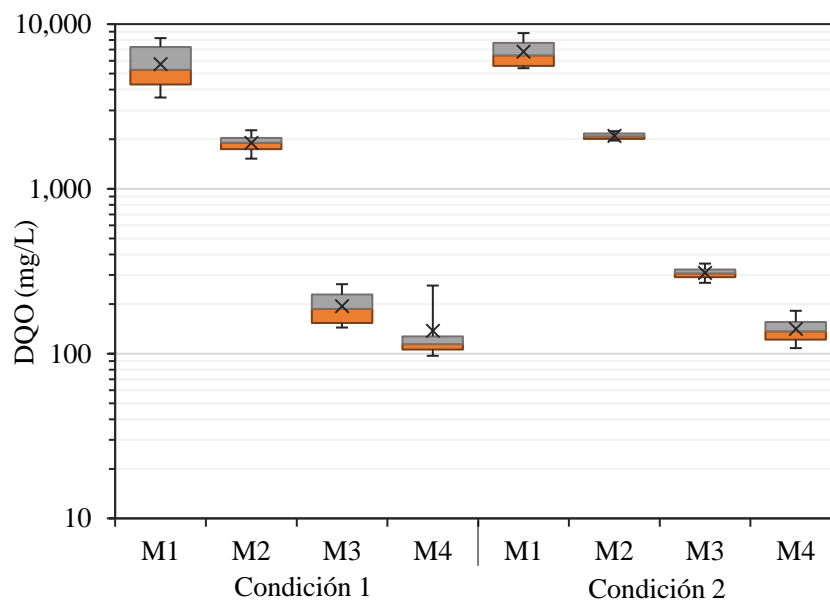


Figura 4.10. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de DQO para las dos condiciones de operación. La 'X' indica la media aritmética.

Luego, al evaluar la COS aplicada y la concentración de DQO a la salida del HAFV se encontró que existe una relación estadísticamente significativa ($p=0.0006$). Dicha relación presenta un coeficiente de determinación $R^2=0.7873$, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. La relación encontrada se muestra en la Figura 4.11.

De forma similar, se encontró que existe una relación lineal estadísticamente significativa ($p=0.0076$), entre la COS aplicada y le eficiencia de remoción del HAFV, que presenta una correlación moderada con un coeficiente de determinación $R^2=0.6109$ (Figura 4.12).

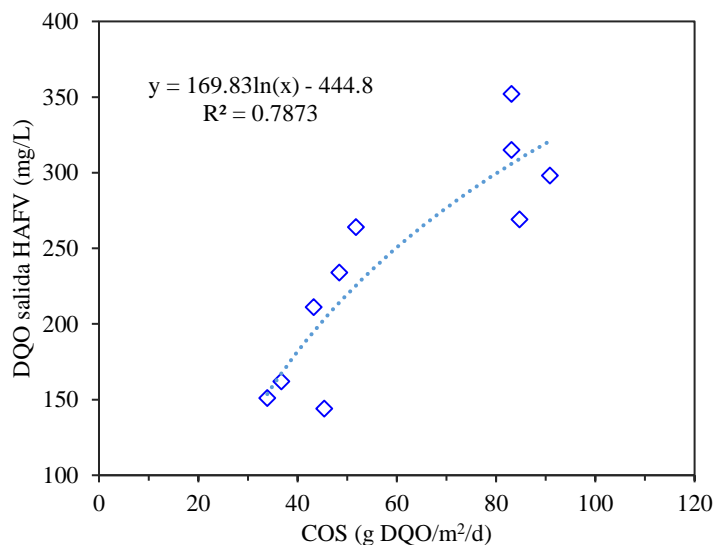


Figura 4.11. Relación entre COS y concentración de DQO a la salida del HAFV

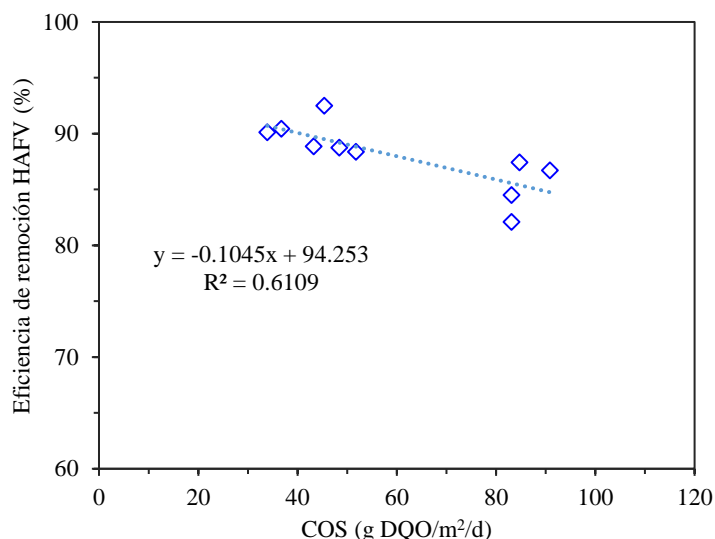


Figura 4.12. Relación entre COS y eficiencia de remoción de DQO del HAFV

Las elevadas eficiencias de remoción de DQO alcanzados, confirman a los humedales artificiales como tecnología confiable para el tratamiento de aguas residuales industriales (Vymazal, 2014). Asimismo, los valores de eficiencia de remoción son comparables a los reportados en trabajos similares (Sharma et al., 2011; Soroko, 2007; Vázquez et al., 2013). En los mismos trabajos se verificó la relación existente entre la COS aplicada y la eficiencia de remoción, así como la relación entre la COS aplicada y la concentración de materia orgánica de salida.

En el caso de la materia orgánica biodegradable, medida como DBO₅, también se alcanzaron elevadas eficiencias de remoción. Para la Condición 1 (COS=19 g DBO₅/m²/d), se alcanzó una eficiencia del 88% para el HAFV y eficiencia global del sistema de 99%. Dando como resultado que la concentración de DBO₅ se redujera hasta una media de 96 mg/L a la salida del HAFV y de 23 mg/L a la salida del HAFH (efluente final). Considerando que la normativa local (RASIM) establece un límite de descarga de 80 mg/L, la salida del HAFH cumple el límite indicado y la salida del HAFV queda 20% por encima.

Para la Condición 2 ($COS=49 \text{ g DBO}_5/m^2/d$), en el HAFV se alcanzó una eficiencia del 87% y una eficiencia total del sistema del 99%, dando como resultado una reducción en la concentración de DBO_5 hasta una media de 158 mg/L a la salida del HAFV y de 28 mg/L a la salida del HAFH (efluente final). Por tanto, para la Condición 2 la salida media del HAFV también superó el límite local de descarga, mientras que el efluente final resultó inferior al límite antes mencionado.

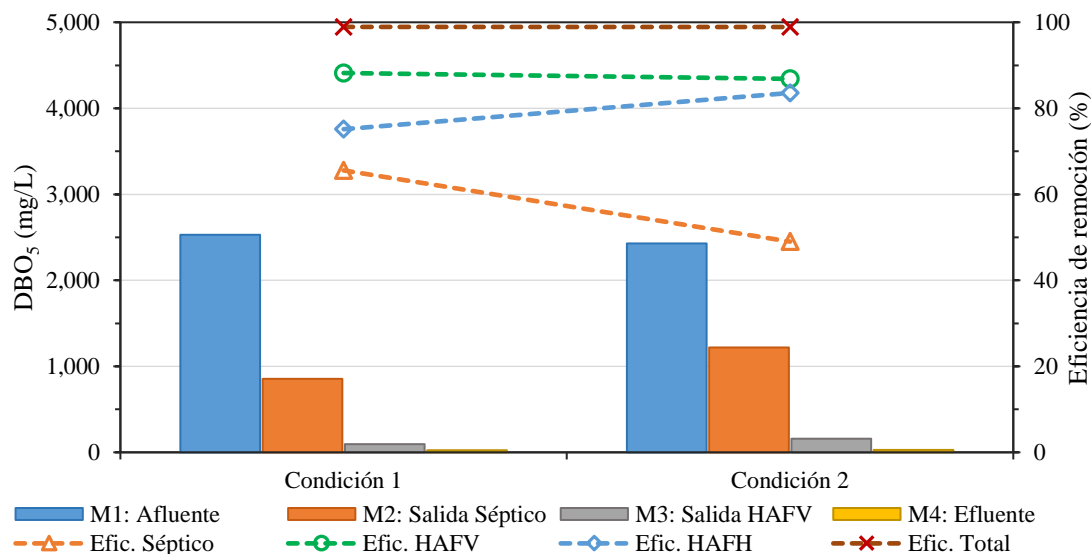


Figura 4.13. Concentración y eficiencias de remoción medias de DBO_5 en el sistema

En la Figura 4.13 se observa que las eficiencias de remoción alcanzadas en el HAFV y en el sistema integral de tratamiento son similares en ambas condiciones de operación. En cambio, la eficiencia de remoción del HAFH es superior para la Condición 2 ($COS=49 \text{ g DBO}_5/m^2/d$). Esto se puede atribuir al proceso de desnitrificación, donde la materia orgánica reduce por degradación vía anóxica, proceso efectivo en el caso de HAFH ante concentraciones suficientes de nitratos y carbono (Dotro et al., 2017). Dado que la concentración de entrada al HAFH (M3) para la Condición 2 es mayor (Tabla 4.3), se tiene una mayor fuente de carbono y, por tanto, una mayor degradación vía anóxica.

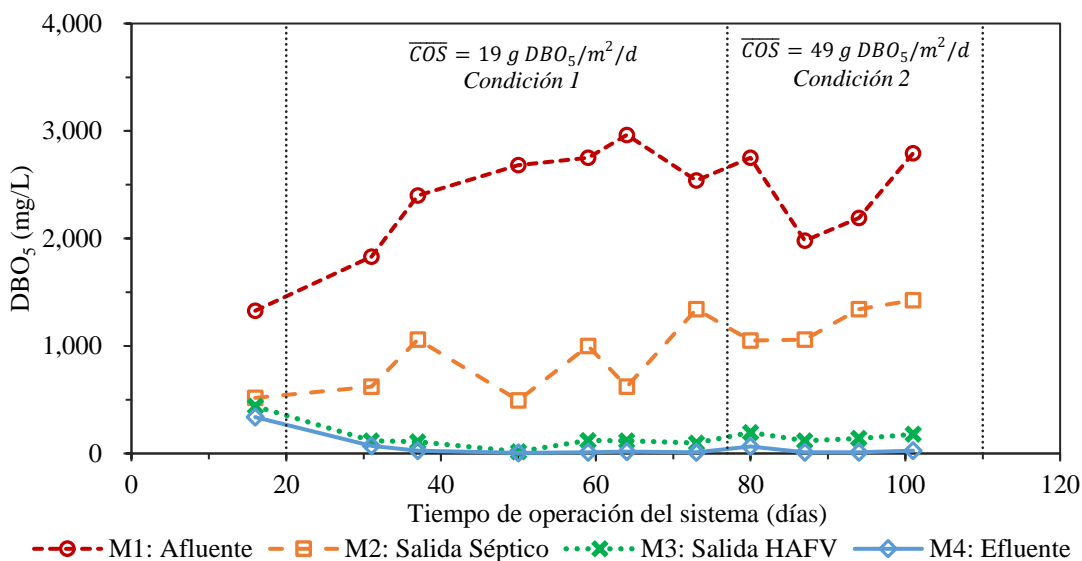


Figura 4.14. Evolución de la concentración de materia orgánica (DBO_5) del sistema

La Figura 4.14 muestra la concentración de DBO₅ para cada una de las campañas realizadas así como la evolución durante el tiempo de operación del sistema. En ella se puede observar una alta variabilidad en las concentraciones de entrada al sistema, con valores que oscilan entre 1,328 y 2,964 mg/L. A diferencia de lo sucedido con la DQO, tras su paso por el tanque séptico, la variabilidad de las concentraciones de entrada se mantiene, principalmente durante la Condición 1. En el periodo de la Condición 2 la variabilidad disminuye, situación que podemos atribuir al efecto de laminación que presenta el tanque séptico.

Entre los resultados mostrados destaca las elevadas eficiencias alcanzadas en el tanque séptico durante la Condición 1, alcanzando 68%, que es mayor a las eficiencias esperadas del 30% (MMAyA, 2021) al 50% (Cisneros, 2011) de la DBO₅ operando con TRH de 2 a 4 días. Considerando las condiciones de operación y el volumen del tanque séptico, el TRH de operación fue de 35 días para la Condición 1. A ello es atribuible la mayor eficiencia alcanzada, al operar con valores de TRH, del orden de 10 veces superior a los valores habituales de diseño.

En contraste, durante la Condición 2 la eficiencia en el tanque séptico redujo de forma significativa hasta una media de 49%, si bien este valor era esperado según el rango normal de eficiencias antes indicado, el TRH correspondiente a esta condición es de 20 días, por lo que se esperaba mayor eficiencia de remoción. Esta reducción se puede atribuir a la naturaleza de las aguas, que durante la Condición 2 presenta menor presencia de sólidos en suspensión y grasas, componentes mayormente eliminados en tanques sépticos.

Para el HAFV, se evaluó la relación entre la eficiencia de remoción y concentraciones de salida de DBO₅ con la COS aplicada. Al comparar las eficiencias de remoción alcanzadas para cada condición, se encontró que los promedios no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0.706$). Por el contrario, al comparar los promedios de las concentraciones de DBO₅ a la salida del HAFV para las dos condiciones de operación, se encontró que existe una diferencia estadísticamente significativa ($p=0.036$) entre sus promedios, misma que se puede observar en la Figura 4.15.

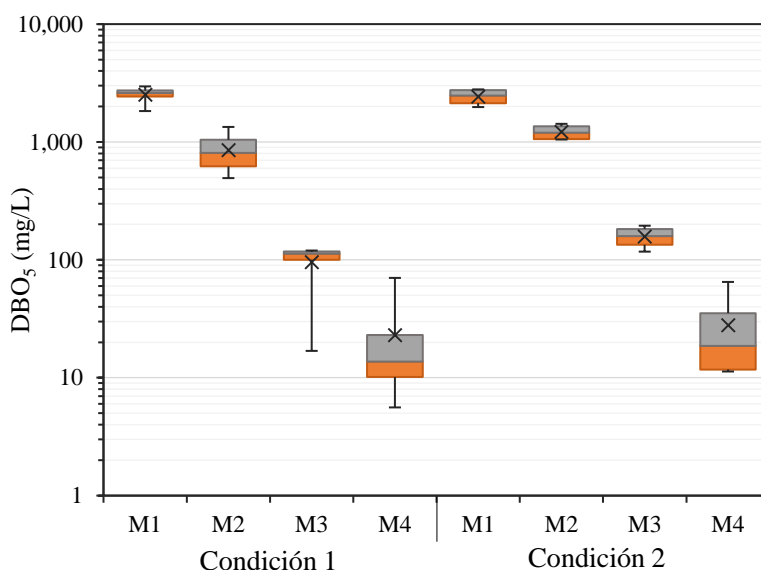


Figura 4.15. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de DBO₅ para las dos condiciones de operación. La 'X' indica la media aritmética.

En el caso de las concentraciones de DBO_5 a la entrada al HAFV, no se encontró diferencias significativas ($p=0.08$) pudiendo considerarse iguales. Esto permite plantear que, para aguas residuales de características similares, la COS aplicada es un factor que condiciona la concentración de DBO_5 de salida, en cambio no se puede afirmar que la eficiencia de remoción de DBO_5 esté condicionada por la COS aplicada.

A partir del planteamiento anterior se encontró que existe una relación estadísticamente significativa ($p=0.01$) entre la COS aplicada y la concentración de DQO a la salida del HAFV. No obstante, la correlación entre variables es moderada dado que se obtuvo un coeficiente de determinación $R^2=0.5325$, la misma se muestra en la Figura 4.16.

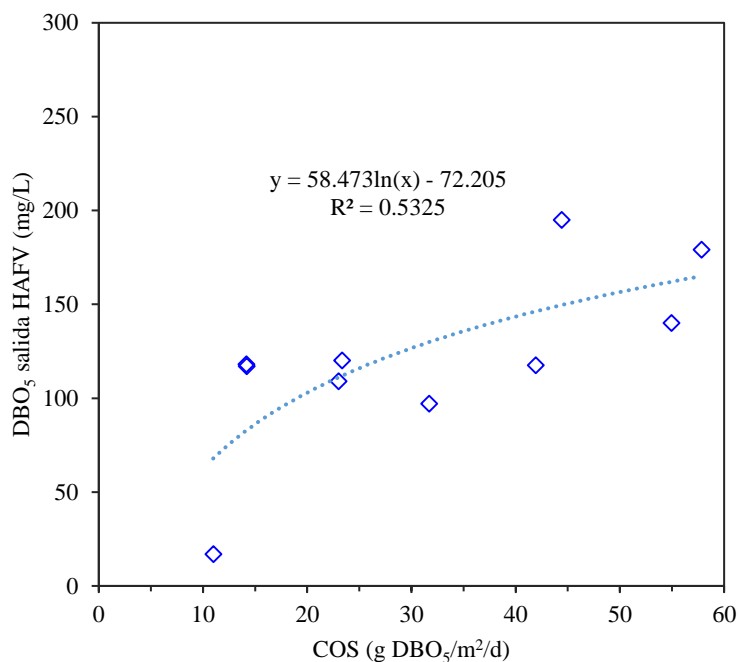


Figura 4.16. Relación entre COS y concentración de DBO_5 a la salida del HAFV

Respecto de la relación entre la COS aplicada y la eficiencia de remoción del HAFV, anteriormente se indicó que no se tiene elementos que permitan relacionar ambas variables. En efecto, la COS aplicada y la eficiencia de remoción del HAFV, no presentan una relación estadísticamente significativa ($p=0.992$). En la Figura 4.17 se muestra la COS aplicada y la eficiencia de remoción del HAFV, donde no se evidencia ninguna relación ($R^2=0$).

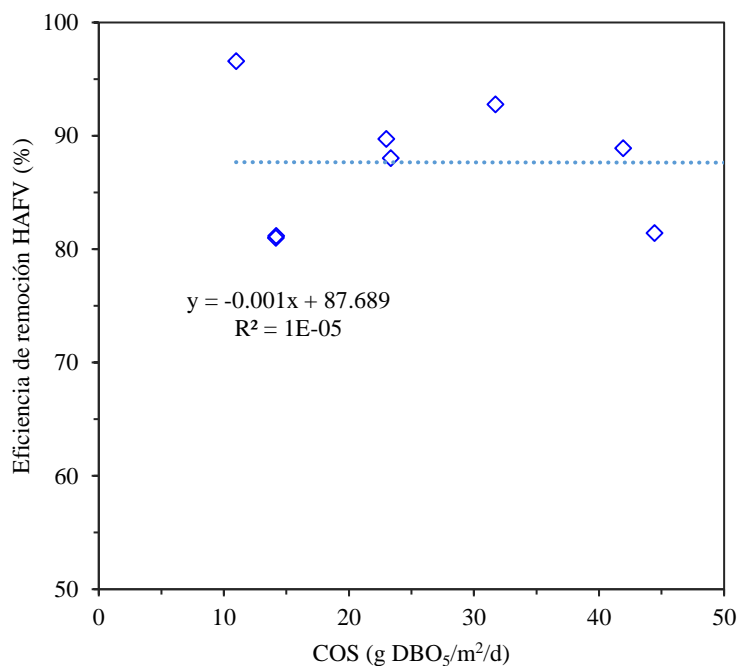


Figura 4.17. Relación entre COS y eficiencia de remoción de DBO₅ del HAFV

A pesar de que no se encontraron relaciones entre la COS y la eficiencia de remoción de DBO₅, sí que se alcanzaron elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica. De forma similar que con la DQO, ello permite confirmar que los humedales artificiales se constituyen en una tecnología idónea para el tratamiento de aguas residuales industriales (Vymazal, 2014).

Por otra parte, destaca que, la eficiencia de remoción de materia orgánica, no parece verse afectada por las bajas temperaturas de operación, no obstante, se presentaron temperaturas mínimas de hasta 0°C. Ello sugiere, que la temperatura no tiene un efecto significativo sobre la eficiencia de remoción de la materia orgánica, validando los datos reportados en trabajos similares (Akratos and Tsihrintzis, 2007; Singh et al., 2022).

De igual forma, la baja presión atmosférica, por la elevada altitud de la región, no parece tener un efecto negativo sobre el proceso de degradación aerobia de la materia orgánica, dadas las elevadas eficiencias alcanzadas.

4.3.3. Sólidos en suspensión

En la Tabla 4.4 se presenta la media aritmética y desviación estándar de las concentraciones de sólidos en suspensión (totales, volátiles y no volátiles), en los 4 puntos monitoreados para las dos condiciones de operación. Asimismo, se incluye las eficiencias de remoción alcanzadas en las diferentes etapas de tratamiento.

Se observa que el sistema de tratamiento, en su conjunto, alcanzó elevadas eficiencias de remoción de sólidos en suspensión, para ambas condiciones de funcionamiento. En el caso de la Condición 1 (CSSS=1.91 g SST/m²/d), la eficiencia total alcanzada fue del 99%, reduciendo la concentración de SST desde una media de 1,138 mg/L hasta 14 mg/L, valor muy por debajo del límite de descarga local (RASIM) de 60 mg/L.

De la misma forma, las eficiencias de remoción para SSV y SSNV fueron elevadas, alcanzando valores de 99% y 93% respectivamente. Destaca la elevada eficiencia de remoción del tanque séptico, que alcanzó una media del 93%, para la Condición 1, reduciendo la concentración de los SST hasta una media de 82 mg/L, valor cercano al límite de descarga local.

Tabla 4.4. Concentración y eficiencia de remoción de sólidos en suspensión

Descripción	Concentración (mg/L)				Eficiencia de remoción (%)			
	M1	M2	M3	M4	Tanque Séptico	HAFV	HAFH	Total
SST								
Condición 1	1,138 ± 176	82 ± 9	21 ± 4	14 ± 2	93	73	30	99
Condición 2	645 ± 368	111 ± 42	72 ± 48	19 ± 14	78	40	73	97
SSV								
Condición 1	1,088 ± 171	77 ± 8	18 ± 4	11 ± 2	93	77	33	99
Condición 2	620 ± 357	102 ± 39	66 ± 44	17 ± 13	79	39	74	97
SSNV								
Condición 1	50 ± 12	5 ± 1	4 ± 1	3 ± 1	90	21	13	93
Condición 2	26 ± 12	10 ± 2	6 ± 4	2 ± 2	53	48	73	95

Para la Condición 2 (CSSS=4.4 g SST/m²/d), la eficiencia total de eliminación de materia en suspensión también fue elevada, alcanzando una media del 97%, que se tradujo en la reducción de la concentración de SST desde una media de 645 mg/L hasta 19 mg/L. Al igual que en la Condición 1, en las aguas tratadas se alcanzaron valores inferiores al límite de descarga local. Asimismo, las eficiencias alcanzadas en el caso de las fracciones volátil y no volátil fueron elevadas alcanzando valores de 97% y 95% respectivamente.

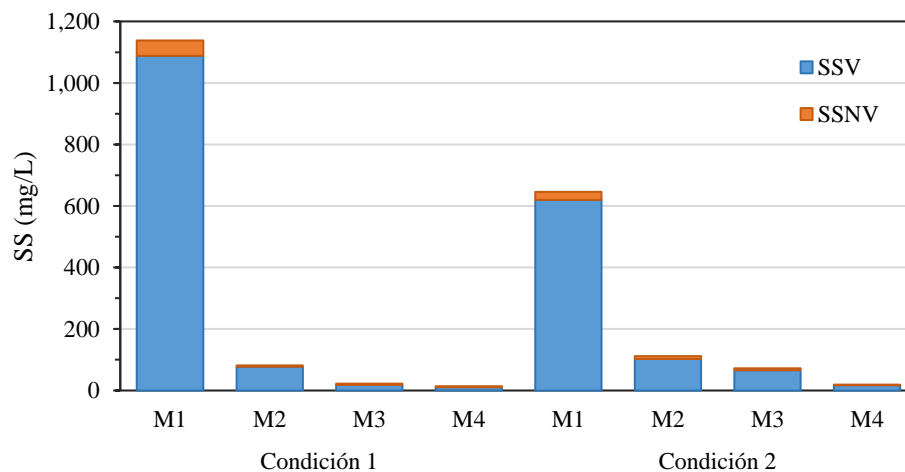


Figura 4.18. Concentración media de sólidos en suspensión, fracción volátil y no volátil

Sobre las fracciones volátil y no volátil de la materia en suspensión, en la Figura 4.18 se observa que la fracción volátil representa casi la totalidad de los SST. Con una relación media de SSV/SST de 0.90, por lo que se puede afirmar que los SST presentes en las aguas residuales son principalmente de carácter volátil.

En la misma figura, resalta la diferencia entre la concentración de SST de entrada para las dos condiciones de operación. Esto se puede atribuir a la modificación de las condiciones de operación en el matadero descritas en el apartado 4.2, donde se expresó que, coincidente con el periodo de operación de la condición 2, a la línea de descarga en estudio se desvió el aporte del área de noqueo y desangrado del matadero, el cual se caracteriza por una mayor presencia de sangre y menor cantidad de sólidos en suspensión, entonces por dilución se tiene como resultado menores concentraciones de SST.

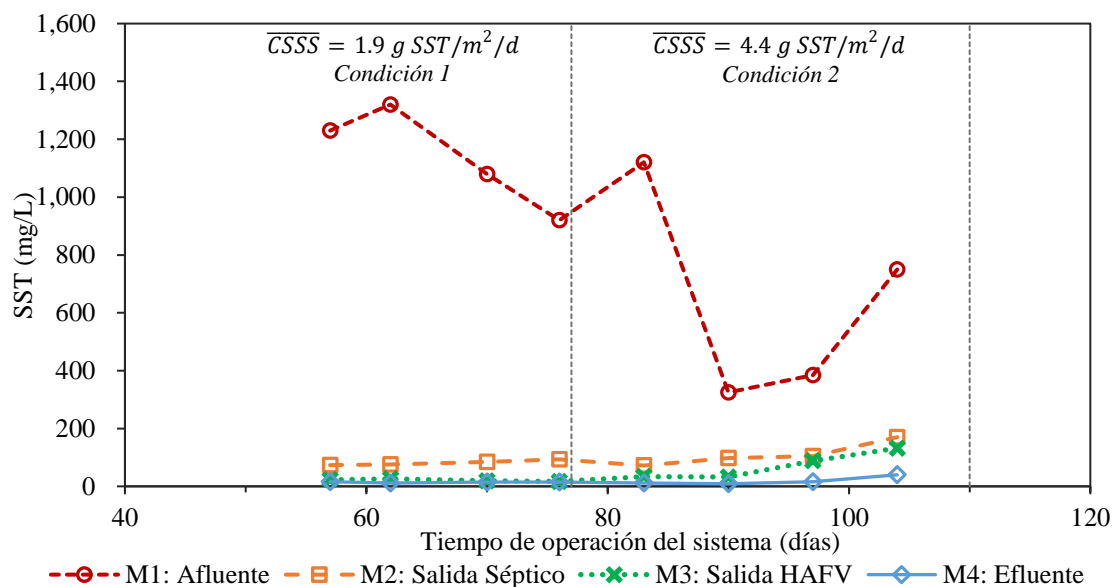


Figura 4.19. Evolución de la concentración de SST del sistema

La diferencia en la concentración de SST para ambas condiciones de operación también se verifica en la Figura 4.19, que muestra la evolución de las concentraciones de SST en las diferentes etapas de tratamiento. Asimismo, se observa que las concentraciones de SST de entrada presentan una alta variabilidad, con valores desde 325 hasta 1,320 mg/L. En contraste, las concentraciones a la salida del Tanque Séptico no muestran variabilidad apreciable, confirmando su efecto de laminación al estabilizar la calidad del agua de salida.

En la Figura 4.20 se muestran las eficiencias de remoción medias como las concentraciones de SST medias para cada componente del sistema, en la misma se observa que las eficiencias de remoción medias en el tanque séptico, HAFV y el sistema en su conjunto son inferiores para la Condición 2 ($CSST=4.4 \text{ g SST/m}^2/\text{d}$), en cambio la eficiencia de remoción aumenta de manera considerable para el HAFH.

En relación al tanque séptico, se alcanzaron elevadas eficiencias de remoción de SST, de 93% para la Condición 1 y de 78% para la Condición 2. La mayor eficiencia de remoción alcanzada durante la Condición 1 se debe a la naturaleza de las aguas de origen, con elevado contenido de sólidos sedimentables como flotantes, como se aprecia en la Figura 4.21, en la que se muestran las aguas residuales del matadero, recién recolectadas (Figura 4.21a) y tras un periodo de reposo de 6 horas (Figura 4.21b).

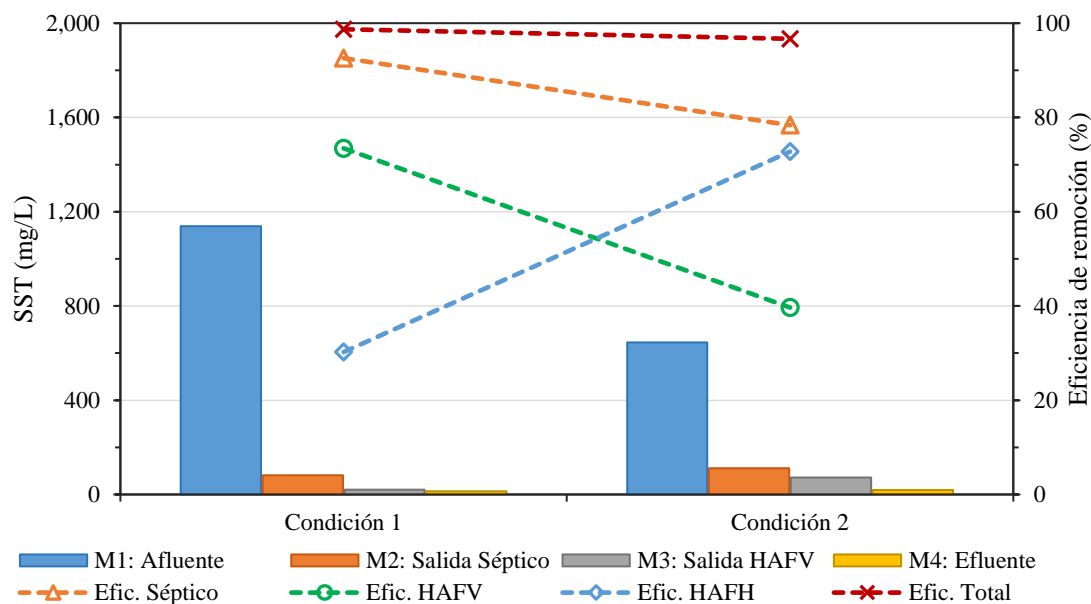


Figura 4.20. Concentración y eficiencias de remoción medias de SST en el sistema

En la Figura 4.21, se aprecia de forma clara, tanto la acumulación de sólidos sedimentables en el fondo del recipiente, como de sólidos flotantes en su superficie. Dada la capacidad de los tanques sépticos de acumular sólidos sedimentables en el fondo del compartimento así como sólidos flotantes (grasas) en la superficie (de Lemos Chernicharo, 2007) es razonable la elevada eficiencia alcanzada. Si bien, sólo se esperarían alcanzar eficiencias en el rango de 50% (Cisneros, 2011) hasta 60% (MMAYaA, 2021), estos porcentajes se corresponden con tanques sépticos operando con TRH de 2 a 4 días. Considerando las condiciones de operación y el volumen del tanque séptico, los TRH de operación durante el estudio fueron de 20 y 35 días para la Condición 1 y Condición 2, respectivamente, lo que permite atribuir la mayor eficiencia alcanzada, además de la naturaleza del agua, a los elevados TRH del sistema de hasta 10 veces superior a los valores habituales de diseño.

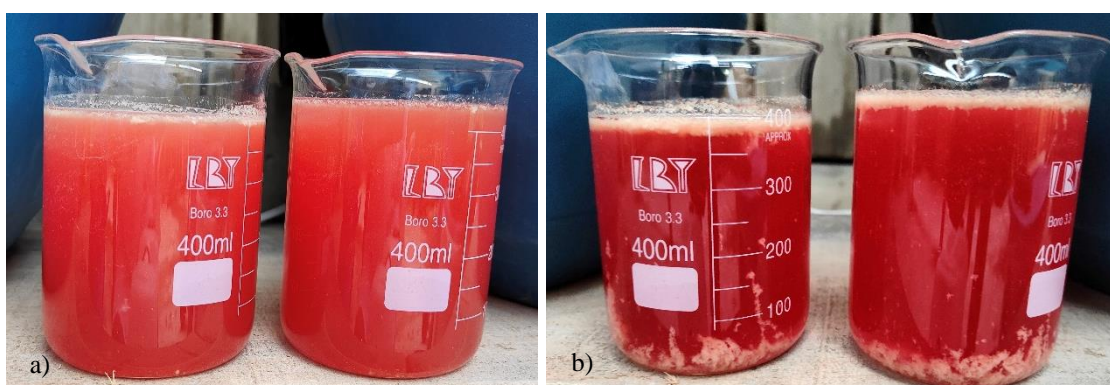


Figura 4.21. Sedimentabilidad de las aguas residuales del matadero, a) vista del agua cruda recién recolectada, b) vista del agua cruda tras 6 horas de reposo. Fuente: Fotografía tomada por el autor

En el caso de la Condición 2, la menor eficiencia alcanzada respecto la Condición 1, se atribuye a la diferente naturaleza de las aguas del matadero, tal y como se ha indicado con anterioridad.

En el caso del HAFH, la remoción de los sólidos en suspensión se logra mediante procesos de sedimentación y filtración (Vymazal, 2010). Dados los elevados TRH para la Condición 1 y 2, de 11 y 6 días respectivamente, la remoción de SST observada en el HAFH se debe principalmente al proceso de sedimentación (Torrens et al., 2021). Por otro lado, dado el tamaño (8 – 12 mm) y la porosidad (48%) del material de soporte, este presenta un volumen significativo de poros, por lo que se estima que el aporte del proceso de filtración para la remoción de SST es menor.

Para el HAFV la eficiencia de remoción de SST en la Condición 1 (73%) es superior a la alcanzada en la Condición 2 (40%), esto se atribuye, nuevamente, a la naturaleza de las aguas residuales con distintas concentraciones, debido a temas de operación en el matadero. Considerando el tamaño de partículas de la capa superficial del HAFV (1 a 2 mm), la elevada eficiencia de remoción alcanzada para la Condición 1 se atribuye principalmente a su capacidad de filtración alcanzando valores comparables a los reportados por Torrens et al. (2021).

Al comparar las eficiencias de remoción para cada condición de operación, se encontró que los promedios presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0.038$), en contraste al comparar las concentraciones de SST a la salida del HAFV se observó que los promedios para las dos condiciones de operación no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0.082$), lo que puede observarse en la Figura 4.23. Situación similar sucede con las concentraciones de SST de entrada al HAFV, debido que al comparar sus medias se encontró que no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p=0.215$). Este hecho, permite plantear que, para aguas residuales de características similares, la CSSS aplicada es un factor que condiciona la eficiencia de remoción alcanzada, no sucediendo lo mismo con la concentración de SST de salida.

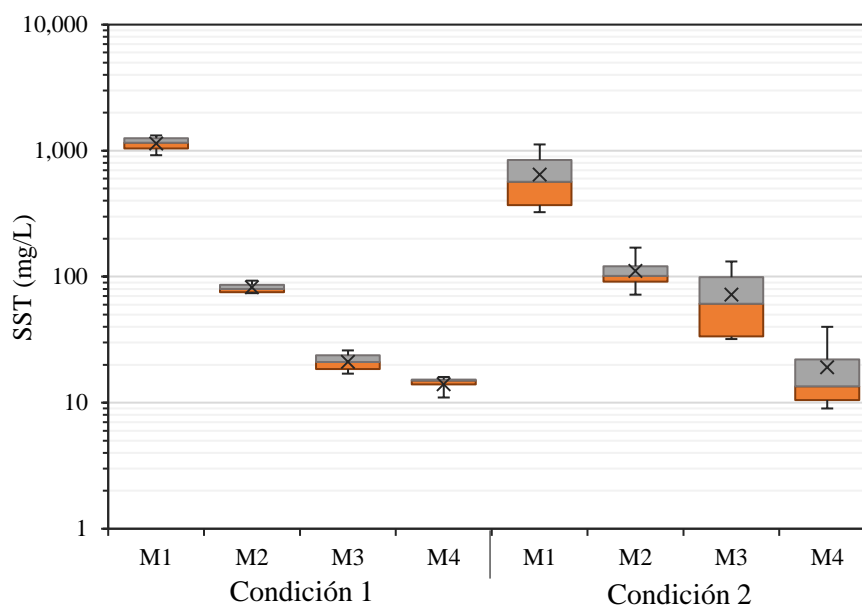


Figura 4.22. Gráfico de caja y bigotes que muestra los resultados de SST para las dos condiciones de operación. La 'X' indica la media aritmética.

Por último, si bien se encontró una relación lineal estadísticamente significativa ($p=0.0004$) entre la CSSS aplicada y la concentración de SST a la salida del HAFV (Figura 4.23), cuyo coeficiente de determinación es de $R^2=0.8917$ no se puede afirmar que la calidad de salida del HAFV depende solamente de la CSSS aplicada. Por otra parte, se encontró una relación lineal estadísticamente significativa ($p=0.0151$) entre la CSSS aplicada y la eficiencia de remoción de SST a la salida del HAFV, que presenta un coeficiente de determinación $R^2=0.653$ y se muestra en la Figura 4.24.

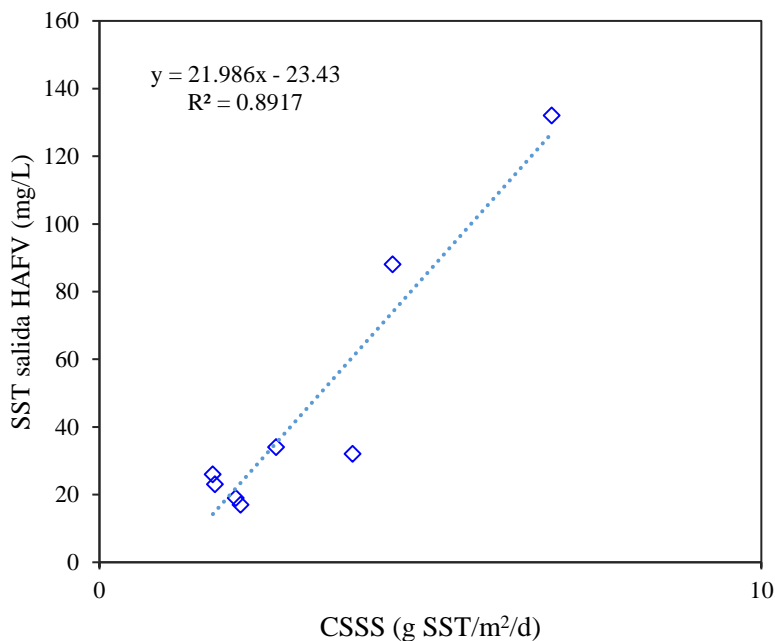


Figura 4.23. Relación entre CSSS y concentración de SST a la salida del HAFV

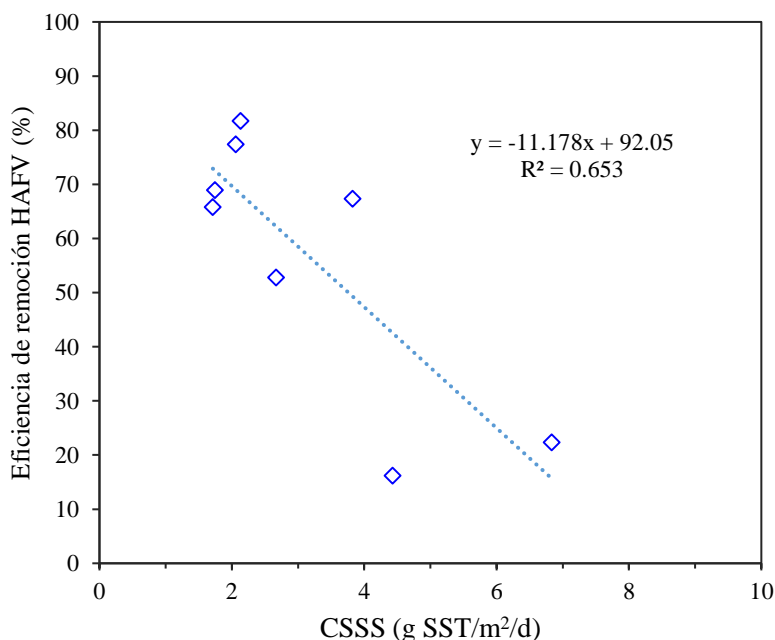


Figura 4.24. Relación entre CSSS y eficiencia de remoción de SST a la salida del HAFV

4.3.4. Nitrógeno

En la Condición 1 se midió las concentraciones de las diferentes formas del nitrógeno (total, amoniacal, nitritos y nitratos) en los diferentes puntos de muestreo del sistema piloto. Esto no pudo repetirse para la Condición 2, en la que no pudo medirse la concentración de nitrógeno total.

Las concentraciones (media aritmética y desviación estándar) de las formas del nitrógeno se muestran en la Tabla 4.5. En ella se observa, que el sistema de tratamiento en su conjunto presentó elevadas eficiencias de remoción de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal (76% y 73%, respectivamente). Como resultado, la concentración de nitrógeno total se redujo desde una media de 328.7 a 80.7 mg/L. En el caso del nitrógeno amoniacal, este redujo desde una media de 271 hasta 71 mg/L. Si bien las eficiencias alcanzadas de reducción de nitrógeno amoniacal fueron elevadas, no se logró cumplir con los límites de vertido locales, que en el caso de Bolivia son muy estrictos ($\text{NH}_4 \leq 4 \text{ mg/L}$).

Tabla 4.5. Concentración de nitrógeno en sus diferentes formas

Descripción	Concentración (mg/L)				E.R. (%)
	M1	M2	M3	M4	
N_T					
Condición 1	328.7 ± 44.6	314.0 ± 65.6	135.0 ± 60.8	80.7 ± 38.9	76
NH₄					
Condición 1	271 ± 50	276 ± 69	97 ± 43	71 ± 32	73
Condición 2	336 ± 91	410 ± 113	147 ± 41	85 ± 15	73
NO₃					
Condición 1	18.2 ± 6.2	17.3 ± 5.5	26.1 ± 19.5	8.3 ± 12.1	-
Condición 2	6.3 ± 1.3	1.8 ± 0.9	23.8 ± 20.5	13.2 ± 15.9	-
NO₂					
Condición 1	0.022 ± 0.030	0.035 ± 0.016	0.264 ± 0.178	0.152 ± 0.173	-
Condición 2	0.039 ± 0.021	0.006 ± 0.011	0.178 ± 0.150	0.145 ± 0.129	-

En la Figura 4.25 se muestra de forma gráfica las concentraciones medias de las diferentes formas nitrogenadas, para las dos condiciones de operación. En ella, resalta la mayoritaria presencia de la forma amoniacal, representando hasta el 82% del N_T. Esta proporción es similar a la reportada para aguas residuales provenientes de purines porcinos (Torrens et al., 2021), y se puede explicar debido a la naturaleza de las aguas de mataderos, con presencia de sangre y tejidos, residuos de productos de lavado y limpieza, orina de animales y desinfectantes.

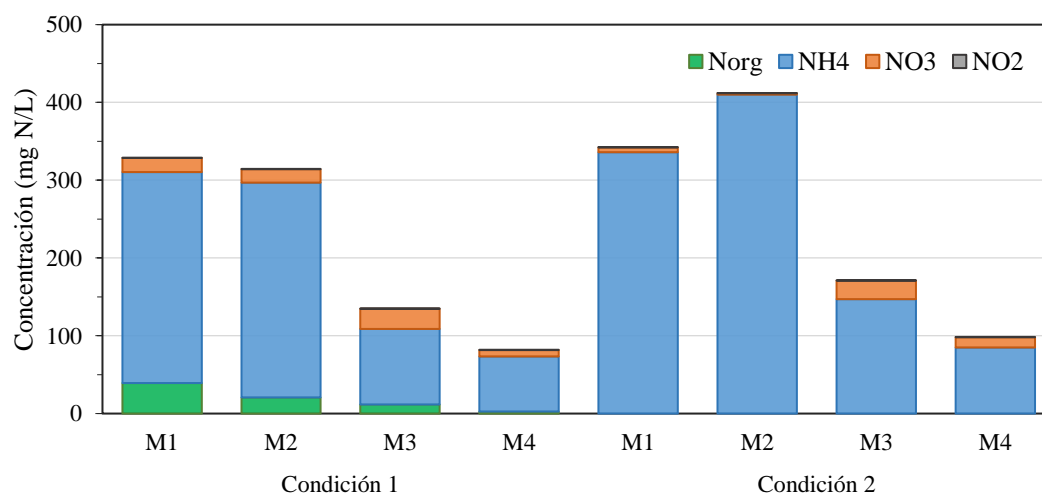


Figura 4.25. Concentración media de nitrógeno en sus diferentes formas

En la Figura 4.26 y Figura 4.27 se muestra la evolución de la concentración de nitrógeno amoniacal y nitratos respectivamente. En la primera, resalta la alta variabilidad en las concentraciones de NH_4 a la salida del tanque séptico, con valores superiores o inferiores ocurridos de forma alternada, esto puede atribuirse a la alta variabilidad de la concentración de materia orgánica de entrada al tanque séptico, que posteriormente, por degradación anaerobia del nitrógeno orgánico, incrementa las concentraciones de nitrógeno amoniacal.

Tras el paso por el HAFV las concentraciones de NH_4 reducen de forma considerable, debido mayoritariamente a la nitrificación, principal proceso de transformación del nitrógeno amoniacal en formas oxidadas como el nitrato y nitrito (Kadlec and Wallace, 2009). Se observa que la mayor remoción de NH_4 , vía nitrificación, se produce entre los días 60 y 95 de operación del sistema, este comportamiento coincide aproximadamente con los perfiles de pH y NO_3 mostrados en las Figura 4.7 y Figura 4.27, respectivamente. En el caso del pH, se observa que su valor se reduce de manera gradual a la salida del HAFV (M3), esto se explica por la liberación dos moles de H^+ por cada mol de nitrógeno amoniacal consumido ($2\text{NH}_4^+ + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+$), como consecuencia el proceso de nitrificación (Kadlec and Wallace, 2009) para luego aumentar en la etapa final operación. Asimismo, el perfil del NO_3 , de forma opuesta al perfil de pH, muestra un incremento progresivo en la concentración de NO_3 , atribuible a la transformación de nitrógeno amoniacal en formas oxidadas (nitratos y nitritos) para luego reducir en la etapa final de operación.

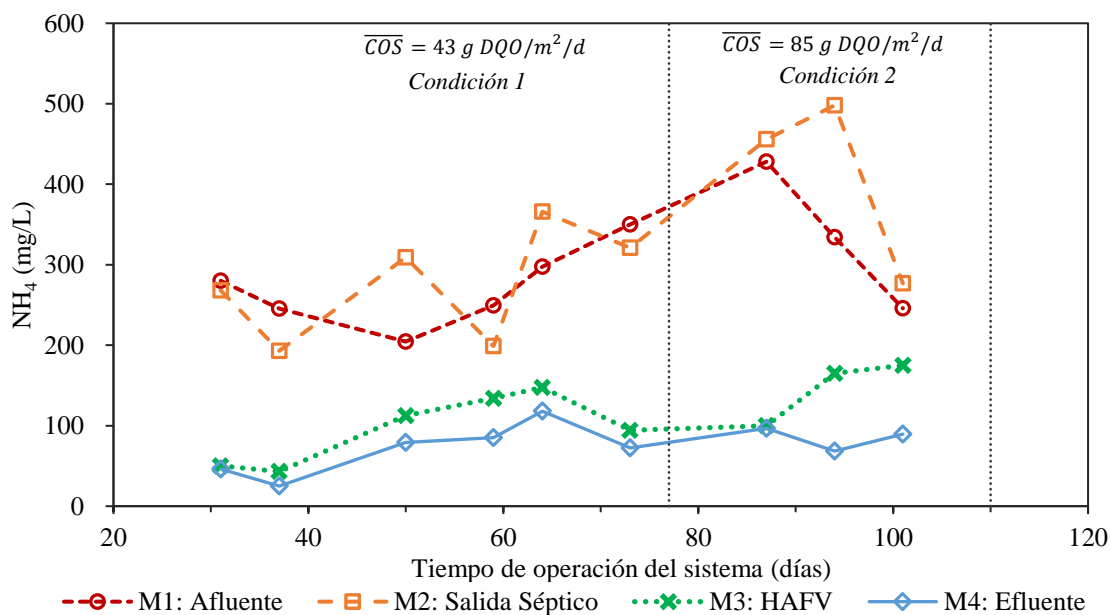


Figura 4.26. Evolución de la concentración de NH_4 en el sistema

Llama la atención el incremento del NH_4 en la etapa final de operación (Figura 4.26), que puede asociarse a la súbita reducción del nitrato producido en la misma etapa (Figura 4.27). Ello se debe a que, en la etapa final de operación del sistema, se ha producido una colmatación parcial del sistema, a detallarse en el apartado 4.4, y que originó el encharcamiento de la superficie del HAFV, con una duración cercana al periodo entre pulsos de alimentación. Situación que impide la oxigenación del sistema, interrumpiendo el proceso de nitrificación.

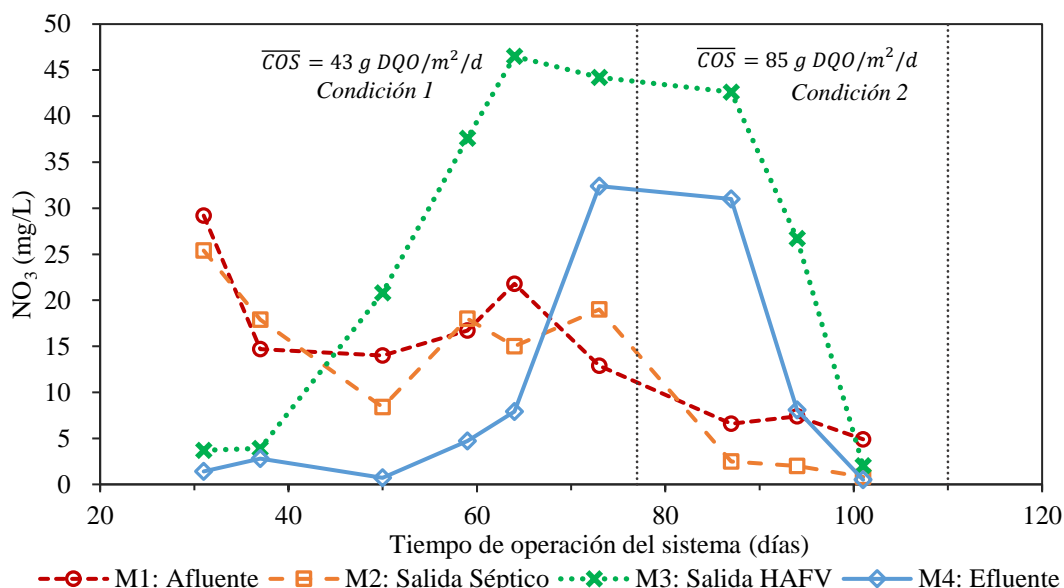


Figura 4.27. Evolución de la concentración de NO₃ en el sistema

En la Figura 4.28 se observa que las eficiencias de remoción de NH₄ alcanzadas en el HAFV, y del sistema en su conjunto son similares en ambas condiciones de operación. En cambio, la eficiencia de remoción del HAFH es superior para la Condición 2 (COS=85 g DQO/m²/d). Esto se debe a que, durante la Condición 2 se presentaron mayores concentraciones de NH₄ de entrada al HAFV, necesarios luego para el desarrollo de la nitrificación, principal proceso de transformación del nitrógeno amoniacal a formas oxidadas como el nitrato (Kadlec and Wallace, 2009).

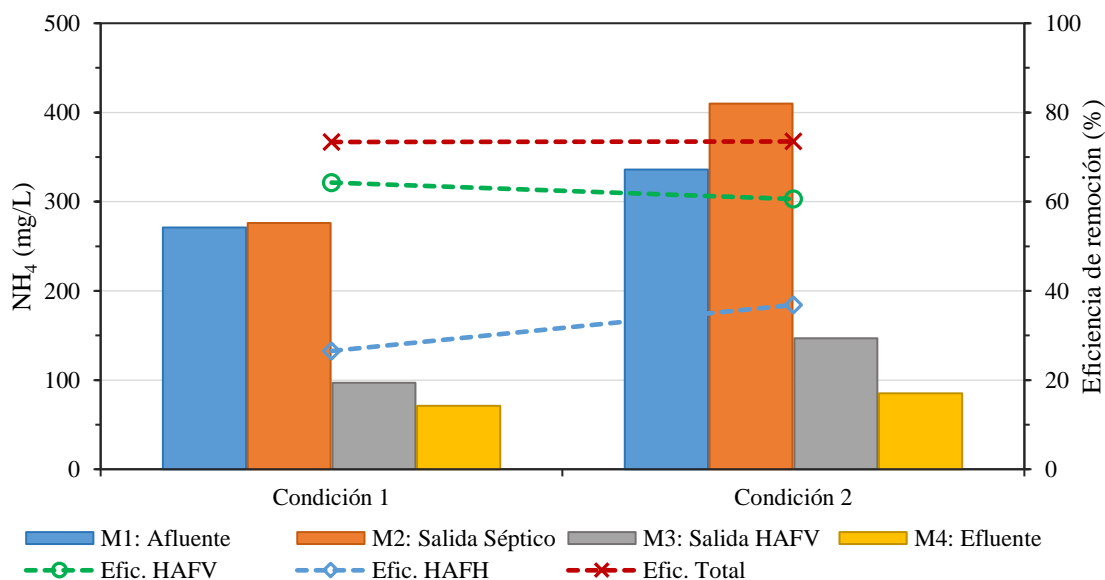


Figura 4.28. Concentración y eficiencias de emoción de NH₄ en el sistema

En la Figura 4.28, también se observa una reducción adicional de nitrógeno amoniacal, que se produce en el HAFH, esto puede atribuirse al proceso de oxidación anaerobia del amonio (anammox), que tiene lugar en ambientes anaerobios en presencia de nitrato y nitrógeno amoniacal (Kadlec and Wallace, 2009), como el que ocurre en el humedal horizontal.

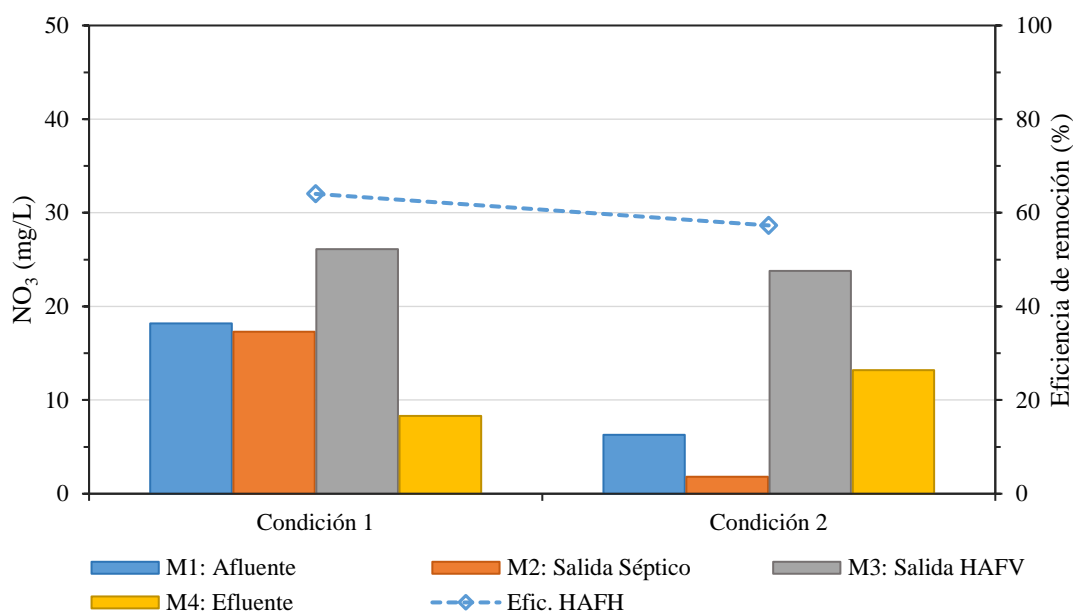


Figura 4.29. Concentración media y eficiencia de emoción de NO_3 en el sistema

En la Figura 4.29 se muestran las concentraciones medias de NO_3 en cada uno de los puntos de muestreo del sistemas de tratamiento. Destaca el incremento en la concentración de nitratos a la salida del HAFV, de hasta 51% para la condición 1, atribuible al proceso de transformación del nitrógeno amoniacal en formas oxidadas, como el nitrito y, principalmente nitrato (Kadlec and Wallace, 2009).

Posteriormente, las aguas de salida del HAFV pasan al HAFH donde se aprecia una significativa remoción de nitratos, que alcanzó el 68%. Esta remoción está asociada a procesos de desnitrificación, que precisan de la presencia de una fuente de carbono, fácilmente asimilables, y en los que los nitratos actúan como aceptores de electrones (Dotro et al., 2017).

A pesar que el funcionamiento del sistema fue durante el invierno, con temperaturas mínimas registradas de hasta 0°C , se alcanzaron elevadas eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal, lo que sugiere que, las bajas temperaturas no parecen tener efecto significativo en el proceso de nitrificación, que contrasta con lo reportado por Singh et al. (2022) y Akratos and Tsihrintzis (2007). Sin embargo, para verificar el efecto de la temperatura sobre la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal, se hace necesario un monitoreo estacional.

Asimismo, la baja presión atmosférica debido a la elevada altitud de la región, no parece tener efecto negativo sobre el proceso de nitrificación, dadas las elevadas eficiencias de remoción de nitrógeno amoniacal, y las concentraciones de oxígeno disuelto encontradas a la salida del HAFV.

4.3.5. Coliformes termotolerantes

Las concentraciones de coliformes termotolerantes (media aritmética) para los puntos M1 (afluente) y M4 (efluente), en las dos condiciones de operación, además de la eficiencia de remoción global del sistema de tratamiento, se presentan en la Tabla 4.6 y su distribución se muestra de forma gráfica en la Figura 4.30.

Se observa que el sistema de tratamiento en su conjunto logró alcanzar elevadas eficiencias de remoción de coliformes termotolerantes, superando el 99% para ambas condiciones de operación, dando como resultado concentraciones a la salida del sistema de 143 NMP/100 mL (Condición 1) y 65 NMP/100 mL. (Condición 2). Ambas concentraciones son inferiores al límite de descarga local (RASIM) de 1,000 NMP/100 mL. Resalta que para la Condición 2 se logró reducir hasta 3.4 unidades logarítmicas la concentración de coliformes termotolerantes.

Tabla 4.6. Concentración y eficiencias de remoción para coliformes termotolerantes

Descripción	Coli. termotolerantes (NMP/100 mL)		E.R. Unid. Log	E.R. (%)
	Afluente	Efluente		
Condición 1	1.83E+04	143	2.1	99.2
Condición 2	1.78E+05	65	3.4	99.9

En la Figura 4.30 llama la atención la diferencia de hasta una unidad logarítmica entre la concentración de entrada de ambas condiciones de operación. Dicha diferencia, que es consistente para los resultados individuales, tal como se observa en la Figura 4.31, se puede atribuir nuevamente a la naturaleza de las aguas tratadas. Para la Condición 1 las aguas provienen únicamente del proceso de oreo que considera la limpieza y lavado de la carcasa, con presencia parcial de sangre, vísceras y grasas. Pero durante la Condición 2, las aguas residuales recolectadas incluyen la descarga de la zona de noqueo y desangrado, dando como resultado aguas con mayor presencia de sangre y algunos fluidos intestinales, lo que incrementa las concentraciones de coliformes termotolerantes. No obstante, en ambos casos la concentración de entrada es hasta 3 unidades logarítmicas inferior a la concentración típica de las aguas residuales domésticas (MMAyA, 2021), cuyos valores oscilan en el rango de 10^6 a 10^7 NMP/100 mL.

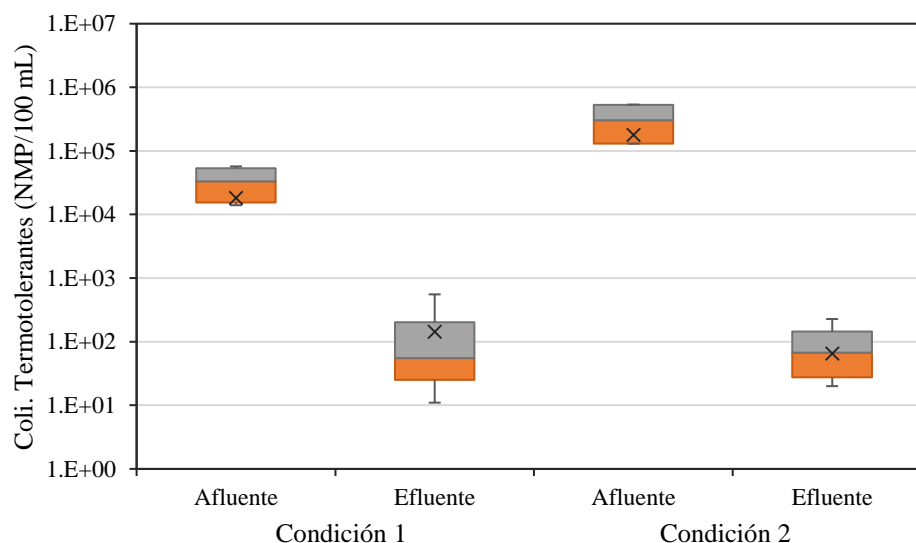


Figura 4.30. Concentración de coliformes termotolerantes del sistema

La baja concentración de coliformes termotolerantes en las aguas residuales tratadas se puede explicar justamente por el origen de estas aguas, dado que a la descarga objeto de estudio no llegan las aguas provenientes de la zona de deshuellado y de separación de vísceras rojas y verdes, donde se espera se tengan presencia principal de fluidos intestinales, en los que es mayor la presencia de coliformes termotolerantes. Asimismo, dado que las aguas residuales recolectadas se almacenan en un recipiente, con un TRH de 10 días, como paso previo a la alimentación del sistema, y este recipiente trabaja a una temperatura ambiente de unos 7°C, es razonable considerar que las temperaturas de almacenamiento condicionen la supervivencia de los organismos patógenos, sobre todo aquellos que proliferan en animales de sangre caliente (Kadlec and Wallace, 2009).

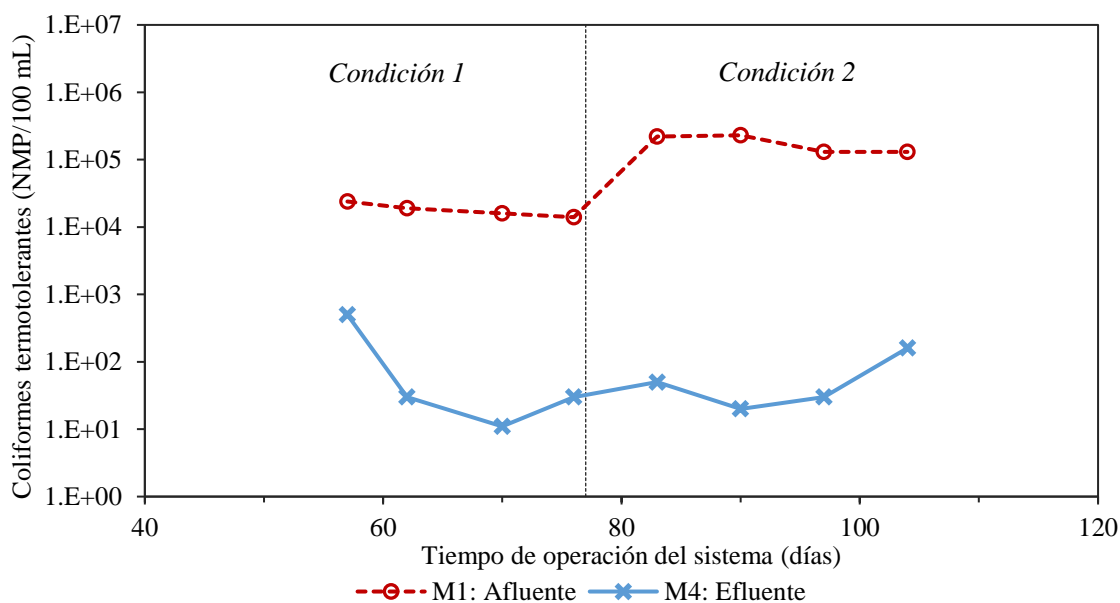


Figura 4.31. Evolución en la concentración de coliformes termotolerantes del sistema

El sistema híbrido utilizado en el presente trabajo (HAFV + HAFH) mostró adecuadas eficiencias de remoción para coliformes termotolerantes, comparables a los encontrados en el trabajo de García et al. (2013), donde se logró reducir hasta 4 unidades logarítmicas para el indicador *escherichia coli*, en un sistema que operó en condiciones de clima cálido.

Por otra parte, destaca que, durante la última etapa de operación del sistema, a diferencia de la DQO, DBO₅ y SST, la eficiencia de remoción de coliformes termotolerantes no disminuyó, sino que se incrementó en una unidad logarítmica. Si bien, durante la última etapa de operación se produjo una colmatación del material de soporte en el HAFV, que impactó negativamente en la eficiencia del sistema para los demás indicadores de calidad, también es cierto que esta colmatación incrementó el TRH del HAFV, favoreciendo la remoción de los coliformes (Torrens et al., 2021).

4.4. Evaluación de la conductividad hidráulica

En la Figura 4.32 se muestra la tasa de infiltración superficial observada en el HAFV durante el tiempo de operación del sistema para las dos condiciones de operación. Debido a sus valores bajos, la representación se realiza en una escala semilogarítmica. Se observa que la tasa de infiltración reduce de forma progresiva desde el máximo valor de 1.74 L/min (día 50) hasta valores inferiores a 0.01 L/min medidos en la etapa final de operación del sistema. Resalta que la razón con la que reduce la tasa de infiltración es mayor durante la Condición 2 ($\overline{C\bar{O}S}=85 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$). Asimismo, se observa que en general los valores de la tasa de infiltración medidos en el pulso de la tarde, con temperaturas ambiente entre 12 a 14°C, son ligeramente superiores a los valores medidos durante el pulso de la mañana, cuando la temperatura ambiente está entre 4 a 8 °C.

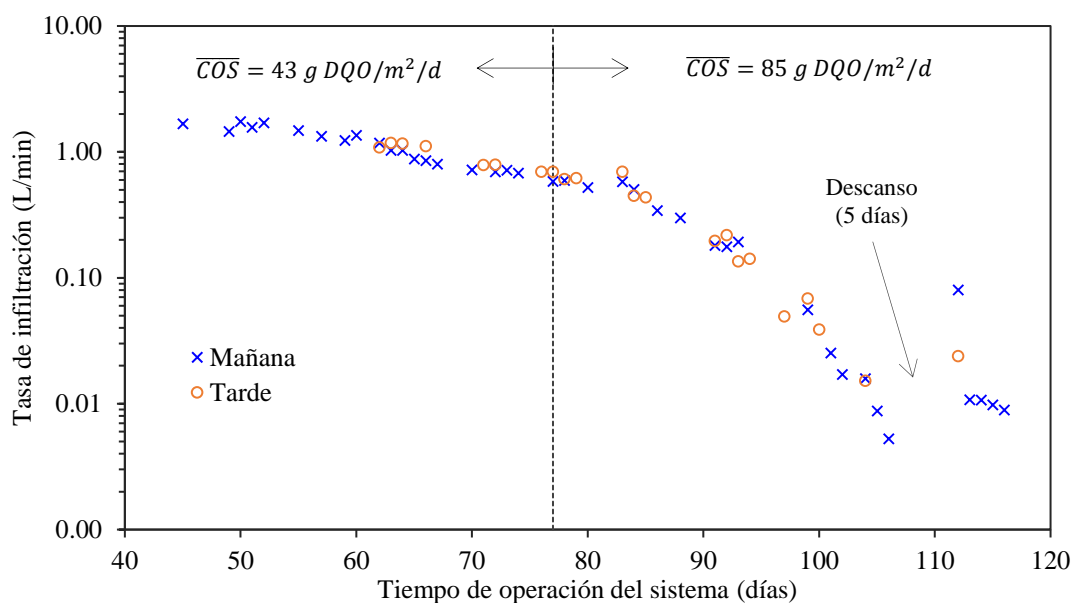


Figura 4.32. Tasa de infiltración superficial en el HAFV

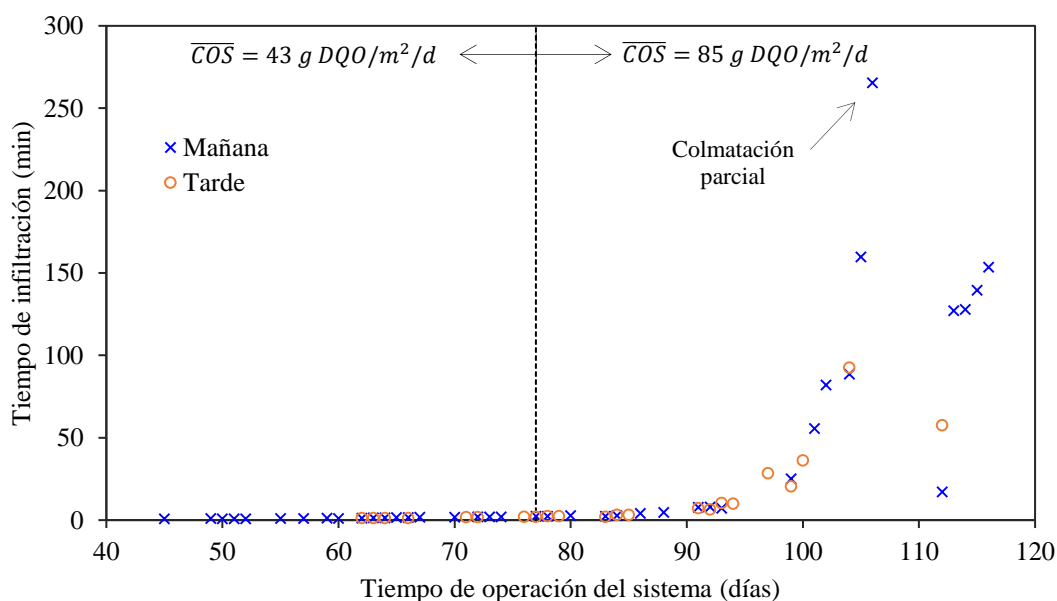


Figura 4.33. Tiempo de infiltración (encharcamiento) en el HAFV

Además de la tasa de infiltración superficial, se midió el tiempo que permanecía el encharcamiento en la superficie del HAFV (Tiempo de infiltración), los resultados se muestran en la Figura 4.33, en la misma se puede observar que durante la condición 1 (COS=43 g DQO/m²/d), el tiempo de encharcamiento permanecía estable con valores en el rango de 1 a 2 min. Posteriormente, a partir del día 80 de operación del sistema, ya con la condición 2 (COS=85 g DQO/m²/d) el tiempo de encharcamiento aumentó rápidamente, hasta que, el día 106 de operación se alcanzó una colmatación parcial del sistema (Figura 4.33), donde el encharcamiento sucedido en el HAFV presentó una duración 4 horas y 25 minutos, el cual es cercano al periodo entre pulsos de alimentación para la condición 2 que es de 4 horas y 30 minutos.

En la Figura 4.34 se aprecia el encharcamiento sucedido en el HAFV durante la etapa final de operación del sistema, el día 106 de operación cuando se produjo la colmatación parcial del sistema. Cabe resaltar que el encharcamiento observado sucede desde el inicio del pulso de alimentación, lo que sugiere que el proceso de colmatación sucede en la capa superficial del material de soporte (capa de distribución). Por tanto, el encharcamiento puede atribuirse a una obstrucción física debido a la concentración de entrada de los SST, que se acomodan en los poros del material de soporte (Wang et al., 2021).



Figura 4.34. Vista del encharcamiento tres horas posteriores al pulso de alimentación - día 106

Debido a la colmatación parcial sucedida en el sistema, a partir del día 107, el sistema se sujetó a un periodo de descanso de 5 días. Posteriormente, se reinició el funcionamiento de este, observándose una recuperación parcial de la conductividad hidráulica, ello se verifica con el incremento de la tasa de infiltración luego del periodo de descanso (Figura 4.32).

La recuperación parcial de la conductividad hidráulica del material de soporte se atribuye a que, durante el periodo de descanso, se incrementó el oxígeno en el sistema, acelerando la degradación de la materia orgánica. Asimismo, la fuente de carbono y nutrientes no estaba disponible, por lo que, los microorganismos entraron a un periodo de respiración endógena, reduciendo gradualmente (Wang et al., 2021). Esto sugiere que la colmatación ocurrida es atribuible a la biomasa producida en exceso y que se desarrolla como biopelícula sobre la superficie del material de soporte.

Entonces, los periodos de descanso se consideran como estrategias para el control del proceso de colmatación en HAFV, ello se traduce en la necesidad de disponer de al menos dos unidades de humedales en paralelo, para un funcionamiento alternado, con periodos de descanso que permitan la recuperación de la capacidad de filtración del humedal.

Por otra parte, se midió el tiempo inicial de descarga, tal y como se definió en el apartado 3.9. Los resultados se muestran en la Figura 4.35, en la misma se observa de forma clara que el tiempo inicial de descarga aumenta de forma progresiva, desde el mínimo de 1.5 minutos hasta superar los 36 minutos en la etapa final de operación del sistema, esto se puede asociar con la disminución de la conductividad hidráulica del material de soporte del HAFV. Al igual que con la tasa de infiltración, se presentó un cambio significativo durante la condición de operación 2 ($\overline{COS}=85 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$). Inicialmente se observó una caída en los valores del tiempo inicial de descarga, que pueden asociarse con una recuperación de la conductividad hidráulica, para luego incrementar nuevamente de forma progresiva a una razón mayor que durante la condición 1 ($\overline{COS}=43 \text{ g DQO/m}^2/\text{d}$).

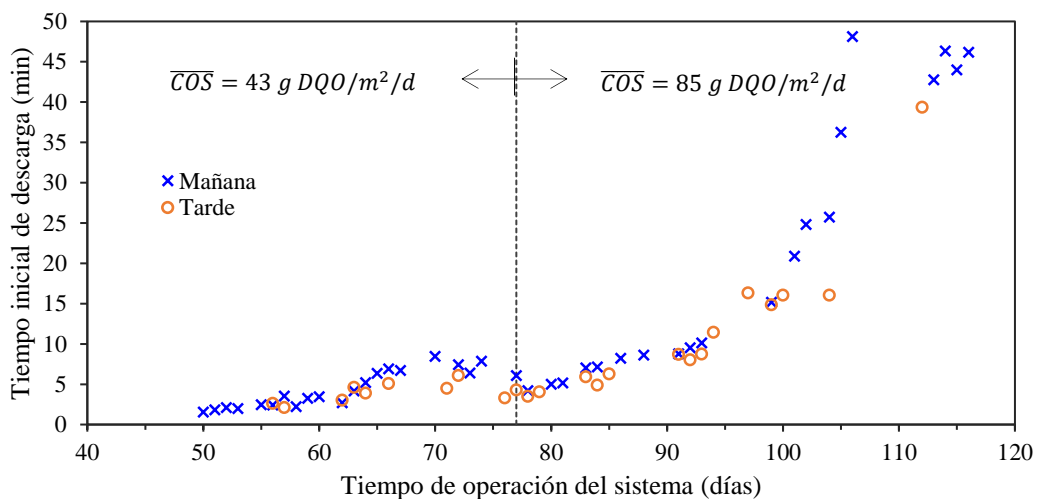


Figura 4.35. Evolución del tiempo inicial de descarga en el HAFV

En el caso de los volúmenes de descarga a la salida del HAFV, en la Figura 4.36 se muestra la distribución de valores de los volúmenes medidos para las dos condiciones de operación del sistema en la forma de gráfico de cajas. En los mismos se observa una alta variabilidad para los 3 primeros periodos de medición (15 min) principalmente en el primer periodo de medición (primeros 5 min. de descarga), sin embargo, destaca que la variabilidad es menor en el caso de los valores medidos en la condición 2. Desde el cuarto a séptimo periodo los valores medidos se mantienen estables sin presentar una variación importante.

La alta variabilidad vista en el primer volumen de descarga no es aleatoria, esto se verifica en la Figura 4.37 donde se aprecia que el volumen de descarga del primer periodo reduce gradualmente conforme transcurre el tiempo de operación del sistema desde el máximo medido de 283 ml hasta el mínimo en la etapa final de operación de 13 ml. Este comportamiento, al igual que el tiempo inicial de descarga, se puede asociar a una disminución progresiva de la conductividad hidráulica del material de soporte. Los volúmenes de descarga parecen tener una relación con la temperatura ambiente, esto se apoya en el hecho que los volúmenes medidos durante la tarde (12-14°C), en general, resultan ligeramente superiores a los medidos por la mañana donde ocurren las temperaturas más bajas (4-8°C).

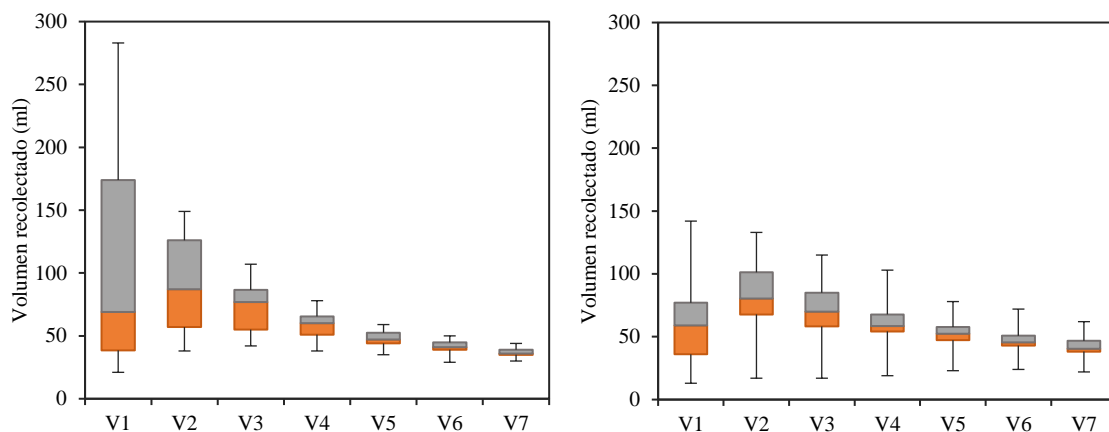


Figura 4.36. Volumen de descarga en periodos de 5 min para el HAFV, a) Cond. 1 b) Cond. 2

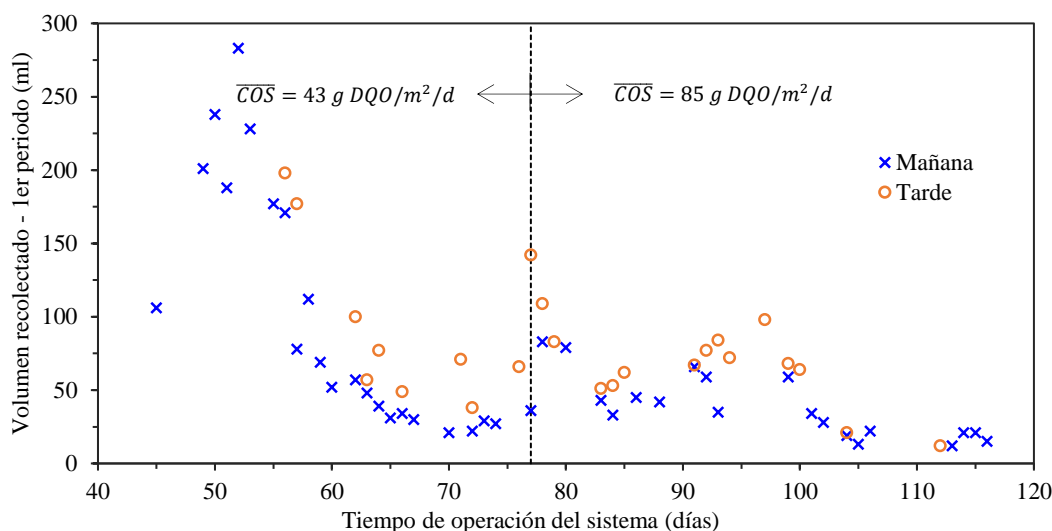


Figura 4.37. Evolución del primer volumen de descarga en el HAFV

En el caso de los volúmenes de descarga, la diferencia entre valores medidos durante el pulso de la mañana (4 a 8 °C) y los valores medidos durante el pulso de la tarde (12 a 14 °C) es apreciable. Esto puede explicarse debido a que la viscosidad del agua aumenta conforme reduce la temperatura de la misma, lo cual resulta en una disminución de la conductividad hidráulica. Este fenómeno fue observado por Kayser and Kunst (2005), pero debido a diferencias de temperatura por el cambio estacional, donde el flujo de descarga a la salida del humedal presentó valores inferiores en invierno (3 °C). Entonces los resultados sugieren que la variación en la conductividad hidráulica no solo es de carácter estacional sino también horaria.

En la Figura 4.38 se muestra el volumen acumulado de descarga a la salida del HAFV, medido durante los primeros 35 minutos, que corresponde al periodo de la Condición 1. Se observa que la razón (pendiente) con la que el volumen de descarga se está acumulado, se reduce de forma progresiva conforme avanza el periodo de estudio, desde el máximo alcanzado el día 50 de 638 ml hasta el mínimo volumen acumulado de 253 ml, ocurrido el día 75 de operación del sistema. Esto valida el gradual desarrollo de un proceso de colmatación en el HAFV, atribuido a la progresiva acumulación de partículas sólidos y crecimiento de la biomasa sobre el material filtrante.

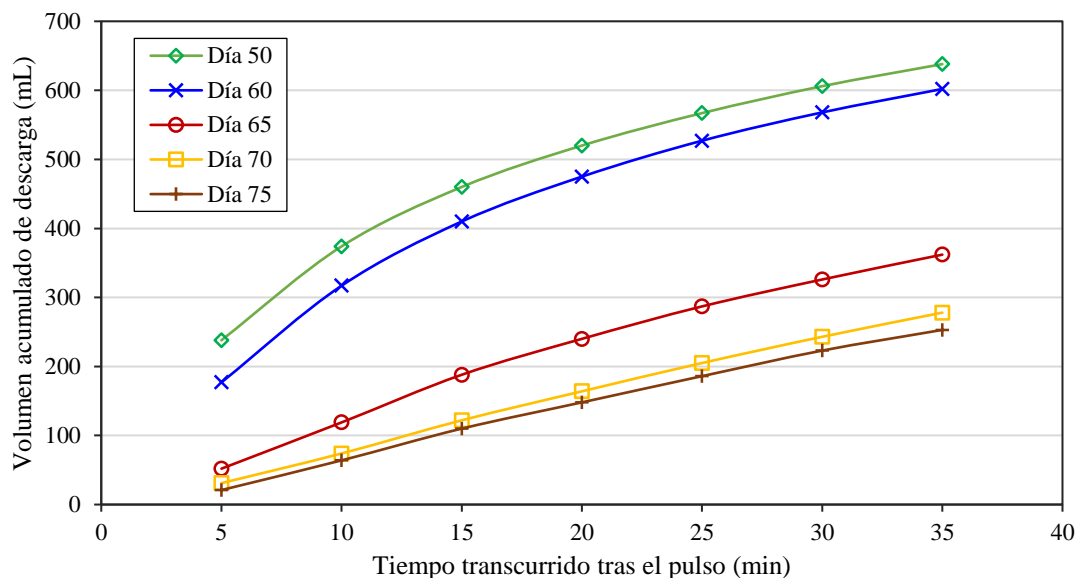


Figura 4.38. Evolución del volumen acumulado de descarga del HAFV – Condición 1

Asimismo, en la Figura 4.39 se muestra el volumen acumulado a la salida del HAFV, para la Condición 2. Se observa que el volumen acumulado para el día 80 aumento en comparación al día 75, prueba de una recuperación parcial de la conductividad hidráulica del HAFV. Ello se atribuye a la mayor carga hidráulica aplicada ($CH = 0.041 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$) en esta Condición. No obstante, nuevamente la razón (pendiente) con la que los volúmenes se van acumulando se reduce progresivamente. Confirmando la colmatación gradual del material filtrante.

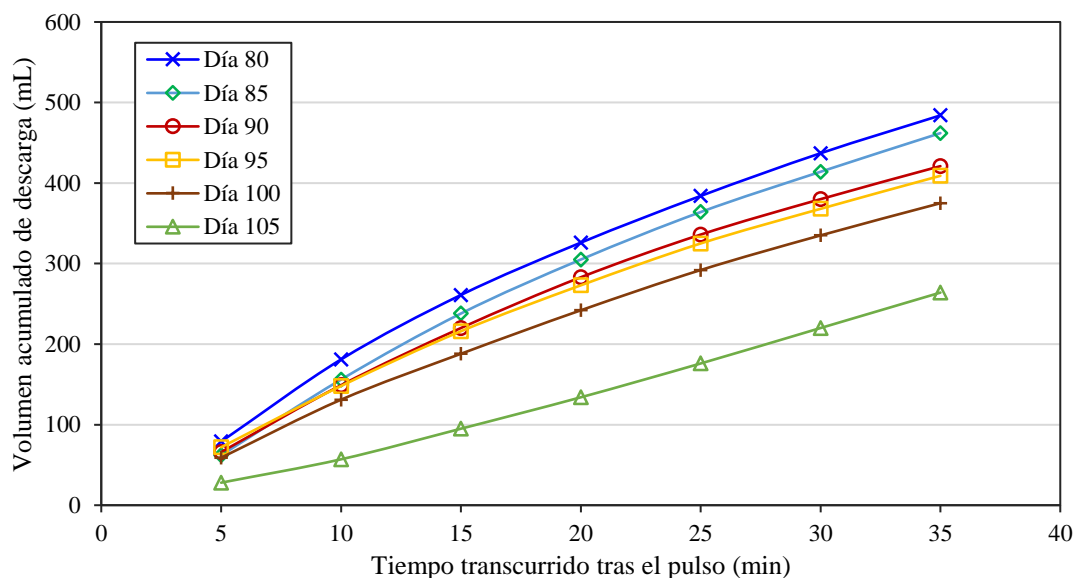


Figura 4.39. Evolución del volumen acumulado de descarga del HAFV – Condición 2

4.5. Monitoreo de la vegetación emergente

El crecimiento y adaptación de la totora (*Schoenoplectus californicus*) plantada en ambos humedales fue monitoreada durante toda la operación del sistema, controlando tanto el número de nuevos tallos que surgieron como la altura alcanzada por los mismos. En la Tabla 4.7 se muestra los datos registrados sobre el número total de tallos presentes en cada humedal, tomando en cuenta los tallos inicialmente plantados así como los nuevos tallos que crecieron durante el periodo de operación del sistema. También se presenta la altura promedio que alcanzaron los nuevos tallos que aparecieron en los humedales.

Tabla 4.7. Desarrollo y crecimiento de la vegetación plantada

Día	HAFV		HAFH	
	Número tallos	Altura (cm)	Número tallos	Altura (cm)
1	59	0.0	49	0.0
16	62	1.3	55	1.6
39	68	3.9	64	4.8
50	72	7.3	73	8.1
60	75	9.7	79	13.2
72	81	12.3	88	19.5
80	85	14.2	99	23.9
88	87	15.2	101	26.9
100	94	16.4	105	31.3
110	96	17.0	114	34.4

La diferencia de crecimiento y aparición de nuevos tallos entre humedales es evidente (Figura 4.40). Mientras que en el HAFV los nuevos tallos alcanzaron una altura media de 17 cm en 3.6 meses (4.6 cm/mes), en el HAFH doblaron este crecimiento hasta alcanzar una media de 34.4 cm en el mismo periodo (9.4 cm/mes). En ambos casos, las tasas de crecimiento superan las tasas de especies similares como *Schoenoplectus validus*.

De la misma forma el número de tallos en el HAFV se incrementó desde un número inicial de tallos de 59 hasta 96, que representa un aumento del 63% en 110 días. En el mismo periodo, el número de tallos en el HAFH aumentó desde 49 a 114, lo que representa un incremento del 133%, casi el doble del registrado en el HAFV.

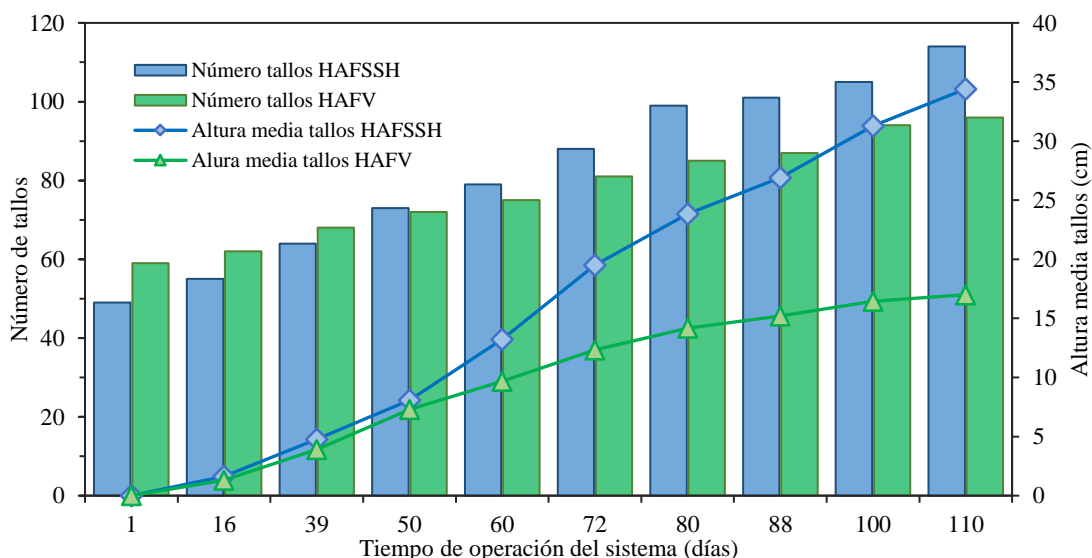


Figura 4.40. Incremento del número y altura de tallos de la vegetación plantada en los humedales

4.6. Herramienta de prediseño para los HAFV

En base a los resultados obtenidos para la carga orgánica superficial y la carga hidráulica medias, determinadas para la Condición 1, y que permitieron alcanzar los límites de vertido locales para DQO, DBO₅, SST y coliformes termotolerantes, se ha elaborado un ábaco, que permite estimar de forma sencilla la superficie necesaria del HAFV en base al caudal de aguas a tratar y a la concentración de materia orgánica (DQO) de entrada al humedal.

La construcción del ábaco se ha realizado recurriendo a las definiciones de carga orgánica superficial (COS) y carga hidráulica superficial (CH) indicadas en las ecuaciones (3) y (4), respectivamente, y presentadas en el apartado 3.8.

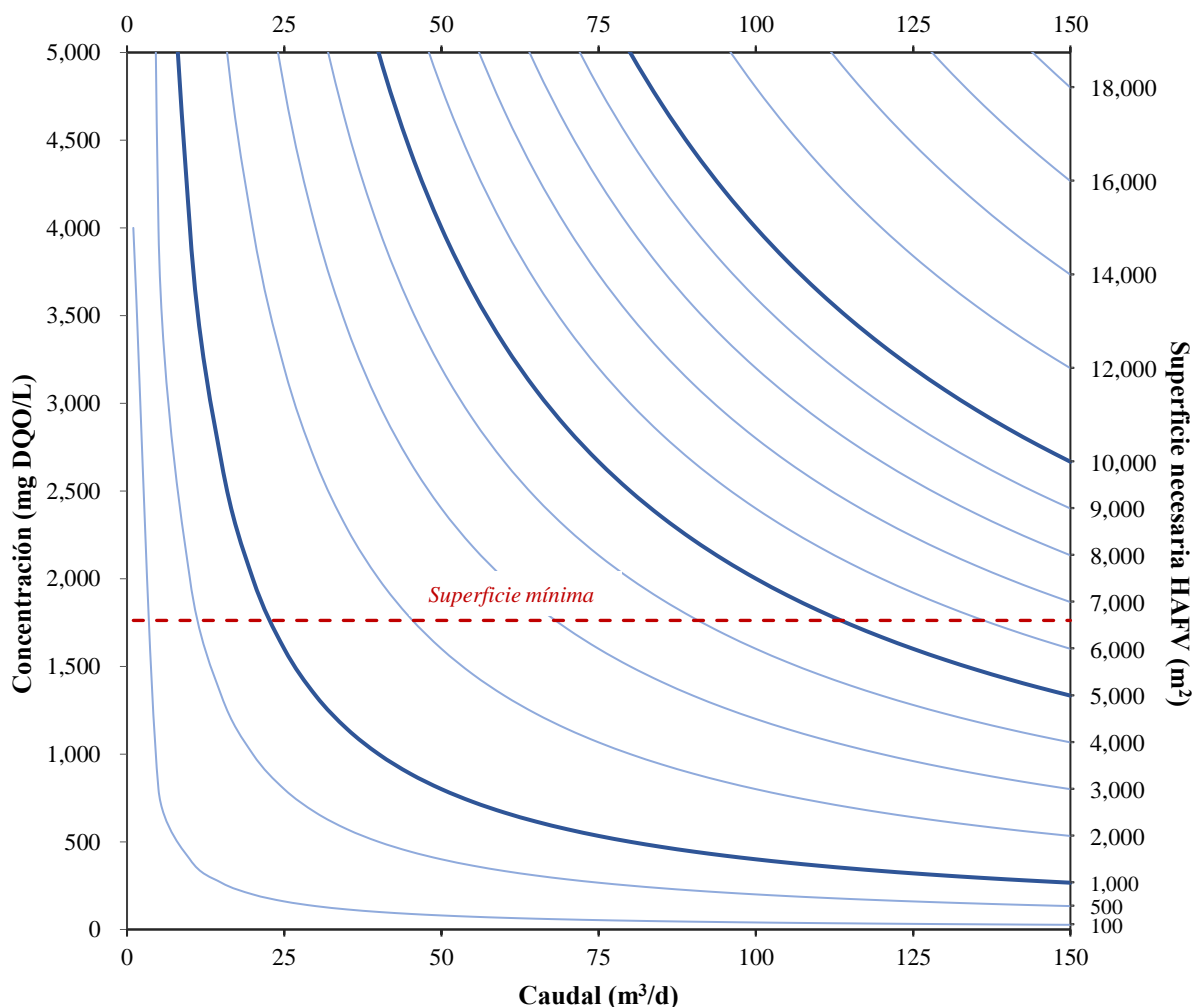


Figura 4.41. Abaco para la estimación de superficie de los HAFV

El ábaco elaborado se muestra en la Figura 4.41, y para su uso se requiere identificar en abscisas el caudal de aguas a tratar, a continuación identificar en ordenadas la concentración de materia orgánica (DQO) de las aguas de entrada al humedal. La intersección de ambos puntos, permite encontrar la curva correspondiente a la superficie necesaria para una carga orgánica superficial (COS) de 40 g DQO/m²/d.

Además, se debe verificar que el punto encontrado anteriormente quede por encima de la línea roja segmentada, que representa la superficie mínima que cumple con la condición de una carga hidráulica (CH) de $0.023 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.

En caso que el punto encontrado quede por debajo de la línea roja segmentada, se debe proceder de la siguiente forma: identificado el caudal de aguas a tratar se traza una recta vertical hasta intersectar la línea de superficie mínima, esta intersección permite encontrar la curva correspondiente a la superficie que cumple el criterio de carga hidráulica superficial.

Para precisar el uso del ábaco, supongamos un matadero que genera un caudal de aguas residuales de $100 \text{ m}^3/\text{d}$, con una concentración máxima de DQO de $2,000 \text{ mg/L}$. Si identificamos el caudal en el eje de abscisas y luego la concentración de DQO en el eje de ordenadas, la intersección resulta ser un punto que queda sobre la curva de superficie $5,000 \text{ m}^2$. Esto indica que para el caudal generado por el matadero y concentración máxima de DQO que ingresara al HAFV, la superficie mínima que cumple con el criterio de carga orgánica superficial de $40 \text{ g DQO}/\text{m}^2/\text{d}$ es de $5,000 \text{ m}^2$.

Si bien el uso del ábaco resulta sencillo, es fundamental contar con una serie de datos robusta, para tener una buena representación acerca de la variabilidad de las características de las aguas residuales a tratar. Dado que los humedales artificiales presentan poca flexibilidad operativa, su diseño debe responder a los momentos de mayor caudal y carga contaminante (Crespo and Monerris, 2023). Entonces, al momento de dimensionar el sistema de humedales, será conveniente adoptar la concentración de DQO máxima, o un percentil alto, a efectos de diseñar para la situación más desfavorable.

5. Resumen y conclusiones

En el presente trabajo se ha evaluado el comportamiento de un sistema híbrido de humedales artificiales (HAFV + HAFH), a escala de laboratorio, para tratar aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica provenientes del matadero municipal de El Alto en Bolivia. Los resultados obtenidos permiten establecer las siguientes conclusiones:

- El sistema híbrido de humedales artificiales presentó un buen comportamiento de eliminación de contaminantes, con eficiencias de remoción que permitieron cumplir con los límites de descarga locales para DQO, DBO₅, SST y coliformes termotolerantes. Esto valida la idoneidad de los humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica.
- Las aguas residuales tratadas (ARM) presentaron concentraciones muy variables durante el periodo de estudio, que se redujeron considerablemente tras su paso por el tanque séptico. Esto confirma la importancia de un tratamiento primario de las ARM, como paso previo al sistema híbrido de humedales artificiales.
- La configuración híbrida es necesaria para lograr el cumplimiento de los límites de descarga, ya que la salida del humedal vertical no logró cumplir el límite para la DBO₅. En cuanto a sus componentes, el HAFV es imprescindible para lograr una alta eficiencia de nitrificación y de degradación de materia orgánica. Por su parte, el HAFH proporcionó una reducción adicional de la materia orgánica, el nitrógeno amoniacal y también los nitratos, contribuyendo a una eliminación neta de N_T.
- A pesar que no se logró alcanzar los límites de descarga exigidos para el nitrógeno en su forma amoniacal, el sistema presentó elevadas eficiencias de remoción de hasta un 73% en el HAFV y un 76% de forma global. Esta situación se podría solventar mediante una etapa adicional de HAFV.
- El sistema es capaz de alcanzar elevadas eficiencias de remoción de contaminantes para COS limitadas a 40 g DQO/m²/d. En el caso de cargas orgánicas superiores la capacidad de infiltración del HAFV se reduce, al presentarse problemas de colmatación en el material de soporte del humedal vertical. Dicha capacidad puede recuperarse parcialmente con periodos de descanso. Ello implica la implantación de unidades de humedales en paralelo, para un funcionamiento rotativo y permitir el descanso periódico de las mismas.
- La vegetación plantada en los humedales totora (*Schoenoplectus californicus*), logró adaptarse y desarrollarse de forma adecuada en el sistema, presentando velocidades de crecimiento superiores a las esperadas en el caso del HAFH y velocidades moderadas en el caso del HAFV. Esto confirma la factibilidad del uso de especies nativas como la totora en los humedales artificiales.
- Se desarrolló una herramienta sencilla de prediseño de los HAFV, que permite estimar de forma rápida la superficie necesaria del humedal en función del caudal a tratar y de la concentración de materia orgánica (DQO) de entrada. Dicha herramienta permite validar la factibilidad del uso de HAFV, apoyando a la toma de decisiones.



- No se ha observado que las bajas temperaturas o la baja presión atmosférica debidas a la elevada altitud del sitio, impidan lograr elevadas eficiencias de remoción de materia orgánica y nitrógeno amoniacal. Por lo tanto, la configuración planteada se puede considerar apropiada para encarar la problemática de las ARM en Bolivia, y otras regiones con condiciones climáticas y de altitud similares.

Como desarrollos futuros se plantean los siguientes puntos a investigar:

- Evaluar el efecto de la recirculación del efluente sobre la eficiencia global del sistema.
- Evaluar el tiempo necesario de descanso en caso de que se produzca una colmatación importante en el HAFV. Ello permitirá establecer el número de unidades en paralelo, así como los periodos de descanso más eficientes.
- A partir de los criterios de diseño encontrados (COS), pasar a un sistema a escala piloto, que trate una fracción significativa de las aguas residuales, para evaluar su desempeño.

6. Referencias

- 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, 173–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
- Arévalo-Durazno, M.B., García Zumalacarregui, J.A., Ho, L., Narváez, A., Alvarado, A., 2023. Performance of modified first-stage French Vertical Flow Constructed Wetlands under extreme operational conditions. *Water Science and Technology* 88, 220–232. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.201>
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S.U., Farooqi, I.H., 2019. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of The Total Environment* 686, 681–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Baquero-Rodríguez, G.A., Martínez, S., Acuña, J., Nolasco, D., Rosso, D., 2022. How elevation dictates technology selection in biological wastewater treatment. *Journal of Environmental Management* 307, 114588. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114588>
- Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., 2017. Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery, *Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/65499>
- Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management* 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Canales-Gutiérrez, Á., 2010. Evaluación de la biomasa y manejo de Lemna gibba (lenteja de agua) en la bahía interior del Lago Titicaca, Puno. *Ecología Aplicada* 9, 91–99.
- Chudnoff, S., 2009. A Water Quality Assessment of the Rio Katari River and its Principle Tributaries, Bolivia. *Water Resources Professional Project Reports*.
- Cisneros, B.J., 2011. Safe Sanitation in Low Economic Development Areas, in: Wilderer, P. (Ed.), *Treatise on Water Science*. Elsevier, Oxford, pp. 147–200. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00082-8>
- Cossio, C., McConville, J., Rauch, S., Wilén, B.-M., Dalahmeh, S., Mercado, A., Romero, A.M., 2018. Wastewater management in small towns – understanding the failure of small treatment plants in Bolivia. *Environmental Technology* 39, 1393–1403. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1330364>
- Crespo, C.H., Moneris, M.M., 2023. Guía didáctica sobre diseño de humedales artificiales. *Recursos educativos en abierto edUPV* 70–70. <https://doi.org/10.4995/REA.2023.665301>

- Cross, K., Tondera, K., Rizzo, A., Andrews, L., Pucher, B., Istenič, D., Karres, N., McDonald, R., 2023. Soluciones basadas en la naturaleza para el tratamiento de aguas residuales. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789063035>
- de Lemos Chernicharo, C.A., 2007. Anaerobic Reactors. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402116>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M., 2017. Treatment Wetlands. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780408774>
- El Diario, 2017. MATADEROS CLANDESTINOS NO GARANTIZAN HIGIENE DE CARNE.
- FIDES, 2018. EL ALTO: LOS COLORES DE LA CONTAMINACIÓN.
- GAMEA, 2016. Plan Territorial de Desarrollo Integral El Alto 2016-2020. Gobierno Autónomo Municipal de El Alto. URL <http://www.elalto.gob.bo/blog/2017/04/28/plan-territorial-de-desarrollo-integral-el-alto-2016-2020/> (accessed 5.16.20).
- García, J.A., Paredes, D., Cubillos, J.A., 2013. Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. *Ecological Engineering* 58, 57–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.010>
- Gutiérrez-Sarabia, A., Fernández-Villagómez, G., Martínez-Pereda, P., Rinderknecht-Seijas, N., Poggi-Varaldo, H.M., 2004. Slaughterhouse Wastewater Treatment In a Full-scale System With Constructed Wetlands. *Water Environment Research* 76, 334–343. <https://doi.org/10.2175/106143004X141924>
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D., 2008. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design. <https://doi.org/10.2166/9781780408613>
- Jenssen, P.D., Mæhlum, T., Krogstad, T., 1993. Potential Use of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Northern Environments. *Water Science and Technology* 28, 149–157. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0223>
- Kadlec, R.H., Wallace, S., 2009. Treatment Wetlands. CRC Press.
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M.G., Dwivedi, S.K., Gupta, D.K., 2021. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management* 283, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Kayser, K., Kunst, S., 2005. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science and Technology* 51, 177–184. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0314>
- Keerthana, K., Thivyatharsan, R., 2018. Constructed wetland for slaughterhouse wastewater treatment. *AGRIEAST: Journal of Agricultural Sciences* 12, 7–15. <https://doi.org/10.4038/agrieast.v12i1.47>

- Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L., Thebo, A., 2015. Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use, in: Drechsel, P., Qadir, M., Wichelns, D. (Eds.), *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 15–38. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6_2
- Mburu, C., Kipkemboi, J., Kimwaga, R., 2019. Impact of substrate type, depth and retention time on organic matter removal in vertical subsurface flow constructed wetland mesocosms for treating slaughterhouse wastewater. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 114, 102792. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.07.005>
- MMAyA, 2021. Guía técnica para la selección y diseño de líneas de tratamiento de aguas residuales. Ministerio de Medio Ambiente y Agua.
- Ng, M., Dalhatou, S., Wilson, J., Kamdem, B.P., Temitope, M.B., Paumo, H.K., Djelal, H., Assadi, A.A., Nguyen-Tri, P., Kane, A., 2022. Characterization of Slaughterhouse Wastewater and Development of Treatment Techniques: A Review. *Processes* 10, 1300. <https://doi.org/10.3390/pr10071300>
- Nick Buxton, Marisa Escobar, David Purkey, Nilo Lima, 2013. Water scarcity, climate change and Bolivia: Planning for climate uncertainties.
- Nuamah, L.A., Li, Y., Pu, Y., Nwankwegu, A.S., Haikuo, Z., Norgbey, E., Banahene, P., Bofah-Buoh, R., 2020. Constructed wetlands, status, progress, and challenges. The need for critical operational reassessment for a cleaner productive ecosystem. *Journal of Cleaner Production* 269, 122340. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122340>
- Obaideen, K., Shehata, N., Sayed, E.T., Abdelkareem, M.A., Mahmoud, M.S., Olabi, A.G., 2022. The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline. *Energy Nexus* 7, 100112. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100112>
- Philipp, M., Masmoudi Jabri, K., Wellmann, J., Akrou, H., Bousselmi, L., Geißen, S.-U., 2021. Slaughterhouse Wastewater Treatment: A Review on Recycling and Reuse Possibilities. *Water* 13, 3175. <https://doi.org/10.3390/w13223175>
- Ranade, V.V., Bhandari, V.M., 2014. Industrial Wastewater Treatment, Recycling, and Reuse: An Overview, in: Ranade, V.V., Bhandari, V.M. (Eds.), *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. Butterworth-Heinemann, Oxford, pp. 1–80. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00001-5>
- RASIM, 2002. Reglamento Ambiental para el Sector Industrial Manufacturero, Decreto Supremo No 26736.
- Saeed, T., Muntaha, S., Rashid, M., Sun, G., Hasnat, A., 2018. Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. *Journal of Cleaner Production* 189, 442–453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.115>
- Sayadi, M.H., Kargar, R., Doosti, M.R., Salehi, H., 2012. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment: A worldwide review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences* 2, 204–222.

- Sehar, S., Nasser, H.A.A., 2019. Wastewater treatment of food industries through constructed wetland: a review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 16, 6453–6472. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02472-7>
- Serrano, L., de la Varga, D., Ruiz, I., Soto, M., 2011. Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering, Advances in pollutant removal processes and fate in natural and constructed wetlands* 37, 744–753. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.038>
- Sharma, P.K., Inoue, T., Kato, K., Ietsugu, H., Tomita, K., Nagasawa, T., 2011. Potential of hybrid constructed wetland system in treating milking parlor wastewater under cold climatic conditions in northern Hokkaido, Japan. *Water Practice and Technology* 6, wpt2011052. <https://doi.org/10.2166/wpt.2011.052>
- Sierralta, V., Gamarra, C., Treviño, H., Chura-Cruz, R., Quinto, I., 2021. EFFECTS OF POLLUTION ON Orestias FISHES IN THE INNER PUNO BAY, LAKE TITICACA 35, 294–303.
- Singh, A., Katoch, S.S., Bajpai, M., Rawat, A., 2022. Constructed Wetlands: A sustainable way of Treating Wastewater in Cold Climate - A review. *Pollution* 8, 373–396. <https://doi.org/10.22059/poll.2021.324626.1103>
- Soroko, M., 2007. Treatment of wastewater from small slaughterhouse in hybrid constructed wetlands systems. *Ecohydrology & Hydrobiology, Wastewater Treatment in Wetlands: Theoretical and Practical Aspects*, Starbienino, Poland 10-17 September 2005 7, 339–343. [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70117-9](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70117-9)
- Stefanakis, A., 2016. Constructed Wetlands: Description and Benefits of an Eco-Tech Water Treatment System. pp. 281–303. <https://doi.org/10.4018/978-1-4666-9559-7.ch012>
- Stefanakis, A., Akrotos, C.S., Tsihrintzis, V.A., 2014. *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Newnes.
- Stefanakis, A.I., 2018. Introduction to Constructed Wetland Technology, in: *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 1–21. <https://doi.org/10.1002/9781119268376.ch0>
- Torrens, A., Folch, M., Salgot, M., 2021. Design and Performance of an Innovative Hybrid Constructed Wetland for Sustainable Pig Slurry Treatment in Small Farms. *Frontiers in Environmental Science* 8.
- Vázquez, M.A., de la Varga, D., Plana, R., Soto, M., 2013. Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. *Ecological Engineering, Research and innovation on ecotechnologies applied to improve wastewater treatment efficiency* 50, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.038>
- Vera-Puerto, I., Campal, J., Martínez, S., Cortés-Rico, L., Coy, H., Tan, S., Arias, C.A., Baquero-Rodríguez, G., Rosso, D., 2022. Effects of Environmental Conditions and Bed Configuration on Oxygen Transfer Efficiency in Aerated Constructed Wetlands. *Water* 14, 3284. <https://doi.org/10.3390/w14203284>

- 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., 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Research* 47, 4795–4811. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.029>
- Vymazal, J., 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* 2, 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Wang, H., Sheng, L., Xu, J., 2021. Clogging mechanisms of constructed wetlands: A critical review. *Journal of Cleaner Production* 295, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126455>
- Wang, M., Zhang, D.Q., Dong, J.W., Tan, S.K., 2017. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences* 57, 293–311. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>
- Wittgren, H.B., Mæhlum, T., 1997. Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology, Wetland Systems for Water Pollution Control* 1996 35, 45–53. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00051-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00051-6)
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W.K., Masi, F., Dong, R., 2015. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution* 201, 107–120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>