



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Implementación y explotación de un humedal artificial piloto
para la deshidratación de lodos de estaciones de
tratamiento de agua potable.

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

AUTOR/A: Espinoza López, Katheryne Fiorella

Tutor/a: Hernández Crespo, Carmen

Cotutor/a externo: Añó Soto, Miguel

Director/a Experimental: Calzadilla Cabrera, Darío

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

Trabajo Fin de Máster

IMPLEMENTACIÓN Y EXPLOTACIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL PILOTO PARA LA DESHIDRATACIÓN DE LODOS DE ESTACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.

Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS*

Autor:

KATHERYNE FIORELLA ESPINOZA LÓPEZ

Tutor:

DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

Cotutor/es:

MIGUEL AÑO SOTO

Director Experimental:

DARÍO CALZADILLA CABRERA

SEPTIEMBRE, 2024



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto

Título del TFM en español: Implementación y explotación de un humedal artificial piloto para la deshidratación de lodos de estaciones de tratamiento de agua potable.

título del TFM en inglés: Implementation and operation of a pilot artificial wetland for the dewatering of sludge from drinking water treatment plants.

Título del TFM en Valenciano:

Implementació i explotació d'un aiguamoll artificial pilot per a la deshidratació de llots d'estacions de tractament d'aigua potable.

Alumno: Katheryne Fiorella Espinoza López.

Tutor: Dra. Carmen Hernández Crespo.

Cotutor/es: Miguel Año Soto.

Director experimental: Darío Calzadilla Cabrera.

Fecha de Lectura: Septiembre, 2024.

Resumen

La potabilización del agua es un proceso esencial para garantizar la disponibilidad de agua segura y apta para el consumo humano. Sin embargo, este proceso conlleva la generación de lodos, un subproducto que requiere una gestión cuidadosa para evitar impactos ambientales negativos. Estos lodos, cuyas características varían en función de la calidad del agua cruda y los procedimientos aplicados durante la potabilización, presentan principalmente un contenido inorgánico.

En este contexto, surge la necesidad imperante de desarrollar métodos efectivos para el tratamiento de estos lodos, asegurando su disposición final sin causar perjuicios al entorno. El presente proyecto se centra en la implementación de un humedal artificial a escala piloto como una innovadora estrategia de tratamiento para los lodos generados en plantas potabilizadoras de agua. Este enfoque no solo busca abordar la deshidratación de los lodos, sino también la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en los mismos, así como explorar la posibilidad de reutilizar el agua resultante del proceso.

La problemática asociada a la gestión de lodos de potabilización ha motivado la búsqueda de soluciones sostenibles y eficientes que minimicen los impactos ambientales. La aplicación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales ha demostrado ser una alternativa viable y respetuosa con el medio ambiente en diversas circunstancias. Estos sistemas naturales replicados

artificialmente ofrecen un entorno propicio para la interacción de microorganismos y procesos biogeoquímicos que pueden desempeñar un papel crucial en la descomposición de sustancias orgánicas y la retención de compuestos inorgánicos.

El humedal artificial propuesto en este proyecto actuará como una unidad piloto, permitiendo la evaluación detallada de su eficiencia en el tratamiento de los lodos de potabilización. Se llevará a cabo un análisis exhaustivo de diversos parámetros, como la reducción del contenido de humedad de los lodos, la eliminación de materia orgánica, la concentración de sólidos y la calidad del agua drenada. Además, se explorarán las posibilidades de reutilización del agua tratada, considerando su idoneidad para aplicaciones no potables, como riego o procesos industriales.

La deshidratación de los lodos es un aspecto crucial en la gestión de residuos, ya que reduce significativamente el volumen final, facilitando su disposición y minimizando el espacio requerido para su almacenamiento o eliminación. El humedal artificial, al proporcionar un ambiente adecuado para la descomposición de la materia orgánica, contribuirá a la deshidratación de los lodos de manera natural. Se estudiará la variación en la composición fisicoquímica de los lodos antes y después del tratamiento en el humedal, analizando la eficacia del sistema en términos de deshidratación alcanzada.

En paralelo, se realizará una evaluación exhaustiva de la capacidad del humedal artificial para eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en los lodos. La interacción entre las plantas acuáticas, microorganismos y el sustrato del humedal proporciona un entorno propicio para procesos biológicos y químicos que pueden contribuir a la degradación y retención de sustancias nocivas. Análisis específicos, como la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de sólidos y nutrientes, proporcionarán información valiosa sobre la eficacia del humedal en la eliminación de contaminantes.

Además de la purificación de los lodos, el proyecto se enfocará en la posible reutilización del agua drenada del humedal. Este aspecto es de suma importancia en un contexto global donde la escasez de agua es un desafío creciente. Se llevará a cabo un análisis detallado de la calidad del agua tratada, evaluando su aptitud para aplicaciones no potables, como el riego de cultivos o procesos industriales. La validación de la viabilidad de reutilizar el agua tratada no solo contribuirá a la gestión sostenible de los recursos hídricos, sino que también reducirá la demanda sobre fuentes de agua fresca.

El proyecto no solo se centrará en los aspectos técnicos y de ingeniería asociados al humedal artificial, sino que también considerará aspectos económicos y ambientales. Se realizará un análisis de costos para evaluar la viabilidad económica de la implementación de humedales artificiales en comparación con otros métodos de tratamiento de lodos. Además, se llevará a cabo una evaluación del ciclo de vida

ambiental para comprender los posibles impactos ambientales a lo largo de la implementación y operación del humedal.

En conclusión, el humedal artificial piloto propuesto para el tratamiento de lodos de potabilizadora representa una iniciativa innovadora y prometedora. No solo aborda la deshidratación de los lodos, sino que también se centra en la eliminación de contaminantes y la posible reutilización del agua tratada. Este enfoque integrado busca no solo gestionar de manera eficiente los residuos generados en los procesos de potabilización, sino también contribuir a la preservación y uso sostenible de los recursos hídricos.

En valenciano (máximo 5000 caracteres)

La potabilització de l'aigua és un procés essencial per a garantir la disponibilitat d'aigua segura i apta per al consum humà. No obstant això, este procés comporta la generació de llots, un subproducte que requerix una gestió acurada per a evitar impactes ambientals negatius. Estos llots, les característiques dels quals varien en funció de la qualitat de l'aigua crua i els procediments aplicats durant la potabilització, presenten principalment un contingut inorgànic.

En este context, sorgix la necessitat imperant de desenvolupar mètodes efectius per al tractament d'estos llots, assegurant la seua disposició final sense causar perjudis a l'entorn. El present projecte se centra en la implementació d'un aiguamoll artificial a escala pilot com una innovadora estratègia de tractament per als llots generats en plantes potabilitzadores d'aigua. Este enfocament no sols busca abordar la deshidratació dels llots, sinó també l'eliminació de contaminants orgànics i inorgànics presents en estos, així com explorar la possibilitat de reutilitzar l'aigua resultant del procés.

La problemàtica associada a la gestió de llots de potabilització ha motivat la cerca de solucions sostenibles i eficients que minimitzen els impactes ambientals. L'aplicació d'aiguamolls artificials per al tractament d'aigües residuals ha demostrat ser una alternativa viable i respectuosa amb el medi ambient en diverses circumstàncies. Estos sistemes naturals replicats artificialment oferixen un entorn propici per a la interacció de microorganismes i processos biogeoquímics que poden exercir un paper crucial en la descomposició de substàncies orgàniques i la retenció de compostos inorgànics.

L'aiguamoll artificial proposat en este projecte actuarà com una unitat pilot, permetent l'avaluació detallada de la seua eficiència en el tractament dels llots de potabilització. Es durà a terme una anàlisi exhaustiva de diversos paràmetres, com la reducció del contingut d'humitat dels llots, l'eliminació de matèria orgànica, la concentració de sòlids i la qualitat de l'aigua drenada. A més, s'exploraran les possibilitats de reutilització de l'aigua tractada, considerant la seua idoneïtat per a aplicacions no potables, com a reg o processos industrials.

La deshidratació dels llots és un aspecte crucial en la gestió de residus, ja que reduïx significativament el volum final, facilitant la seua disposició i minimitzant l'espai requerit per al seu emmagatzematge o eliminació. L'aiguamoll artificial, en proporcionar un ambient adequat per a la descomposició de la matèria orgànica, contribuirà a la deshidratació dels llots de manera natural. S'estudiarà la variació en la composició fisicoquímica dels llots abans i després del tractament en l'aiguamoll, analitzant l'eficàcia del sistema en termes de deshidratació aconseguida.

En paral·lel, es realitzarà una avaluació exhaustiva de la capacitat de l'aiguamoll artificial per a eliminar contaminants orgànics i inorgànics presents en els llots. La interacció entre les plantes aquàtiques, microorganismes i el substrat de l'aiguamoll proporciona un entorn propici per a processos biològics i químics que poden contribuir a la degradació i retenció de substàncies nocives. Anàlisis específiques, com el mesurament de la demanda química d'oxigen (*DQO) i la concentració de sòlids i nutrients, proporcionaran informació valuosa sobre l'eficàcia de l'aiguamoll en l'eliminació de contaminants.

A més de la purificació dels llots, el projecte s'enfocarà en la possible reutilització de l'aigua drenada de l'aiguamoll. Este aspecte és de summa importància en un context global on l'escassetat d'aigua és un desafiament creixent. Es durà a terme una anàlisi detallada de la qualitat de l'aigua tractada, avaluant la seua aptitud per a aplicacions no potables, com el reg de cultius o processos industrials. La validació de la viabilitat de reutilitzar l'aigua tractada no sols contribuirà a la gestió sostenible dels recursos hídrics, sinó que també reduirà la demanda sobre fonts d'aigua fresca.

El projecte no sols se centrarà en els aspectes tècnics i d'enginyeria associats a l'aiguamoll artificial, sinó que també considerarà aspectes econòmics i ambientals. Es realitzarà una anàlisi de costos per a avaluar la viabilitat econòmica de la implementació d'aiguamolls artificials en comparació amb altres mètodes de tractament de llots. A més, es durà a terme una avaluació del cicle de vida ambiental per a comprendre els possibles impactes ambientals al llarg de la implementació i operació de l'aiguamoll.

En conclusió, l'aiguamoll artificial pilot proposat per al tractament de llots de potabilitzadora representa una iniciativa innovadora i prometedora. No sols aborda la deshidratació dels llots, sinó que també se centra en l'eliminació de contaminants i la possible reutilització de l'aigua tractada. Este enfocament integrat cerca no sols gestionar de manera eficient els residus generats en els processos de potabilització, sinó també contribuir a la preservació i ús sostenible dels recursos hídrics.

En inglés (máximo 5000 caracteres)

Water purification is an essential process to ensure the availability of safe water suitable for human consumption. However, this process involves the generation of sludge, a by-product that requires careful management to avoid negative environmental impacts. These sludges, whose characteristics vary depending on

the quality of the raw water and the procedures applied during purification, mainly have an inorganic content.

In this context, there is an urgent need to develop effective methods for the treatment of this sludge, ensuring its final disposal without causing damage to the environment. This project focuses on the implementation of an artificial wetland on a pilot scale as an innovative treatment strategy for the sludge generated in water purification plants. This approach not only seeks to address the dewatering of sludge, but also the removal of organic and inorganic contaminants present in the sludge, as well as to explore the possibility of reusing the water resulting from the process.

The problems associated with the management of water treatment sludge have motivated the search for sustainable and efficient solutions that minimize environmental impacts. The application of artificial wetlands for wastewater treatment has proven to be a viable and environmentally friendly alternative in various circumstances. These artificially replicated natural systems offer an environment conducive to the interaction of microorganisms and biogeochemical processes that can play a crucial role in the decomposition of organic substances and the retention of inorganic compounds.

The artificial wetland proposed in this project will act as a pilot unit, allowing the detailed evaluation of its efficiency in the treatment of drinking water sludge. A thorough analysis of various parameters will be carried out, such as the reduction of the moisture content of the sludge, the removal of organic matter, the concentration of solids and the quality of the drained water. In addition, the possibilities of reusing treated water will be explored, considering its suitability for non-potable applications, such as irrigation or industrial processes.

Sludge dewatering is a crucial aspect in waste management, as it significantly reduces the final volume, facilitating its disposal and minimizing the space required for storage or disposal. The artificial wetland, by providing a suitable environment for the decomposition of organic matter, will contribute to the dewatering of the sludge in a natural way. The variation in the physicochemical composition of the sludge before and after treatment in the wetland will be studied, analysing the effectiveness of the system in terms of dewatering achieved.

In parallel, a comprehensive assessment of the capacity of the artificial wetland to remove organic and inorganic pollutants present in the sludge will be carried out. The interaction between aquatic plants, microorganisms and the wetland substrate provides an environment conducive to biological and chemical processes that can contribute to the degradation and retention of harmful substances. Specific analyses, such as measuring chemical oxygen demand (COD) and solids and nutrient concentrations, will provide valuable insights into the wetland's effectiveness in removing pollutants.

In addition to the purification of the sludge, the project will focus on the possible reuse of water drained from the wetland. This aspect is of utmost importance in a global context where water scarcity is a growing challenge. A detailed analysis of the quality of the treated water will be carried out, assessing its suitability for non-potable applications, such as crop irrigation or industrial processes. Validating the feasibility of reusing treated water will not only contribute to the sustainable management of water resources, but will also reduce the demand on fresh water sources.

The project will not only focus on the technical and engineering aspects associated with the artificial wetland, but will also consider economic and environmental aspects. A cost analysis will be conducted to assess the economic feasibility of implementing artificial wetlands compared to other sludge treatment methods. In addition, an environmental life cycle assessment will be carried out to understand the potential environmental impacts throughout the implementation and operation of the wetland.

In conclusion, the pilot artificial wetland proposed for the treatment of water treatment sludge represents an innovative and promising initiative. It not only addresses the dewatering of sludge, but also focuses on the removal of contaminants and the possible reuse of treated water. This integrated approach seeks not only to efficiently manage the waste generated in the purification processes, but also to contribute to the preservation and sustainable use of water resources.

Palabras clave español (máximo 5):

Humedal artificial, lodos de potabilizadora, deshidratación de lodos.

Palabras clave valenciano (máximo 5):

Aiguamoll artificial, llots de potabilitzadora, deshidratació de llots.

Palabras clave inglés (máximo 5):

Artificial wetland, water treatment plant sludge, sludge dewatering.

ÍNDICE

| | | |
|---------|--|----|
| 1. | INTRODUCCIÓN..... | 13 |
| 1.1. | POTABILIZACIÓN DEL AGUA..... | 14 |
| 1.1.1. | TAMIZADO PRIMARIO | 15 |
| 1.1.2. | ALMACENAMIENTO | 15 |
| 1.1.3. | TAMIZADO FINO | 15 |
| 1.1.4. | AIREACIÓN | 15 |
| 1.1.5. | COAGULACIÓN- FLOCULACIÓN | 15 |
| 1.1.6. | SEDIMENTACIÓN | 17 |
| 1.1.7. | FILTRACIÓN..... | 18 |
| 1.1.8. | AJUSTE DE PH | 18 |
| 1.1.9. | DESINFECCIÓN..... | 19 |
| 1.1.10. | ABLANDAMIENTO Y OTROS PROCESOS TERCARIOS | 19 |
| 1.1.11. | ELIMINACIÓN DE LODOS | 20 |
| 1.2. | LODOS GENERADOS EN POTABILIZADORAS..... | 20 |
| 1.3. | IMPACTO AMBIENTAL DE LOS LODOS DE POTABILIZADORA VERTIDOS AL MEDIO. | 21 |
| 1.4. | NECESIDAD DE TRATAMIENTO DE LODOS DE POTABILIZADORA..... | 22 |
| 1.4.1. | TANQUE ECUALIZADOR O DE MEZCLA | 22 |
| 1.4.2. | ESPESADOR | 23 |
| 1.4.3. | SECADO DE LODOS | 23 |
| 1.4.4. | DISPOSICIÓN FINAL DE LODOS | 24 |
| 1.5. | HUMEDALES ARTIFICIALES..... | 25 |
| 1.5.1. | TIPOS DE HUMEDALES..... | 26 |
| 1.5.2. | HUMEDALES ARTIFICIALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES | 27 |
| 1.5.3. | LECHOS DE SECADO POR HUMEDALES ARTIFICIALES PARA TRATAMIENTO DE LODOS DE DEPURADORA..... | 30 |
| 1.5.4. | METALES PESADOS Y LOS HUMEDALES ARTIFICIALES..... | 33 |
| 1.5.5. | LAS MACRÓFITAS COMO AGENTES DE DEPURACIÓN | 35 |
| 1.5.6. | BALANCES DE AGUA Y ENERGÍA | 37 |
| 1.5.7. | VENTAJAS Y LIMITACIONES..... | 43 |
| 2. | OBJETIVOS | 46 |
| 3. | MATERIALES Y MÉTODOS..... | 47 |
| 3.1. | LODOS DE ESTACIÓN DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABALE (ETAP)..... | 47 |
| 3.1.1. | CARACTERIZACIÓN DEL LODO DE ETAP | 47 |

| | | |
|--------|---|----|
| 3.1.2. | TASA DE CARGA DEL LODO..... | 50 |
| 3.1.3. | FRECUENCIA DE ALIMENTACIÓN DEL LODO | 52 |
| 3.2. | HUMEDAL ARTIFICIAL PILOTO..... | 54 |
| 3.2.1. | MEDIO POROSO | 54 |
| 3.2.2. | MACRÓFITAS..... | 56 |
| 3.3. | EQUIPOS Y MATERIALES DE LABORATORIO..... | 57 |
| 4. | RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 58 |
| 4.1. | ALIMENTACIÓN DE LOS LODOS..... | 58 |
| 4.2. | EVOLUCIÓN DE LAS MACRÓFITAS | 58 |
| 4.3. | DESHIDRATACIÓN | 60 |
| 4.3.1. | EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD DE DRENAJE | 61 |
| 4.3.2. | EVALUACIÓN DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN (ET). | 67 |
| 4.4. | REMOCIÓN DE SÓLIDOS | 70 |
| 4.5. | REMOCIÓN DE DQO Y NUTRIENTES | 74 |
| 4.5.1. | REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) | 74 |
| 4.5.2. | REMOCIÓN DE NUTRIENTES..... | 75 |
| 5. | APLICACIÓN DEL HUMEDAL PILOTO A ESCALA REAL | 81 |
| 5.1. | APLICACIÓN A ESCALA REAL DEL H-1..... | 81 |
| 5.2. | APLICACIÓN A ESCALA REAL DEL H-2..... | 82 |
| 6. | CONCLUSIONES..... | 83 |
| 7. | BIBLIOGRAFÍA | 85 |
| 8. | ANEXOS | 90 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Coagulantes más usados para el tratamiento de aguas. Fuente: Adaptado De Vargas, 2004..... | 17 |
| Tabla 2. Tipos de Humedales Artificiales. Fuente: Dotro et al., 2017..... | 27 |
| Tabla 3. Mecanismos de remoción de contaminantes en los Humedales Artificiales. Fuente: Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001..... | 29 |
| Tabla 4. Requerimientos de terreno por tecnología, para el tratamiento de aguas residuales. Fuente (Dotro et al., 2017). | 43 |
| Tabla 5. Datos de laboratorio para la determinación de sólidos Totales (ST). | 48 |
| Tabla 6. Datos de laboratorio para la determinación de Sólidos Suspendidos (SS). | 49 |
| Tabla 7. Caracterización del lodo – Concentración de Nutrientes. | 50 |
| Tabla 9. Frecuencia de alimentación/descanso en el tratamiento de lodos activados en Humedales Artificiales. Fuente (Pascal et al., 2013)..... | 53 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Proceso de tratamiento del agua y generación de lodos. Fuente: elaboración propia. | 15 |
| Figura 2. Clasificación de los Humedales Artificiales. | 26 |
| Figura 3. Mecanismos de remoción de contaminantes en los Humedales Artificiales..... | 28 |
| Figura 4. Flujos de agua en Humedales artificiales.. | 38 |
| Figura 5. Balance Hídrico simplificado..... | 39 |
| Figura 6. Balance de Energía..... | 40 |
| Figura 7. Extracción de lodos de potabilizadora. | 47 |
| Figura 8. Resumen de la caracterización del lodo – Sólidos..... | 49 |
| Figura 9. Ciclo de alimentación/descanso en el humedal artificial piloto. | 54 |
| Figura 10. Lodos por suministrar en un día de alimentación..... | 54 |
| Figura 11. Esquema de un humedal para tratamiento de fangos. | 55 |
| Figura 12. Conformación del humedal piloto - sustrato..... | 56 |
| Figura 13. Conformación del humedal piloto – macrófitas. | 57 |
| Figura 14. Sistema de alimentación del lodo. | 58 |
| Figura 15. Evolución de la Enea en H-3. | 59 |
| Figura 16. Evolución de las macrófitas..... | 60 |
| Figura 17. Evolución de la eficiencia de drenaje en H-1 en diferentes días de alimentación. | 62 |
| Figura 18. Evolución de la velocidad de drenaje en H-1 en diferentes días de alimentación. | 63 |

| | |
|--|----|
| Figura 19. Evolución de la eficiencia de drenaje en H-2 en diferentes días de alimentación. | 64 |
| Figura 20. Evolución de la velocidad de drenaje en H-2 en diferentes días de alimentación. | 65 |
| Figura 21. Teoría de obstrucción del medio. | 65 |
| Figura 22. Formación de grietas por deshidratación del lodo en H-1 y H-2. | 66 |
| Figura 23. Paso del lodo a través de las grietas en el lecho del H-2. | 66 |
| Figura 24. Acumulación de lodos en las grietas en H-2. | 67 |
| Figura 25. Evolución de Humedad y sequedad del lodo acumulado en el lecho del H-1. | 68 |
| Figura 26. Evolución de Humedad y sequedad del lodo acumulado en el lecho del H-2. | 68 |
| Figura 27. Deshidratación del lodo en H-1 y H-2. | 69 |
| Figura 28. Espesor de fango en superficie vs masa acumulada dosificada. | 70 |
| Figura 29. Masa de sólidos dosificada vs masa drenada. | 72 |
| Figura 30. Concentración de sólidos día 77. | 72 |
| Figura 31. Adsorción de sólidos en el sustrato. | 73 |
| Figura 32. Eficiencia en remoción de sólidos – Día 77. | 73 |
| Figura 33. Evolución de la DQO en H-1 y H-2. | 74 |
| Figura 34. Evolución de la masa de Nutrientes en H-1. | 76 |
| Figura 35. Evolución de la concentración de Nutrientes en H-1. | 77 |
| Figura 36. Evolución de la masa de Nutrientes en H-2. | 79 |
| Figura 37. Evolución de la concentración de Nutrientes en H-2. | 80 |

ÍNDICE DE ECUACIONES

| | |
|--|----|
| Ecuación 1. Ecuación de balance hídrico. | 38 |
| Ecuación 2. Ecuación de Balance Hídrico simplificado. | 39 |
| Ecuación 3. Cálculo de la evapotranspiración real. | 42 |
| Ecuación 4. Determinación de Sólidos Totales (ST). | 48 |
| Ecuación 5. Determinación de sólidos Totales No Volátiles (STNV). | 48 |
| Ecuación 6. Determinación de Sólidos Totales Volátiles (STV). | 49 |
| Ecuación 7. Determinación de Sólidos Suspendidos (SS). | 49 |
| Ecuación 8. Determinación de Sólidos Suspendidos No Volátiles (SSNV). | 49 |
| Ecuación 9. Determinación de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). | 49 |
| Ecuación 10. Cálculo de sólidos totales por día en H-1. | 51 |
| Ecuación 11. Cálculo de lodo en mL a suministrar por día en el H-1. | 51 |
| Ecuación 12. Kg ST por m ² y día en el H-1. | 51 |
| Ecuación 13. Cálculo de sólidos totales por día en H-2. | 51 |

| | |
|--|----|
| Ecuación 14. Cálculo de lodo en mL a suministrar por día en el H-2..... | 52 |
| Ecuación 15. Kg ST por m ² y día en el H-2..... | 52 |
| Ecuación 16. Área necesaria para aplicar a escala real el H-1..... | 81 |
| Ecuación 17. Periodo de vaciado del lodo retenido en superficie del H-1. | 81 |
| Ecuación 18. Área necesaria para aplicar a escala real el H-2..... | 82 |
| Ecuación 19. Periodo de vaciado del lodo retenido en superficie del H-2. | 82 |
| Ecuación 20. Tasa de carga a aplicar para el área disponible. | 82 |
| Ecuación 21. Periodo de vaciado del lodo retenido del área disponible. | 82 |

ÍNDICE DE ANEXOS

| | |
|---|----|
| Anexo 1. Climatología. | 90 |
| Anexo 2. Panel Fotográfico. | 92 |

1. INTRODUCCIÓN

El agua es fundamental tanto para desarrollar actividades cotidianas como actividades esenciales en grandes complejos industriales. Actualmente, se le considera un pilar sobre el que se asientan muchas políticas de desarrollo sostenible. No obstante, a pesar de su importancia universal, la gestión del agua continúa siendo ineficiente (Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojesto, 1999).

Las estadísticas respecto al acceso a agua potable gestionada de forma segura son alarmantes: Según la UNESCO, en el año 2022, 2 200 millones de personas carecían de este servicio básico, y casi la mitad de la población mundial sufre escasez de agua al menos una parte del año. No obstante, elaborar un análisis estadístico detallado es extremadamente difícil, debido a las deficiencias de monitorización y comunicación de datos, sobre todo en países menos desarrollados (UNESCO, 2024).

Una gestión adecuada del agua implica su distribución para diversos usos (agricultura, ganadería, acuicultura, energía, abastecimiento humano, industrial, etc.), y para cada uno de estos usos, el agua debe ser tratada para cumplir con los requisitos específicos (Aznar Carrasco, 1997). En el caso del abastecimiento humano, el agua debe ser tratada en plantas potabilizadoras para garantizar que sea apta para su consumo, lo cual requiere procesos complejos que introducen ciertos elementos químicos al agua (Josep, 2008).

En estos procesos se generan lodos en gran cantidad, cuyas características varían en función de la calidad del agua cruda y de los procesos aplicados para su potabilización. Estos lodos con frecuencia son dispuestos al medio, por tanto, necesitan ser tratados para reducir su volumen y eliminar contaminantes, mitigando así los impactos negativos que puedan ocasionar al entorno natural (Luciano et al., 1998). Los métodos convencionales para el tratamiento de lodos de potabilizadora consisten en procesos de deshidratación y/o secado, que pueden ser mediante el uso de lechos de secado, centrifugas o equipos de secado térmico (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2005).

Ante la necesidad de conservar recursos como el agua y la energía, se están explorando nuevas tecnologías que permitan un ahorro energético y económico. Así surge la idea de este proyecto: investigar la eficiencia de los humedales artificiales como una alternativa para el tratamiento de lodos de potabilizadora. Este método es amigable con el medio ambiente, ya que no implica el uso de productos químicos y es una tecnología sencilla que no requiere energía ni equipos costosos (Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojesto, 1999). En esta misma línea y para ahorrar costes de centrifuga se valoró experimentar con humedales de deshidratación.

Este trabajo de investigación también proviene a partir de la idea de aprovechar el fango de una ETAP como material filtrante para el tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales. Un estudio realizado por el IIAMA. (2023), ha demostrado que este fango ayuda a la remoción del fósforo gracias a su elevada capacidad de

adsorción, debida a altas concentraciones de aluminio, el cual proviene de los coagulantes aplicados en la potabilización.

En el tratamiento de los lodos de potabilizadora se persiguen dos objetivos principales. Primero, la deshidratación de los lodos para reducir su volumen, lo que facilita su manipulación y transporte, además de disminuir los espacios necesarios para su disposición final, resultando en una reducción significativa de costos. Segundo, la eliminación de contaminantes, como la materia orgánica, sólidos y nutrientes (nitrógeno y fósforo), con el fin de disminuir los efectos nocivos en el medio ambiente (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2005).

La bibliografía disponible sobre el uso de humedales artificiales para el tratamiento de lodos se centra en lodos generados en el tratamiento de aguas residuales, ricos en materia orgánica. Sin embargo, los lodos de potabilizadoras contienen principalmente compuestos inorgánicos (Luciano et al., 1998).

Teniendo en cuenta esta diferencia, el proyecto implementa una unidad piloto con dos humedales a escala para evaluar su eficiencia en el tratamiento de estos lodos, analizando la degradación de compuestos inorgánicos, parámetros como la humedad, contenido de DQO, y la calidad del agua drenada (Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2013; Luciano et al., 1998). El proyecto busca implementar y promover el uso de humedales artificiales, abordando no solo la deshidratación de los lodos, sino también la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Además, se explora la posibilidad de reutilizar el agua resultante del proceso, completando así el ciclo integral del agua (Seoánez Calvo & Gutiérrez de Ojesto, 1999).

Con este enfoque integral, se pretende innovar en metodologías económicas y sostenibles para gestionar de manera eficiente los residuos generados en los procesos de potabilización y contribuir a la preservación de los recursos hídricos.

1.1. POTABILIZACIÓN DEL AGUA

El agua cruda que se encuentra en la naturaleza necesita ser tratada para ser usada como fuente de abastecimiento seguro para el consumo humano. Este tratamiento se realiza en plantas potabilizadoras.

El agua cruda puede contener una variedad de impurezas, solubles e insolubles, dentro de las insolubles destacan las partículas coloidales, las sustancias húmicas y los microorganismos. Las partículas coloidales tienen una carga superficial negativa que dificulta que estas partículas se aproximen unas a otras, y para que estas impurezas puedan ser removidas es preciso alterar las características del agua a través de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración (De Vargas, 2004).

Determinada la calidad del agua cruda, se evalúan aspectos sociales, técnicos y económicos, para definir la combinación y los procesos para la potabilización. Por lo

general, el proceso de potabilización se lleva a cabo de manera secuencial, tal como se ilustra en la figura 1 y se desarrolla a continuación.

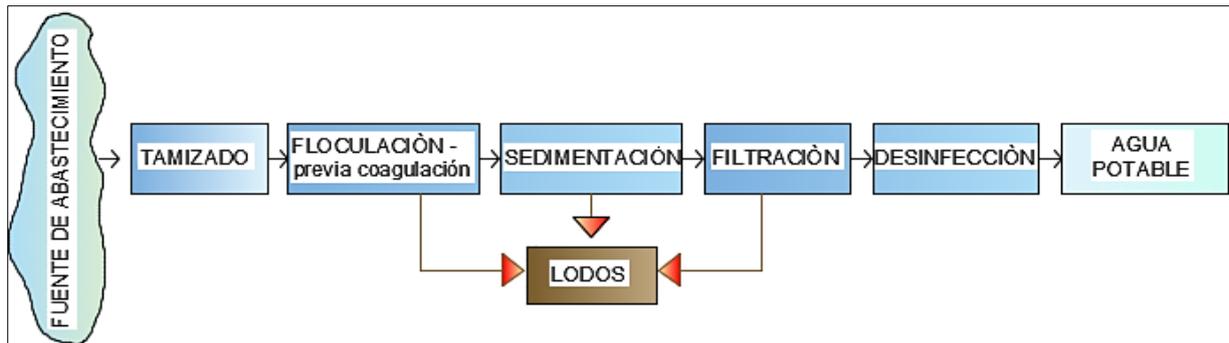


Figura 1. Proceso de tratamiento del agua y generación de lodos. Fuente: elaboración propia.

1.1.1. TAMIZADO PRIMARIO

En este proceso, se hace pasar el agua cruda por tamices para eliminar sólidos gruesos como hierbas, palos, y otros materiales grandes, con el objetivo de evitar obstrucciones en tuberías o bombas del sistema.

1.1.2. ALMACENAMIENTO

El agua bruta es conducida a una unidad de almacenamiento, para mejorar la calidad antes del tratamiento y también para asegurar el suministro en periodos de máxima demanda.

1.1.3. TAMIZADO FINO

El agua bruta se tamiza de nuevo, pero esta vez por tamices más finos, que consisten en tamices de acero inoxidable de malla fina.

1.1.4. AIREACIÓN

Es usada cuando se potabiliza el agua subterránea, o agua del fondo de lagos o embalses estratificados, esta agua podría contener poco o nada oxígeno disuelto, lo cual dificulta los procesos de coagulación y filtración. La aireación se consigue poniendo el agua en contacto con el aire, siendo el método más simple y económico el uso de cascadas o un sistema de fuente (Gray, 1996).

1.1.5. COAGULACIÓN- FLOCULACIÓN

Mediante el cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas con peso específico superior al del agua llamados flocúlos. La coagulación comienza en el mismo instante en que se agrega el coagulante al agua, y consiste en una serie de reacciones físicas y químicas entre los coagulantes, la superficie de las partículas, la alcalinidad del agua y el agua misma, este proceso dura fracciones de segundo (Arboleda Valencia, 2000).

Partículas más pequeñas de 10^{-5} mm se denominan coloides, esto incluye sustancias minerales, pequeños agregados de precipitado, materia floculada, limo, bacterias, plancton, biopolímeros, macromoléculas y virus. Los coloides son responsables de la turbidez o del color del agua superficial, permanecen en suspensión en el agua por

tiempo prolongado y pueden atravesar un medio filtrante muy fino, por lo que es imposible su sedimentación natural. Los materiales de tamaño inferior se denominan soluciones que incluye iones inorgánicos simples y complejos, moléculas orgánicas y pequeños agregados.

Las partículas coloidales y las de menor tamaño contienen ciertos elementos inherentes que les permiten mantenerse en un estado disperso estable, esto se refiere a la capacidad de dichas partículas de permanecer como entidades independientes dentro de una dispersión determinada (Bratby, 2008).

Dicha estabilidad dificulta la eliminación de estas partículas, por lo cual es necesario desestabilizarlas mediante el uso de coagulantes. El coagulante actúa neutralizando las fuerzas que mantienen separados a los coloides favoreciendo su aglomeración (Hernández Muñoz, 2001)

Se debe tener en cuenta que al aplicar el coagulante en suspensión o en polvo, sin que las partículas del mismo compuesto se hayan disuelto, disminuye notablemente la efectividad de los procesos, lo que se traduce en un desperdicio del producto químico, para evitar esto, y lograr una coagulación efectiva, esta se realiza mediante una mezcla rápida, donde es importante generar turbulencia para la adecuada disolución del coagulante en el agua, por otro lado, para la eficiencia del proceso de floculación se debe asegurar una velocidad tal, que garantice que los flóculos formados no se rompan (Bratby, 2008).

Según Bratby (2008), los mecanismos de coagulación pueden ser:

- Compresión de la doble capa, en donde la dosis óptima del coagulante no está relacionada con la concentración de partículas.
- Neutralización de la carga, se reduce la capa difusa de iones que envuelve cada partícula y la dosis óptima del coagulante es proporcional a la concentración de partículas.
- Inmersión dentro de un precipitado, se forma un precipitado que atrapa en su interior a las partículas coloidales.
- Adsorción y enlace de puente intrapartícula, se da mediante la adición de polímeros orgánicos sintéticos que se adsorben sobre las partículas. Estos polímeros poseen grupos funcionales que interaccionan con los centros activos de algunas partículas coloidales. La dosis óptima de coagulante es proporcional a la concentración de partículas

En la floculación, las partículas ya desestabilizadas forman flóculos por la colisión y adherencia entre partículas coaguladas para que sean posteriormente eliminados por sedimentación. Este proceso se lleva a cabo en una unidad llamada floculador.

Para Bratby (2008), los mecanismos de floculación pueden ser:

- Por movimiento térmico o browniano, debido al movimiento aleatorio, las partículas coloidales colisionan lentamente unas con otras, lo cual es un proceso muy lento.

- Sedimentación diferencial, aquí, las partículas que se encuentran alineadas verticalmente que sedimentan a diferente velocidad, colisionan formando un flóculo más grande.
- Por movimiento del fluido, Debido a la agitación del agua, por medio de un mezclador mecánico, esta agitación debe ser suave par que no se rompan los flóculos formados.

Tabla 1. Coagulantes más usados para el tratamiento de aguas. Fuente: Adaptado De Vargas, 2004.

| Coagulantes más usados para el tratamiento de aguas | | | | |
|---|--|--|--|--|
| | Sulfato de aluminio | Cloruro férrico | Sulfato ferroso | Sulfato férrico |
| Forma | Sólida o líquida | Sólida o líquida, sin embargo es más utilizada en su forma líquida. | Polvo de color verde, muy soluble. | Polvo blanco verdoso, muy soluble en el agua. |
| Fórmula | Al ₂ (SO ₄) ₃ | Fe Cl ₃ | Fe SO ₄ | Fe ₂ (SO ₄) ₃ |
| Descripción | Es una sal derivada de hidróxido de aluminio y ácido sulfúrico, su pH varía entre y 3.8. Otras especies aluminicas que se pueden usar son el cloruro de aluminio y el aluminato sódico. De bajo costo y manejo sencillo. | Gran poder corrosivo frente al acero. Se aplica en solución del 2% al 20% según el tamaño de la planta. Sus lodos resultantes son muy corrosivos de color café oscuro. | Su pH de una solución al 10% es de 2,8 aproximadamente. Para su almacenamiento y preparación se usa material plástico. | En solución acuosa se hidroliza y forma ácido sulfúrico, por eso, es necesario prevenir los efectos de su acidez |

Los productos químicos más usados como coagulantes en el tratamiento del agua son el sulfato de aluminio, el cloruro férrico, el sulfato ferroso y férrico y el cloro-sulfato férrico. La selección del coagulante a usar se basa en evaluar aspectos sobre todo económicos, siendo el más usado el sulfato de aluminio por ser fácilmente soluble en agua y de fácil aplicación (De Vargas, 2004; E., 1995).

Otro aspecto por considerar es la producción de fangos que el coagulante produce. En 1982, se realizó un estudio, que demostró que el uso de aluminio con un polímero catiónico poco cargado, de alto peso molecular elimina más efectivamente el carbono orgánico total, la turbidez, y reduce el volumen de lodo producido en comparación del uso del aluminio solo (James & Charles, 1982).

1.1.6. SEDIMENTACIÓN

Una vez formados los flóculos, el siguiente paso es separarlos del agua, esto se puede conseguir dejando sedimentar el agua o filtrándola, o usando ambos procesos, que es lo que se hace comúnmente. Este proceso se desarrolla en un sedimentador.

La sedimentación y la filtración tienen el mismo principio, separar los sólidos del agua, por un lado, la sedimentación consiste en la eliminación de los sólidos que tienen una densidad mayor a la del agua y cuya velocidad de sedimentación es tal que pueden llegar al fondo del sedimentador en un tiempo económicamente aceptable, mientras que por filtración se busca eliminar los sólidos que tienen una densidad muy cercana a la del agua. Según el tipo de filtro a usar, puede ser más económico remover la mayor cantidad de sólidos en la sedimentación y solo una pequeña parte en la filtración (Arboleda Valencia, 2000).

Se ha demostrado que se puede lograr un efluente satisfactorio en la filtración, sin emplear la sedimentación y cuando se ha tenido una coagulación eficiente, pero los filtros se obstruirían rápidamente y los costos de operación serían tan altos que el tratamiento no sería práctico (E., 1995).

Los sólidos que llegan al fondo del sedimentador son llamados lodos y para mantenerlos a la altura requerida y que se retengan más lodos en el tanque, se debe descargar el exceso de este, lo que se puede realizar en continuo o en intervalos. Estos lodos son una mezcla de las impurezas encontradas en el agua, bacterias, virus y quistes de protozoos, por tanto, se deben manejar con cautela y verterla en un lugar seguro. El volumen de estos lodos es grande pudiendo llegar a ser el 1.5 y 3% del caudal en el sedimentador (Gray, 1996).

1.1.7. FILTRACIÓN

Se realiza en una unidad llamada filtro, en este proceso se eliminan partículas muy finas o materia soluble, esto comúnmente se logra haciendo pasar el agua a través de un medio filtrante que puede ser de arena, antracita o ambas simultáneamente. Los filtros pueden ser clasificados por el sentido del flujo del agua (ascendentes y descendentes), por la presión aplicada, por el tipo de lecho filtrante, y por la velocidad del flujo (lentos y rápidos) (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2005).

Los filtros más usados en el tratamiento del agua son los filtros lentos y de flujo descendente. Según N. F. Gray (1996), estos filtros tienen la particularidad de que, en los 2 mm superiores de medio filtrante, se forma una biopelícula conformada por una mezcla de algas y bacterias nitrificantes, que liberan oxígeno y eliminan nitrógeno y fósforo, y que justo debajo de esta capa, existe una capa de aproximadamente 300 mm en donde existen bacterias y otros microorganismos que eliminan los coloides y la materia orgánica soluble del agua.

La eliminación de partículas más pequeñas que el poro del medio filtrante, ha demostrado que la filtración no solo es un proceso físico de cernido, la filtración se lleva a cabo en dos etapas, la primera, consiste en que las partículas se transportan dentro de los poros a través del medio filtrante, y la segunda, consiste en que las partículas se adhieren a los granos del medio, formando una capa que posteriormente se desprende. Este fenómeno depende de las fuerzas de arrastre del flujo y de la magnitud de las fuerzas que mantienen adheridas las partículas al medio filtrante, si las fuerzas de arrastre son mayores, el flóculo será arrastrado hacia el fondo, por el contrario, si son menores, el flóculo quedará retenido en el medio, obstaculizando el paso del agua, al estar obstaculizado el medio filtrante, se reducirá el volumen de agua tratada, por lo cual es necesario realizar el lavado del filtro (De Vargas, 2004).

1.1.8. AJUSTE DE PH

Este proceso se realiza para ajustar el pH del agua, este parámetro debe ser analizado previamente a iniciar la purificación de esta y en algunas etapas del tratamiento como en la coagulación para garantizar la eficiencia del proceso.

Se debe prever no tener un agua demasiado ácida ya que esto podría corroer las tuberías o equipos del sistema de tratamiento o distribución, además un pH ácido favorece la solubilidad de otros metales como el fierro (Fe) y manganeso (Mn), lo cual da al agua un sabor metálico y que de ser ingerida, pueden ocasionar problemas en la salud de la población, el agua tampoco debe ser demasiado blanda ya que esto tiene como consecuencia la deposición de sales en el sistema, que en un tiempo determinado puede producir reducciones de caudal (Enríquez Balcázar, 2012).

La verificación de pH también se debe realizar previa a la desinfección, sobre todo si esta es por cloración, ya que, a temperaturas bajas, y con un pH alcalino, la eficiencia de este proceso decrece.

1.1.9. DESINFECCIÓN

Consiste en la destrucción de organismos como bacterias, virus o patógenos presentes en el agua que son causantes de enfermedades.

Si bien, existe una importante remoción de bacterias y virus en los procesos de coagulación- floculación y sedimentación (al quedar las bacterias y virus incorporados dentro del flóculo, y eliminados posteriormente en la sedimentación), el efluente aún contiene virus y bacterias que necesitan ser destruidos (Gray, 1996).

En el proceso de filtración también se elimina una significativa cantidad de virus. Se ha demostrado que cuando un proceso de filtración lenta no va precedido de un proceso de coagulación, su eficiencia en remoción de virus es solo del 20%, sin embargo, cuando va precedida de un proceso de coagulación con sulfato de aluminio, la eficiencia en eliminación de virus llega al 98% (Arboleda Valencia, 2000).

Después de estos procesos, el efluente aún contiene virus y bacterias que por su dimensión no han podido ser eliminados, para ello se realiza el proceso de desinfección. La desinfección del agua se puede realizar por dos tipos de procesos, natural y artificial, la natural consiste en dejar morir progresivamente las bacterias haciendo uso de la luz solar, la sedimentación, etc., y la segunda se puede subdividir en desinfección química y física. Dentro de la desinfección física está el uso de los rayos ultravioletas y el calor, y dentro de la desinfección química, como su nombre lo indica, gracias al uso de productos químicos como el ozono y halógenos como el cloro, que es el más usado en desinfección. La desinfección natural no va a ser considerada ya que no tiene cabida en la potabilización del agua (Arboleda Valencia, 2000; Aznar Carrasco, 1997).

1.1.10. ABLANDAMIENTO Y OTROS PROCESOS TERCIARIOS

Este proceso se realiza para eliminar sustancias inorgánicas y orgánicas no biodegradables, la materia inorgánica soluble se elimina por precipitación o por intercambio iónico, mientras que las sustancias orgánicas no biodegradables se pueden eliminar usando carbón activo (Gray, 1996).

En el proceso de precipitación, se busca eliminar la dureza del agua que está determinada por las excesivas sales de calcio y magnesio, la dureza por encima de

500 mg/L da un sabor desagradable en el agua. La Organización Mundial de la Salud recomienda valores por debajo de esta cifra, sin embargo, la CE directiva del agua potable no establece un estándar específico para la dureza, excepto para aguas que han sido ablandadas, donde se aplica una concentración mínima de 150 mg/L (Gray, 1996).

1.1.11. ELIMINACIÓN DE LODOS

En los procesos de potabilización del agua, se va generando una considerable cantidad de lodos en forma de una mezcla fina de aspecto pastoso. Está conformada principalmente por hidróxidos, bacterias y virus procedentes de la coagulación, sedimentación y filtración. Estos lodos generalmente se dejan sedimentar antes de ser bombeados a lagunas de poca profundidad para una solidificación lenta o, son desecados en filtros prensa. Posteriormente, ya solidificados, se depositan en vertederos, sobre el campo o son incinerados (Gray, 1996).

1.2. LODOS GENERADOS EN POTABILIZADORAS.

El lodo proveniente de la potabilización del agua tiene características variables y especiales, ya que es una composición de sustancias orgánicas e inorgánicas. Está compuesto por las propias sustancias que contiene el agua cruda (arcillas, arenas, hojas, plancton, desagües industriales, etc.) y por los sólidos generados durante el tratamiento, como el hidróxido de aluminio (uno de sus principales componentes), hierro, hidróxidos de calcio, polielectrolitos, carbón activo (si este ha sido utilizado para potabilizar el agua) y demás compuestos químicos añadidos durante la potabilización. También se pueden generar lodos en un posible proceso de ablandamiento del agua, destinado a eliminar hierro y manganeso (Ramírez Quirós, 2008; N. F., 1996).

En las plantas potabilizadoras convencionales que incluyen coagulación, floculación, sedimentación y filtración, los lodos se producen en todos los procesos, excepto en la coagulación, siendo en la sedimentación donde se presenta la mayor cantidad de sólidos (Gutiérrez Rosero et al., 2014).

En la aglomeración de las partículas, las bacterias y virus quedan incorporados dentro del floculo, sedimentando posteriormente con el mismo al fondo del sedimentador. Esto hace que los lodos sean potencialmente peligrosos y su manejo, por tanto, debe realizarse con cuidado (Arboleda Valencia, 2000).

Los lodos generados en el proceso de floculación se diferencian de los provenientes de la filtración, porque los primeros son más concentrados pudiendo contener un valor promedio de materia seca del orden de 5g/l, y los segundos, son menos concentrados pudiendo contener materia seca del orden de 0.2 g/l a 0.3 g/l (Ramírez Quirós, 2008). Cabe mencionar que todas las aguas crudas son diferentes, y que, conforme al tratamiento realizado, cambian sus características, por tanto, para un adecuado manejo de los lodos lo primero es realizar su caracterización. El volumen total de

lodos que se generan en una planta de tratamiento de agua está determinado por los lodos líquidos producto de los desagües de los procesos y los lodos sedimentables.

1.3. IMPACTO AMBIENTAL DE LOS LODOS DE POTABILIZADORA VERTIDOS AL MEDIO.

La gestión y eliminación de los lodos generados en una planta potabilizadora representa un desafío significativo para científicos e ingenieros ambientales. Según Ahmad et al. (2015), una planta potabilizadora típica puede producir alrededor de 100,000 toneladas de lodo al año, lo que exige un manejo adecuado para evitar impactos ambientales negativos. No obstante, en muchos países, estos lodos son vertidos en desagües cercanos, que eventualmente desembocan en fuentes de agua, o bien son descargados directamente en cuerpos de agua o llevados a vertederos tras su deshidratación.

Los estudios sobre la toxicidad de estos lodos son limitados, lo que subraya la necesidad de investigaciones detalladas para determinar el impacto de los compuestos inorgánicos, como los contaminantes metálicos, y los contaminantes orgánicos contenidos en ellos. Ahmad et al. (2015) explican que, dependiendo del coagulante utilizado en el proceso de potabilización, los lodos son llamados como lodos de alumbre, si se usan sustancias a base de aluminio, o como lodos férricos, si se emplean sustancias a base de hierro. En este contexto, indican que la toxicidad del lodo de alumbre puede afectar el crecimiento de algas en los arroyos receptores. Además, haciendo una comparativa entre los lodos de alumbre y los lodos férricos encontraron que el lodo de alumbre es menos tóxico que el lodo férrico en exposición a largo plazo.

En países en desarrollo, es común que estos lodos sean vertidos directamente en ríos y arroyos cercanos al drenaje del sistema. Esto provoca la acumulación de aluminio y metales pesados en el agua, en los organismos acuáticos y, en consecuencia, en el cuerpo humano. Ahmad et al. (2015) advierten que, en zonas desfavorecidas, donde el suministro de agua proviene a veces de ríos contaminados, existen evidencias de que los niños pueden desarrollar enfermedades mentales degenerativas al ingerir este tipo de agua y destacan que el aluminio desempeña un papel en la progresión de la enfermedad de Alzheimer y puede causar retraso mental. También señalan que las concentraciones de aluminio tienden a ser más elevadas en arroyos y lagos acidificados, donde el número de peces disminuye debido a la reacción de los iones de aluminio con las proteínas en las branquias de los peces.

Por otro lado, el impacto sobre la fauna es significativo, ya que la alta concentración de estos metales en el agua reduce las poblaciones de peces y anfibios. Por otro lado, la infiltración de aluminio en el sistema de aguas subterráneas puede, además, afectar negativamente la calidad del agua. Finalmente, Ahmad et al. (2015) indican que se prevé la implementación de una legislación más estricta que prohibirá la disposición de lodos deshidratados en vertederos, lo que subraya la urgencia de desarrollar

métodos más sostenibles para su manejo y eliminación. Ante esta situación, surge la necesidad de estudiar la viabilidad del tratamiento de lodos de potabilizadora mediante la utilización de humedales artificiales como una alternativa potencialmente efectiva y ecológica.

1.4. NECESIDAD DE TRATAMIENTO DE LODOS DE POTABILIZADORA.

Según Sandoval Luciano et al. (1998), los lodos químicos generados en una potabilizadora representan entre el 0.3% y el 1% del agua tratada. Por otro lado, Argudo García (2018), indica que el proceso de potabilización de aguas superficiales mediante métodos fisicoquímicos genera un volumen de fangos que representa aproximadamente el 15% del volumen del agua tratada.

Los lodos deshidratados, dependiendo de los materiales y lugares por donde atraviesa el agua, pueden ser aprovechados como aditivos en la fabricación de productos cerámicos, ladrillos cerámicos o cemento (Argudo García, 2018). Aguilar et al. (2002), señalan que estos lodos también pueden ser utilizados para la recuperación de coagulantes usados en el proceso de potabilización, ofreciendo una oportunidad para reutilizar materiales valiosos y reducir el volumen de fangos. Sin embargo, estos lodos son con frecuencia evacuados directamente al sistema de alcantarillado para ser tratados junto con las aguas municipales, o debido a que el destino con menor coste son los vertederos, son dispuestos sin tratamiento adecuado en terrenos o fuentes de abastecimiento. No obstante, este método no es adecuado ni sostenible ya que puede ocasionar daños ambientales, como la contaminación de fuentes de agua superficiales y subterráneas, y la contaminación del suelo (Luciano et al., 1998).

El tratamiento convencional de los lodos de potabilizadora consta de cuatro partes:

1.4.1. TANQUE ECUALIZADOR O DE MEZCLA

Es el depósito donde se almacena el desagüe de todos los procesos de la potabilización (principalmente de la coagulación- floculación y filtración). Dado que los lodos no se extraen de manera continua de estas unidades y que las concentraciones son diferentes, es recomendable enviarlos a un depósito de mezcla y almacenamiento donde se homogenice la concentración y que sirva para garantizar el volumen tal que permita el funcionamiento continuo del tratamiento de lodos.

La función de este tanque es homogeneizar las concentraciones (expresadas en porcentaje de materia seca), ya que, si estas llegan muy variables a la siguiente fase del tratamiento (espesamiento), el rendimiento de este se verá muy afectado. Para garantizar una mezcla lo más constante posible, Ramírez Quirós (2008), recomienda programar la purga del lavado de los filtros y la purga de los lodos en los sedimentadores.

1.4.2. ESPESADOR

El proceso de espesado se puede realizar por gravedad o flotación o por ambos conjuntamente. Los espesadores que funcionan por gravedad en general son tanques circulares, que tienen un mecanismo rotatorio que funciona lentamente agitando los sólidos haciendo que estos se sedimenten y compacten en el fondo, posteriormente desde allí son extraídos por gravedad o por bombeo y luego conducidos al sistema de secado mecánico o hidráulico. Alguna vez se omite la construcción de tanques equalizadores, haciendo los espesadores más grandes para compensar la variabilidad de caudal de lodos que ingresan, sin embargo, esto hace que los sistemas giratorios sean más costosos (Ramírez Quirós, 2008).

El espesamiento por flotación con aire disuelto es un proceso en el cual los lodos son mezclados con un caudal de agua presurizada y saturada de aire. El agua pasa por una compuerta tipo rebosadero y entra en el compartimento de separación, desde aquí se recircula el agua a cabecera de tratamiento, mientras el lodo espesado y flotante es enviado a la siguiente fase de deshidratación.

Cuando se hace uso de ambos tipos de espesadores (por gravedad y flotación) conjuntamente, primero se hace pasar el lodo por los espesadores por gravedad y luego el lodo concentrado extraído del fondo pasa a los espesadores por flotación. En esta fase del tratamiento se puede obtener una concentración del fango en materia seca de aproximadamente 40g/l (Ramírez Quirós, 2008).

1.4.3. SECADO DE LODOS

Se puede realizar por secado hidráulico o secado mecánico.

El secado hidráulico es el menos mecanizado, pero requieren de mayor área ya que los lodos se dejan secar al sol y aire para que se deshidraten naturalmente. Este tratamiento funciona por gravedad depositando los lodos sobre grandes lechos de arena que tienen un sistema de tuberías perforadas. El lodo seco deshidratado sobre el lecho de secado se remueve con maquinaria y se transportan en volquetes al sitio de disposición final (Arboleda Valencia, 2000).

El secado mecánico se realiza por medio de equipos, y existen varios en el mercado, los hay de sistemas centrífugos, filtros prensa de banda, filtros prensa de placas compresoras, filtros de vacío, prensas de tornillo, etc., un aspecto importante para seleccionar un equipo u otro es conocer la eficiencia que tienen cada uno de estos equipos para tratar lodos de potabilizadora ya que tienen características diferentes a las de aguas negras o industriales (Arboleda Valencia, 2000). El secado mecánico por medio de cualquiera de estos equipos tiene la ventaja de ocupar una menor área y la desventaja de requerir consumo energético. Por el contrario, los lechos de secado no requieren de consumo energético, sin embargo, su eficiencia está limitada por las diferentes épocas del año. Los lodos que se producen en una planta convencional de lodos, tras la etapa final de centrifugación o filtración contienen materia seca en el orden del 15% a 25%, pudiendo obtenerse valores de mayor sequedad si se usan filtros prensa en la deshidratación (Ramírez Quirós, 2008).

1.4.4. DISPOSICIÓN FINAL DE LODOS

El flujo extraído de los espesadores y del secado, tiene por lo general características que permiten verterlo en la fuente receptora, de no ser esto aceptado por la autoridad sanitaria, estos flujos pueden ser recirculados; el flujo del espesador puede llevarse al sistema de mezcla rápida, y el flujo extraído del secado puede llevarse al tanque equalizador o al espesador. Cabe recalcar que estos flujos pueden contener metales pesados, e incluso protozoarios que pueden perjudicar el proceso de coagulación. Los lodos ya secos o deshidratados generalmente son dispuestos en sitios de rellenos o usados como abono en tierras de cultivo, lo que ha dado resultados contradictorios porque dependiendo de la concentración de hierro o aluminio puede perjudicar a los cultivos en lugar de beneficiar.

Por otro lado, Ahmad et al. (2015), en uno de sus estudios, promueven una gestión sostenible de los lodos, explorando diversas opciones para su aplicación. Entre las alternativas mencionadas incluyen la recuperación y reutilización de coagulantes mediante distintas técnicas, que permiten recuperar sales de hierro o aluminio, aunque la calidad de los coagulantes recuperados y los aspectos económicos asociados a este proceso varían y suelen ser objeto de debate. Además, proponen el uso de los lodos como adsorbentes de contaminantes y metales pesados, como sustrato en humedales artificiales, en el acondicionamiento y deshidratación de lodos de depuradora, y en la producción de materiales de construcción, tales como cemento, ladrillos y cerámica. También se sugiere su empleo como material cementante y sustituto de la arena en la preparación de hormigón y mortero.

En cualquier caso, el deshecho de lodos de potabilizadora debe ajustarse a un marco normativo nacional, generalmente derivado de Directivas provenientes de la Unión Europea. En este ámbito cabe resaltar:

La Directiva Marco de Residuos (2008/98/CE): Resulta ser un compendio de modificaciones, derogaciones y correcciones de anteriores Directivas y Reglamentos siendo la Directiva 2006/12/CE y la Directiva 96/61/CE las más relevantes. En este documento se especifican las bases para que cada estado miembro determine las características de un residuo peligroso, su correcta gestión y el procedimiento básico de deshecho. Además, incluye los trámites administrativos que debe seguir el responsable de la planta potabilizadora en este aspecto, además de las posibles sanciones y directrices de obligado cumplimiento. Acorde a esta normativa básica se desarrolló y aprobó en España la siguiente legislación:

Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados: El objetivo de esta Ley es regular la gestión de los residuos, tanto de potabilizadora como de depuradora, implementando medidas que prevengan su generación y mitiguen los impactos adversos sobre la salud de los ciudadanos y el medio ambiente. Además, regula el régimen jurídico sobre los suelos contaminados.

Real decreto 1620/2007: Este Real Decreto establece el marco jurídico para la reutilización de aguas depuradas, siendo aplicable también a las potabilizadas de uso

agrícola (de acuerdo con el artículo 109 de la Ley de Aguas 1/2001). En este extenso artículo se define el concepto de reutilización (tanto depuración como potabilización), el régimen jurídico de su uso, su producción y suministro, los costes asociados y su debido cumplimiento. En este Real Decreto, se incluyen además los criterios de calidad para la reutilización de las aguas según el uso o el ámbito de aplicación que vayan a tener.

Real Decreto 1310/1990: Regula la utilización de lodos de depuración del sector agrario. Establece a grandes rasgos la definición y procedimientos asociados a los conceptos que giran en torno al tratamiento de lodos de depuración, entendiendo también su aplicación a lodos de potabilización. En este Real Decreto no se establecen marcos jurídicos ni normativos, pero sí aparecen por primera vez en la legislación española los valores límite de concentración de metales tanto en suelos como en lodos. Además, incluye un procedimiento básico de análisis de estos datos. Por último, cabe destacar que cada Comunidad Autónoma puede crear su propia legislación al respecto, siempre y cuando cumpla los criterios del marco normativo que se acaba de exponer, el cual prevalecerá siempre ante cualquier diferencia u oposición que establezca el régimen autonómico.

1.5. HUMEDALES ARTIFICIALES.

Los humedales artificiales son sistemas diseñados y construidos por el hombre emulando a los humedales naturales para optimizar los procesos químicos (precipitación química, óxido reducción), físicos (sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio iónico) y biológicos (descomposición biológica, fotosíntesis, fotoxidación, y asimilación de compuestos por parte de las plantas), que se dan en estos humedales. Todos estos procesos se llevan a cabo por la interacción del agua, las plantas, microorganismos y el ambiente (sol, aire y suelo) (Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojesto, 1999).

El tratamiento de aguas mediante humedales artificiales se empieza a estudiar por la Dra. Kathe Seidel en el instituto Max Planck en Alemania, ella investigó la eliminación de fenoles del agua con una planta llamada *Scirpus Lacustris*, y llegó a la conclusión de que con las plantas adecuadas se podrían tener mejores resultados. Posteriormente comprobó que las Espadañas removían grandes cantidades de materia orgánica e inorgánica del agua residual, que estas enriquecen la calidad del suelo en el que crecen porque facilitan el desarrollo de un ecosistema de bacterias, y que además generan antibióticos que eliminan la salmonella, enterococo y coliformes (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

Con el tiempo, la aplicación y uso de los humedales para el tratamiento de aguas han demostrado ser un sistema eficiente e innovador. Se han registrado casos de aplicación novedosos, como el tratamiento del agua usada en estaciones de lavado de autos, donde se han colocado "cilindros plantados" que toman el agua de lavado, la depuran y la reutilizan (Izembart & Le Boudec, 2003).

Otro ejemplo es el tratamiento del agua de escorrentía en un sistema que recolecta las aguas de la autopista que une Bamberg y Bayreuth. Este sistema utiliza una serie de colectores que funcionan como estanques de decantación, pasando posteriormente a filtros plantados con carrizo (Izembart & Le Boudec, 2003).

Los humedales también se han usado para pretratar la capa freática excesivamente cargada de nitratos (debido a las prácticas agrícolas del entorno) y en lechos de secado para el tratamiento de lodos producidos por digestores anaerobios, dragado de ríos y canales, decantadores digestores, decantadores primarios, así como para los fangos extraídos de fosas sépticas en países en vías de desarrollo (Izembart & Le Boudec, 2003; Pascal, 2013).

Aunque diversos estudios demuestran la eficacia de los humedales artificiales en el tratamiento de diferentes tipos de agua, durante la elaboración de este trabajo no se encontró literatura específica sobre el uso de estos sistemas para el tratamiento de lodos de potabilizadora. Esto resalta una oportunidad para explorar y desarrollar nuevas aplicaciones de humedales artificiales abriendo un campo de investigación innovador y prometedor.

1.5.1. TIPOS DE HUMEDALES

Delgadillo et al. (2010), clasifican los humedales artificiales según la forma de vida de las macrófitas que se empleen, como lo muestra la Figura 2.

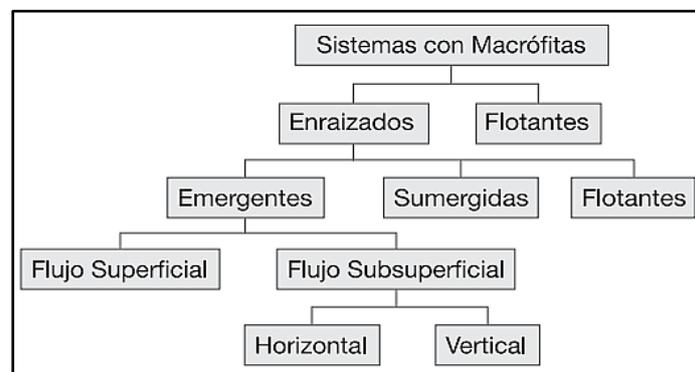


Figura 2. Clasificación de los Humedales Artificiales. Fuente; Delgadillo et al., (2010).

Por otro lado, Dotro et al. (2017) adoptan un enfoque más simple para clasificar los humedales artificiales: Humedales de flujo horizontal (FH), flujo vertical (FV), humedales verticales tipo francés (FV - F) y humedales de flujo libre o superficial (FS), como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2.Tipos de Humedales Artificiales. Fuente: Dotro et al., 2017.

| FH | FV |
|--|---|
| <p>El agua residual fluye horizontalmente en un filtro de arena o grava.</p> <p>Debido a las condiciones de saturación, la degradación se da principalmente por procesos anaerobios.</p> <p>Requiere de un pretratamiento para remover sustancias particuladas y evitar la colmatación del filtro.</p> | <p>El agua residual se carga de forma intermitente y percola verticalmente por un filtro de arena o grava.</p> <p>Cuando el agua drena, los poros se vuelven a llenar de aire, dando lugar a procesos de degradación aerobia.</p> <p>Requiere de un pretratamiento para remover sustancias particuladas y evitar la colmatación del filtro.</p> |
| FV- F | FS |
| <p>Opera igual que el de FV, con la diferencia que este tiene dos etapas que operan en serie y paralelo.</p> <p>Proporciona un tratamiento integrado de lodos y aguas.</p> <p>No se requiere una unidad de tratamiento previo.</p> | <p>Semejantes a los humedales naturales en apariencia.</p> <p>Sometidos generalmente a cargas de contaminantes bajas</p> <p>Usados principalmente para tratamiento terciario.</p> |

1.5.2. HUMEDALES ARTIFICIALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales urbanas son aquellas que proceden de las actividades humanas, pueden tener residuos del arrastre del agua de lluvia y un cierto porcentaje de aguas residuales industriales, pero esto no llega a alterar significativamente las características del agua residual doméstica. (Lafuente, 1997). Estas aguas son predominantemente orgánicas, lo que hace que sean biodegradables, (es decir, que pueden ser depuradas mediante tratamientos biológicos).

Presentan características biológicas (microorganismos), físicas (color, sabor, olor, turbidez, sólidos suspendidos) y químicas (contenido de materia orgánica, conductividad, alcalinidad, dureza, pH y nutrientes como el nitrógeno y fósforo). Estos últimos son dos de los más importantes contaminantes con materia orgánica biodegradable que permanecen aún después de su depuración y cuyo control es imprescindible si se quiere evitar problemas de contaminación de acuíferos por nitratos o eutrofización. En las aguas residuales urbanas, aún después del tratamiento secundario, permanece aproximadamente el 55% del nitrógeno total y el 40% del fósforo que tenía en la entrada de la EDAR (Lafuente, 1997).

Para que el agua residual retorne al medio sin generar problemas de contaminación ambiental, es necesario que sean tratadas, para lo cual existen diferentes procesos de purificación, uno de los cuales y de los que se habla en el presente acápite es el tratamiento mediante humedales artificiales.

El proceso de depuración que se realiza en los humedales artificiales es básicamente debido a reacciones bioquímicas en dos de sus componentes; los microorganismos y las macrófitas o plantas y en algunos tipos de humedales, del lecho o substrato que

los soporta. Estas reacciones propician la eliminación de los materiales disueltos y suspendidos del agua residual, y la biodegradación de la materia orgánica que se da sobre todo en las zonas cercanas a las raíces de las macrófitas, las cuales aportan pequeñas cantidades de oxígeno y carbono orgánico posibilitando procesos microbianos aerobios. También se sabe que, en la zona intermedia se dan condiciones anóxicas y en las zonas más alejadas de las raíces, se dan condiciones anaerobias que permiten el desarrollo de una gran variedad de microorganismos (bacterias y protozoos) que biodegradan los materiales orgánicos hasta mineralizarlos (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

Las macrófitas desempeñan varios roles importantes en la depuración del agua. Sus raíces y rizomas funcionan como superficies donde crecen biopelículas microbianas que aumentan la actividad biológica, en comparación con otro sistema abierto de depuración como el lagunaje. Otra función de las macrófitas es que distribuyen y reducen la velocidad del agua, limitando los cortocircuitos. Esto permite un mayor tiempo de contacto entre el agua y las macrófitas, facilitando así la sedimentación de los sólidos suspendidos (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

Además, en climas templados, proporcionan aislamiento térmico. En invierno, por ejemplo, la capa de tejido muerto que cubre su superficie protege del frío y, por tanto, de las disminuciones de temperatura del agua residual. Por otro lado, las plantas en los humedales artificiales también proporcionan una apariencia agradable al paisaje (Delgado et al., 2010; Dotro et al., 2017).

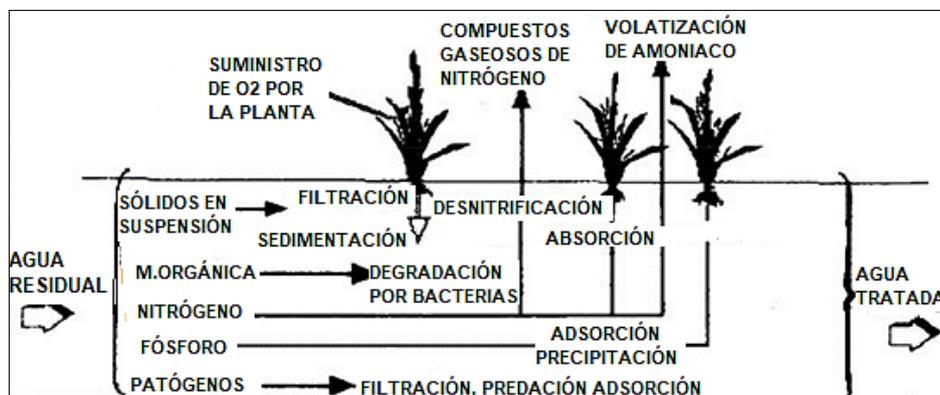


Figura 3. Mecanismos de remoción de contaminantes en los Humedales Artificiales. Fuente: Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001.

Tabla 3. Mecanismos de remoción de contaminantes en los Humedales Artificiales. Fuente: Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001.

| Mecanismo | Contaminante afectado | Descripción |
|----------------------------|--|--|
| Físicos | | |
| Sedimentación | Sólidos sedimentables | Sedimentación por gravedad y constituyentes contaminantes. |
| | Sólidos coloidales | |
| | DBO, Nitrógeno, Fósforo, Metales pesados, orgánicos y refractarios, bacterias y virus. | |
| Filtración | Sólidos sedimentables | Partículas retenidas a medida que pasa el agua por el sustrato y masa de raíces. |
| | Sólidos coloidales | |
| Adsorción | Sólidos coloidales | Fuerzas de atracción entre partículas |
| Volatilización | Nitrógeno | Volatilización del NH ₃ , agua residual |
| Químicos | | |
| Precipitación | Fósforo y Metales pesados | Formación o coprecipitación con compuestos insolubles. |
| Adsorción | Fósforo y Metales pesados | Adsorción sobre superficie de sustrato y planta. |
| | Orgánicos y refractarios | |
| Descomposición | Orgánicos y refractarios | Descomposición o alteración de compuestos menos estables por fenómenos como irradiación por luz ultra violeta, oxidación y reducción. |
| Biológicos | | |
| Metabolismo microbiano | Sólidos coloidales, DBO, Nitrógeno, orgánicos refractarios, metales pesados | Remoción de sólidos coloidales y orgánicos solubles por bacterias suspendidas, bénticas, y adheridas a las plantas. |
| Metabolismo de las plantas | Orgánicos refractarios, bacterias y virus | Consumo y metabolismo de orgánicos por las plantas. Las secreciones de las raíces pueden ser tóxicas a los organismos de origen entérico |
| Absorción de las plantas | Nitrógeno, Fósforo, Metales pesados, orgánicos refractarios | Bajo condiciones apropiadas, cantidades significativas de estos contaminantes pueden ser tomadas por las plantas. |
| Muerte natural | Bacterias y virus | Decaimiento natural de microorganismos en ambientes desfavorables. |

La Figura y Tabla 3. muestran los mecanismos de remoción de contaminantes que se desarrollan en un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. Si bien, los humedales artificiales pueden tratar el agua residual sin que haya recibido un tratamiento previo, es conveniente que el agua tenga un pretratamiento para eliminar la mayor cantidad de sólidos y prolongar así la vida útil del humedal. Este pretratamiento puede consistir en un desbaste, tratamiento primario, secundario, o lagunaje (Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojesto, 1999).

Según Miranda Ríos & Luna Pabello (2001), los sólidos sedimentables que permanecen en el agua aún después de un pretratamiento son removidos en un 65% a 90% mediante el lecho del humedal por sedimentación y filtración. Los sólidos coloidales son removidos parcialmente por el crecimiento bacteriano que posibilita la sedimentación de los coloides, así como la colisión entre partículas ocasionada por el movimiento browniano y fenómenos de adsorción por otros sólidos, las macrófitas y

el fondo del humedal. En este proceso y de forma incidental, otros componentes del agua residual como DBO, nitrógeno, fósforo, microorganismos patógenos y metales también son eliminados.

El nitrógeno es removido del agua, por la capacidad de las macrófitas de tomarlo como nutriente para su biomasa, pero la principal causa de su remoción se debe a los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación, que consisten en la oxidación del amonio a nitratos por las bacterias nitrificantes en las zonas aerobias y la posterior desnitrificación en las zonas anóxicas. El oxígeno requerido para la oxidación del amonio es transportado por difusión de la atmósfera, las hojas y los tallos hacia las raíces y rizomas de las plantas (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

El sustrato también participa en la remoción de una parte del amonio y los nitratos, al absorberlos mediante los minerales arcillosos que lo conforman. Además, participa en la remoción del fósforo que se encuentra en el agua residual en forma de ortofosfatos por la oxidación biológica. Los ortofosfatos son removidos básicamente por reacciones de adsorción y precipitación con aluminio, hierro, calcio y otros minerales que contiene el sustrato.

Para algunos autores, el fósforo removido del agua por las macrófitas, al tomarlo para su biomasa y por la asimilación de los microorganismos, es insignificante en comparación con la cantidad de fósforo que se remueve por adsorción (3% de la carga anual). (Delgadillo et al., 2010). Sin embargo, algunos han encontrado que su eliminación puede ser significativa (15% a 27%) cuando se dan condiciones anaerobias – aerobias, pero principalmente en condiciones anaerobias (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

Otros autores como Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojesto (1999), indican que un humedal utilizado para la eliminación de nutrientes puede conseguir un rendimiento del 30 al 95%, y si está bien gestionado, el nitrógeno y el fósforo se reducen doblemente pudiendo alcanzarse niveles de reducción hasta un 98%.

Otros contaminantes importantes que contiene el agua residual son los microorganismos patógenos, y los metales. Los primeros, son removidos por oxidación, radiación ultravioleta, la exposición a biocidas generados en las raíces de las plantas y la adsorción de la materia orgánica o por predación por parte de nemátodos, protistas y zooplancton o simplemente muerte natural al estar en un ambiente desfavorable.

1.5.3. LECHOS DE SECADO POR HUMEDALES ARTIFICIALES PARA TRATAMIENTO DE LODOS DE DEPURADORA

Este tipo de humedales son de flujo vertical y tienen un medio filtrante poroso de grava y arena en donde se siembran plantas emergentes. Los lodos son vertidos en la superficie del lecho de manera que el agua se filtra por gravedad y los sólidos se estabilizan por mecanismos físicos y biológicos.

Los lodos se producen como un subproducto en el tratamiento de las aguas residuales y son considerados una importante fuente de contaminación por contener grandes cantidades de residuos orgánicos. Si estos lodos llegan al medio sin ser tratados, pueden generar grandes problemas de contaminación ambiental. Los procesos básicos para el tratamiento de dichos lodos incluyen estabilización, espesamiento, acondicionamiento, deshidratación, secado y reducción (Stefanakis & A.Tsihrintzis, 2011).

Inicialmente, el tratamiento se realizaba por deshidratación en lechos de secado no plantados. Sin embargo, para solucionar el problema de obstrucción del medio filtrante, un grupo de investigadores alemanes plantó carrizos en el lecho y observó que la red de tallos, raíces y rizomas mejoraba el drenaje y la aireación en el sistema. Esto optimizaba la gestión gracias a una evacuación menos frecuente de lodos deshidratados y estabilizados. Así surgió un nuevo método para el tratamiento de los lodos: “Lechos de secado por humedales artificiales” o también llamadas “Camas vegetadas para la separación del agua” (Pascal et al., 2013).

A partir de esto, se han realizado muchos estudios para evaluar la eficiencia de este tipo de tratamiento. Por ejemplo, en el Instituto Nacional de Investigaciones en Ciencia y Tecnología para la Agricultura y el Medio Ambiente (IRSTEA) se ha estudiado durante años la viabilidad del tratamiento, principalmente investigando la estrategia de depuración según los lodos, los materiales que constituyen el medio filtrante, la carga aplicable al iniciar el tratamiento, el número de lechos a realizar según el tipo de lodo y la carga a aplicar (Pascal et al., 2013).

Estudiosos como Strande et al. (2014), plantearon que, para obtener una depuración eficiente mediante el uso de lechos de secado por humedales artificiales, los lodos se deben descargar en los lechos una y otra vez hasta que se acumulen y formen una capa de aproximadamente 20 cm. Aunque observaron que el tiempo de formación de esta capa depende de la tasa de alimentación, la capacidad del sistema y las tasas de mineralización. Para Dotro et al. (2017), cuando se tratan aguas residuales, la capa retenida en la superficie se acumula a una velocidad de 2 cm a 3 cm por año, y, aunque va reduciéndose permanentemente debido a la pérdida del agua y a la degradación, recomiendan retirarla una vez alcance un espesor de 20 cm, lo cual puede ser cada 10 a 15 años. Y menciona que cuando se tratan lodos, la velocidad de crecimiento de esta capa es de aproximadamente 10 cm por año, e indica que el lecho puede almacenar y tratar al menos 1 metro de acumulación de lodo, dando como resultado un periodo mínimo de vaciado de 8 a 10 años.

Stefanakis y A. Tsihrintzis (2011) experimentaron con 11 lechos de secado de lodos a escala piloto para determinar la eficiencia del tratamiento. De estos 11 lechos, uno no estaba plantado, lo que permitió comparar los resultados de los mecanismos de deshidratación, evaporación, niveles de carga de lodos, degradación del sustrato, entre otros factores. Observaron que la deshidratación se da principalmente gracias al proceso de evapotranspiración de la vegetación, representando valores entre el

58% y el 84% de las pérdidas totales de agua, dependiendo de las características del lodo, la carga, el clima y otros parámetros.

Según el experimento de Stefanakis (2011), el drenaje también contribuye a la deshidratación, con valores que varían entre el 13% y el 41% de las pérdidas totales de agua.

Pascal et al. (2013) menciona que el proceso de drenaje depende básicamente de:

- La naturaleza de los lodos (materia en suspensión y contenido de materia orgánica disuelta o particulada).
- La permeabilidad del depósito, desde el punto de vista hidráulico es la capa más limitante, puesto que aquí se desarrollan los tallos de las macrófitas, los cuales por su movimiento y además espacio tubular, permiten al agua y al aire penetrar en el medio.
- La fuerza con la que se induce la carga hidráulica, que determina la viabilidad del transporte del lodo al medio.

De acuerdo con Pascal et al. (2013), cuando el lodo es vertido en el lecho de secado vegetal, se retiene materia en suspensión, lo que ocasiona la formación de un depósito de lodo en la superficie del lecho. Posteriormente, el agua libre drena hacia abajo, llegando al fondo para ser evacuada por un sistema de salida. Esto contribuye a la disminución del volumen y la deshidratación de los lodos acumulados.

Los lodos acumulados en la superficie del lecho se secan por el proceso natural de evapotranspiración de las macrófitas, optimizando entre un 10% y un 15% la deshidratación obtenida por el simple drenaje del agua libre, pudiendo alcanzarse valores de secado que superan el 25%.

El drenaje del agua libre depende del desarrollo de los carrizos y de la distribución del depósito por mineralización. Los tallos de los carrizos crean espacios tubulares que permiten el paso del agua y, posteriormente, del aire. A medida que la materia orgánica se va mineralizando, se crean vacíos cada vez más dilatados que favorecen la percolación del agua (Pascal et al., 2013).

Un hecho interesante acontece cuando el humedal recibe la carga hidráulica: Por un lado, esta fuerza que el lodo pase a través del lecho, mejorando la infiltración; pero, por otro lado, provoca la compresión del lodo acumulado en la superficie, especialmente cuando estos no están estabilizados, lo cual retrasa el drenaje. Por esta razón, Pascal Molle et al. (2013) recomiendan que la alimentación por olas se realice de 15 a 30 cm del lecho para favorecer la infiltración y propiciar un drenaje más prolongado que permita la re-oxigenación.

Al comparar los lechos de secado no implantados con los implantados, estos últimos han demostrado ser un sistema de tratamiento más eficiente, logrando remover más del 20% de los contaminantes. En particular, destacan en la remoción de sólidos, la estabilización, la reducción de patógenos y la deshidratación del lodo. Esta última, es

especialmente notable en climas tropicales, donde la variabilidad climática es menor y la constancia de la radiación solar es mayor (Delgadillo et al., 2010).

Aunque a la fecha de elaboración de este estudio, no se encontraron estudios específicos que se centren en el tratamiento de lodos de potabilizadora mediante humedales artificiales, esto representa una oportunidad para futuros estudios que pueden arrojar resultados prometedores. El estudio en esta área aún inexplorada puede contribuir significativamente a la gestión sostenible de los lodos de potabilizadora.

1.5.4. METALES PESADOS Y LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Los metales pesados y metaloides pueden estar contenidos en las aguas residuales provenientes de la industria del papel, tecnológica, o de la minería. Estas aguas pueden tener concentraciones de metales pesados como el plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), o metaloides como el silicio (Si), antimonio (Sb), telurio (Te), o arsénico (As) (este último también es considerado como un metal pesado). Al no ser eliminados del agua residual y ser vertidos a un medio acuático, estos elementos se van acumulando, pudiendo persistir allí durante un largo periodo de tiempo. Esto genera problemas de contaminación y amenaza la salud humana y animal a través de la red trófica.

Estos elementos son comúnmente eliminados del agua mediante procesos como intercambio iónico, adsorción, filtración por membrana o precipitación química. Sin embargo, estos métodos son costosos ya que requieren de mucho consumo energético o productos químicos costosos (Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojeto, 1999).

Los humedales artificiales, al ser un método de purificación de aguas sostenible, también han sido usados para purificar aguas residuales con presencia de metales pesados. Según Seoáñez Calvo & Gutiérrez de Ojeto (1999), su eliminación radica principalmente en procesos de quelación. Esto ocurre cuando los metales pesados se incorporan al sustrato, ya sea por flujo convectivo (flujo de masa) o difusivo (los iones se mueven desde el punto de mayor concentración al de menor concentración). Los metales se unen a ciertos agentes quelantes que los rodean, formando compuestos complejos que contienen iones metálicos en mayor concentración que si no hubiera quelación. Esto activa un mayor movimiento de iones por difusión.

Una vez que el flujo con los metales ya quelatados llega a la raíz, las macrófitas los extraen y absorben, estando este proceso influenciado por factores como la temperatura y el oxígeno presente. Este proceso elimina pequeñas cantidades de iones metálicos, sin embargo, se pueden alcanzar umbrales de toxicidad en el humedal cuando la presencia de metales es excesiva.

Básicamente, la retención de los metales la realiza el sustrato, especialmente aquellos que han sido diseñados para esta función, que suelen tener una capa inferior de caliza y una capa superior de sustrato orgánico. Sin embargo, Seoáñez Calvo &

Gutiérrez de Ojesto (1999), señalan que para la asimilación de metales influyen muchos factores como el tipo de sustrato o volumen del vertido, haciendo que los procesos de adsorción, disolución, precipitación o cualquier otro mecanismo de remoción sean complicados y de difícil control. Esto ha dificultado la confiabilidad en los humedales artificiales al considerar su eficiencia como inestable e impredecible en cuanto a la remoción de metales pesados.

Por este motivo, y teniendo en cuenta que la eficiencia de remoción depende principalmente de los amplios efectos de interacción entre el sustrato, macrófitas, microorganismos y condiciones de operación, Yu et al. (2022) sustituyeron los elementos convencionales (tierra, arena y grava) y experimentaron con humedales artificiales con sustratos mejorados, macrófitas acuáticas, inoculación de microorganismos, sistemas de acoplamiento bioelectroquímico, humedales artificiales híbridos, aditivos externos y diferentes parámetros de operación, a fin de evaluar alternativas para mejorar el rendimiento de remoción de metales.

Yu et al. (2022) indican que, al experimentar con un humedal artificial piloto con un sustrato orgánico enriquecido, obtuvieron mejoras en la eficiencia de remoción de metaloides entre un 6% y un 34%. Utilizar estiércol de vaca y cáscaras de nuez en el sustrato estimula los procesos de adsorción, absorción por las plantas, precipitación y coprecipitación, lo cual favorece resultados beneficiosos en la eliminación de metales pesados, especialmente de metaloides. Al experimentar con astillas de bambú y estiércol de vaca conjuntamente, consiguieron eliminar Fe, Co, Ni y Cr con valores de eficiencia de remoción del 91.6% al 99.7%, aunque como efecto contrario, observaron un aumento en el pH o la alcalinidad del agua ácida. Esto se debe a que la reducción de sulfatos fue superior a la disolución de la piedra caliza, no obstante, sugieren que una alternativa de solución a esto es controlar el ambiente usando lodo anaeróbico (enriquecido con azufre y compuestos orgánicos).

Por otro lado, Yu et al. (2022) indican que usar un sustrato alcalino como la piedra caliza (compuesta principalmente por carbonato cálcico) facilita la remoción de Fe, Mn, Zn, As y B entre un 40% a 99%. Asimismo, señalan que mediante el uso de sustratos que propicien el intercambio iónico, se optimiza la remoción de metales, siendo muy común utilizar la zeolita, la cual tiene una eficiencia de eliminación del 92% para As y 86% para Fe, en comparación con la grava que solo tiene un 43% de efectividad para remover As y no elimina Fe.

En cuanto a la vegetación, podría pensarse que es más eficiente usar la que pueda acumular la mayor concentración de metaloides. Por el contrario, Yu et al. (2022) encontraron que es más estratégico usar plantas que acumulen concentraciones bajas, ya que, si acumulan grandes concentraciones, las plantas pueden sufrir de toxicidad grave, limitando su crecimiento o provocando su muerte prematura, y por ello, su contribución en la eliminación de metaloides sería poca. En consecuencia, recomiendan que al seleccionar las macrófitas, estas sean acuáticas y sobre todo nativas, porque en las zonas contaminadas con metaloides, las macrófitas pueden

presentar resistencia inherente, favoreciendo que no sean invasivas y facilitando la disponibilidad y la adaptabilidad ambiental.

Respecto a los microorganismos, los estudios de Yu et al. (2022) señalan que la adaptabilidad de los microorganismos y su capacidad para ser más tolerantes al estrés generado por la presencia de metales, o la posibilidad de que ocurra la selección natural o bioestimulación (donde los microorganismos no resistentes son reemplazados por aquellos que sí lo son), depende de la evolución de las comunidades microbianas, lo cual podría tardar bastante tiempo. Por este motivo, experimentaron con la inoculación de microorganismos resistentes a los metaloides, lo cual podría acelerar el proceso evolutivo. Esto demostró un aumento en la remoción de contaminantes del 8% al 10% y un periodo de estabilización más corto, de 15 a 20 días, en comparación con la remoción sin inoculación.

Este estudio concluye que los humedales con sustrato híbrido, es decir, un humedal artificial combinando un sustrato alcalino con otro sustrato mejorado, tienen un excelente desempeño en la remoción de metaloides. Y que, adicionalmente debería investigarse exhaustivamente la selección de especies de plantas para el policultivo. Además, recalcan la importancia de las macrófitas para el tratamiento, por lo que se debe prever su salud ante el estrés por metaloides, permitiendo una acumulación estratégica de dichas sustancias (Yu et al., 2022).

Dado que en el proceso de potabilización se utiliza sulfato de aluminio como coagulante, es razonable inferir que los lodos generados contienen aluminio. Por ello, resulta de gran interés revisar la bibliografía relacionada con el tratamiento de aguas que contienen aluminio mediante humedales artificiales.

En este contexto, los estudios de Jayaweera et al. (2007) compararon dos humedales artificiales. Ambos humedales recibían agua con una concentración de aluminio de 5.62 mg/L y estaban plantados con jacintos de agua jóvenes (*Eichhornia crassipes*), con una altura promedio de 20 a 22 cm. La diferencia principal entre los dos humedales era que, mientras uno de ellos contenía nutrientes, el otro solo contenía aluminio. El estudio demostró que, inicialmente, la remoción del aluminio se debía al proceso de precipitación química. A medida que el experimento avanzaba, el aluminio también era removido por adsorción en los sedimentos. Además, durante las primeras cuatro semanas, la rizofiltración fue un mecanismo importante en la eliminación de aluminio, aunque no tan significativo como la precipitación química y la adsorción en los sedimentos. Una conclusión importante de dicho estudio es que los jacintos de agua cultivados en condiciones nutricionales más bajas son más efectivos para tratar aguas ricas en aluminio.

1.5.5. LAS MACRÓFITAS COMO AGENTES DE DEPURACIÓN

En el tratamiento con humedales artificiales, las macrófitas se destacan principalmente su capacidad de depuración gracias a la degradación y mineralización de las sustancias orgánicas de los lodos. Strande et al. (2014), recalcan que las plantas que mejores resultados han dado para el tratamiento de los lodos son las

plantas acuáticas emergentes, ya que su alta tasa de multiplicación y generación de nueva biomasa optimiza todos los procesos. Además, este tipo de plantas se desarrollan muy bien en las condiciones a las que están expuestas en un lecho de secado, como las variaciones del pH y concentraciones de oxígeno, salinidad, concentraciones elevadas y variables de nutrientes, y los cambios bruscos de descargas y deshidratación.

De acuerdo con Strande et al. (2014), los criterios que deben cumplir las macrófitas para ser usadas en el tratamiento del lecho de secado por humedales artificiales son:

- Rápido crecimiento en diferentes condiciones.
- Alta capacidad de transpiración.
- Tolerancia a inundaciones y sequías.
- Tolerancia a valores extremos de pH y salinidad.
- Profundidad de raíces y rizomas.
- Que sea de fácil acceso, nativa y no invasiva.

Es preciso mencionar que la capacidad y eficiencia de depuración de los humedales varía estacionalmente debido a las condiciones meteorológicas o a cambios en la fisiología de las plantas. Se reporta una fuerte variación en la remoción de amoníaco y fósforo entre primavera e invierno, y en verano aumenta la actividad de la planta, incrementando con ello su capacidad de remoción de indicadores fecales, fósforo, fosfatos y nitrógeno. Sin embargo, independientemente de la especie utilizada, los humedales artificiales no son tan eficientes para la remoción de nutrientes (especialmente en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal), pero tienen una alta eficiencia en la remoción de DBO y DQO, así como en la fijación de metales pesados y una eficiencia de moderada a alta en la eliminación de coliformes fecales (Delgadillo et al., 2010).

Las plantas acuáticas emergentes más usadas en Europa son el carrizo (*Phragmites australis*) y la Enea (*Typha latifolia*), para Martín Martínez (1989), la especie flotante más usada es el jacinto de agua, aunque actualmente se están obteniendo resultados alentadores explorando el uso del Pasto limpago y el Papiro (Strande et al., 2014). De cualquier forma, la recomendación al momento de seleccionar las macrófitas es sobre todo que sean de fácil adaptación y disponibilidad.

El carrizo pertenece a un grupo de heliófitas que son plantas adaptadas a condiciones de saturación y humedad, y son eficientes siempre que el agua no las cubra en su totalidad. Sus tallos tienen tejidos sin color con grandes espacios intracelulares llenos de aire que facilitan la flotación y la llegada de aire a los órganos sumergidos. Estas plantas funcionan muy bien expuestas al sol, toleran un amplio rango de pH (4-9), y su temperatura media óptima para su desarrollo está dentro del intervalo de 16°C a 27°C. Delgadillo et al. (2010) indican que, al ser plantas rústicas, no se les ha asociado plagas o enfermedades.

Para garantizar la eficiencia del tratamiento, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- La implantación debe ser preferentemente en el sustrato o fango del humedal, en primavera o en épocas calurosas porque el frío puede matarlas. El tamaño de los rizomas debe ser de 10 cm de largo y tener brotes en el extremo del corte, la raíz debe colocarse a 5 cm por debajo de la superficie del medio, la profundidad a las que las plantas echan raíces va de 18 a 36 cm.
- El lecho debe inundarse con agua en toda la superficie o rociarse con frecuencia sin que el nivel del agua cubra en totalidad a las plantas, de lo contrario si las raíces aún no se han desarrollado, las plantas se pudrirán. La densidad de siembra óptima es cada 0.5 m, y lo ideal es dejar que la vegetación crezca de 3 a 6 meses antes de que empiecen las aplicaciones regulares del agua a tratar.
- Realizar la operación del humedal artificial consiste en que durante el primer año se deshierre, pero una vez que las plantas están establecidas esto deja de ser necesario. En otoño se debe segar y evacuar la parte aérea de las plantas para evitar su acumulación en la superficie y esto impida el funcionamiento de los filtros. Si las plantas superan su capacidad de retención de contaminantes, se recomienda cortar la parte aérea y eliminar el humedal (Delgadillo et al., 2010).

1.5.6. BALANCES DE AGUA Y ENERGÍA

Una de las semejanzas entre un sistema de lechos de secado y los humedales artificiales para tratamiento, es que para su diseño y gestión requieren la consideración del flujo de agua (entrada y salida), sin embargo, las macrófitas en los humedales artificiales, alteran la magnitud de algunos flujos (Dotro et al., 2017).

Para realizar un balance de agua y energía, se toman en cuenta conceptos como:

- BALANCE HÍDRICO

Aunque el balance hídrico es imprescindible para controlar el funcionamiento de un humedal artificial que trata aguas pluviales o el exceso de aguas residuales durante un evento de lluvia, también lo es para la gestión de un humedal que trata exclusivamente aguas residuales. Por medio de este balance se puede conocer si el sistema de tratamiento está siendo eficiente, o si por el contrario están presentándose problemas operativos de colmatación (principalmente en humedales de flujo subsuperficial) o cortocircuitos (Dotro et al., 2017).

Se realiza analizando los flujos de entrada y salida en el humedal, como se muestra en la Figura 4.

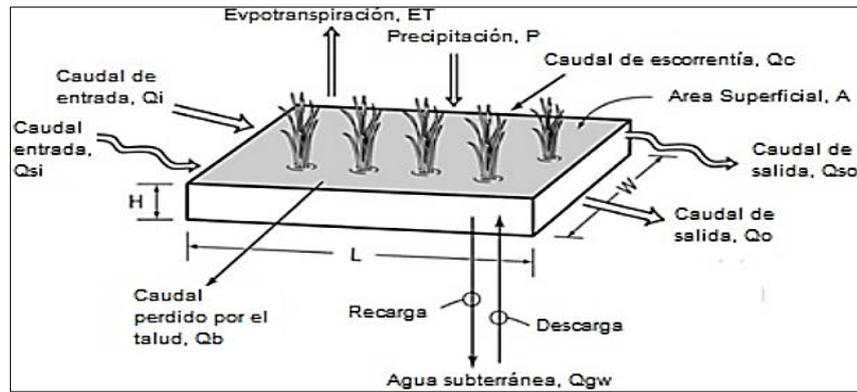


Figura 4. Flujos de agua en Humedales artificiales. Fuente (Dotro et al., 2017).

Ecuación 1. Ecuación de balance hídrico.

$$\frac{dv}{dt} = Qi - Qo + Qc - Qb - Qgw + Qsm + (Px A) - (ET \times A)$$

Fuente (Dotro, y otros, 2017).

Donde:

A: Superficie del humedal, m².

ET: Tasa de evapotranspiración, m³/d.

P: Tasa de precipitación, m/d.

Qb: Caudal perdido por el talud, m³/d.

Qc: Caudal de escorrentía, m³/d.

Qgw: Caudal de infiltración de agua subterránea, m³/d.

Qi: Caudal de entrada de aguas residuales, m³/d.

Qo: Caudal de salida de aguas residuales, m³/d

Qsm: Caudal de deshielo, m³/d.

t: Tiempo, d.

V: Volumen de agua en el humedal, m³.

No obstante, normalmente los humedales artificiales están revestidos para impermeabilizar el fondo, por tanto, la infiltración allí es insignificante, hecho que permite simplificarla de la ecuación 1. Además, en los humedales artificiales que tratan aguas residuales domésticas, la ecuación de balance se puede simplificar aún más si consideramos un estado estable, es decir, que no existe acumulación de agua (dv/dt), y sin considerar los flujos de entrada o salida ni la escorrentía de la cuenca hidrográfica. (Dotro et al., 2017).

Obteniendo finalmente un balance hídrico como el que se ilustra a continuación en la Figura 5.

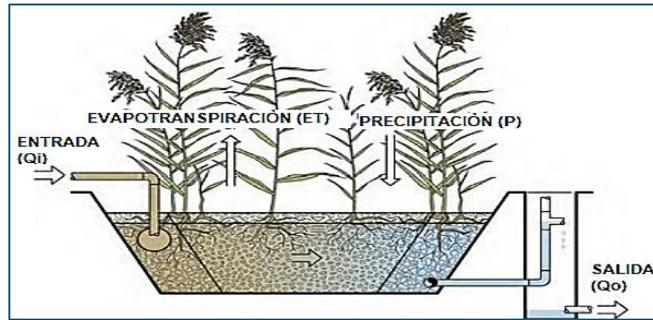


Figura 5. Balance Hídrico simplificado. Fuente (Dotro et al., 2017).

Ecuación 2. Ecuación de Balance Hídrico simplificado.

$$Q_o = Q_i + (P \times A) - (ET \times A)$$

Fuente (Dotro, y otros, 2017).

Donde:

Qo: Caudal efluente de aguas residuales, m³/d.

Qi: Caudal afluente de aguas residuales, m³/d.23

P: Tasa de precipitación, m/d.

A: Área superficial del humedal, m².

ET: Tasa de evapotranspiración, m/d.

Otro factor que considerar para el diseño de un humedal artificial es la duración del periodo de lluvia extrema y los periodos de retorno, estos determinan la profundidad de diseño. Periodos de retorno superiores a diez años son suficientes (Dotro et al., 2017). Se puede considerar una duración adecuada del período de lluvia extrema basada en la capacidad del humedal para responder a los cambios en la profundidad del agua. Sin embargo, para el diseño, sería más conservador considerar el tiempo de retención hidráulico del humedal.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) se define como el tiempo promedio en que una molécula de agua permanece en el humedal, desde que entra hasta que sale. Generalmente, se calcula como el volumen de agua en el reactor dividido por el caudal. No obstante, el flujo en un humedal es variable en tiempo y espacio; nunca es uniforme en todo el ancho y profundidad del humedal. Por lo tanto, el agua puede permanecer más tiempo en algunos lugares y moverse más rápido a través de otros (camino preferenciales). El volumen puede considerar o no el humedal lleno y puede o no incluir espacios muertos debido a la ineficiencia hidráulica.

Esto complica la selección del volumen de diseño, siendo más apropiado usar el volumen de los poros ocupados por el agua en lugar del volumen total del vaso del humedal. Sin embargo, la porosidad no se mide con frecuencia, no se conoce con exactitud y además varía con el tiempo.

Dotro et al. (2017) afirman que los humedales de tratamiento se diseñan con el tiempo de retención hidráulico teórico ($TRH\sigma$), que considera la porosidad de los medios en los humedales de flujo subsuperficial y utiliza como caudal de diseño el del afluente. Dado que los espacios vacíos también están ocupados por una biopelícula debido al crecimiento de la biomasa alrededor del medio y en las raíces de las plantas, no se puede garantizar que el tiempo de retención hidráulico teórico sea el mismo que el real. De hecho, Dotro et al. (2017) señalan que el tiempo de retención real de cada molécula de agua es menor que el teórico.

Un hecho importante es que, en los humedales de flujo vertical con alimentación alternada, durante los periodos de alimentación, no existe líquido en el lecho porque los espacios están ocupados por aire, por lo tanto, no se puede calcular el tiempo de retención hidráulico para este tipo de humedales.

Además, todos los humedales artificiales deben diseñarse con un borde libre para almacenar temporalmente eventos de precipitación más grandes que el período de lluvia extrema de diseño (Dotro et al., 2017).

No obstante, el balance hídrico es aplicable principalmente al tratamiento de aguas residuales, donde el volumen de agua que ingresa es aproximadamente igual al volumen que egresa. En el presente caso de estudio, enfocado en el tratamiento de lodos de potabilizadora, el objetivo es la deshidratación del lodo. Este proceso de deshidratación se puede lograr mediante mecanismos de drenaje o a través de la evapotranspiración, por tanto, el balance hídrico, no sería aplicable.

- BALANCE ENERGÉTICO

Se refiere al balance realizado para reconocer los flujos de energía en el humedal y su influencia en la eficiencia del tratamiento.

Los principales flujos de energía en un humedal son: la energía del afluente, la radiación solar neta, la evapotranspiración, la transferencia de energía al aire, la energía del efluente, y la transferencia del calor del suelo, como lo muestra la Figura 6.

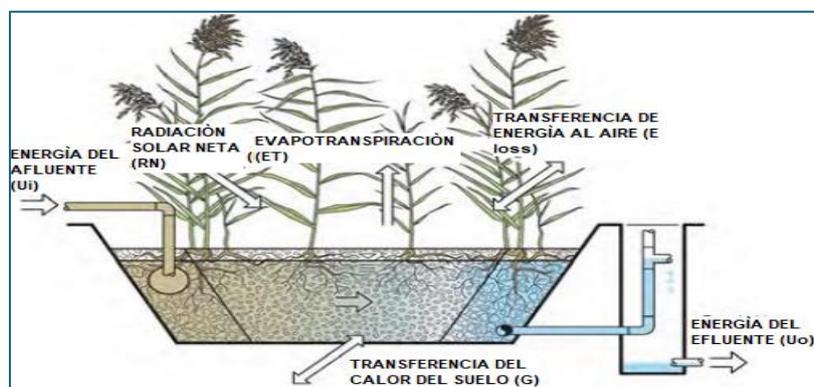


Figura 6. Balance de Energía. Fuente (Dotro et al., 2017).

Es viable realizar un balance de energía, cuando el humedal artificial se encuentra en una zona de clima frío, porque estos climas suelen afectar negativamente la eficiencia del tratamiento, ya que una posible congelación del humedal de flujo vertical (FV), o flujo horizontal (FH), puede evitar que el agua fluya por el medio poroso, además que, en este tipo de clima las macrófitas son más propensas a secarse.

Como primer paso para evaluar la eficiencia del humedal, se puede realizar un análisis para estimar la magnitud de la evapotranspiración (ET), en relación con los otros flujos, y si se observa que es una magnitud considerable, se hace necesario realizar un balance de energía más detallado.

Se sabe que, si la temperatura en el humedal es mayor que la del aire, el humedal pierde calor, por el contrario, el humedal gana temperatura cuando la temperatura del aire es más cálida. Además, en verano la radiación solar neta es suficiente para calentar el humedal haciendo que los dos flujos (transferencia del calor del suelo y transferencia de energía al aire) salgan del humedal (Dotro et al., 2017).

El estudio de Bialowiec, Albuquerque B., y Randerson (2014) recalca la influencia de la evapotranspiración en la eficiencia de los humedales para la eliminación de DQO en lixiviados de un vertedero. Para ello, experimentaron con dos humedales de flujo subterráneo vertical a escala piloto: uno conformado solo por arena y otro con dos capas conjuntas de lodos de depuradora y arena.

El experimento demostró que la evapotranspiración provoca una disminución en el volumen del agua, causando que la concentración de compuestos disueltos aumente. Mientras la tasa de evapotranspiración supere los 2.5 mm/d^{-1} , los valores de las concentraciones de los contaminantes aumentan en el efluente, pudiendo ser incluso mayores que los iniciales. Sin embargo, cuando las tasas de evapotranspiración son menores que 2.5 mm/d^{-1} , la eficiencia no depende de la evapotranspiración.

En el segundo año de experimentación, justo cuando las macrófitas estaban más adaptadas y establecidas. Bialowiec et al., (2014), obtuvieron mejores resultados con el humedal artificial que contenía arena y mezcla de lodos de depuradora, que con el que solo contenía arena, alcanzando un valor máximo de tasa de evapotranspiración de 4.61 mm/d^{-1} . Esto respalda la idea de que la evapotranspiración de las macrófitas, cuyo crecimiento es promovido por el material orgánico del agua, tiene un papel importante en la remoción de DQO.

La evapotranspiración es el resultado de dos procesos: la evaporación y la transpiración. Las pérdidas por transpiración de los vegetales suelen ser mayores que por evaporación, aunque haya una escasa cobertura vegetal.

Por tanto, la evapotranspiración depende de diversas circunstancias climáticas, como la temperatura y la humedad del aire, la velocidad del viento, la intensidad de las radiaciones solares, etc., así como de la capacidad de transpirar de las plantas, que depende del estado de su desarrollo, de la especie usada y de la disponibilidad de

agua en el medio. Estas condiciones introducen los parámetros necesarios para el cálculo de la evapotranspiración (Pascal et al., 2013).

- **Evapotranspiración de referencia (ET_o):**

La evapotranspiración depende de las condiciones climáticas y tiene lugar en la superficie vegetal en condiciones agronómicas óptimas para la planta (con un estado hídrico adecuado en el suelo).

Se estima a partir del modelo de Penman-Monteith, recomendado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación, la Organización para la Agricultura y la Organización Meteorológica Mundial. Este método se basa en condiciones estándar de la especie vegetal, es decir, con una altura uniforme de unos 12 cm y una vegetación que da sombra completa al suelo. Sin embargo, nuevos estudios demuestran que, cuando se dispone de datos experimentales adecuados, los algoritmos de aprendizaje automático (problemas de regresión no lineal) son una alternativa prometedora para estimar la evapotranspiración (Granata et al., 2019).

Es importante destacar que la evapotranspiración de referencia (ET_o) no se refiere a la evapotranspiración real (ET). La ET se calcula ajustando la ET_o con un coeficiente cultural (K_c), propio para cada especie vegetal y su estado, y un coeficiente de estrés (K_s), que representa el estrés potencial al que está sometida la vegetación, siendo el estrés hídrico el más frecuente.

Ecuación 3. Cálculo de la evapotranspiración real.

$$Q_o = Q_i + (P \times A) - (ET \times A)$$

Fuente (Pascal et al., 2013).

- **Coefficiente cultural (K_c):**

Es adimensional y depende de la capacidad de evapotranspiración que es propia de la especie vegetal. Esta capacidad depende de su fisiología, que distingue tres fases:

- El crecimiento inicial; que comienza con la aparición de nuevos brotes hasta alcanzar un 10% de la superficie, en donde su valor es bajo y por tanto la evapotranspiración depende principalmente de la evaporación.
- La fase de desarrollo; que corresponde al crecimiento y floración de la planta, el K_c se encuentra en su máximo y la transpiración resulta ser más importante que la evaporación.
- La fase de senescencia; Es el último estado de la planta y el valor de K_c es decreciente.

- **Coefficiente de estrés hídrico (K_s).**

Representa la disponibilidad del agua para la planta, se le describe como la reserva fácilmente utilizable y punto de marchitez. De modo que cuando hay suficiente agua disponible para la planta el valor de K_s=1, cuando el agua no es suficientemente disponible (estrés hídrico reversible) y limita la capacidad de evapotranspiración, K_s

<1, y cuando el agua no está disponible, el estrés hídrico es irreversible y $K_s=0$, en este punto la planta comienza a marchitarse y no existe evapotranspiración.

Según un estudio realizado para evaluar la influencia de la evapotranspiración en el secado de lodos, cuando hay niveles de secado superiores al 25% aparecen condiciones de estrés hídrico, aunque esto no llega a provocar la muerte de las plantas. Según este estudio, la marchitez de las plantas se puede dar cuando las condiciones de secado son de 65% (Pascal et al., 2013).

1.5.7. VENTAJAS Y LIMITACIONES

Según la bibliografía consultada, una de las ventajas de implementar un humedal artificial, es su versatilidad en el tratamiento de aguas, pues su uso ha demostrado eficiencia en la remoción de sólidos, nutrientes como el nitrógeno y fósforo, metales pesados, y materia orgánica tanto de aguas residuales urbanas, industriales, de minería, pluviales, de agua freática, como de lodos o productos de dragados de ríos, etc. Otra ventaja que se rescata del uso de humedales artificiales es que, si la pendiente del terreno lo permite puede operar sin bombas, es decir, sin requerimiento de energía externa, lo que optimiza costos de operación y mantenimiento.

Además de ofrecer un paisaje agradable, los humedales artificiales han mostrado ser tolerantes respecto a las variaciones en el flujo y la concentración de contaminantes del afluente. No obstante, y por mencionar algunas limitaciones, la superficie disponible para su construcción es la que más recalca, pues requiere de grandes áreas si consideramos además un tratamiento preliminar. Al respecto Dotro et al. (2017) comparan los requerimientos de terreno para algunas tecnologías de tratamiento de aguas residuales como tratamiento secundario, en climas cálidos a templados:

Tabla 4. Requerimientos de terreno por tecnología, para el tratamiento de aguas residuales. Fuente (Dotro et al., 2017).

| Tecnología de tratamiento | Requerimiento de área (m ² /hab.eq) |
|----------------------------------|--|
| Laguna facultativa | 2.00 - 6.00 |
| Laguna Anaerobia + facultativa | 1.20 - 3.00 |
| Reactor UASB | 0.03 - 0.10 |
| Lodos activados SBR | 0.12 - 0.30 |
| Filtros percoladores | 0.15 - 0.40 |
| Humedales de FH | 3.00 - 10.00 |
| Humedales de FV | 1.20 - 5.00 |
| Humedales Verticales tipo Francé | 2.00 - 2.50 |

En la Tabla 4 se observa que los humedales artificiales de flujo horizontal son los que tienen mayor requerimiento de área por m²/hab. eq, y que, un humedal artificial de flujo vertical de tipo francés puede requerir menor área en comparación con un tratamiento convencional como el lagunaje.

Por otro lado, Delgadillo et al. (2010), comparan los humedales artificiales de flujo superficial y los de flujo subsuperficial, e indican que los de flujo superficial son menos costosos en cuanto a su construcción, ya que no requieren impermeabilización ni un medio poroso (esto último puede incrementar el costo en un 30%).

Como se ha mencionado anteriormente, un inconveniente de los humedales artificiales de flujo subsuperficial es que podrían presentar problemas operativos de colmatación en el medio, por tanto, requieren que el agua a tratar contenga la menor cantidad de materiales en suspensión, para lo cual se hace viable implementar un pretratamiento, lo que representa mayores costos.

Otro condicionante para su funcionamiento, sobre todo cuando se trata de humedales artificiales aplicados en lechos de secado, es la meteorología, ya que como se ha visto, la radiación solar es un factor importante para el desarrollo de la vegetación y su proceso de evapotranspiración.

Aunque la vegetación de los humedales desempeña muchos roles importantes en el tratamiento del agua, diversos estudios señalan que puede ser un medio propicio para la proliferación de mosquitos, especialmente cuando se trata de depurar aguas residuales. Esto puede generar conflictos debido a la presencia de plagas molestas en las comunidades cercanas al humedal, y peor aún, amenazar su salud por la transmisión de patógenos como los arbovirus y la malaria (Richard, 1999).

Walton (2011), ha estudiado a fondo esta problemática y presenta varias premisas: Por un lado, señala que mientras el agua no se estanque durante periodos prolongados (es decir, 5 días o más) por encima de la matriz del medio, los humedales de flujo subterráneo no deberían representar un problema de producción de mosquitos. Sin embargo, cuando se diseñan humedales con superficie de agua libre, la carga orgánica, el total de sólidos suspendidos, el nitrógeno, el fósforo, la configuración y el mantenimiento de la vegetación emergente pueden tener fuertes efectos en la producción de mosquitos.

De acuerdo con L. Knight et al. (2003), los humedales de tratamiento no suelen generar problemas graves por producción de mosquitos, pero aquellos con vegetación emergente o flotante, niveles constantes de agua y aguas residuales ricas en nutrientes pueden ser un medio adecuado para algunas especies de mosquitos.

Esto está estrechamente relacionado con las especies de mosquitos que se encuentran en los humedales de tratamiento. Algunas especies ponen sus huevos directamente en la superficie del agua o en las hojas de plantas acuáticas (especies de aguas estancadas), eclosionando a los días sin necesidad de un estímulo externo. Otras especies depositan sus huevos en suelos húmedos o desechos en los alrededores del sistema y no eclosionan hasta que queden sumergidos por el agua. La temperatura también influye significativamente en la actividad de los mosquitos, siendo mucho menor en invierno que en verano.

Según Richard (1999), los hábitats más profundos, con márgenes más limpios y más aguas abiertas, producen menos mosquitos. Para estudiar el impacto del manejo de la vegetación y la producción de mosquitos, S. Thullen et al. (2001), experimentaron en ocho celdas (cuatro completamente vegetadas y cuatro con vegetación en un 70%, es decir, una configuración de pantano-estanque). Concluyeron que en las zonas abiertas se crean entornos que mejoran la calidad del hábitat (por el aumento de las poblaciones de aves acuáticas) y que la manipulación de la vegetación mantiene la capacidad de eliminación de nitrógeno de un humedal recién construido.

Observaron, que, la alternancia de zonas vegetadas y no vegetadas optimiza en promedio un 58% la eliminación de amonio, mientras que las zonas solo vegetadas reducían un promedio de solo el 6%, y que cuando las plantas alcanzan la madurez, pueden contribuir a la carga interna de nitrógeno en el humedal. Además, comentan que las plantas muertas, al dar sombra a los microorganismos adheridos, reducen la capacidad de retener nutrientes, disminuyen los niveles de oxígeno disuelto y pueden contribuir a los cortocircuitos del flujo de agua, fomentando áreas de agua estancada y generando un medio propicio para el botulismo aviar.

Ante la problemática de producción de mosquitos en los humedales artificiales, Richard (1999) y L. Knight et al. (2003), plantean el uso de agentes químicos como una solución rápida, a corto plazo y de bajo costo. Respecto a los agentes biológicos, señalan a los peces larvívoros o "peces mosquito" como los únicos disponibles comercialmente para su uso en humedales. Sin embargo, comentan que su introducción en un humedal artificial genera impactos indeseables sobre la fauna nativa. A partir de sus estudios, recomiendan un control eficaz del nivel del agua para mantener controlada la vegetación y la producción de mosquitos, así como la quema controlada de la vegetación emergente seca en un cronograma razonable (cada 2 a 5 años). La quema destruye la fuente de carbono orgánico para las bacterias desnitrificantes y moviliza los nutrientes y contaminantes almacenados.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este proyecto es demostrar la eficiencia en el tratamiento de lodos de potabilizadora mediante el uso de humedales artificiales. Con ello, se pretende propagar también la versatilidad del uso de estos, motivando a los lectores a seguir buscando alternativas de tratamiento innovadoras que sustituyan a las convencionales y que sean técnicas y sostenibles.

Para alcanzar este objetivo, se ha implementado una unidad piloto que consiste en un humedal artificial a escala, dividido en dos zonas: Humedal 1 (H-1), Humedal 2 (H-2). La finalidad de esta división es evaluar la eficiencia del tratamiento de los humedales de igual composición, pero con diferente frecuencia de alimentación. Adicionalmente, un tercer humedal (H-3), de igual composición que los otros humedales, el cual recibe el efluente de una depuradora. Dicho efluente contiene pequeñas cantidades de nutrientes, lo cual permitirá evaluar el desarrollo de las macrófitas en un medio más orgánico en comparación con los otros dos humedales.

Para alcanzar este objetivo general, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar el lodo de entrada y el agua de salida para evaluar los procesos que se han llevado a cabo en cada zona del humedal. Para ello se realizan ensayos de laboratorio para determinar sólidos, densidad del lodo, ensayos físico- químicos, turbidez, etc.
- Analizar la eficiencia de deshidratación, mediante el análisis de la evolución de la capacidad de drenaje y el porcentaje de humedad de los lodos acumulados en la superficie del lecho.
- Analizar la turbidez del agua de salida de cada humedal, para evaluar la eficiencia en la eliminación de sólidos.
- Demostrar las ventajas del tratamiento mediante el uso de humedales artificiales, respecto al ahorro de energía, el uso de equipos o productos químicos.
- Evaluar el desarrollo de las macrófitas en un medio poco orgánico.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. LODOS DE ESTACIÓN DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE (ETAP).

Los lodos que se estudiarán en este proyecto provienen de la ETAP La Presa, Manises, Valencia. En esta planta, el agua pasa por los procesos de decantación, filtración, cloración y desinfección con luz ultravioleta, que elimina el 99% de las bacterias que puedan haber sobrevivido.

Se sabe que la planta abastece a un total de 1.6 millones de habitantes, cubriendo sus necesidades con un caudal de 3.7 litros por segundo. Actualmente, se estima que el 30% de los costos del agua corresponden al gasto energético. Un 3% del agua tratada no se utiliza y regresa a la cabecera de la planta. El agua sucia y los fangos resultantes de los tratamientos son llevados a procesos de homogenización y centrifugación. Los fangos resultantes de estos procesos son destinados a la agricultura (Valencia Plaza, 2024).

Las muestras de lodos que serán objeto de estudio en el presente proyecto provienen específicamente de los procesos de decantación y filtración de la planta potabilizadora. La Figura 7 muestra la extracción del lodo objeto de estudio.



Figura 7. Extracción de lodos de potabilizadora.

3.1.1. CARACTERIZACIÓN DEL LODO DE ETAP

Para la caracterización de este lodo, se han realizado ensayos para la determinación de sólidos totales, sólidos volátiles y no volátiles, además se ha determinado su densidad.

La cantidad de los sólidos volátiles y no volátiles nos permite identificar si el lodo estudiado es mayormente orgánico o inorgánico, pues, los sólidos volátiles (SV) indican los sólidos orgánicos, y los sólidos fijos o no volátiles (SNV), indican el contenido de sólidos inorgánicos. Con la suma de ambos (SV + SNV) se obtiene la cantidad de sólidos totales (ST) (Torrescano España, 2009). Los resultados que se muestran a continuación corresponden a la media de varios análisis realizados, tanto para sólidos, como para nutrientes.

Tabla 5. Datos de laboratorio para la determinación de sólidos Totales (ST).

| | |
|-----------------------------|---------------|
| Peso de la cápsula vacía | A = 92.2096 g |
| Peso de la cápsula a 105° C | B = 93.9564 g |
| Peso de la cápsula a 350° C | C = 93.5723 g |

- **Sólidos totales (ST).**

Se obtienen por la diferencia de los pesos de la cápsula vacía y la cápsula con la muestra después de ser sometida al horno a 105°C. La muestra analizada fue de 100 mL. La cantidad de sólidos se determina mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 4. Determinación de Sólidos Totales (ST).

$$ST = \frac{(B - A)}{100 \text{ mL}} = \frac{(93.9564 - 92.2096)g}{100 \text{ mL}} = 1.7468 \frac{g}{100 \text{ mL}} = \mathbf{17.4680 \text{ g/L}}$$

- **Sólidos Totales Volátiles (STV) y No Volátiles (STNV).**

La velocidad de estabilización y la cantidad de oxígeno requerida dependen principalmente de la biodegradabilidad del lodo, lo que subraya la importancia de caracterizar adecuadamente el lodo a tratar. Esto permite estimar la tasa de carga a aplicar, la frecuencia de alimentación y los periodos de descanso necesarios (Pascal et al., 2013).

La determinación de sólidos volátiles se lleva a cabo utilizando una mufla a 550 °C, temperatura a la cual la materia orgánica se volatiliza. Sin embargo, pueden surgir resultados incorrectos debido a interferencias como la presencia de residuos altamente alcalinos, concentraciones bajas de sólidos volátiles o la presencia de carbonato magnésico (Erick & Sadzawka, 2007; Cuquerella, 2024).

Inicialmente, los ensayos para la determinación de sólidos volátiles se realizaron con una mufla a 550°C, pero se obtuvieron resultados negativos. Según Cuquerella (2024), la guía para la determinación de sólidos establece que la fracción volátil corresponde a la materia orgánica, aunque la presencia de carbonato magnésico en la muestra puede inducir a errores, ya que este se descompone a 350°C. Dada esta situación y los resultados negativos de sólidos volátiles obtenidos, se plantea que pueden existir interferencias en el ensayo, posiblemente debido al carbonato magnésico presente o a las bajas concentraciones de sólidos volátiles en el lodo de potabilizadora. Por esta razón, los ensayos subsiguientes se realizaron utilizando una mufla a 350°C.

Ecuación 5. Determinación de sólidos Totales No Volátiles (STNV).

$$SNV = \frac{(C - A)}{100 \text{ mL}} = \frac{(93.5723 - 92.2096)g}{100 \text{ mL}} = 1.3627 \frac{g}{100 \text{ mL}} = \mathbf{13.627 \text{ g/L}}$$

Ecuación 6. Determinación de Sólidos Totales Volátiles (STV).

$$SV = ST - SNV = 17.4680 \frac{g}{L} - 13.627 \frac{g}{L} = \mathbf{3.8410 \text{ g/L}}$$

Los resultados muestran que el contenido de materia orgánica constituye solo el 21.99% \approx 22%, mientras que la materia inorgánica representa el 78.01% \approx 78% de los sólidos totales. Estos hallazgos son coherentes, dado que se esperaba que los lodos de potabilizadora no fueran predominantemente orgánicos.

Este patrón también se refleja en el estudio de Luciano et al. (1998), quienes indican que, aunque las características de los lodos de alúmina varían entre plantas potabilizadoras dependiendo de la calidad del agua cruda, el tratamiento y la temporada, comparten similitudes fundamentales. Por ejemplo, los sólidos volátiles representan entre el 20% y el 35% de los sólidos totales (ST), la demanda bioquímica de oxígeno oscila entre 30 y 100 mg/L, y el pH se encuentra en el rango de 5 a 7

- **Sólidos Suspendidos (SS).**

El ensayo se realizó en 50 mL de muestra de lodo.

Tabla 6. Datos de laboratorio para la determinación de Sólidos Suspendidos (SS).

| | |
|-----------------------------|---------------|
| Peso de la cápsula + filtro | A = 33.5424 g |
| Peso de la cápsula a 105° C | B = 33.7259 g |
| Peso de la cápsula a 350° C | C = 33.6958 g |

Ecuación 7. Determinación de Sólidos Suspendidos (SS).

$$SS = \frac{(B - A)}{50 \text{ mL}} = \frac{(33.7259 - 33.5424)g}{50 \text{ mL}} = 0.1835 \frac{g}{50 \text{ mL}} = \mathbf{3.67 \text{ g/L}}$$

- **Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) y No Volátiles (SSNV).**

Ecuación 8. Determinación de Sólidos Suspendidos No Volátiles (SSNV).

$$SSNV = \frac{(C - A)}{50 \text{ mL}} = \frac{(33.6958 - 33.5424)g}{50 \text{ mL}} = 0.1534 \frac{g}{50 \text{ mL}} = \mathbf{3.068 \text{ g/L}}$$

Ecuación 9. Determinación de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV).

$$SSV = SST - SSNV = 3.67 \frac{g}{L} - 3.068 \frac{g}{L} = \mathbf{0.602 \text{ g/L}}$$

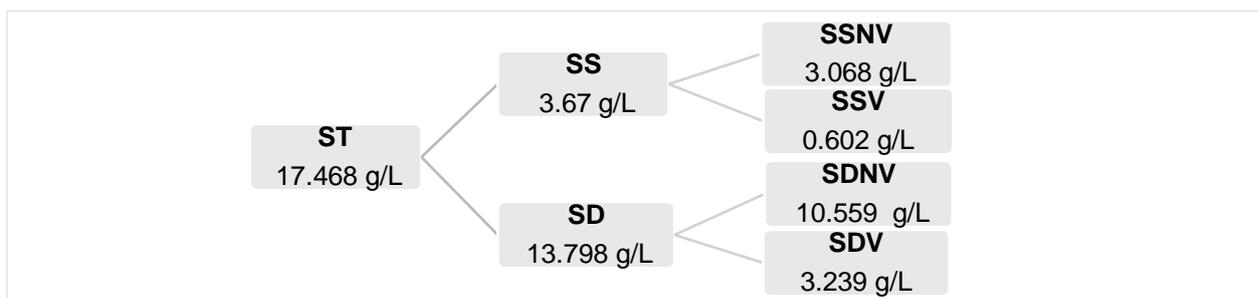


Figura 8. Resumen de la caracterización del lodo – Sólidos.

- **Nutrientes.**

Tabla 7. Caracterización del lodo – Concentración de Nutrientes.

| Parámetro | NT (mg/L) | NO (mg/L) | NO ⁻ ₂ (mg/L) | NO ⁻ ₃ (mg/L) | NO ⁺ ₄ (mg/L) | PT (mg/L) | PO ³⁻ ₄ (mg/L) |
|------------------------|--------------|--------------|--|--|--|--------------|---|
| Lodo de potabilizadora | 31.15 | 28.615 | 0.335 | 2 | 0.2 | 25 | 0.135 |

3.1.2. TASA DE CARGA DEL LODO

La tasa de carga del lodo fue un parámetro crucial en el desarrollo del experimento. Esta tasa indica la cantidad de sólidos totales que se secan por metro cuadrado de lecho durante un año. Aunque Strande et al. (2014), advierten que cualquier valor relacionado con la carga de lodos, la extensión del lecho y el grosor de cada capa es solo una estimación debido a las variaciones climáticas y ambientales como la humedad del aire, temperaturas bajas, y precipitaciones.

Para determinar la tasa de carga adecuada, se consultaron diversas fuentes bibliográficas. Por ejemplo, Stefanakis & A.Tsihrintzis (2011), investigaron en once lechos de juncos para lodos municipales, encontrando que distintos niveles de carga (baja, 30 kg ST/m² año; media, 60 kg ST/m² año; alta, 75 kg ST/m² año) afectan la evapotranspiración y la transpiración. En dicho estudio concluyeron, que una carga alta puede ser beneficiosa no solo para la estabilización del lodo, sino también para su deshidratación eficiente. Según estos mismos estudiosos, una tasa inferior a 60 kg ST/m² año puede causar estrés hídrico a las plantas y afectar negativamente su crecimiento.

Strande et al. (2014), indican que con una tasa de carga de lodos entre 30 y 75 kg ST/m² año, se logró reducir el Nitrógeno Total Kjeldahl en un 35% a 42% (de una concentración inicial de 55 mg TKN/gMS). Además, mencionan un estudio realizado en Camerún sobre la tasa de carga, donde se experimentó con diferentes tipos de lodos fecales (provenientes de pozos sépticos, letrinas públicas y letrinas de pozo) en lechos de secado plantados con papiro y *e. pyramidalis*, cargados a 100 kg ST/m² año y 200 kg ST/m² año. En dicho experimento, se observó que realizar la carga una vez a la semana no afectó significativamente la eficiencia en la deshidratación. Sin embargo, se notó una mayor obstrucción en los lechos de papiro cargados con 200 kg ST/m² año en comparación con los de *e. pyramidalis*, lo que redujo la capacidad de drenaje. Además, en los lechos con 100 kg ST/m² año, drenó aproximadamente el 50% del volumen total de los lodos aplicados.

Por su parte, Dotro et al. (2017), sugieren que, para una evapotranspiración óptima y un crecimiento saludable de las plantas, la carga del lodo podría ser superior a 75 kg ST/m² año, incluso mencionan aplicaciones de hasta 90 kg ST/m² año en climas cálidos, y estudios que han utilizado cargas de 100 a 300 kg ST/m² año (Strande et al., 2014).

Con base en estas recomendaciones, y considerando que el 78% de los sólidos totales del fango de la ETAP representa la fracción no volátil, mientras que solo el 22% corresponde a la fracción volátil, lo cual indica que tiene un bajo contenido de materia orgánica, se puede inferir que existe una alta probabilidad de que la capa de lodo acumulado crezca a una velocidad mayor debido a una tasa de mineralización menor. Esta situación contrasta con el lodo proveniente del tratamiento de aguas residuales, el cual tiene una relación de sólidos volátiles a sólidos totales (SV/ST) de 0.7, es decir, entre el 75% y 80% de los sólidos totales corresponden a la fracción volátil, según indican Laca Pérez et al. (2019) y Dotro et al. (2017). Esta diferencia puede contribuir a una mayor y más rápida acumulación de lodo en la superficie, por lo que se ha considerado que la tasa de carga de sólidos sea menor que la mínima recomendada.

Para el H-1, se ha adoptado una tasa equivalente al 70% de la mínima recomendada, que es de 30 kg ST/m² año. Esto equivale a una tasa de 21 kg ST/m² año.

Área del humedal H-1= H-2 = 0.054 m²

Ecuación 10. Cálculo de sólidos totales por día en H-1.

$$\frac{21 \text{ kg ST}}{\text{m}^2 \text{ año}} \times \frac{1 \text{ año}}{365 \text{ días}} = \frac{0.058 \text{ kg ST}}{\text{m}^2 \text{ día.}} \times 0.054 \text{ m}^2 = \frac{0.00313 \text{ kg ST}}{\text{día.}} = \frac{\mathbf{3.13 \text{ g ST}}}{\mathbf{día.}}$$

Sabiendo que en 100 mL de muestra de lodo hay 1.75 g ST (ecuación 4), se procedió a calcular el volumen de lodo necesario, en mililitros, para suministrar diariamente esta cantidad de sólidos totales (3.13 g ST/día), mediante la siguiente operación:

Ecuación 11. Cálculo de lodo en mL a suministrar por día en el H-1.

$$\text{Lodo a suministrar (mL)} = \frac{3.13 \text{ g ST} \times 100 \text{ mL}}{1.75 \text{ g ST}} = \mathbf{178.86 \text{ mL}}$$

Por tanto, la carga de sólidos totales suministrados por día y por m² en el humedal 1 es:

Ecuación 12. Kg ST por m² y día en el H-1.

$$\frac{3.13 \frac{\text{g ST}}{\text{día}}}{0.054 \text{ m}^2} = 58 \frac{\text{g ST}}{\text{m}^2 \text{ día}} = \mathbf{0.058 \frac{\text{Kg ST}}{\text{m}^2 \text{ día}}}$$

Para el H-2, se ha adoptado una tasa aproximada al 100% de la mínima recomendada, que es de 30 kg ST/m² año. Esto equivale a una tasa de 32 kg ST/m² año.

Ecuación 13. Cálculo de sólidos totales por día en H-2.

$$\frac{32 \text{ kg ST}}{\text{m}^2 \text{ año}} \times \frac{1 \text{ año}}{365 \text{ días}} = \frac{0.088 \text{ kg ST}}{\text{m}^2 \text{ día.}} \times 0.054 \text{ m}^2 = \frac{0.00475 \text{ kg ST}}{\text{día.}} = \frac{\mathbf{4.75 \text{ g ST}}}{\mathbf{día.}}$$

Sabiendo que en 100 mL de muestra de lodo hay 1.75 g ST (ecuación 4), se procedió a calcular el volumen de lodo necesario, en mililitros, para suministrar diariamente esta cantidad de sólidos totales (4.75 g ST/día), mediante la siguiente operación:

Ecuación 14. Cálculo de lodo en mL a suministrar por día en el H-2.

$$\text{Lodo a suministrar (mL)} = \frac{4.75 \text{ g ST} \times 100 \text{ mL}}{1.75 \text{ g ST}} = \mathbf{271.43 \text{ mL}}$$

Por tanto, la carga de sólidos totales suministrados por día y por m² en el humedal 2 es:

Ecuación 15. Kg ST por m² y día en el H-2.

$$\frac{4.75 \frac{\text{g ST}}{\text{día}}}{0.054 \text{ m}^2} = 88 \frac{\text{g ST}}{\text{m}^2 \text{ día}} = \mathbf{0.088 \frac{\text{Kg ST}}{\text{m}^2 \text{ día}}}$$

3.1.3. FRECUENCIA DE ALIMENTACIÓN DEL LODO

Existen diversos estudios que proponen diferentes periodos de alimentación y descanso en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Rahman Ekhlaur et al. (2020), señalan que la variación en la alimentación (continua, por lotes, o intermitente), puede afectar la oxidación – reducción, así como la transferencia y la difusión de oxígeno, alterando así la eficiencia del tratamiento.

Stefanakis & A. Tsihrintzis (2011), realizaron experimentos con humedales para aguas residuales sintéticas, sugiriendo que un ciclo de 2 días de alimentación seguido de 4 días de descanso es adecuado para la descomposición de materia orgánica. Recomiendan prolongar el periodo de descanso a 8 días si el sistema está diseñado para eliminar nitrógeno o manejar cargas superiores a 125 g DQO/m² día. Para el tratamiento de lodos activados municipales, sugieren ciclos de alimentación de una semana con descanso de tres semanas en invierno, y una semana de carga seguida de una semana de descanso en verano.

Por otro lado, Pascal et al. (2013), sugieren durante la puesta en marcha, utilizar frecuentes aportes de carga con tiempos cortos de reposo para evitar el estrés hídrico. Recomiendan ajustar la frecuencia de los ciclos y reducir el tiempo de reposo si se observa una coloración amarillenta en las hojas de las plantas (indicador visual de estrés hídrico). Adicionalmente, advierten que el periodo de alimentación no debe exceder los 10 días para evitar la deshidratación lenta del lodo acumulado en el lecho.

Otros autores como Strande et al. (2014), indican que el periodo de reposo puede variar desde 2 días hasta varias semanas, dependiendo de las condiciones específicas del sistema y del tipo de lodo tratado. Dotro et al. (2017), al referirse a los humedales de tipo francés, mencionan que estos sistemas suelen operar con varias celdas en paralelo. Esto implica cargar lodo en un lecho durante unos días y luego dejar descansar ese mismo lecho mientras se carga otro en una celda distinta.

Según la literatura consultada, los ciclos de alimentación y descanso son variables y evolucionan con el tiempo, siendo influenciados por factores como la fase de puesta en marcha del sistema, la extracción de lodos, las condiciones climáticas, el número de lechos en operación, la carga de lodo a tratar y el espesor del lodo acumulado, entre otros. En la Tabla 9, se muestran frecuencias de alimentación recomendadas por Pascal et al., (2013).

Tabla 8. Frecuencia de alimentación/descanso en el tratamiento de lodos activados en Humedales Artificiales. Fuente (Pascal et al., 2013).

| Tratamiento de lodos activados (4 a 8 lechos) | | | |
|--|-------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| Fase de funcionamiento | Años de servicio | Días de alimentación | Días de reposo |
| Inicio | 1 | 1 - 3 | 3 - 21 |
| | 2 | 2 - 4 | 6 - 28 |
| Nominal | 3 | 3 - 5 | 9 - 35 |
| | 4 | 4 - 6 | 12 - 42 |
| | 8 | 8 - 10* | 56 - 70 |

* No exceder 7 días de alimentación en invierno.

Los estudios han demostrado que la eficiencia del tratamiento (deshidratación y estabilización del lodo) ocurre durante el periodo de descanso, porque previene la obstrucción biológica del medio poroso y permite que los poros se vuelvan a llenar de oxígeno, por tanto, periodos de descanso insuficientes pueden ocasionar atascos, y periodos muy prolongados pueden generar condiciones de estrés hídrico para las plantas. De acuerdo con esto, Rahman Ekhlaur et al. (2020), indica que el modo de alimentación por lotes da mejores resultados que la continua.

Con base en estas recomendaciones y con el fin de facilitar el desarrollo de este estudio, se ha establecido el siguiente ciclo de alimentación (Figura 9):

- El Humedal (H-1), que recibe lodo de potabilizadora, ha sido alimentado 2 veces por semana con periodos de descanso de 3 y 2 días por semana.
- El humedal (H-2), que recibe lodo de potabilizadora, ha sido alimentado 3 veces por semana, descansando 1 y 2 días por semana.
- El humedal (H-3), que recibe efluente de depuradora, ha sido alimentado 3 veces por semana, junto con el H-2.

Además, se ha considerado realizar un periodo de descanso más largo (16 días) en los días de menor temperatura, es decir, en enero de 2024 (Anexo 1).

El estudio se ha realizado durante los meses de diciembre de 2023 a marzo de 2024.

| | Lunes | Martes | Miércoles | Jueves | Viernes | Sábado | Domingo |
|-------|---------------------|--------|-----------|--------|---------|--------|---------|
| H - 1 | X | | | | X | | |
| H - 2 | X | | X | | X | | |
| | Día de alimentación | | | | | | |
| | Día de descanso | | | | | | |

Figura 9. Ciclo de alimentación/descanso en el humedal artificial piloto.

Tomando en cuenta que el Humedal 1 debe recibir una carga diaria de sólidos de 3.13 g ST (ecuación 10), lo cual se traduce en 178.86 mL de lodo por día (ecuación 11), y que esta cantidad semanal es de 1252 mL, se ha decidido, dado que el Humedal 1 será alimentado dos veces por semana, dividir el volumen semanal en dos partes iguales. Esto resulta en 626 mL en cada alimentación (lunes y viernes), redondeándose a 630 mL para efectos prácticos.

El mismo criterio se ha aplicado para el Humedal 2, cuyo volumen de lodo semanal es de 1900 mL. Este volumen se ha dividido en los tres días a la semana en que será alimentado (lunes, miércoles y viernes), resultando un volumen de 633 mL por alimentación, redondeándose también a 630 mL para efectos prácticos.

La Figura 10, muestra los lodos suministrados. Cada probeta contiene 315 mL de lodo de potabilizadora (630 mL para el H-1 y 630 mL para el H-2), mientras que la probeta del extremo izquierdo contiene 630 mL de efluente de una depuradora, que será suministrado al tercer humedal (H-3).

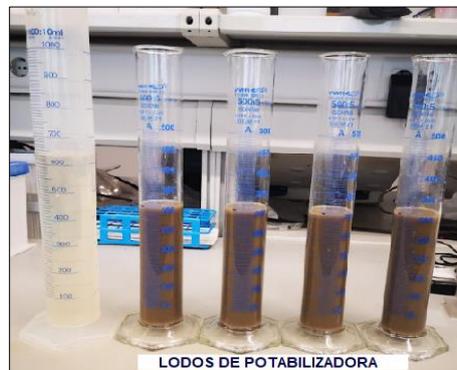


Figura 10. Lodos por suministrar en un día de alimentación.

3.2. HUMEDAL ARTIFICIAL PILOTO

Para la construcción del humedal piloto se utilizó una maceta impermeabilizada como medio de soporte, un medio poroso conformado por grava, arena gruesa y arena fina y macrófitas (eneas).

3.2.1. MEDIO POROSO

Una de las funciones fundamentales del medio poroso en un humedal es facilitar el paso del agua. En la construcción del humedal piloto a escala, se presta especial atención a la granulometría y al espesor total del medio, ya que su composición tiene un impacto directo en el flujo hidráulico dentro del humedal.

Aunque no existe una guía de diseño estándar para la construcción u operación de humedales artificiales destinados al tratamiento de lodos, Dotro et al. (2017) señalan que, durante más de 20 años, estas instalaciones han sido diseñadas y operadas para atender comunidades que van desde 400 hasta 125 mil hab. eq/m² y que los requisitos de área suelen variar entre 1.5 y 4 metros cuadrados por habitante equivalente.

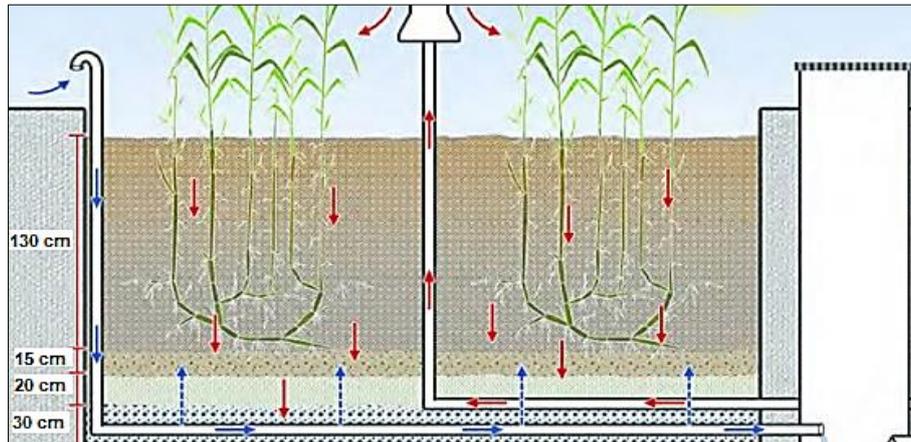


Figura 11. Esquema de un humedal para tratamiento de fangos. Fuente (Dotro et al., 2017).

Como se muestra en la Figura 11, la profundidad estudiada por Dotro et al. (2017) en un humedal artificial, que ha demostrado buenos resultados en el tratamiento de lodos de depuradora, es de 195 cm.

La altura del humedal piloto es de 25.5 cm. Partiendo de que estudios previos han determinado una acumulación de lodo de aproximadamente 10 cm por año en la superficie del lecho cuando se tratan lodos de depuradora (Dotro et al., 2017), se han destinado 10.5 cm de la maceta para dicha acumulación. Aunque el experimento tuvo una duración inferior a un año, se decidió considerar esta medida debido a la composición del lodo, que es 78% inorgánico. Se infiere que este tipo de lodo será menos degradable, lo que podría resultar en una mayor acumulación de lodos. Además, siguiendo las recomendaciones de Dotro et al. (2017) en el diseño de humedales artificiales, se ha incorporado un borde libre que define la vida útil del sistema.

Para la conformación del medio poroso, se ha utilizado grava gruesa, grava fina y arena, las cuales tienen un espesor de 6.9 cm, 4.6 cm y 3.5 cm respectivamente. como lo muestra la Figura 12.



Figura 12. Conformación del humedal piloto - sustrato.

Antes de preparar el medio poroso, se llevó a cabo un proceso de lavado de los materiales con el objetivo de eliminar la mayor cantidad de limos. Según Delgadillo et al. (2010), la presencia excesiva de arcilla o limo en el medio puede mejorar la eficiencia del sistema en términos de filtración o retención de partículas. Sin embargo, esto también puede resultar en una resistencia hidráulica significativa y velocidades de flujo muy bajas, lo cual reduce el caudal de agua a tratar y podría llevar a una obstrucción prematura del medio.

3.2.2. MACRÓFITAS

Cuando se trata aguas residuales o lodos procedentes de su tratamiento, las macrófitas juegan un papel crucial en las funciones depuradoras. Se optó experimentar con *Typha latifolia* (enea) debido a estudios que han demostrado su eficiencia en la depuración y su tolerancia a ciertos tipos de aguas residuales.

En este contexto, Oss Rangel et al. (2008), han evidenciado que las eneas, pueden prosperar en diversos sustratos (como suelo fino, medio y grueso), mostrando una notable capacidad de adaptación a fluctuaciones en el nivel de agua, inundaciones y condiciones anaerobias. Además, han demostrado eficiencia en la eliminación de DQO, DBO (incluso cuando se aplican tasas superiores a las recomendadas en la literatura) y una alta capacidad para eliminar nutrientes, al tiempo que proporcionan un hábitat favorable para la fauna.

Adicionalmente, Solano et al. (2005), llevaron a cabo un estudio para evaluar el potencial de la biomasa producida por *Typha latifolia* en el tratamiento de aguas residuales, considerándola como una posible fuente de combustible, lo cual, deja abierta la posibilidad de continuar reaprovechando recursos.

La Figura 13, muestra la plantación de las eneas en el humedal artificial piloto de este proyecto.



Figura 13. Conformación del humedal piloto – macrófitas.

Se han realizado pocos estudios en lechos de secado por humedales artificiales que investiguen la relación entre la composición del lodo, especialmente su biodegradabilidad, y los rendimientos observados. Es importante destacar que la mayoría de estos estudios se han centrado en lodos predominantemente orgánicos, lo cual favorece el crecimiento de las macrófitas, lo que optimiza la evapotranspiración, un proceso que suele prevalecer sobre el drenaje en la deshidratación del lodo.

Aunque no existe una regla de diseño específica que relacione la carga adecuada para los humedales artificiales de secado con la biodegradabilidad de los lodos, algunos estudios subrayan la relevancia de este factor. Por lo cual, además del experimento principal, se estableció un tercer humedal piloto (H-3), utilizando el mismo tipo de medio poroso, pero alimentado con el efluente de una depuradora que contiene nutrientes. Este diseño permitió comparar el desarrollo de las macrófitas en diferentes entornos.

3.3. EQUIPOS Y MATERIALES DE LABORATORIO.

Los equipos de laboratorio empleados fueron los necesarios para:

- Determinar sólidos, sólidos volátiles y no volátiles: Cápsulas de porcelana, desecador de sílice, pinzas, estufa, mufla, matras Kitasato, equipo de filtración y balanza de precisión.
- Determinar nutrientes como nitrógeno, fósforo, nitritos, nitratos, fosfatos y amonio: Probetas, pipetas, micropipetas, cubetas de reacción, kit para la prueba correspondiente y espectrofotómetro.
- Turbidez: Turbidímetro, probetas de 50 y 100 mL y pipetas.
- Determinar contenido de DQO: Espectrofotómetro y kit para la prueba correspondiente.
- Porcentaje de humedad del lodo: Cápsulas de porcelana, desecador de sílice, pinzas, estufa y balanza de precisión.
- Volumen de lodo drenado: vasos de precipitados de 250, 300 y 500 mL y cronómetros.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ALIMENTACIÓN DE LOS LODOS

Durante la primera alimentación de lodos a los humedales H-1 y H-2, se observó que la fuerza de caída del lodo ocasionaba erosión en la superficie del lecho, lo que generaba una mezcla entre la arena y la grava fina del medio poroso. Además, se evidenció que el lodo no se distribuía uniformemente sobre la superficie del lecho, formándose pequeños encharcamientos.

Esto se consideró un desafío, ya que, si los lodos caían constantemente con fuerza sobre el lecho, podían arrastrar la arena hacia la capa de grava fina, obstruyendo los poros y generando bloqueos significativos, lo cual podía afectar la capacidad del tratamiento (Rahman Ekhlaur et al., 2020).

Dotro et al. (2017), señalan que la distribución uniforme del agua en la superficie del humedal, se puede conseguir mediante tuberías perforadas, y para evitar la erosión, recomiendan colocar una capa de grava debajo de los orificios de distribución.

De acuerdo con estas recomendaciones, se colocó un sistema de distribución mediante grava gruesa en zonas estratégicas de la superficie del lecho de ambos humedales (H-1) y (H-2), como se muestra en la Figura 14. Esto facilitó las siguientes alimentaciones al humedal, ya que las gravas permitieron disipar la fuerza de caída del lodo y mejoraron la distribución homogéneamente del lodo en el humedal.



Figura 14. Sistema de alimentación del lodo.

4.2. EVOLUCIÓN DE LAS MACRÓFITAS

Luego de dos semanas de iniciado el proyecto, se observó que las eneas en los humedales H-1 y H-2 (que recibían el lodo de la potabilizadora), comenzaban a secarse. Mientras tanto, en el humedal H-3 (que recibía el efluente de una depuradora), se observó el primer brote de Enea, como se muestra en la Figura 15.



Figura 15. Evolución de la Enea en H-3.

Ante esta situación, y con el objetivo de recuperar la vegetación en los humedales H-1 y H-2, se decidió explorar el policultivo, incorporando la macrófita *iris pseudacorus* en ambos humedales. Se optó por esta especie de macrófita, sobre todo, porque según Rodríguez Gonzales et al. (2013), esta macrófita es muy eficiente en la remoción de DQO independientemente de la carga hidráulica y orgánica. De acuerdo con esto, el estudio de Morales et al. (2013) muestran que es posible sustituir plantas comunes como las pharmites spp, typha spp, por especies ornamentales como el iris spp sin afectar las eficiencias de remoción de materia orgánica y nutrientes. Mencionan que con esta planta se pueden obtener eficiencias en remoción de DBO de 80% y 86% en remoción de nutrientes. Además, permanece verde durante todo el año en el área mediterránea, es decir, está activa también durante el invierno, a diferencia de la enea o el carrizo, que entran en senescencia. (Hernández Crespo et al., 2016). Por tanto, se pueden emplear en zonas rurales y de baja densidad poblacional proporcionando mejoramiento estético en el entorno.

En este caso, se observó que la macrófita *iris pseudacorus* después de dos semanas de su plantación comenzó a brotar en el H-1 y luego de cinco semanas de su plantación en el H-2. Aunque es muy probable que en el H-2 haya brotado antes, y que no se haya vislumbrado debido a la capa de lodo formada, ya que cuando se visualizó tenía una altura de 3.4 cm. Este rápido desarrollo puede atribuirse a su capacidad para adaptarse a diversas condiciones ambientales.

Por otro lado, G. Wetzel y B. Grace (1981), indican que la *Typha latifolia* (eneas) sufre altos niveles de mortalidad del ramet durante el invierno (momento en que se inició este estudio), lo cual impide su desarrollo, propagación, competencia y supervivencia. A primera impresión, podría parecer que esta es la razón de su marchitamiento; sin embargo, los tres humedales estaban expuestos a las mismas condiciones climáticas y en el H-3, la enea sí brotó.

Dado que en el H-3, que recibía efluente de depuradora, la enea brotó, otra posible explicación para el marchitamiento de las eneas en los otros humedales podría ser el alto contenido de materia inorgánica del lodo de potabilizadora (78% de los sólidos totales). Aunque, a diferencia de muchos ecosistemas terrestres, las macrófitas no utilizan directamente la materia orgánica para su desarrollo, la degradación de esta

materia orgánica favorece la formación de nutrientes esenciales para su crecimiento y desarrollo (K. Cronk & Siobhan Fennessy, 2001). Por otro lado, si el lodo de la potabilizadora es rico en aluminio, surge la duda de si las eneas podrán adaptarse a la presencia de este metal, mientras que el *Iris pseudacorus* podría tener mayor capacidad de adaptación.

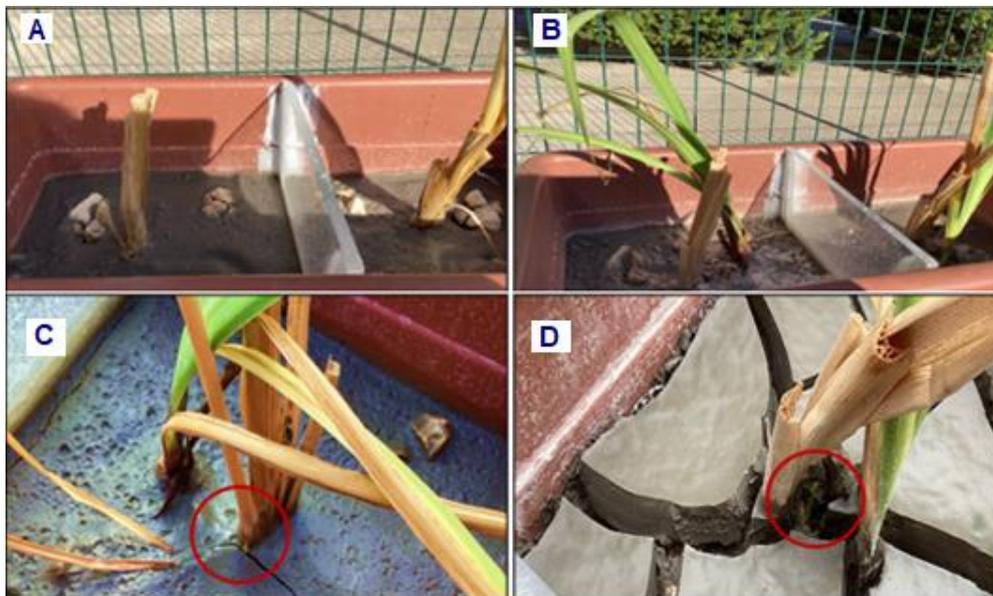


Figura 16. Evolución de las macrófitas. A) Eneas marchitas en H-1 y H-2; B) Plantación de *Iris pseudacorus*; C) Primer brote de *Iris pseudacorus* en H-1; D) Primera visualización de brote de *Iris pseudacorus* en H-2.

4.3. DESHIDRATACIÓN

El rendimiento en la deshidratación de lodos está influenciado por una serie de parámetros, algunos de los cuales pueden ser controlados y optimizados, mientras que otros son externos y menos manejables. Entre los factores que influyen en este proceso se incluyen el dimensionamiento del humedal, la gestión del sistema, las condiciones climáticas y las características intrínsecas de los lodos a tratar (Pascal et al., 2013).

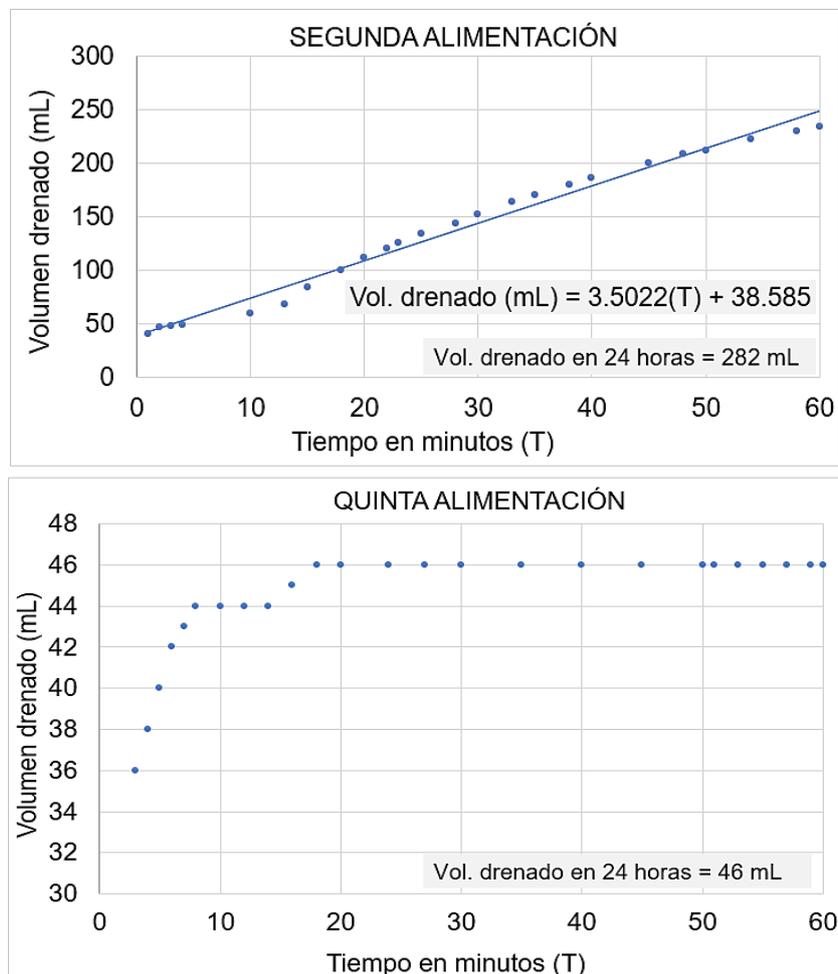
Según Pascal et al. (2013), los mecanismos esenciales que aseguran la deshidratación de los lodos son: el drenaje y la evapotranspiración de las macrófitas. Señala que el drenaje ocurre durante la alimentación, mientras que la evapotranspiración se produce principalmente durante el secado.

En el presente estudio, los lodos acumulados en la superficie han sido sometidos a un proceso de secado natural. Se observa que el humedal H-2, que es alimentado tres veces por semana, acumula mayor cantidad de lodos en la superficie del lecho que el H-1, que es alimentado dos veces por semana. Este fenómeno en el H-2, puede surgir debido a que la capa de lodo que aún no ha terminado de deshidratarse vuelve a recibir lodo y la consistencia pastosa de esta capa dificulta el paso del lodo durante la siguiente alimentación, lo que favorece la acumulación del lodo.

4.3.1. EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD DE DRENAJE

Según Pascal et al. (2013), es indispensable que la etapa de drenaje sea "rápida", recomendando un periodo inferior a 24 horas después de la alimentación para esta fase. Esto se debe a la necesidad de evacuar el agua de manera eficiente, permitiendo que el proceso de evapotranspiración opere de manera óptima. Un drenaje eficiente en un corto período asegura que los lodos no se acumulen rápidamente en la superficie.

Las gráficas que se muestran en la Figura 17, representan el volumen drenado de tres días diferentes, durante las primeras horas posteriores a la alimentación en ambos humedales, en un lapso de 24 horas. Este análisis es crucial para comprender las dinámicas iniciales del proceso de tratamiento y evaluar la capacidad de los sistemas para manejar el volumen de lodo suministrado sin comprometer su funcionalidad.



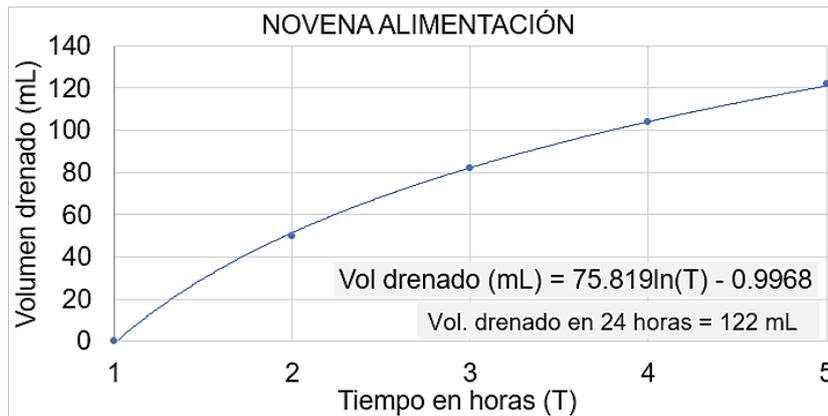


Figura 17. Evolución de la eficiencia de drenaje en H-1 en diferentes días de alimentación.

La Figura 17 ilustra que, durante la segunda alimentación, el drenaje presenta una pendiente positiva en los primeros 60 minutos, indicando que el volumen drenado tiende a aumentar con el tiempo. Tras una hora, el volumen drenado fue de 234 mL, mientras que a las 24 horas el volumen total drenado alcanzó los 282 mL. Esto sugiere que la mayor parte del drenaje ocurre en la primera hora posterior a la alimentación. y que, del total de lodo suministrado (630 mL), luego de 24 horas permanecen en el sistema 348 mL, que serán retenidos en el medio, sometidos a procesos de evapotranspiración y/o acumulados en la superficie del lecho para ser posteriormente evaporados.

También se muestra que en la quinta alimentación del humedal 1, el volumen de drenaje tiende a aumentar con el tiempo en los primeros 20 minutos, alcanzando aquí 46 mL. Sin embargo, después de este período, el sistema deja de drenar. Pasadas las 24 horas de la alimentación, el volumen total drenado fue de 46 mL, esto indica que, en la quinta alimentación el drenaje ocurrió dentro de los primero 20 minutos, después de los cuales el drenaje se detuvo.

En la novena alimentación del humedal 1, se observa una disminución en la velocidad de drenaje. Tras una hora de la alimentación, el sistema no registró drenaje. Cinco horas después, se obtuvo un volumen drenado de 122 mL, el cual permaneció constante hasta las 24 horas. Este comportamiento sugiere que el sistema está perdiendo progresivamente su capacidad de drenaje, pues, aunque el volumen drenado en la novena alimentación fue mayor que en la quinta, el drenaje comenzó de manera tardía. No obstante, si el objetivo es la deshidratación del lodo, se espera que el proceso de evapotranspiración sea eficiente para lograr una adecuada deshidratación.

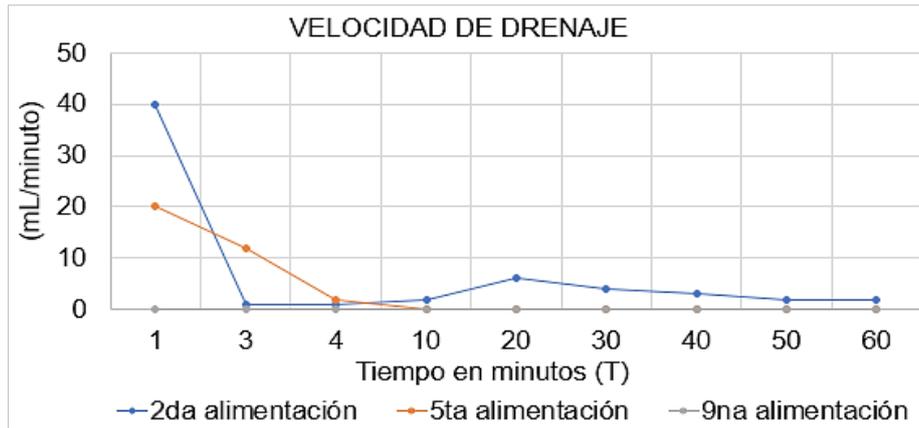
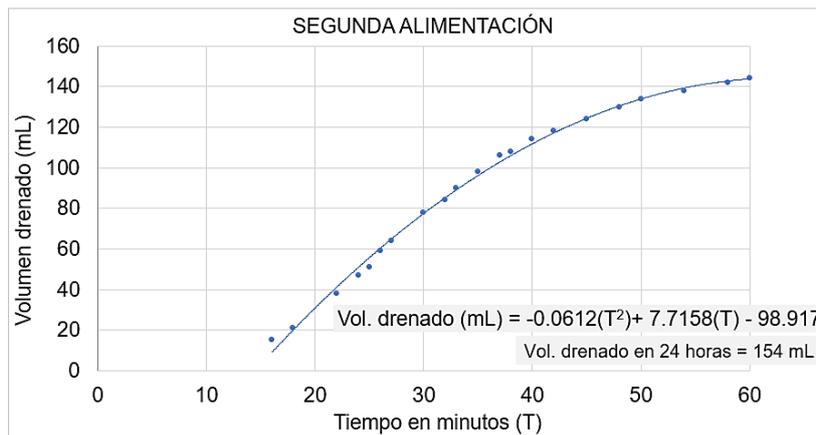


Figura 18. Evolución de la velocidad de drenaje en H-1 en diferentes días de alimentación.

La Figura 18 grafica el descenso en la eficiencia de drenaje en el H-1 dentro de los primeros 60 minutos. Considerando que dentro de las 24 horas posteriores a cada una de las tres alimentaciones analizadas no se registraron eventos de lluvia (Meteoblue, 2024) (Anexo 1), se puede inferir que el humedal pierde capacidad de drenaje tras cada alimentación.

Esta observación tiene sentido al comparar un humedal que trata aguas residuales de concentración media, que contienen menos sólidos totales (700 mg/L), de los cuales el 50% son sólidos totales volátiles (Jaume, 2011). En contraste, el lodo de la potabilizadora estudiada contiene 17 468 mg/L de sólidos totales, de los cuales solo el 22% son volátiles. Esta diferencia en la composición de los lodos puede influir significativamente en la capacidad de drenaje y en la eficiencia general del sistema de tratamiento.



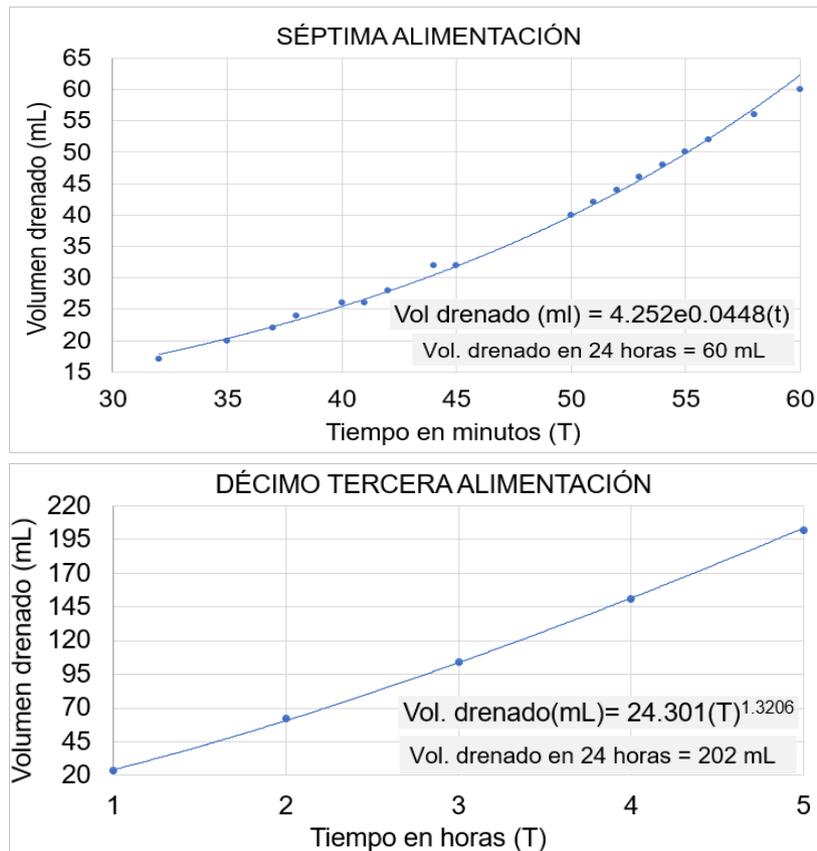


Figura 19. Evolución de la eficiencia de drenaje en H-2 en diferentes días de alimentación.

La Figura 19 muestra los datos registrados de tiempo versus volumen drenado en la alimentación del humedal H-2. Se observa que el drenaje en todas las alimentaciones tardó en iniciar, pero muestra una tendencia a aumentar con el tiempo durante los primeros 60 minutos. Por ejemplo, en la segunda alimentación, el volumen drenado en 60 minutos fue de 144 mL, y luego de 24 horas el volumen acumulado drenado fue de 154 mL. Lo cual sugiere que la mayor parte del drenaje ocurrió dentro de la primera hora posterior a la alimentación

En la séptima alimentación, se muestra que el volumen drenado en 60 minutos fue de 60 mL, permaneciendo constante después de 24 horas. En la décimo tercera alimentación, el humedal drenó 24 mL después de 60 minutos, y pasadas 24 horas, el total drenado fue de 202 mL.

El inicio tardío del drenaje en el H-2, en comparación con el H-1, podría deberse a la presencia de una capa de lodo más gruesa en la superficie del lecho del H-2. Durante la alimentación en el H-2, se observó que el lodo fluía hacia el medio poroso, a través de las grietas formadas en esta capa superficial, la cual actuaba como una barrera impermeable, dificultando el paso uniforme del lodo. La Figura 23 ilustra cómo el lodo atravesaba estas grietas, que eventualmente se convirtieron en caminos preferenciales para su desplazamiento. Además, los lodos con su paso pudieron haber arrastrado lentamente la arena fina de la zona B, haciendo que esta llegara a la zona C (Figura 21), lo que ocasionó progresivamente la obstrucción de los mismos

caminos preferenciales en el humedal. Este fenómeno pudo haber causado una obstrucción gradual del medio, comenzando desde la zona superior del humedal (zona A) hasta la inferior, como se muestra en la Figura 21.

Aunque las raíces de las macrófitas permiten una mayor fluidez del agua dentro de un humedal que trata aguas residuales, es probable que, en este caso, la gran cantidad de sólidos inertes (que son menos susceptibles a la degradación biológica) se hayan compactado en las proximidades de las raíces, dificultando el paso del agua.

La Figura 20 muestra que la velocidad de drenaje en el H-2 también decrece tras cada alimentación; sin embargo, en la séptima alimentación, se observa que la velocidad de drenaje tiende a aumentar para posteriormente mantenerse. Es probable que, tras el constante suministro de lodos, estos hayan formado una matriz más resistente en las paredes de los caminos preferenciales. Este efecto pudo permitir un flujo más rápido, incrementando la velocidad de drenaje una vez que se superó la resistencia inicial, como sucedió en la séptima alimentación.

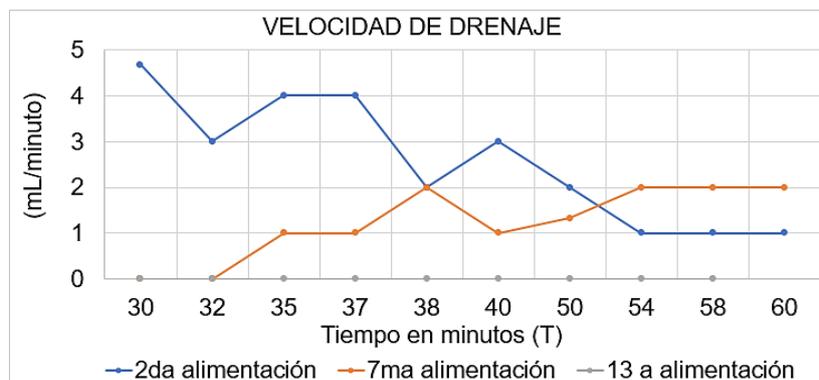


Figura 20. Evolución de la velocidad de drenaje en H-2 en diferentes días de alimentación.

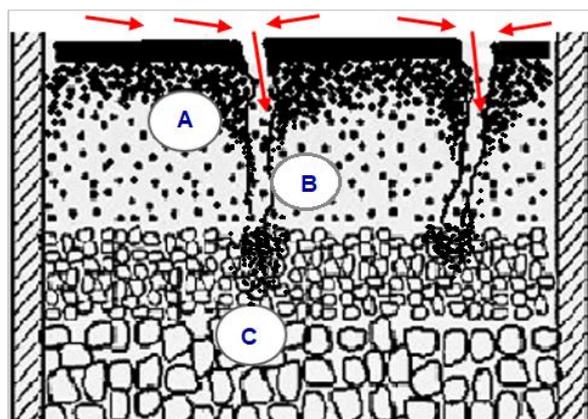


Figura 21. Teoría de obstrucción del medio.



Figura 22. Formación de grietas por deshidratación del lodo en H-1 y H-2.



Figura 23. Paso del lodo a través de las grietas en el lecho del H-2.

La Figura 22 muestra las grietas formadas debido a la deshidratación de lodos en ambos humedales. En el H-1, se observa una mayor cantidad de grietas, lo que puede asociarse a una mejor deshidratación en comparación con el H-2. Esto probablemente se debe a que el H-1 recibía lodos dos veces por semana, con un periodo de descanso de tres días consecutivos.

En ambos casos, cuando el lodo no era retenido en la superficie, pasaba al medio poroso a través de las grietas. Sin embargo, aunque ambos humedales tenían la misma área, en el H-2 el lodo tenía menos "rutas" para seguir. Esto, sumado a la frecuencia de alimentación, y el probable arrastre de partículas por el paso del lodo, posiblemente fue generando la colmatación progresiva de estos caminos, lo que resultó en un drenaje inconsistente (nulo o muy poco).

El fenómeno descrito, puede evidenciarse aún más al finalizar el periodo de estudio, pues en las mismas grietas formadas, se fueron acumulando lodos como lo muestra la Figura 24.



Figura 24. Acumulación de lodos en las grietas en H-2

4.3.2. EVALUACIÓN DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN (ET).

La evapotranspiración de las plantas resulta de la combinación de los procesos de evaporación (desde el suelo y desde la superficie de las plantas) y de la transpiración desde las hojas. El agua que llega queda retenida sobre las hojas o en el suelo, y el resto se filtra en el medio para que las raíces puedan aprovecharla. Aunque la evapotranspiración puede medirse con aparatos como los lisímetros, este es un proceso extenso y costoso.

La evaporación del agua que sucede desde la superficie del suelo necesita una fuente de energía que proviene de la luz solar. Esta energía es alrededor de 540 calorías por gramo de agua a 100 °C (SIAR, Sistema de información Agroclimática para el Regadío, 2011). Por otro lado, la transpiración ocurre cuando las plantas toman el CO₂ de la atmósfera. Para ello, abren sus poros, perdiendo agua hacia la atmósfera en el proceso (SIAR, Sistema de información Agroclimática para el Regadío, 2011).

A pesar de que estos dos procesos son los responsables de una pérdida importante de agua, no se comprenden bien algunos aspectos de la transpiración, por lo que en muchos estudios no es concluyente. No obstante, Salvador et al., (2001), realizaron un estudio para estimar la transpiración de tres tipos de macrófitas, para lo cual hicieron uso principalmente de un instrumento que mide la facilidad con que las plantas transpiran, el porómetro. El estudio cuantifica la pérdida de agua por transpiración haciendo un seguimiento de las principales variables climáticas que la estimulan (radiación solar, humedad y temperatura). Estas a su vez controlan la fisiología de las macrófitas y por tanto, las tasas de transpiración.

En dicho estudio, Salvador et al., (2001) señalan que algunas plantas tienen la capacidad de limitar fisiológicamente la transpiración a través de los estomas de las hojas, que se cierran ante una situación de estrés como anoxia o estrés térmico.

En el presente estudio, el análisis de deshidratación mediante evapotranspiración se ha llevado a cabo a partir de la evaporación natural del lodo en la superficie del lecho. Para ello, se han analizado muestras del lodo acumulado tanto en el H-1 como en el H-2.

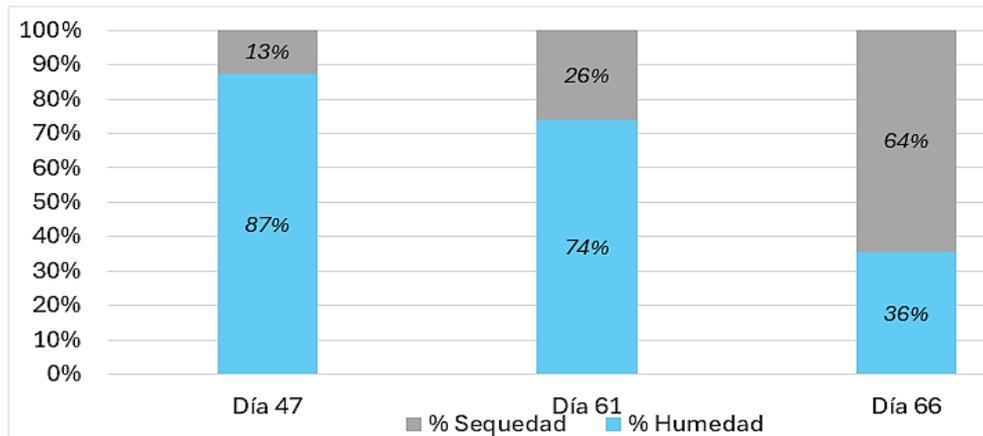


Figura 25. Evolución de Humedad y sequedad del lodo acumulado en el lecho del H-1.

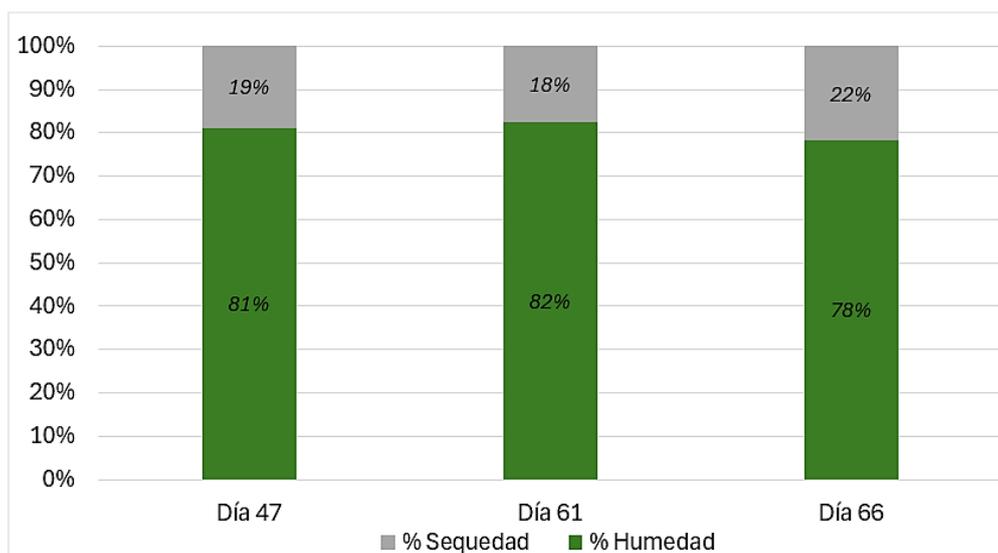


Figura 26. Evolución de Humedad y sequedad del lodo acumulado en el lecho del H-2.

Los datos representados en la Figura 25 y 26, muestran los valores de humedad y sequedad del lodo acumulado antes, durante y después del periodo más largo de descanso (16 días sin alimentación). Cabe mencionar que, durante este periodo, los humedales H-1 y H-2 no recibieron alimentación de lodos. Se observa que en ambos humedales la humedad se reduce más entre los días 61 y 66, que entre los días 47 y 61 después de iniciado el proyecto. Esto podría ser porque entre los días 47 y 61 se registraron 5 días de lluvia, mientras que entre los días 61 y 66 no se registraron lluvias (Anexo 1).

A partir de estos datos, puede decirse que, aunque se hayan presentado lluvias, el H-1 tuvo una sequedad del lodo del 26% a partir del día 61 de iniciado el estudio. Este porcentaje de humedad es adecuado para el propósito perseguido de aprovechamiento de lodo de ETAP como sustrato de humedales artificiales para la remoción de fósforo, para cuya molturación se necesita entre un 15 y un 20% de humedad. Según Pascal et al. (2013), a partir del 25% de sequedad de los lodos de depuradora, las plantas pueden sufrir estrés hídrico, pudiendo provocar su marchitez si este valor supera el 65%. Sin embargo, entre los días 47 y 61, se observó el

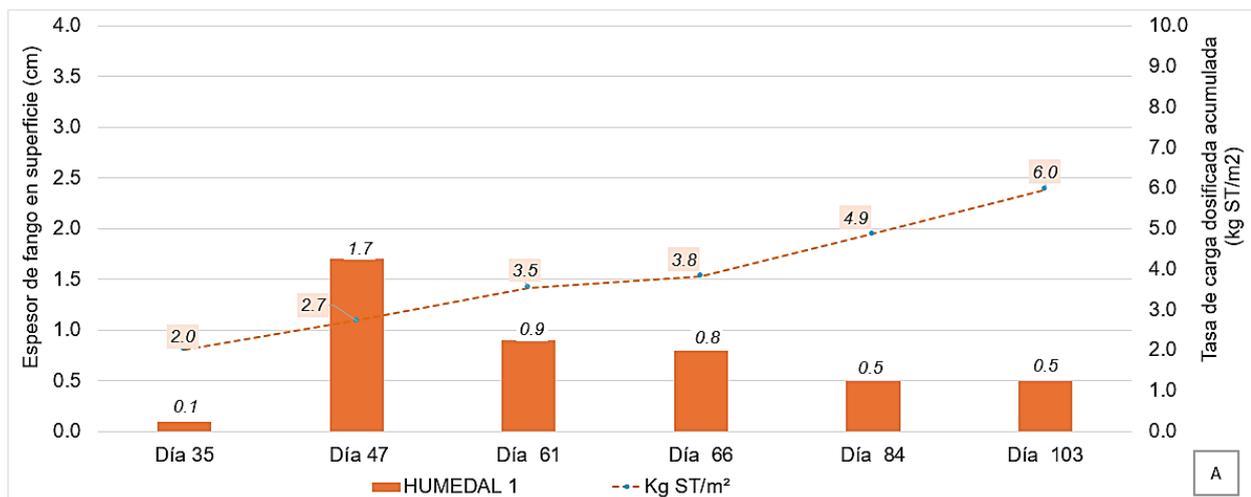
segundo brote de *iris pseudacorus* en el H-1. Y, precisamente, entre los días 61 y 66 (40 días después de su plantación), se vislumbró el primer brote de *iris pseudacorus* en el H-2. Esto resalta la capacidad de adaptación del *iris pseudacorus* y su competitividad en el desarrollo frente a la enea, ya que esta última aún se visualizaba marchita.

La Figura 27, ilustra la capacidad de deshidratación de los humedales H-1 y H-2.



Figura 27. Deshidratación del lodo en H-1 y H-2

Adicionalmente, para evaluar la evaporación del lodo, se realizaron mediciones en centímetros, de la capa de fango acumulado en la superficie de ambos humedales. Estos resultados se presentan en la siguiente Figura, que muestra la evolución de la formación de la capa de lodo en la superficie de ambos humedales durante el desarrollo del estudio, así como la tasa de carga dosificada acumulada.



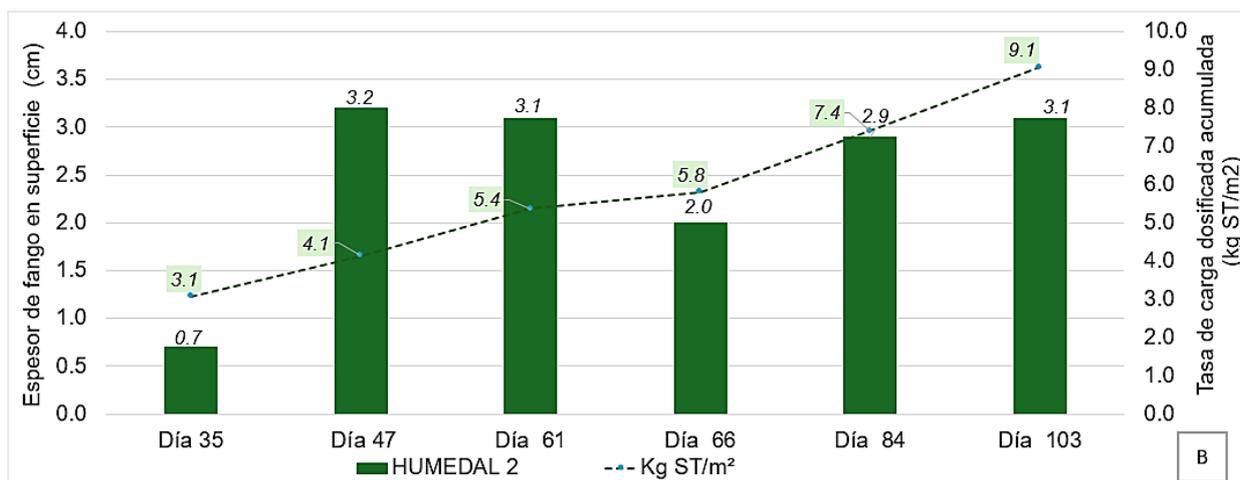


Figura 28. Espesor de fango en superficie vs masa acumulada dosificada.

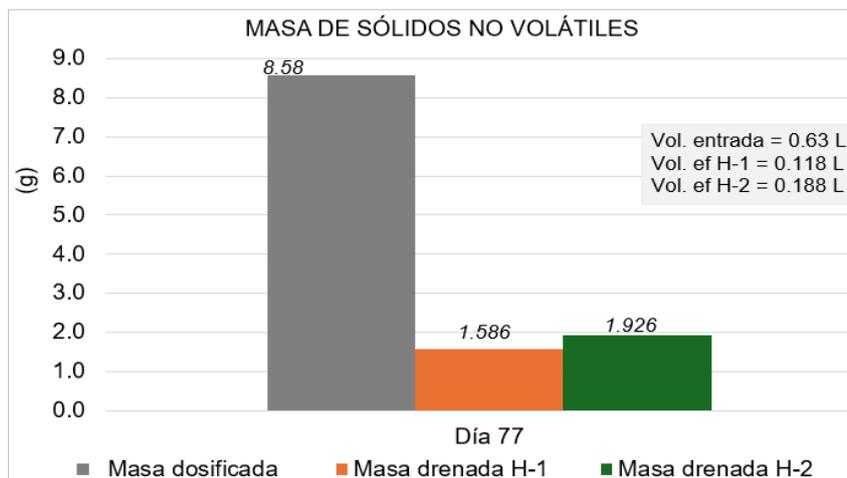
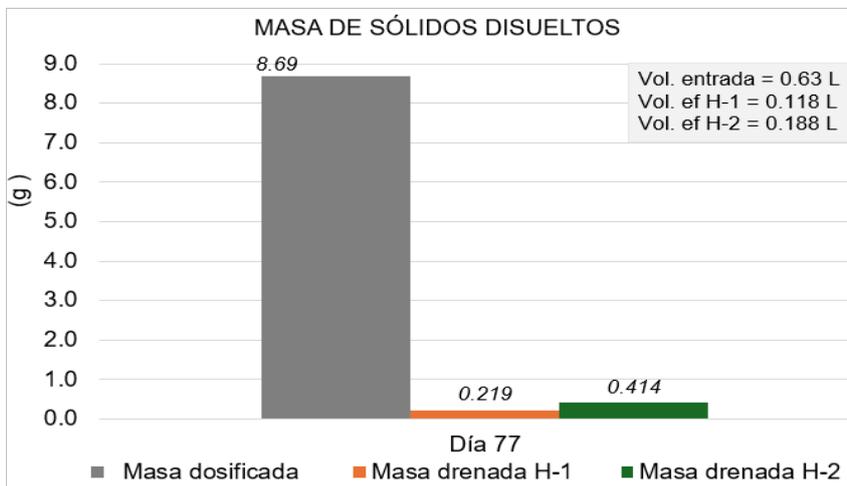
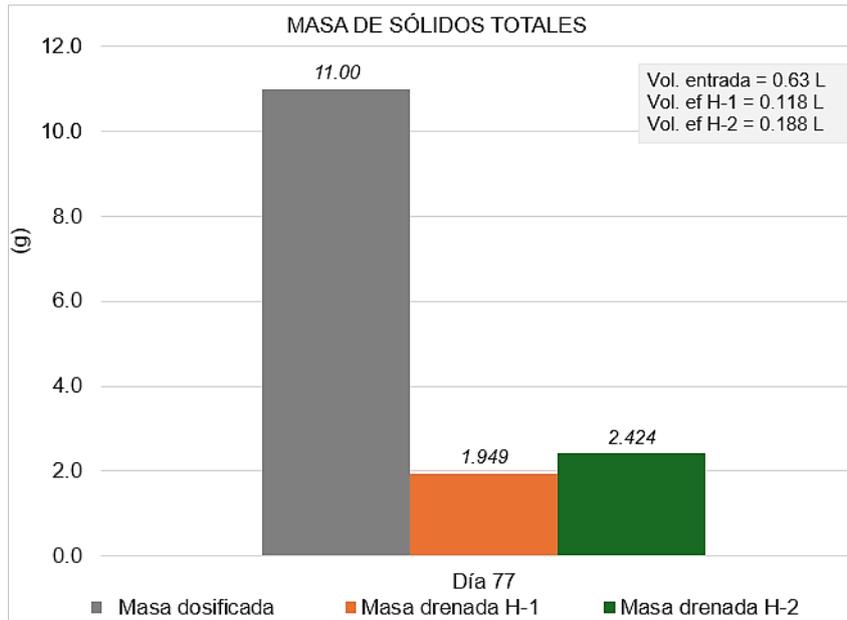
Estos resultados también indican que el Humedal 1 (H-1) presenta una mejor eficiencia en deshidratación por evaporación. Se observa que la capa de lodo en H-1 (Figura 28 A), es significativamente menor en comparación con el Humedal 2 (H-2), (Figura 28 B). En el caso de H-2, el espesor de la capa de lodo aumenta progresivamente a medida que se alimenta el humedal.

Esta mayor eficiencia en H-1 puede deberse a que este humedal tiene más días consecutivos de descanso en comparación con H-2, lo que permite una mayor evaporación y deshidratación del lodo acumulado.

4.4. REMOCIÓN DE SÓLIDOS

Un factor clave para evaluar la viabilidad de completar el ciclo integral del agua es la concentración de sólidos en el efluente del sistema. Para evaluar el tratamiento realizado, se ha determinado la concentración de sólidos en el agua drenada de los humedales artificiales H-1 y H-2.

La Figura 29 muestra los resultados de la masa dosificada frente la masa drenada de sólidos en ambos humedales en el día 77 después de iniciado el estudio, que corresponde al período posterior a la interrupción de 16 días sin alimentación. Cabe recalcar que la masa dosificada está determinada por el volumen aplicado (0.63 L) y la concentración de sólidos, de acuerdo con la caracterización del lodo (Figura 8 y ecuación 11). Por ende, las comparaciones corresponden a la masa drenada, es decir, al volumen drenado y a la concentración de sólidos drenados.



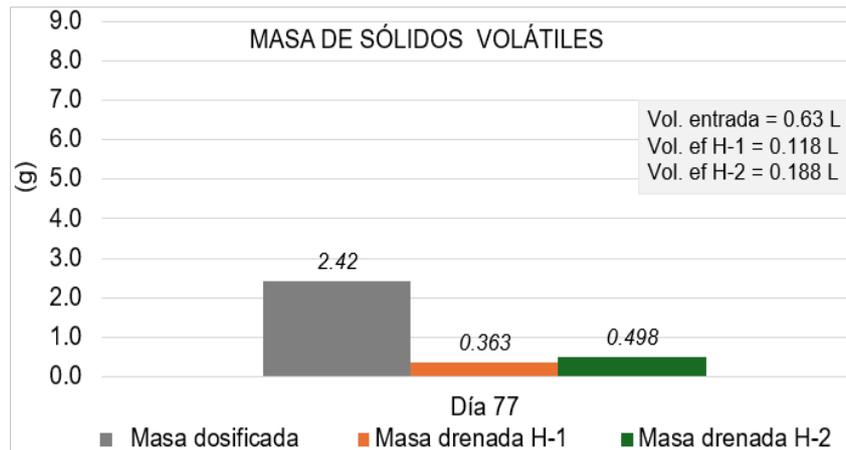


Figura 29. Masa de sólidos dosificada vs masa drenada.

Se puede observar que, el efluente de ambos humedales tiene poca masa de sólidos, esto se debe a que el volumen drenado por los humedales disminuía drásticamente después de cada alimentación. Esto indica que la mayor parte del lodo se quedaba en el sistema, reteniéndose en el sustrato para ser aprovechado por las raíces o reteniéndose en el lecho para luego evaporarse.

No obstante, al analizar la Figura 30, que presenta los resultados de las concentraciones obtenidas en el día 77 desde el inicio del estudio, y comparar ya no por masa, si no por concentraciones en la entrada y salida de ambos humedales, se puede concluir que el sistema demuestra una alta eficiencia, particularmente en la remoción de sólidos disueltos.

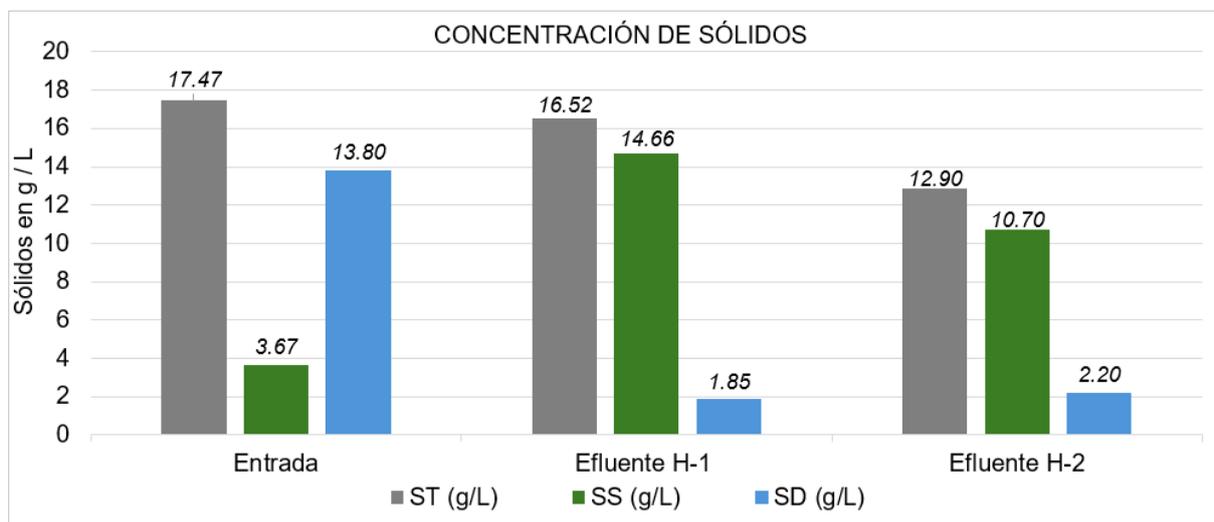


Figura 30. Concentración de sólidos día 77.

Como señala Dotro et al. (2017), los sólidos en un humedal artificial pueden ser removidos mediante diversos mecanismos, tales como la filtración, la sedimentación y la adsorción por parte del sustrato y las plantas. Es probable que los sólidos disueltos se adsorbieran en el sustrato y en las raíces de las macrófitas. Con el paso del tiempo y el ciclo de alimentación, es posible que el lodo se haya solidificado,

formando una película, que, debido a su caracterización, es predominantemente inorgánica en los intersticios del medio filtrante y en las proximidades de las raíces, como se ilustra en la Figura 31.

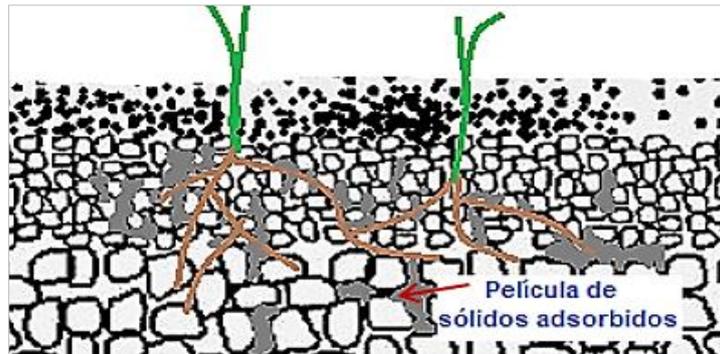


Figura 31. Adsorción de sólidos en el sustrato

Además de otros iones y cationes, los sólidos disueltos contenidos en el lodo de potabilizadora pueden deberse a la presencia de hidróxido de aluminio, un subproducto común del proceso de potabilización. De hecho, como se mencionó anteriormente, Ramírez Quirós (2008) indica que es el principal componente del lodo de potabilizadora. La reducción de sólidos disueltos observada en los humedales, junto con las bajas concentraciones de otros componentes de los sólidos disueltos como nitritos, nitratos, amonio y fosfato, plantea preguntas sobre la posible absorción de hidróxido de aluminio por parte de las macrófitas presentes en los humedales.

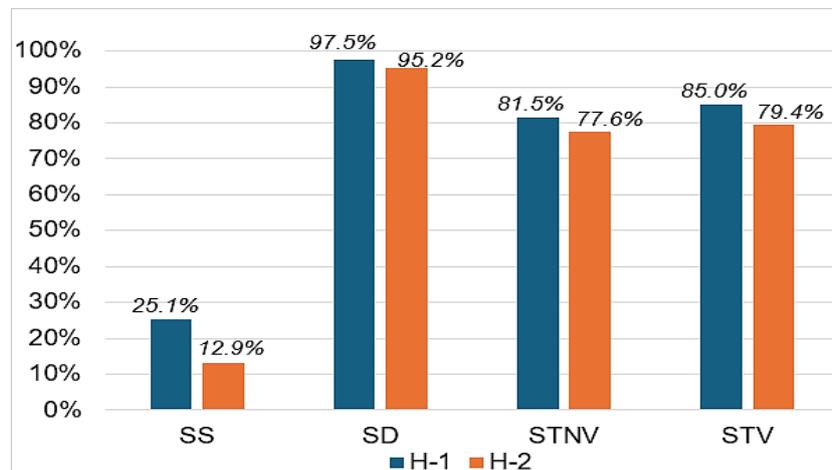


Figura 32. Eficiencia en remoción de sólidos – Día 77.

La Figura 32, muestra la eficiencia de remoción en masa de sólidos suspendidos (SS), sólidos disueltos (SD), sólidos totales no volátiles (STNV) y sólidos totales volátiles (STV). Mostrando gran capacidad en ambos humedales para remover sólidos disueltos.

4.5. REMOCIÓN DE DQO Y NUTRIENTES

4.5.1. REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La Figura 33, corresponde a los valores de DQO obtenidos en el agua drenada en ambos humedales luego de 77 y 103 días de iniciado el estudio, en ambos casos posterior al periodo de 16 días sin alimentación.

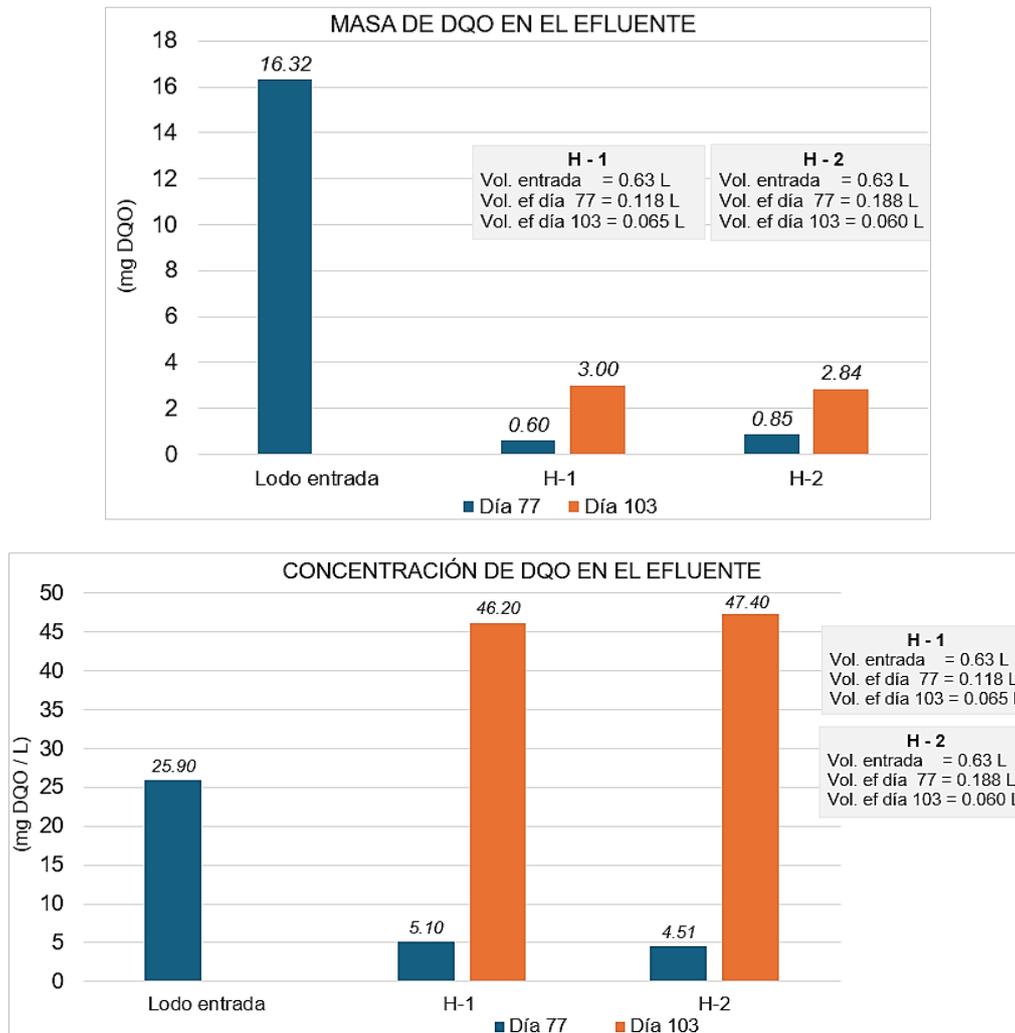


Figura 33. Evolución de la DQO en H-1 y H-2. A) Masa de DQO en el efluente en H-1 y H-2. B) Concentración de DQO en el efluente en H-1 y H-2.

La remoción de la DQO depende de varios factores: los microorganismos, las condiciones ambientales, el tipo de humedal y plantas presentes en el humedal (Dotro et al., 2017). En base a la caracterización del lodo de entrada, se sabe que este contiene 25.90 mg DQO/L, y ya que el volumen suministrado en cada humedal es de 0.63 L de lodo, por tanto, la masa de DQO en cada suministro fue de 16.32 mg para cada humedal, lo cual puede incluir materia orgánica biodegradable o no biodegradable. (Pire Sierra et al. , 2011).

La Figura 33, muestra los resultados del contenido de DQO en el agua drenada de ambos humedales. Considerando que en el día 77 el volumen de agua drenada en el

H-1 fue de 0.118 L y en el H-2 fue de 0.188 L, se observa que los humedales tienen gran capacidad para reducir la DQO, con una remoción del 96% en el H-1 y del 95% en el H-2. Posteriormente en el día 103, los humedales muestran una remoción de masa de DQO del 82% en el H-1 y 83% en el H-2, como se muestra en la Figura 33A. Cabe recalcar que estos valores se han realizado en base a los volúmenes de agua de entrada y salida, por tanto, corresponde a la masa de DQO.

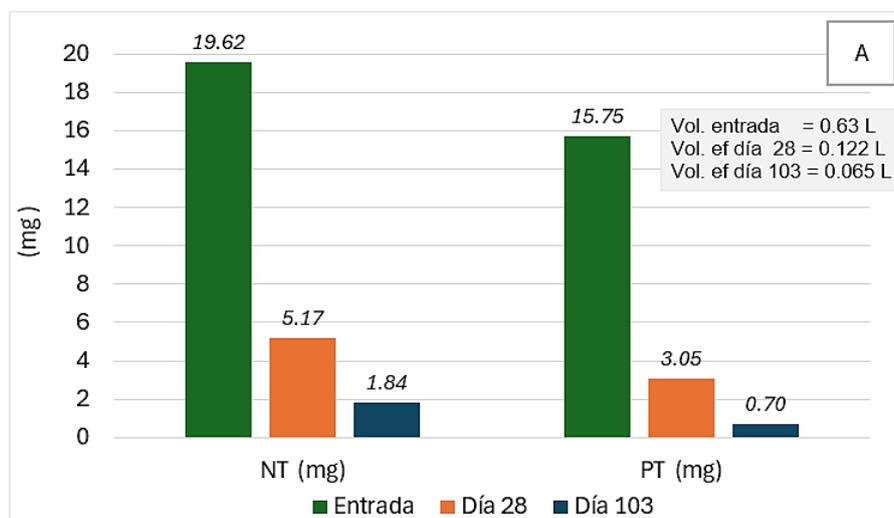
Se observa que, aunque el volumen de efluente registrado el día 103 es menor que el del día 77, la masa de DQO es mayor. Esto probablemente se debe a que la DQO que estaba retenida en el sistema comenzó a drenar del sistema.

Esta remoción pudo deberse a varios mecanismos señalados por Dotro et al., (2017): Los compuestos orgánicos particulados y disueltos pudieron adherirse a la superficie de las partículas del sustrato o a las raíces de las plantas, ser absorbidos por estas, ser removidos por oxidación mediante procesos químicos y/o biológicos, o también sedimentarse. Además, diversos estudios indican que las raíces de las plantas proporcionan oxígeno al medio, lo que favorece la actividad biológica y contribuye a que los microorganismos aerobios degraden la materia orgánica. No obstante, en condiciones anaerobias dentro del humedal (generalmente en zonas donde las raíces no pueden aportar oxígeno), algunas bacterias también pueden degradar la materia orgánica (Miranda Ríos & Luna Pabello, 2001).

4.5.2. REMOCIÓN DE NUTRIENTES

Se sabe que, para que el efluente pueda cumplir con el ciclo integral del agua y regresar al medio, es importante determinar la cantidad de nitrógeno y fósforo contenido, por tanto, se muestra la Figura 34, donde se representa la eficiencia en la remoción de nutrientes en el Humedal 1 (H-1). Las concentraciones de nutrientes obtenidas son afectadas por el volumen de entrada y el de salida en el día 28 y 103 de iniciado el proyecto.

El análisis del día 28 corresponde a un momento anterior al periodo de 16 días sin alimentación, mientras que el del día 103 se realizó al finalizar el periodo de estudio.



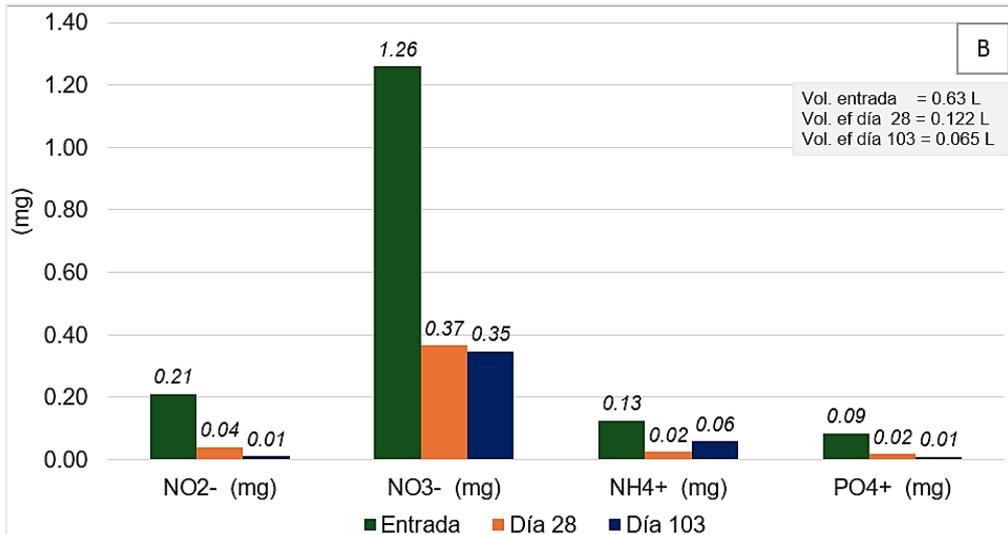


Figura 34. Evolución de la masa de Nutrientes en H-1. A) Masa de Nitrógeno y Fósforo Total en días diferentes. B) Masa de Nitrógeno en forma de amonio, nitritos y nitratos y fósforo en forma de fosfato en días diferentes.

En la Figura 34A, se observa que el H-1 tuvo una eficiencia de reducción de masa nitrógeno total del 74% y 91% luego de 28 y 103 días respectivamente. Respecto a la remoción de masa de fósforo en el H-1, se observó que la eficiencia de remoción fue del 73.4% en el día 28, mientras que al día 103 se alcanzó una remoción del 97.7%. Esto puede atribuirse a la retención de estos nutrientes en el sistema; sin embargo, la reducción significativa de la humedad es lo que resulta más relevante en estos resultados, dado que el volumen de agua drenada, que fue sometida a análisis, es considerablemente menor que el volumen de entrada. Y de la misma manera sucede en la reducción de la masa de Fósforo.

De acuerdo con la caracterización del lodo (Tabla 7), se determina que el 92% del nitrógeno total de entrada es nitrógeno orgánico (NO). La manera de remover el nitrógeno orgánico es conseguir su mineralización a amonio, que luego debe ser nitrificado para finalmente ser desnitrificado. Para este ciclo del nitrógeno, es crucial la actividad microbiana, la cual puede desarrollarse en medios aerobios (en presencia de O₂) o anaerobios (en ausencia de O₂). Otra forma de ser eliminado es mediante procesos de sedimentación o adsorción por el sustrato, o por parte de las plantas (Aguas Residuales.info, 2017; Pascal et al., 2013).

De acuerdo con esto, el estudio de Delgado Baquerizo y Gallardo Correa (2008), menciona que el nitrógeno puede ser asimilado tanto por las plantas como por los microorganismos. Además, señala que, si el nitrógeno orgánico se encuentra disuelto, puede ser absorbido directamente por las plantas, sin necesidad de ser mineralizado previamente por los microorganismos. Esto implica que existe una competencia entre plantas y microorganismos por este nutriente.

Dicho estudio también señala que, si en el sistema existe muy poco nitrógeno y la tasa de descomposición de la materia orgánica es baja, las bacterias y las plantas competirán directamente por el nitrógeno orgánico disuelto. En este caso, la

mineralización sería escasa, lo que resultaría en bajas cantidades de amonio y ausencia de nitratos. Además, si el sistema presenta una disponibilidad intermedia de nitrógeno, se produce la mineralización y, por tanto, la generación de amonio, por el cual compiten plantas y microorganismos, sin que ocurra nitrificación y con cantidades limitadas de nitratos.

A continuación, se presentan los resultados de las concentraciones de nutrientes en la entrada y salida del Humedal 1, correspondientes a los días 28 y 103 desde el inicio del estudio. Dado que se realiza una evaluación en base a concentraciones, es importante recalcar que estos resultados no están afectados por el volumen de entrada ni de salida.

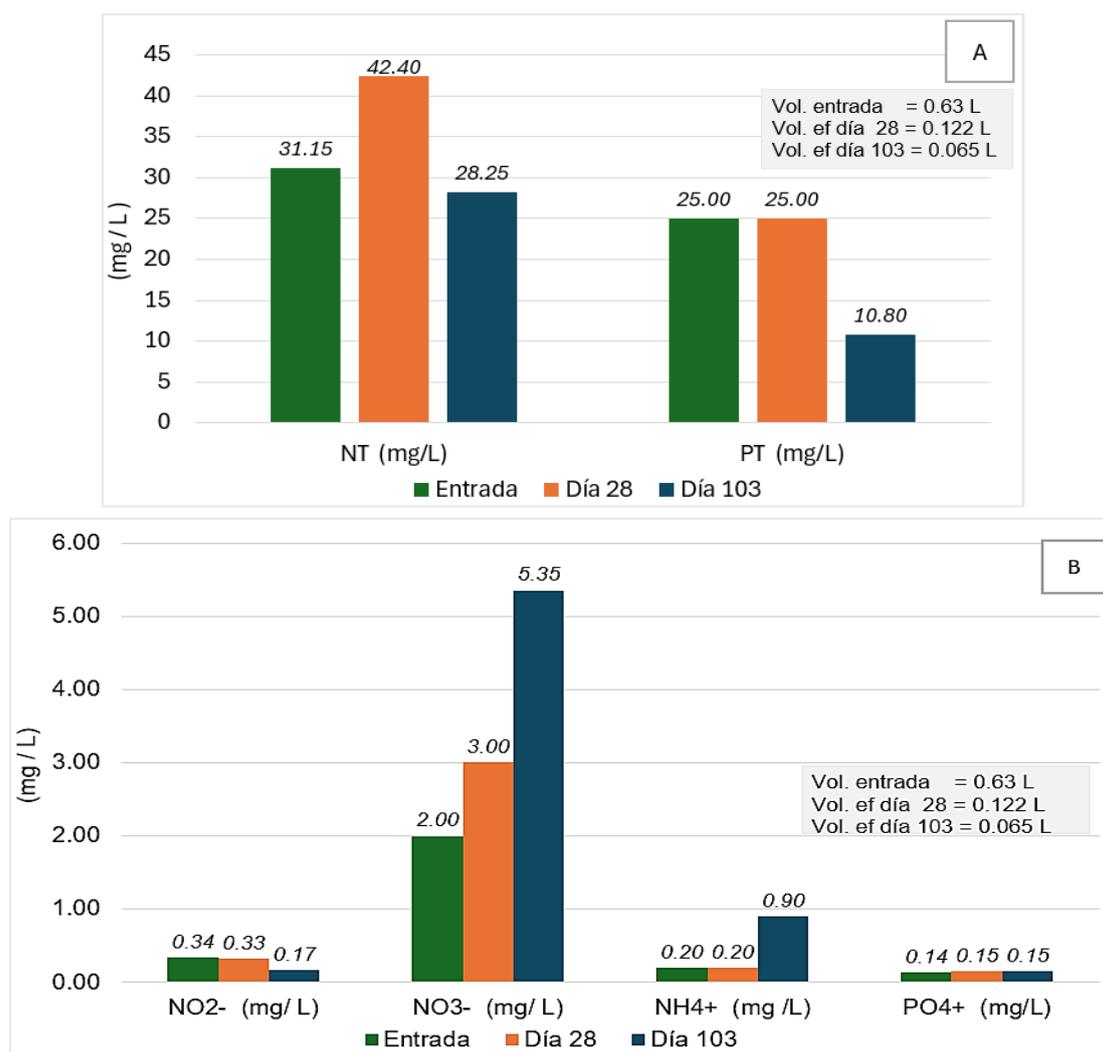


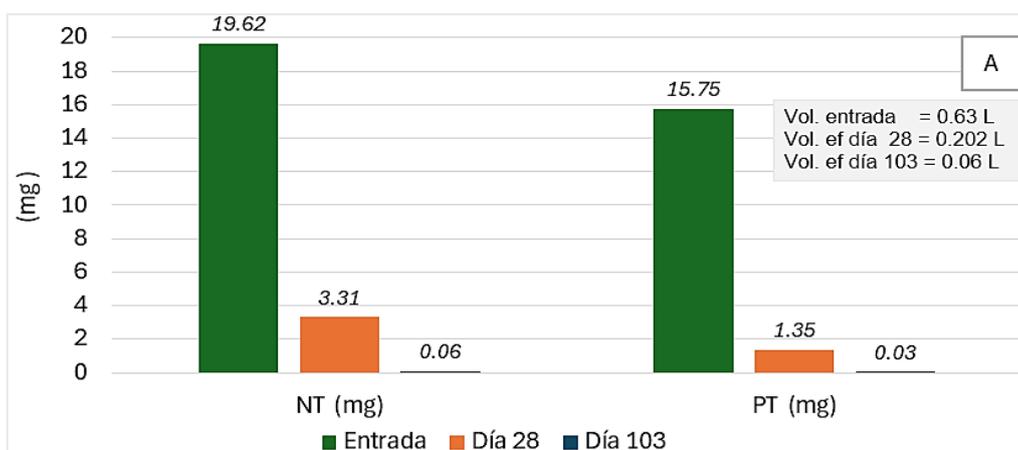
Figura 35. Evolución de la concentración de Nutrientes en H-1. A) Concentración de Nitrógeno Total y Fósforo Total en diferentes días. B) Concentración de Nitrógeno en forma de amonio, nitrito y nitrato y fósforo en forma de fosfato en diferentes días.

En la Figura 35A y 35B se observa que los compuestos inorgánicos de nitrógeno constituyen una pequeña fracción del nitrógeno total. Dado que, el día 28, las concentraciones de amonio, nitritos y nitratos no presentan una variación significativa en comparación con las concentraciones en la entrada, y al observarse un aumento

en el nitrógeno total, se puede inferir que el sistema está aportando nitrógeno orgánico. Para el día 103, se registra una reducción en el nitrógeno total en comparación con el de la entrada, lo cual se debe principalmente a la disminución del nitrógeno orgánico ya que, aunque en pequeñas cantidades, el amonio y los nitratos aumentan, lo que significa que en pequeña magnitud también existe nitrificación.

Tras los resultados observados el día 28, se detectó la aparición de nuevos brotes de *Iris pseudacorus* en el H-1. Esto podría indicar que las macrófitas están compitiendo eficazmente por los nutrientes disponibles, basando su crecimiento principalmente en la asimilación de nitrógeno orgánico. En este contexto, y de acuerdo con lo señalado por Delgado Baquerizo y Gallardo Correa (2008), se puede inferir que, si las macrófitas son capaces de asimilar el nitrógeno orgánico sin necesidad de que este sea previamente mineralizado por los microorganismos, y dado que las cantidades de nitritos, nitratos y amonio no tienen variaciones significativas, se cuestiona la relevancia de la actividad microbiana en el sistema para la remoción de nitrógeno, atribuyendo mayormente esta función a la asimilación de nitrógeno orgánico por parte de las macrófitas. Por otro lado, en el día 103, se observa una reducción significativa en la concentración de fósforo, respecto al de la entrada, esto probablemente se deba a procesos de sedimentación o adsorción por parte del sustrato o de las macrófitas, específicamente del *iris pseudacorus*.

A continuación, la Figura 36 muestra los resultados del análisis del agua drenada en el H-2 realizados después de 28 y 103 días desde el inicio del estudio. Al ser una evaluación en términos de masa, estos resultados están afectados por el volumen de entrada y salida del humedal. En la Figura en mención, se observa que, con el transcurso del tiempo, el H-2 adquiere mayor eficiencia en la remoción de masa de nitrógeno, llegando a reducir al final del estudio el 99.7% del nitrógeno total y el 99.8% del fósforo total. Estos valores, se deben principalmente a la reducción del volumen del efluente, respecto al del afluente.



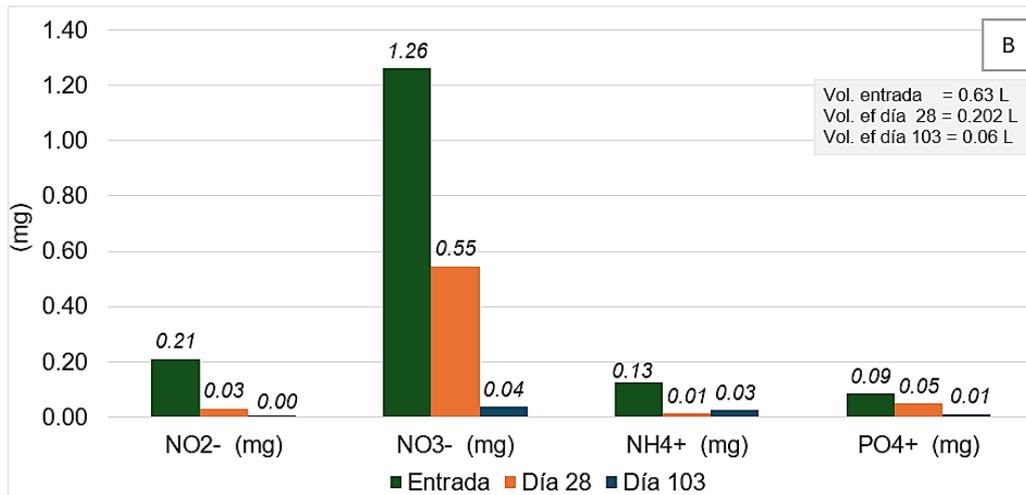
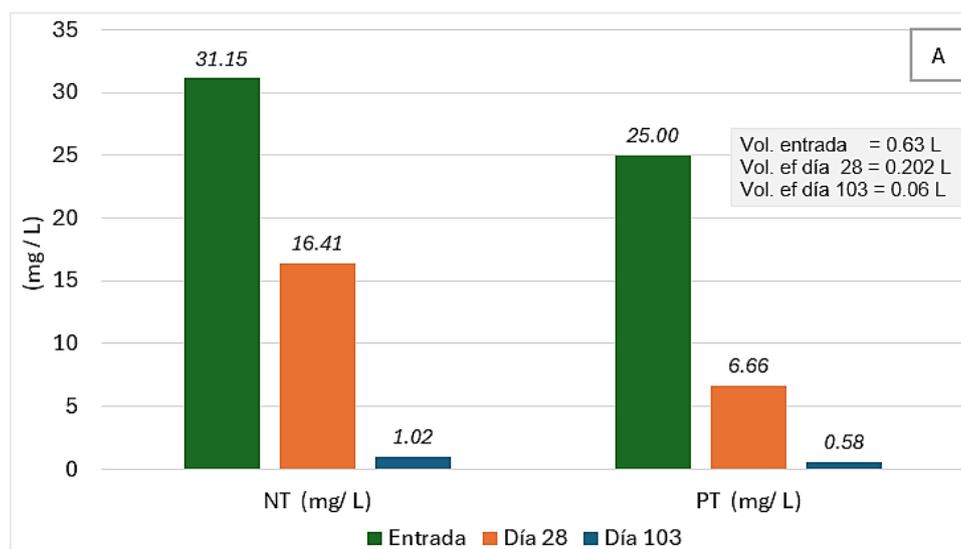


Figura 36. Evolución de la masa de Nutrientes en H-2. A) Masa de Nitrógeno y Fósforo Total en días diferentes. B) Masa de Nitrógeno en forma de amonio, nitritos y nitratos y fósforo en forma de fosfato en días diferentes.

La Figura 37 A, muestra la importante remoción en la concentración de nutrientes que se lleva a cabo en el humedal 2. Dotro et al. (2017) mencionaron que, en el caso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de flujo vertical y con alimentación discontinua, el Tiempo de Retención Hidráulico no se puede calcular. En este caso, probablemente, la formación de películas en los intersticios del medio genera una lenta circulación del lodo, en el humedal, hecho que también se puede evidenciar por la inconsistencia en el volumen de agua drenada. Esta situación puede permitir un mayor tiempo de retención del lodo en el H-2, lo que facilita la ocurrencia de los ciclos de nitrógeno, ya que, aunque en pequeña magnitud, puede observarse que existe nitrificación, al ser el valor de los nitratos mayor que el del amonio. Sin embargo, al igual que en el H-1, gran parte del nitrógeno total es eliminado evidentemente por la reducción del nitrógeno orgánico.



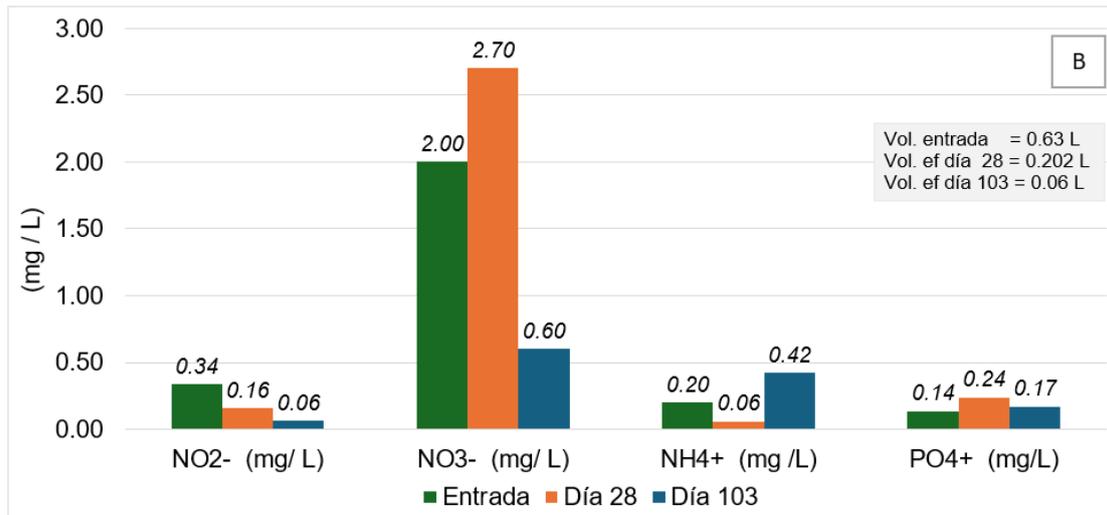


Figura 37. Evolución de la concentración de Nutrientes en H-2. A) Concentración de Nitrógeno Total y Fósforo Total en diferentes días. B) Concentración de Nitrógeno en forma de amonio, nitrito y nitrato y fósforo en forma de fosfato.

Respecto al fósforo, el H-2 ha demostrado una gran capacidad de retención. Es probable que este fósforo haya quedado retenido en el sustrato o haya sido absorbido por las plantas. En este sentido, se puede atribuir gran eficiencia para su remoción en el humedal 2 ya que las concentraciones de fósforo en el efluente son muy pequeñas.

Para evaluar la eficiencia del tratamiento del lodo en cuanto a la eliminación de contaminantes, es necesario considerar las concentraciones establecidas por la Directiva 91/271/CEE, que especifica los requisitos para los vertidos de instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas con límites de 125 mg/L O₂, en el caso de la DQO, y cuando se trata de zonas sensibles, límites de 1 a 2 mg/L para fósforo (P) y 10 a 15 mg/L para nitrógeno (N).

Sin embargo, este sistema difiere del tratamiento de aguas residuales, en el cual el volumen de agua que ingresa es similar al volumen que sale. Por esta razón, las comparaciones en este estudio se han realizado en términos de masa de contaminantes, ya que el objetivo principal en el tratamiento de lodos de potabilizadora es la reducción de humedad. Aun así, se observa que la concentración de DQO en el efluente de ambos humedales está por debajo del límite establecido por la directiva en mención. En el caso de los nutrientes en el efluente del Humedal 1, se observa que, en términos de concentración, estos superan el límite establecido, pero en el caso del Humedal 2, las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el efluente están por debajo de las concentraciones límites.

Los sólidos suspendidos totales (SST) tienen valores muy superiores a 35 mg/l impidiendo que el agua drenada pueda ser vertida al medio natural. Para reducir dichas cantidades se sugiere su recirculación desde la cabecera de la ETAP hasta el propio humedal.

5. APLICACIÓN DEL HUMEDAL PILOTO A ESCALA REAL

Para el diseño del humedal artificial a escala real, se ha recurrido a la bibliografía existente. No obstante, hasta la fecha de elaboración de este trabajo, no se han encontrado diseños específicos para humedales artificiales destinados al tratamiento de lodos de potabilizadora.

En este estudio, el criterio para calcular el área necesaria del humedal artificial a escala real se basa en la cantidad de lodo generado en la planta potabilizadora de la cual se extrajo el lodo analizado. Además, dado que los humedales han sido alimentados con distintas frecuencias, se evalúa la tasa de carga de sólidos aplicada en cada humedal (Ecuación 13 y 14).

El diseño se inicia considerando la masa de lodo generado en la planta potabilizadora el cual es de 450 000 KgST/año.

5.1. APLICACIÓN A ESCALA REAL DEL H-1

Ecuación 16. Área necesaria para aplicar a escala real el H-1.

$$\frac{450000 \frac{\text{Kg ST}}{\text{año}}}{21 \frac{\text{Kg ST}}{\text{m}^2\text{año}}} = 21\,428.60 \text{ m}^2$$

Del cálculo anterior, se obtiene el área que se necesita para tratar el lodo estudiado aplicado una tasa de carga de 21 KgST/ m² año y con una alimentación de dos veces por semana (Figura 9). Por otro lado, la evolución del crecimiento del fango en la superficie del humedal proporciona una estimación del tiempo en que se llenará el borde libre destinado a la acumulación de lodo. Según Dotro et al. (2017), el lodo de depuradora puede almacenarse y tratarse hasta alcanzar una acumulación de al menos 1 metro, lo que implica una tasa de acumulación de 10 cm por año. Esto resulta en un periodo de vaciado de entre 8 y 10 años.

Si consideramos que la capa de lodo será removida al alcanzar una profundidad de 100 cm, podemos determinar la frecuencia con la que será necesario retirar esta capa. De la Figura 30 A, se observa que el crecimiento del lodo en la superficie del humedal 1 se establece a los 103 días, momento en el cual alcanza 0.5 cm. Esto implica un crecimiento anual de 1.77 cm. En base a este crecimiento de la capa, se obtiene que el tiempo de llenado sería 56 años, de lo que se puede deducir que o bien la tasa de carga podría ser mayor, con los correspondientes periodos de descanso para alcanzar la sequedad deseada, o bien la altura de resguardo de acumulación de lodos podría ser menos profunda, lo que facilitaría la extracción del lodo deshidratado.

Ecuación 17. Periodo de vaciado del lodo retenido en superficie del H-1.

$$\frac{100 \text{ cm}}{1.77 \frac{\text{cm}}{\text{año}}} = 56 \text{ años}$$

5.2. APLICACIÓN A ESCALA REAL DEL H-2

Para calcular el área requerida para tratar el lodo estudiado aplicado una tasa de carga de 31.78 KgST/ m² año y con una alimentación de tres veces por semana (Figura 9) se ha realizado:

Ecuación 18. Área necesaria para aplicar a escala real el H-2.

$$\frac{450000 \frac{\text{Kg ST}}{\text{año}}}{32 \frac{\text{Kg ST}}{\text{m}^2 \text{año}}} = 14\,063 \text{ m}^2$$

Usando el mismo criterio que en el humedal 1, si consideramos que la capa de lodo retenida en superficie será removida cuando alcance una profundidad de 100 cm, podemos determinar la frecuencia con la que será necesario retirar esta capa. De la Figura 30 B, se obtiene que el crecimiento del lodo en la superficie del humedal 2, se estabiliza cuando se llega a los 103 días, alcanzando este día los 3.1 cm. Siendo el crecimiento de 11 cm por año.

Ecuación 19. Periodo de vaciado del lodo retenido en superficie del H-2.

$$\frac{100 \text{ cm}}{11 \frac{\text{cm}}{\text{año}}} = 9 \text{ años}$$

Considerando el factor económico, la construcción a escala real del humedal 2 sería la opción más viable debido a que requiere una menor área. Sin embargo, la planta potabilizadora de la cual se extrajo el lodo estudiado no cuenta con el espacio necesario para implementar esta solución. En consecuencia, se ha identificado un área disponible dentro de la potabilizadora de 5050 m². Con esta información, se procede a determinar la tasa de carga a aplicar y el periodo de vaciado del lodo en la superficie.

Ecuación 20. Tasa de carga a aplicar para el área disponible.

$$\frac{450000 \frac{\text{Kg ST}}{\text{año}}}{5050 \text{ m}^2} = 89 \frac{\text{Kg ST}}{\text{año}}$$

Dado que el crecimiento del lodo en la superficie, con una tasa de 32 KgST/m² al año, era de 11 cm por año, se espera que, con una tasa de aproximadamente el triple, el crecimiento también sea proporcionalmente mayor, alcanzando aproximadamente 31 cm por año.

Ecuación 21. Periodo de vaciado del lodo retenido del área disponible.

$$\frac{100 \text{ cm}}{31 \frac{\text{cm}}{\text{año}}} = 3.2 \text{ años}$$

6. CONCLUSIONES

La caracterización del lodo indica un bajo contenido en sólidos volátiles, susceptibles de ser mineralizados. Ello hace que las tasas de carga recomendables para humedales de deshidratación de lodos de ETAP sea menor que las de lodos de depuradora.

El experimento muestra que la macrófita *iris pseudacorus*, puede establecerse rápidamente y brotar en el medio, compitiendo eficazmente por recursos y espacio con otras plantas acuáticas y microorganismos. Este fenómeno de rápido crecimiento y brote resalta su adaptabilidad, incluso en condiciones invernales que no son ideales para muchas otras plantas acuáticas.

Probablemente su plantación en primavera en lugar de invierno hubiera permitido evaluar el desarrollo de la enea en condiciones más favorables, pudiendo haber evitado su marchitamiento y permitiendo una evaluación más completa del comportamiento de ambas plantas (enea y lirios), tanto en la remoción de nutrientes, como su adaptación en los humedales.

En el H-2, la frecuencia de alimentación con sólidos inertes, la formación de una capa de lodo con grandes grietas en su superficie, la presencia de caminos preferenciales y la estructura obstruida del medio filtrante, contribuyeron a que el drenaje se iniciase más tarde, y que finalmente se obtengan inconsistencias en el volumen del efluente.

Los resultados del drenaje en ambos humedales no muestran tendencias uniformes. Sin embargo, se observa que la mayor parte del drenaje ocurre durante los primeros 60 minutos después de la alimentación. Además, en ambos humedales, el sistema tiene variaciones significativas en la velocidad y cantidad de drenaje. Este comportamiento variable probablemente persiste debido a las características intrínsecas del lodo.

El volumen del efluente en ambos humedales indica que la mayor parte del lodo suministrado es retenido en el sistema, ya sea para su aprovechamiento por parte de las plantas o para su evapotranspiración o evaporación. Esto sugiere que, en el proceso de deshidratación del lodo estudiado, el mecanismo predominante es la evaporación y evapotranspiración, en lugar del drenaje.

Ajustar la frecuencia de alimentación puede mejorar significativamente la eficiencia del drenaje y de la evapotranspiración, que influye directamente en la calidad y la cantidad del efluente y del lodo deshidratado. Se conoce que el periodo de descanso es importante en los humedales que tratan aguas residuales. Sin embargo, en el presente estudio, en el que el lodo a tratar es mayormente inorgánico, el periodo de descanso prolongado mostró cambios

significativos en el funcionamiento del humedal, evidenciándose esto en la calidad y cantidad del agua drenada.

En cuanto a la remoción de contaminantes y la deshidratación del lodo, los resultados obtenidos han sido positivos. Obteniéndose valores de sequedad del 13% al 64% en el Humedal 1 y del 19% al 22% en el Humedal 2. No obstante, la literatura sugiere que los resultados podrían mejorar significativamente una vez que las macrófitas estén plenamente establecidas y adaptadas al sistema. Por lo tanto, un período de estudio más prolongado sería recomendable para obtener conclusiones más precisas y definitivas.

Es viable la construcción de un humedal de deshidratación del lodo para la ETAP de la Presa (Manises). Dada la superficie disponible, se podría instalar un humedal de 5 050 m² que sería necesario vaciar cada 3 años. Para poder alternar periodos de descanso prolongados que permitan alcanzar la sequedad necesaria para poder aprovechar el fango como material filtrante en humedales artificiales, se plantea la construcción de 13 celdas paralelas, asumiendo medidas máximas de 20 m x 20 m.

Los resultados obtenidos en la fase experimental evidencian que los humedales de deshidratación tienen un gran potencial para ser una solución efectiva y sostenible en el tratamiento de lodos de una ETAP. Con el objetivo de lograr resultados aún más exitosos, se proponen a continuación diversas sugerencias de mejora que podrían ser aplicadas en futuros ensayos experimentales:

- Aumento del espesor de la capa de arena en busca de una mayor retención de sólidos, materia orgánica y nutrientes.
- Con el fin de emular con mayor realismo las condiciones en una ETAP, se sugiere el uso de recipientes más profundos y la aplicación de mayores cargas de lodo sobre el sustrato.
- En la misma línea, se propone automatizar la alimentación de lodos al humedal con un aporte continuo y prolongado a lo largo del día, valorando introducir periodos de descanso hasta obtener la humedad deseada.

7. BIBLIOGRAFÍA

- AEmet. (16 de Febrero de 2024). *AEmet*. Obtenido de AEmet: https://www.aemet.es/documentos/es/serviciosclimaticos/vigilancia_clima/radiacion_ozono/radiacion_solar/2024/InformeRad_Solar_2024_01.pdf
- AEMET. (2024). *Temperatura media en la comnidad Valenciana - evolución diaria*. Valencia: METEORED.
- Aguas Residuales.info. (17 de marzo de 2017). *Aguas Residuales. info*. Obtenido de Aguas Residuales. info: <https://www.aguasresiduales.info/revista/blog/las-formas-multiples-del-nitrogeno>
- Aguilar, M., Sáenz, J., Lloréns, M., Soler, A., & Ortuño, J. (2002). *Tratamiento fisico-químico de aguas residuales*. Universidad de Murcia.: Servicio de Publicaciones.
- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2015). Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. *Elsevier*, 6.
- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2015). Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. *Elsevier*, 13.
- Arboleda Valencia, J. (2000). *Teoría y prcática de la purificación del agua*. Colombia: NOMOS S.A.
- Argudo García, J. (18 de MAYO de 2018). *iagua - blogs*. Obtenido de ACCIONA - CICLO DEL AGUA: <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-argudo-garcia/valorizacion-lodos-procedentes-ptap-como-nutriente-tecnologico>
- Aznar Carrasco, A. (1997). *Técnica de aguas*. Madrid: Alcion S.A.
- Bialowiec, A., Alburqueque B., A., & Randersonc, F. (2014). La influencia de la evapotranspiración en el desempeño del humedal construido. *ELSEVIER*, 6.
- Bratby, J. (2008). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. India: TechBooks.
- Centro de estudios y experimentación de obras públicas. (2013). *Lodos de Depuradora*. Valencia: CEDEX.
- Corstanje, R. Reddy , K., & Portier, K. (2005). Typha latifolia and Cladium jamaicense litter decay in response to exogenous nutrient enrichment. *Aquatic Botany*, 9.
- Cuquerella, J. M. (2024). *Determinación de sólidos*. Valencia: UPV.
- De Vargas, L. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano - Plantas de filtración rápida*. Lima: CEPIS.
- Delgadillo, O., Camacho, A., F. Pérez, L., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba - Bolivia: Antequera Durán.
- Delgado Baquerizo, M., & Gallardo Correa, A. (2008). *Dialnet*. Obtenido de Dialnet: <https://dialnet.unirioja.es/download/articulo/4249355.pdf>

- Díaz Fernández, J., Laca Pérez Amanda, & Laca Pérez Adriana. (2019). *Mendeley*. Obtenido de Mendeley: <https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/handle/10651/50969/Laca18%20META%20Produccion%20y%20caracteristicas.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Directiva 91/271/CEE. (s.f.). *Real Decreto-Ley 11/1995*. Obtenido de Miteco.gob.es: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/publicaciones/03_Manual_Directiva_91_271_CEE_tcm30-214069.pdf
- Dotro, G., Langergraber, G., Pascal, M., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2017). *Humedales para tratamiento*. Londres: IWA Publishing.
- E., H. H. (1995). *Manual de tratamiento de aguas*. Balderas-México: Limusa S.A.
- Enríquez Balcázar, L. G. (2012). *Evaluación de la presencia de Al, Fe y Mn en el sistema de agua potable de Zamorano*. Zamorano - Honduras.
- Erick, Z., & Sadzawka, A. (2007). *Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos*. Chillán: Universidad de Concepción.
- Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A. (2005). *Tratamiento físico químicos de aguas residuales*. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- FugaTec. (16 de mayo de 2012). *FugaTec*. Obtenido de FugaTec: <https://fugatec.com/blog/mapa-de-evaporacion-de-agua-en-espana/>
- G. Wetzel, R., & B. Grace, J. (1981). Componentes fenotípicos y genotípicos del crecimiento y la reproducción en *Typha latifolia*: estudios experimentales en pantanos de diferente madurez sucesional. *Ecology - Ecological Society of America.*, 13.
- Granata, F., Gargano, R., & De Marinis, G. (2019). Enfoques basados en inteligencia artificial para evaluar la evapotranspiración real en humedales. *ELSAVIER*, 15.
- Gray, N. (1996). *Calidad del agua potable*. Zaragoza: Acribia S.A.
- Gutiérrez Rosero, J. A., Ramírez Fajardo, Á. I., Rivas, R., Linares, B., & Paredes, D. (2014). Tratamiento de lodos generados en el proceso convencional de potabilización de agua. *Revista Ingenierías - Universidad de Medellín*, 16.
- Hernández Crespo, C., Oliver, N., Bixquert, J., Gargallo, S., & Martín Miguel. (2016). Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *CrossMark*, 10.
- Hernández Muñoz, A. (2001). *Depuración y desinfección de aguas residuales*. Madrid: Colegio de ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- I. Stefanakis, A., & A. Tsihrintzis, V. (2011). Efectos de la carga, el período de descanso, la temperatura, los medios porosos, la vegetación. *ELSEVIER*, 15.
- IAMA, I. d. (07 de Noviembre de 2023). *Retema*. Obtenido de Retema: <https://www.retema.es/actualidad/prueban-la-eficiencia-de-los-humedales-artificiales-en-procesos-de-depuracion-de-aguas>
- Izembart, H., & Le Boudec, B. (2003). *Waterscapes - El tratamiento de aguas residuales mediante sistemas vegetales*. Barcelona: Gustavo Gill. S.A.

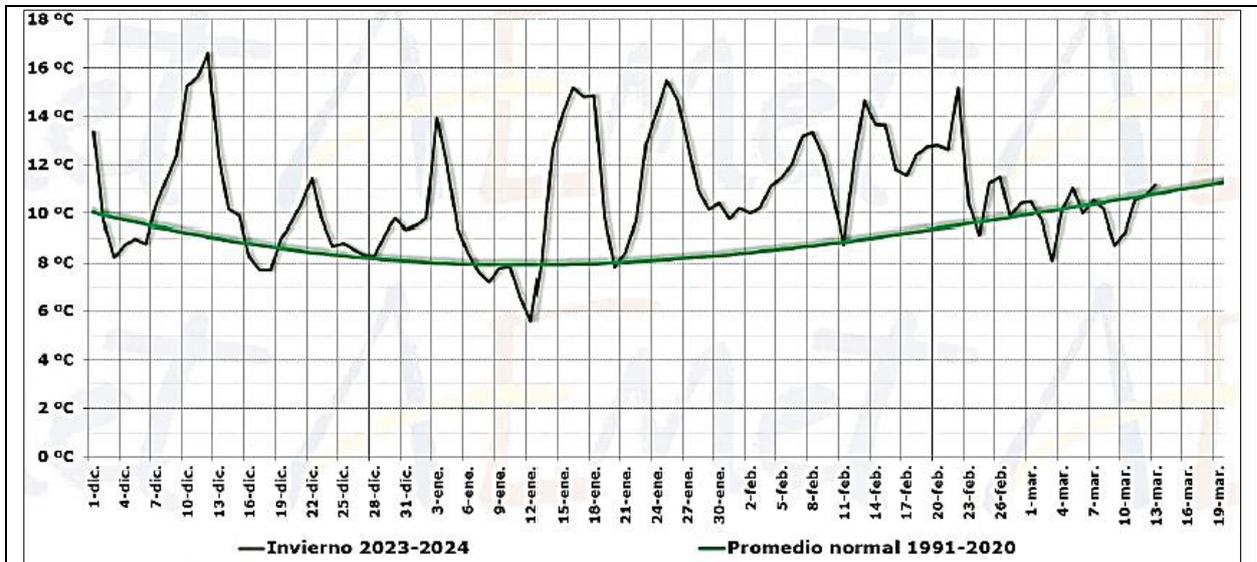
- James, C. R., & Charles, R. O. (1982). Considering sludge production in the selection of coagulants. *AWWA*, 1.
- Jaume, A. T. (2011). *Depuraci3n de aguas residuales urbanas*. Alicante: Universidad de Alicante.
- Jayaweera, M., Kasturiarachchi, J., Kularatne, R., & Wijeyekoon, S. (2007). Removal of aluminium by constructed wetlands with water hyacinthgrown under different nutritional conditions. *Environmental Science and Health*, 9.
- Josep, B. L. (2008). La problemática del tratamiento del agua potable. *MEDICINA NATURISTA*, 7.
- K. Cronk, J., & Siobhan Fennessy, M. (2001). *Wetland Plants - Biology and Ecology*. Washington DC.: Editores Lewis.
- L. Knight, R., E. Walton , W., F. OMeara, G., K. Reisen, W., & Wass, R. (2003). Estrategias para el control eficaz de mosquitos en humedales artificiales de tratamiento. *ELSEVIER*, 22.
- Lafuente, J. C. (1997). *DEPURADORAS, Bases científicas*. Madrid: BELLISCO.
- Langergraber, G., Dotro , G., Nivala, J., Rizzo, A., & R. Stein, O. (2019). *Tecnología de humedales para tratamiento*. Londres: IWA Publishing.
- Luciano, S., Martín D, A., Piña S, M., & Montellano P., L. (1998). *Estudio piloto para reducir el volumen de lodos de Plantas Potabilizadoras*. Morelos-México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Martín Martínez, I. (1989). Depuraci3n de aguas con plantas emergentes. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentaci3n.*, 24.
- Meteoblue. (29 de junio de 2024). *Meteoblue*. Obtenido de Weather close to you: https://www.meteoblue.com/es/tiempo/historyclimate/weatherarchive/valencia_esp%C3%B1a_2509954?fcstlength=1m&year=2024&month=3
- Miranda Ríos, M., & Luna Pabello, V. M. (2001). *Estado del arte y Perspectivas de Aplicaci3n de los Humedales Artificiales de Flujo Horizontal*. México D.F.: Ciudad Universitaria.
- Mollea, P., Lie´narda, A., Grasmick, A., & Lwemac, A. (2005). Efecto de las operaciones de carrizo y alimentaci3n sobre el comportamiento hidr3ulico de humedales artificiales de flujo vertical. *ELSEVIER*, 7.
- Morales, G., L3pez , D., Vera, I., & Vidal, G. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de Materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas. *Theoría*, 15.
- Oss Rangel , A., ML Castro, P., & SC. Calheiros, C. (2008). Evaluaci3n de diferentes sustratos para apoyar el crecimiento de *Typha latifolia* en humedales artificiales que tratan aguas residuales de curtidurías durante operaciones a largo plazo. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 12.

- Pascal, M., Vincent, J., Troesch, S., & Malamaire, G. (2013). *Humedales Artificiales utilizados en el tratamiento de lodos y fangos extraídos de fosas*. ONEMA - IRSTEA.
- Pire Sierra, M., Rodriguez Sargent, K., Fuenmayor Reyes, M., Fuenmayor, Y., Acevedo Hervis, Carrasquero Ferrer, S., & Díaz Montiel, A. (19 de Diciembre de 2011). *CIENCIA E INGENIERÍA NEOGRANADINA*. Obtenido de CIENCIA E INGENIERÍA NEOGRANADINA: <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v21n2/v21n2a01.pdf>
- Rahman Ekhlatur, M., Effendi Bin Halmi, M., Bin Abd Samad, M., Uddin Kamal, M., & Mahmud, K. (2020). Design, Operation and optimization of constructed wetland for removal of pollutant. *Environmental Research and Public Health*, 40.
- Ramírez Quirós, F. (2008). Lodos producidos en el tratamiento del agua potable. *Técnica Industrial*, 7.
- Richard, C. R. (1999). Humedales artificiales y mosquitos: peligros para la salud y opciones de gestión. *ELSEVIER*, 18.
- Rodríguez Gonzales, M., Molina Burgos, J., Jácome Burgos, A., & Suárez López, J. (2013). Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 13.
- S. Thullen, J., J. Sartoris, J., & E. Walton, W. (2001). Efectos del manejo de la vegetación en humedales artificiales. *ELSEVIER*, 17.
- Salvador, S. C., Álvarez Cobelas Miguel, & Benítez, M. (2001). A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. *Hydrological Sciences~Journal-des Sciences Hydrologiques*, 17.
- Seoáñez Calvo, M., & Gutiérrez de Ojedo, A. (1999). *Aguas Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales*. Madrid -España: A.G.Cuesta S.A.
- SIAR, Sistema de información Agroclimática para el Regadío. (19 de 12 de 2011). *Siar*. Obtenido de Siar: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/gestion-sostenible-regadios/Evapotranspiraci%C3%B3n_tcm30-82951.pdf
- Solano, M., Soriano, P., & Ciria, M. (2005). Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater. *ELSEVIER*, 10.
- Stefanakis, A., & A. Tsihrintzis, V. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds. *Chemical Engineering Journal*, 14.
- Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (2014). *Manejo de lodos fecales*. Londres: IWA Publishing.
- Torrescano España, J. (2009). *Parámetros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual por lodos activados*. Guanajuato: Aquaforum.
- UNESCO. (2024). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2024. Agua para la prosperidad y la paz*. UN WATER.
- Valencia Plaza. (25 de Marzo de 2024). La Presa, una potabilizadora de más de 150 años que mira al futuro con "la última tecnología". *Valencia Plaza*, pág. 1.

- Walton, W. (2011). Diseño y gestión de humedales artificiales de superficie libre de agua para minimizar la producción de mosquitos. *ELSEVIER*, 23.
- Yu, G., Wang, G., Chi, T., Du, C., Wang, J., Li, P., . . . Shitao , W. (2022). Enhanced removal of heavy metals and metalloids by constructed wetlands. *ELSEVIER*, 17.

8. ANEXOS

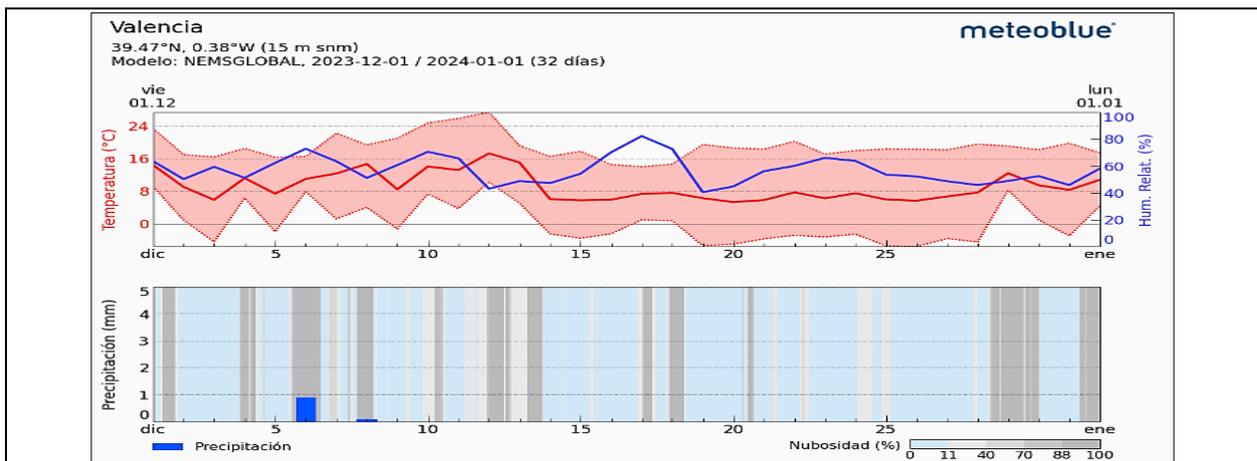
Anexo 1. Climatología.



Temperatura media en Valencia – evolución diaria
(diciembre 2023 - marzo 2024).

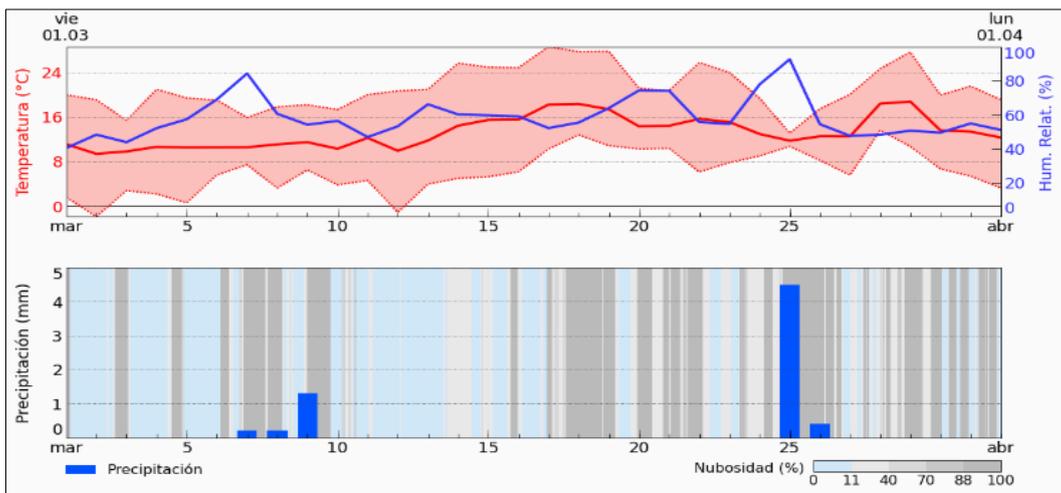
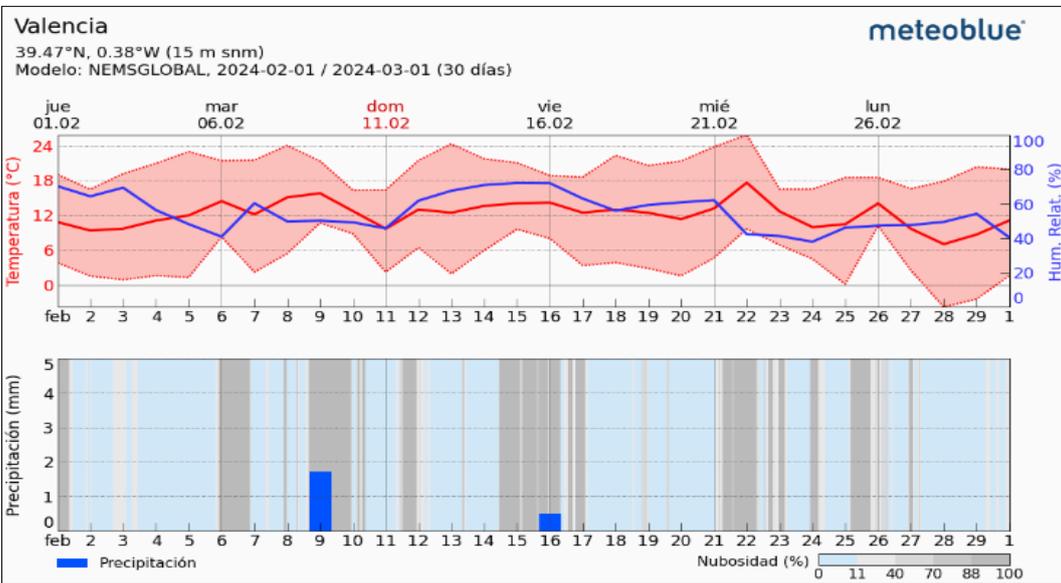
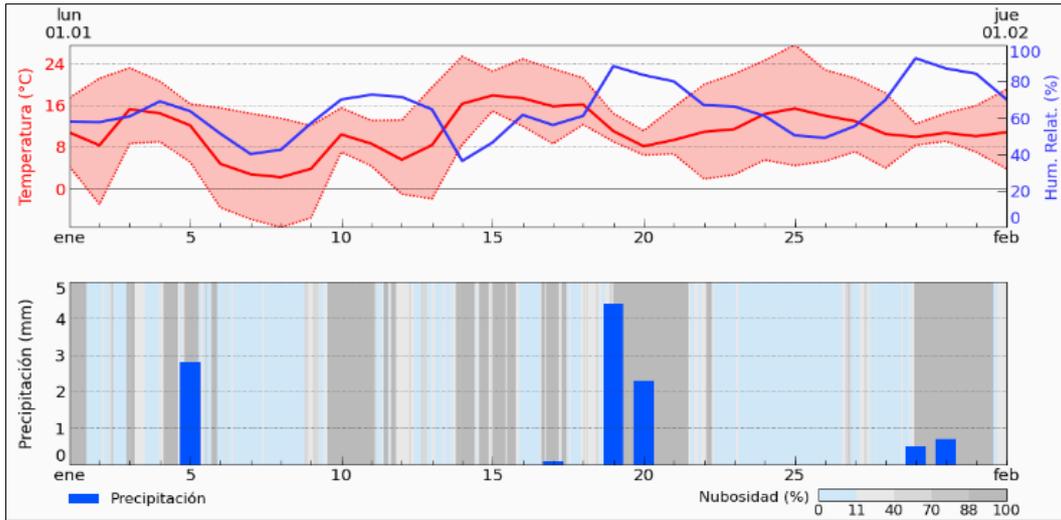
Fuente (AEMET, 2024)

La bibliografía consultada recomienda que los periodos más largos se realicen en invierno ya que los procesos de estabilización son más lentos en esta estación. En este anexo, se observa que las temperaturas más bajas corresponden al mes de enero de 2024.

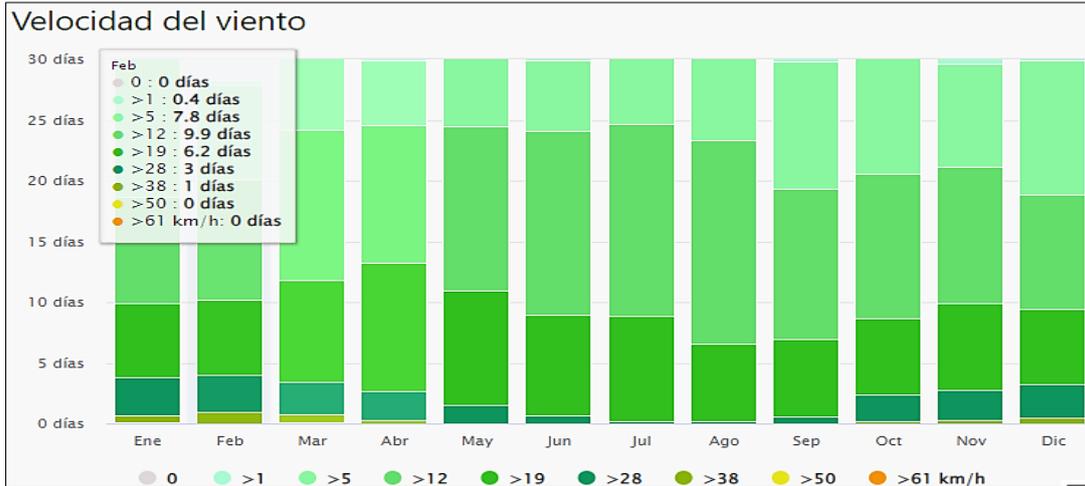


Fuente (Meteoblue, 2024).

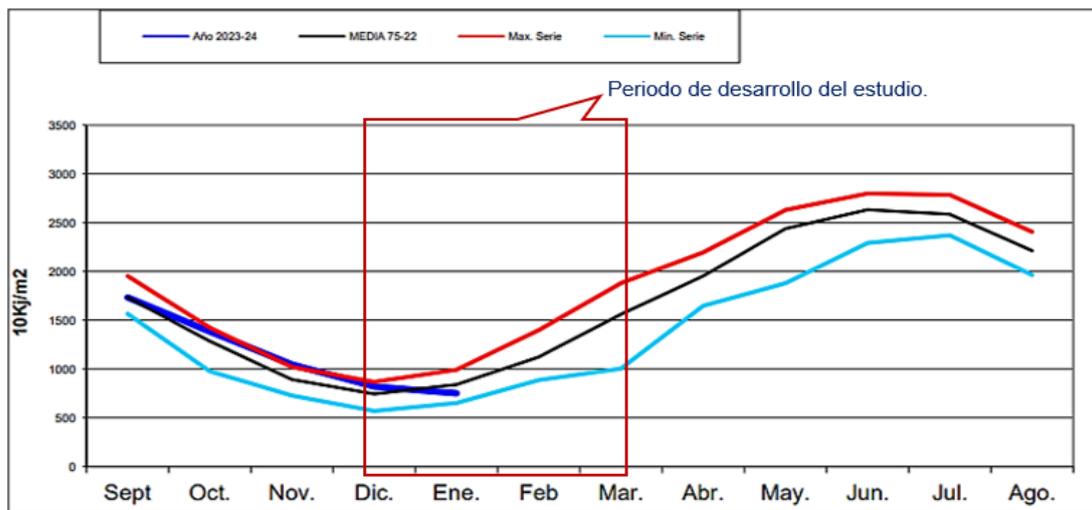
Se muestra el registro de precipitaciones y temperaturas en la zona y durante los meses de estudio – diciembre 2023



Se muestra el registro de precipitaciones y temperaturas en la zona y durante los meses de estudio – enero – febrero – marzo 2024



Fuente (Meteoblue, 2024).



Fuente (AEmet, 2024)

Las fuentes de información registran que la radiación va incrementando progresivamente de diciembre a marzo.

Anexo 2. Panel Fotográfico.



Día 3: Inmediata a la alimentación de lodo, H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 3: Volumen drenado en H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 6: Volumen drenado en H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 19: Formación de grieta en H-2. eneas marchitas.



Día 21: Plantación de *iris pseudacorus*, H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 35: Paso de lodo a través de las grietas en H-2.



Día 38: Deshidratación de lodos en la superficie, H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 42: Agua drenada , poco volumen, pero limpia (antes de los 16 días sin alimentar a ambos humedales).



Día 63: Volumen drenado en H-1, el H-2 no presentó volumen drenado.



Día 80: Volumen drenado en H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 82: Volumen drenado en H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 94: Volumen drenado en H-1, el H-2 no presentó volumen drenado.



Día 98: Desarrollo del *iris pseudacorus*.
Reverdecimiento de eneas.
Eficiencia en deshidratación del H-1.



Día 103: Último día de estudio.
Volumen drenado en H-1 (izquierda) y H-2 (derecha).



Día 103: Último día de estudio.
Eficiencia en deshidratación del H-1.



Día 103: Último día de estudio.
Eficiencia en deshidratación del H-2.