

Permeado de MBR para llenado de piscinas

Máster Universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua



Trabajo Fin de Máster

Autor:
Clara Sánchez Abellán

Febrero 2024

“Olvidamos que el ciclo del agua y el ciclo de la vida son uno mismo”.

Jacques Cousteau.

ÍNDICE GENERAL

| | |
|--|----|
| ÍNDICE DE TABLAS | 5 |
| ÍNDICE DE FIGURAS | 6 |
| ÍNDICE DE ECUACIONES | 9 |
| RESUMEN..... | 10 |
| ANTECEDENTES..... | 11 |
| INTRODUCCIÓN..... | 11 |
| 2 MARCO TEÓRICO | 13 |
| 3 MARCO LEGAL..... | 16 |
| 4 FUNDAMENTOS DE LA DEPURACIÓN BIOLÓGICA..... | 19 |
| 4.1 LOS COMPUESTOS DEL NITRÓGENO EN EL AGUA RESIDUAL | 20 |
| 4.1.1 Proceso de nitrificación | 20 |
| 4.1.2 Proceso de desnitrificación | 21 |
| 4.2 TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS AEROBIOS | 23 |
| 4.2.1 Fangos activos | 23 |
| 4.2.2 Biorreactor de membranas (BRM) o Membrane Bioreactor (MBR) | 24 |
| 4.3 COMPARATIVA DE PROCESOS | 34 |
| 5 ANALISIS DE AGUAS RESIDUALES | 35 |
| 5.1 FASE LÍQUIDA | 35 |
| 5.1.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 35 |
| 5.1.2 Compuestos nitrogenados | 36 |
| 5.1.3 Compuestos fosforados..... | 36 |
| 5.1.4 Parámetros físicos | 37 |
| 5.2 FASE SÓLIDA..... | 38 |
| 6 OBJETIVOS Y ALCANCE..... | 40 |
| 7 MATERIALES Y MÉTODOS | 41 |
| 7.1 DESCRIPCIÓN DEL BLUETORPEDO | 41 |
| 7.1.1 Diseño del bluetorpedo (Gil Linares, 2022)..... | 41 |
| 7.1.2 Parámetros de diseño del bluetorpedo..... | 42 |
| 7.1.3 Funcionamiento del bluetorpedo | 43 |
| 7.1.4 Control y operación del bluetorpedo..... | 45 |
| 7.2 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL | 46 |
| 7.2.1 Toma de muestra | 46 |
| 7.2.2 Técnicas analíticas..... | 47 |
| 7.2.3 Biorreactor..... | 50 |
| 7.3 REQUIRIMIENTO DE NITRÓGENO | 52 |

| | | |
|-------|--|----|
| 7.3.1 | Fertilización en diferentes etapas (Cropaia, 2023) | 53 |
| 8 | RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 56 |
| 8.1 | PARÁMETROS DE DISEÑO DEL BLUETORPEDO | 56 |
| 8.1.1 | Carga Hidráulica (CH) y Sólidos en suspensión totales (SST) del agua de entrada 56 | |
| 8.1.2 | Presión transmembrana (PTM) y Permeabilidad (K) | 57 |
| 8.2 | PARÁMETROS FÍSICOS..... | 58 |
| 8.2.1 | pH y Temperatura | 58 |
| 8.2.2 | Conductividad | 59 |
| 8.2.3 | Turbidez | 60 |
| 8.2.4 | Sólidos en suspensión (SS)..... | 61 |
| 8.3 | PARÁMETROS QUÍMICOS | 62 |
| 8.3.1 | DQO..... | 62 |
| 8.3.2 | Nitrógeno total (NT) | 63 |
| 8.3.3 | Amonio (NH ₄ -N)..... | 64 |
| 8.3.4 | Nitratos (NO ₃ -N) | 65 |
| 8.3.5 | Fósforo total (PT) | 66 |
| | ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO | 67 |
| 8.4 | PARÁMETROS DEL BIOREACTOR..... | 68 |
| 8.4.1 | pH y Temperatura | 68 |
| 8.4.2 | Sólidos en suspensión del Licor Mezcla (MLSS) e Índice volumétrico del lodo. 69 | |
| | | 69 |
| 8.4.3 | Oxígeno disuelto y Temperatura en el Biorreactor de membranas (MBR) 70 | |
| 9 | CONCLUSIÓN | 71 |
| 10 | BIBLIOGRAFÍA | 72 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1: Usos de las aguas regeneradas. Fuente: Reglamento (CE) 852/2004 y Daniel Prats (2022). | 17 |
| Tabla 2: Clases de calidad de aguas regeneradas, uso agrícola y método de riego permitidos. Fuente: Reglamento (UE) 220/741. | 18 |
| Tabla 3: Requisitos de calidad según la clase de calidad mínima de las aguas regeneradas. | 18 |
| Tabla 4: Comparativa de las dos configuraciones de MBR. (Fundación Centro Canario del Agua,2003). | 28 |
| Tabla 5: Algunas características principales de la configuración externa e interna (Evenblij, 2006; Judd & Judd, 2006; Mulder, 1996). | 28 |
| Tabla 6: Diferentes tipos de módulos de membranas. Fuentes: http://aguasindustriales.es/tag/membrana-plana/ y Daniel Prats (2013). | 29 |
| Tabla 7: Comparativa de los distintos módulos de membranas. Las configuraciones de membrana más empleadas en tecnología de MBR están en negrita (Judd, (2006); Baker, (2000)). | 30 |
| Tabla 8: Ventajas y desventajas principales de un MBR. Fuente: Trapote Jaume (2011). | 31 |
| Tabla 9: Comparativa de la calidad de efluente entre un SFAC (sistema de fangos activos) y un BRM (Biorreactor de membranas). Acciona,2007. | 35 |
| Tabla 10: Datos iniciales para hallar los parámetros de diseño del bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022). | 43 |
| Tabla 11: Parámetros de diseño del bluetorpedo. Fuente: Milagros Peña (2023). | 43 |
| Tabla 12: Elementos considerados para el control y operación eficiente del bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022). | 45 |
| Tabla 13: Parámetros físicos evaluados para el agua de entrada y de salida, se efectuaron en el laboratorio de la IUACA. | 47 |
| Tabla 14: Parámetros químicos analizados para las dos muestras de agua, el de entrada y salida. Donde: Entrada (E) y Salida (S). | 48 |
| Tabla 15: Resultados de los parámetros físicos para el fango del biorreactor. | 50 |
| Tabla 16: Configuración del tiempo de la bomba de aireación(S1) y de recirculación(B2). | 51 |

| | |
|--|----|
| Tabla 17: Datos finales para la determinación de la cantidad de NO ₃ total obtenida con el bluetorpedo..... | 52 |
| Tabla 18: Datos obtenidos de la literatura de la junta de Castilla y León. 2021..... | 53 |
| Tabla 19: Nitrógeno, Fósforo y Potasio para diferentes etapas de fertilización. Fuente: Milagros Peña (2023)..... | 54 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1: Esquema del proceso de nitrificación-desnitrificación. Fuente: Asignatura de Microbiología, curso II de CCMAR. | 22 |
| Figura 2: Sistema convencional de Fangos Activados. Fuente: Trapote Jaume (2011). ... | 23 |
| Figura 3: Formación flocular. Fuente: Máster en Gestión Sostenible y Tecnología del agua. | 24 |
| Figura 4: Tamaños de partículas que se pueden filtrar según el tipo de tecnología de filtración. Fuente: Liuba Domínguez..... | 25 |
| Figura 5: Esquemas de biorreactores de membranas sumergidas. A) Membrana interna sumergida. B) Membrana externa sumergida. Fuente: Domínguez (2010). | 27 |
| Figura 6: Esquema de biorreactor con membranas externas. Fuente: Domínguez (2010). | 27 |
| Figura 7: Otro enfoque de un módulo placa-bastidor. Fuente: Daniel Prats (2013). | 31 |
| Figura 8: Esquema de flujos en la membrana (Fundación Centro Canario del Agua,2003). | 32 |
| Figura 9: Flujo directo o perpendicular y flujo tangencial o transversal. Fuente: Daniel Prats (2013). | 33 |
| Figura 10: Perspectiva frontal del diseño del Bluetorpedo. Medidas en mm. Fuente: José Gil (2022)..... | 42 |
| Figura 11: Perspectiva aérea del diseño del Bluetorpedo. Medidas en mm. Fuente: José Gil (2022)..... | 42 |
| Figura 12: Imagen resumida del funcionamiento del prototipo MBR Doméstico bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022)..... | 44 |
| Figura 13: Ubicación de la casa dónde se implementó el bluetorpedo. Fotos del bluetorpedo en acción. Fuente: Google Earth (2023) y Milagros Peña (2023)..... | 46 |

| | |
|---|----|
| Figura 14: Tubos de ensayo del agua de entrada y salida usando los kits Spectroquant® y midiendo en el espectrofotómetro de la misma marca. Fuente: Milagros Peña (2023). | 48 |
| Figura 15: A) Medio de cultivo CHROMOCULT agar. B) Proceso de filtración. | 49 |
| Figura 16: Foto de la medición de oxígeno en el compartimento 1 (desnitrificación) y medición del SVI por 30 min del fango del biorreactor (compartimento 2). Fuente: Milagros Peña (2023). | 50 |
| Figura 17: Foto del temporizador que permite controlar los ciclos de encendido(on) y apagado (off) de cada bomba. Fuente: Milagros Peña (2023). | 51 |
| Figura 18: A) Terraza 1, enero 2023. B) Terraza 2. Fuente: Milagros Peña (2023). | 54 |
| Figura 19: Terraza 1 y 2, junio 2023. Fuente: Milagros Peña (2023). | 54 |
| Figura 20: Terraza 2, Hortalizas junio 2023. Fuente: Milagros Peña (2023). | 55 |
| Figura 21: Terraza 4 y 5. Se identifica Rosmarinus prostratus (romero), Olea europaea (olivo) y Nerium oleander (adelfas). Fuente: Milagros Peña (2023). | 55 |
| Figura 22: Valores de carga hidráulica o flujo de entrada y cantidad de sólidos en suspensión (mg/L) en el agua de entrada del bluetorpedo. | 56 |
| Figura 23: Valores de la presión transmembrana (PTM) y permeabilidad (K) de las membranas del bluetorpedo. | 57 |
| Figura 24: Se muestra los valores de temperatura y pH del agua de entrada y salida. | 58 |
| Figura 25: Se muestra los valores de conductividad del agua de entrada y agua de salida). | 59 |
| Figura 26: Comparativa de la turbidez del agua de grifo de Alicante y del agua permeada obtenida del bluetorpedo. | 60 |
| Figura 27: A) agua permeada. B) Medida (UTN) del agua permeada con el turbidímetro. | 60 |
| Figura 28: Representación de los sólidos en suspensión del agua de entrada y el agua permeada. | 61 |
| Figura 29: Filtros después de filtrar agua de entrada y agua permeada. La foto de la derecha, muestra el filtro de agua de entrada después de un episodio de lluvias. Fuente: Milagros Peña (2023). | 61 |
| Figura 30: Columnas verticales de [DQO] del agua de entrada y del agua permeada. | 62 |

| | |
|---|----|
| Figura 31: Columnas de concentración de Nitrógeno total del agua de entrada y agua permeada..... | 63 |
| Figura 32: Columnas de concentración de amonio para el agua de entrada y de agua permeada..... | 64 |
| Figura 33: Se muestra las concentraciones de NO ₃ -N en línea para el agua de entrada y en forma de barra para el agua permeada (outlet), puesto que las concentraciones muestran dimensiones distintas..... | 65 |
| Figura 34: Columnas de concentración de fósforo total (TP) para el agua de entrada y agua tratada..... | 66 |
| Figura 35: Medios de cultivo de CHROMOCULT agar para E. coli y coliformes totales. | 67 |
| Figura 36: Gráfica de T (°C) y pH en el lodo/fango del biorreactor. El pH de muestra en forma de línea. | 68 |
| Figura 37: Concentración de sólidos en suspensión del licor mezcla (MLSS) en barras y el Índice volumétrico del lodo en línea de color azul. | 69 |
| Figura 38: Barras de concentración de oxígeno disuelto (mg/L) y líneas de temperatura del compartimento 1 (DO1-zona anóxica) y Compartimento 2 (DO2-zona óxica)..... | 70 |

ÍNDICE DE ECUACIONES

| | |
|--|----|
| Ecuación 1: Ecuación para hallar el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK). | 20 |
| Ecuación 2: Ecuación para hallar el Nitrógeno total (N_t). | 20 |
| Ecuación 3: Oxidación del amonio (nitrificación). | 21 |
| Ecuación 4: Transformación de nitrito a nitrato (nitratación). | 21 |
| Ecuación 5: Ecuación general de la nitrificación. | 21 |
| Ecuación 6: Reacción de la desnitrificación. | 22 |
| Ecuación 7: Fórmula para hallar la carga hidráulica o flujo. Donde: CH: Flujo, carga hidráulica ($m^3/m^2.día$). Q_p : Caudal de permeado ($m^3/día$) y S_m : Superficie de la membrana (m^2). | 32 |
| Ecuación 8: Fórmula para hallar la presión transmembrana (PTM), la unidad es bar. Siendo P_a : presión de alimentación. P_r : presión residual y P_{atm} : presión atmosférica. | 33 |
| Ecuación 9: Fórmula para hallar la permeabilidad (K). Donde: Q : causal de alimentación. S_m : Superficie de la membrana (m^2). ΔP_{TM} : Gradiente de la presión transmembrana. J : Densidad el flujo. Unidades en $LMH\ bar^{-1}$ | 33 |
| Ecuación 10: Fórmula para hallar el total de sólidos suspendidos. | 38 |
| Ecuación 11: Fórmula para hallar el índice volumétrico del lodo/fango. | 39 |

RESUMEN

Ante la creciente preocupación por la escasez de recursos hídricos, se investigan soluciones para reintegrar el agua al ciclo natural, promover la reutilización de aguas residuales y mitigar el impacto ambiental de otras fuentes naturales, todo con el fin de aprovechar los recursos hídricos de manera más sostenible y eficaz.

En este contexto, se presenta el prototipo “Bluetorpedo” que aborda el déficit hídrico en la agricultura mediante la tecnología de ultrafiltración con membranas, eliminando virus y bacterias sin necesitar mucho espacio físico, a diferencia de las plantas de tratamiento convencionales y generando menos lodo que las EDAR.

El presente trabajo fin de máster tiene como objetivo la optimización de la dosis de nitrógeno requerida para el riego en un Biorreactor de Membranas (MBR) doméstico. Para alcanzar este objetivo, se ha llevado a cabo un análisis de los parámetros de diseño del Bluetorpedo. Se ha observado que la carga hidráulica se encuentra en un rango diferente al sugerido por la literatura. Además, los valores de presión transmembrana (PTM) son inferiores a las recomendaciones, lo que resultó en una baja permeabilidad.

Posteriormente, se ha realizado un análisis de parámetros físicos-químicos, revelando que el agua permeada cumple con los estándares de calidad establecidos por el Reglamento 2020/741. Los valores de turbidez y de sólidos en suspensión se sitúan por debajo de los límites mínimos establecidos por dicho reglamento. Respecto a la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrógeno en forma de nitratos), aunque no se ha logrado alcanzar las condiciones óptimas para el proceso de desnitrificación, se ha obtenido una concentración de 117 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, adecuada para su reutilización como fertirrigación en esta investigación.

Comparando los resultados con la literatura, se estiman necesarios aproximadamente 19 kg/año de nitratos para abastecer el cultivo experimental a través de fertirrigación. No obstante, el Bluetorpedo suministra solo de 12.8 kg/año de nitratos. Se propone aumentar el número de habitantes en el hogar experimental como solución para alcanzar la cantidad requerida de nitratos.

ANTECEDENTES

Este trabajo pretende familiarizar al lector con la tecnología de membranas, centrándose en los Biorreactores de membranas (MBR). La exposición se plantea de manera accesible para aquellos sin antecedentes en el tema, al mismo tiempo que se busca enriquecer el conocimiento de aquellos con experiencia previa en la materia.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales engloban las aguas recolectadas de áreas urbanas, procedentes de los vertidos de actividades humanas domésticas, comerciales, industriales y agrícolas que convergen en el núcleo urbano. Además, incluyen aguas pluviales (Trapote Jaume, 2011). Según el autor, es pertinente clasificar las aguas residuales en dos categorías:

- *Aguas blancas o pluviales*, derivan de drenajes o escorrentías superficiales y se caracterizan por contribuciones intermitentes y baja contaminación. La carga de contaminantes proviene al atravesar la lluvia, la atmósfera, y escorrentía superficial.
- *Aguas negras o urbanas*, provienen de diversas actividades humanas, como doméstica, comerciales, industriales y agrícolas. Estas aguas presentan caudales menores, pero más constantes, y una contaminación mucho mayor.

Este trabajo fin de máster se centra en *aguas negras domésticas* (aguas residuales domésticas). Trapote Jaume (2011) sostiene que estas aguas tienen una contaminación predominante de materia orgánica, lo que las hace biodegradables y, por ende, susceptibles de tratamiento biológico. Con esta premisa, este estudio experimental pretende abordar el déficit hídrico a través de la reutilización de aguas domésticas, empleándolas para el riego de cultivos.

En la búsqueda de soluciones sostenibles y eficientes para el tratamiento de aguas residuales domésticas, los biorreactores de membrana (BRM) emergen como una tecnología prometedora para el tratamiento de aguas residuales, a niveles industriales como domésticos. Estos sistemas integran procesos biológicos gestionados por microorganismos junto con una barrera física compuesta de membranas, que aísla sólidos suspendidos y los contaminantes presentes en el agua. Su objetivo radica en

lograr una depuración eficaz, obteniendo efluentes de alta calidad adecuados para su reutilización.

El prototipo “Bluetorpedo” fue creado por José Antonio Gil Linares y llevado a cabo junto a su socio Carlos Auci García.

En este trabajo de fin de máster se focaliza en explorar el potencial uso del agua regenerada tratada a través de un MBR. La reutilización del agua regenerada ofrece una serie de beneficios, incluyendo la conservación de los recursos hídricos, la reducción de la demanda sobre las fuentes de agua dulce y la mitigación del impacto ambiental asociado con la descarga de efluentes no tratados. Además, la disponibilidad de agua regenerada puede contribuir a la diversificación de las fuentes de abastecimiento y garantizar la seguridad hídrica a largo plazo.

El estudio implica optimizar la cantidad de nitratos del agua regenerada mediante tecnología MBR y evaluar su idoneidad para riego agrícola. Asimismo, se abordarán regulaciones y directrices existentes sobre la reutilización del agua, explorando aspectos técnicos y ambientales relacionados con la implementación de MBRs para producir agua regenerada.

Este estudio se fundamenta en la reutilización de aguas depuradas y regeneradas en España, un país destacado en la exploración y uso de recursos hídricos no convencionales (Paucar Aedo, 2019).

2 MARCO TEÓRICO

Los recursos hídricos a nivel mundial están sometidos a una creciente presión, generando problemáticas de escasez y deterioro de su calidad. El cambio climático, las pautas meteorológicas impredecibles y las sequías constituyen factores fundamentales que contribuyen de manera notable a la tensión sobre la disponibilidad de agua dulce. Esta tensión se origina tanto por la expansión urbana como por la actividad agrícola (Reglamento (UE) N°2020/741).

Indudablemente, la escasez de agua conlleva implicaciones económicas, sociales y políticas. Actualmente, el coste de mitigar la crisis del agua constituye grandes inversiones, tanto en la región española como otras áreas (Mateo Sagasta, 2017). Por ello, la reutilización del agua regenerada surge como una solución prometedora ante las adversidades generadas por la insuficiencia hídrica. Específicamente, esta medida se perfila como una alternativa óptima para el riego agrícola, un sector que demanda aproximadamente el 70% de recursos hídricos disponibles.

Ante la creciente demanda de recursos hídricos, es crucial reutilizar las aguas residuales tras un adecuado proceso de depuración. Esto asegura que la calidad del agua sea la requerida para constituir una nueva fuente de suministro (José Richart, 2023).

Siguiendo la línea argumentativa presentada por Molina Giménez (2016), aprovechar las aguas regeneradas es una oportunidad para cumplir con los objetivos establecidos en la Directiva 2000/60/CE de 23 de octubre (DMA), que procura garantizar la disponibilidad de agua en cantidad adecuada y con estándares de calidad elevados. Sí se incorporan estos caudales al ciclo del agua, se puede reducir la explotación de las aguas naturales, especialmente las subterráneas y, si sumamos la disminución de los vertidos de aguas residuales al medio, se podría alcanzar el objetivo planteado por la Directiva Marco del Agua. El agua recuperada ayuda a preservar las aguas dulces, además puede brindar confiabilidad en el suministro y contribuir al reciclaje de nutrientes y a la economía circular (Preisner, 2022).

El Plan de Acción de Economía Circular de la Comisión Europea y la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas plantean como objetivos la expansión de la reutilización del agua regenerada. En concordancia con esta perspectiva, Molina

Giménez (2016), subraya que la incorporación de este nuevo recurso conlleva beneficios de carácter social, como la mejora de zonas ajardinadas, el respaldo a comunidades vulnerables y la estimulación del empleo rural.

Además, el Reglamento de la Unión Europea 2020/741 estipula una adopción más extendida y segura de la práctica del riego agrícola, mediante la homogenización de los estándares de calidad del agua regenerada y los sistemas de gestión sobre riegos en todos los Estados miembros de la UE (Mesa Pérez y Berbel, 2020).

No obstante, Duong y Saphores (2015) indican que diversos estudios enfatizan que los desafíos primordiales asociados al agua regenerada son de carácter social e institucionales, más que técnicos y económicos. Por su parte, Ballesteros *et al.* (2022) señalan que la preocupación pública respecto a los riesgos para la salud (como la presencia de patógenos) y al medio ambiente, son obstáculos que no contribuyen a la aceptación de la reutilización del agua.

En consecuencia, la Directiva 91/271/CEE tiene como finalidad la regulación del saneamiento de las aguas residuales urbanas, definiendo los sistemas de recolección, tratamiento y requisitos específicos para su descarga. Esta directiva impone la obligación a los Estados miembros de adoptar medidas necesarias para asegurar que dichas aguas hayan sido tratadas adecuadamente antes de su disposición final. Respectos a los vertidos, se debe tener en cuenta si se trata de zonas sensibles o menos sensibles, lo cual determinará el grado de rigurosidad del tratamiento (Real Decreto 509/1996).

El Real Decreto 1620/2007 establece el marco legal para la reutilización de aguas depuradas, definiendo este recurso no convencional como “aguas residuales depuradas que han sido sometidas a un proceso adicional o complementario de tratamiento para adecuar su calidad al uso previsto”. Se denomina “regeneración” al tratamiento necesario para que un agua residual pueda ser reutilizada, este proceso permite devolverle parcial o totalmente el nivel de calidad que tenía antes de ser consumida, recuperando cualidades que la hacen útil para determinados usos consuntivos (Paucar Aedo, 2019).

Otro punto, es la contaminación difusa que cada vez está adquiriendo mayor protagonismo en la degradación de los recursos hídricos (Knapp, 2005). En territorios

altamente antropizados, no es fácil identificar la procedencia de los contaminantes en las masas de agua. Por lo que, Arauzo *et al.* (2008) investiga las interacciones río-acuífero y el impacto de los usos del territorio en la degradación de la calidad del agua. Sus hallazgos brindan información fundamental para la gestión sostenible de los recursos hídricos a nivel cuenca, aspectos habitualmente pasados por alto.

Una excesiva fertilización nitrogenada y unas prácticas de riego poco eficientes generan infiltración de agua con alto contenido en nitratos, contribuyendo al deterioro de los recursos hídricos subterráneos (Hall *et al.*, 2001). El exceso de nitratos en las aguas de consumo puede llevar a la eutrofización en aguas superficiales (FAO/CEPE, 1991) y además, puede afectar a la salud humana (Varela, 1994). La Directiva 91/676/CEE regula la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrícola, considera aguas contaminadas aquellas con un contenido en nitratos superior a 50 mg/L.

Por otro lado, Arauzo *et al.* (2008) alega que la naturaleza permeable del sustrato y la profundidad del nivel freático en los terrenos aluviales contribuyen a incrementar la vulnerabilidad de las masas de agua subterráneas. En la mayoría de los suelos Españoles el fósforo se encuentra en forma de fosfatos tricálcicos, insolubles en agua, que se liberan lentamente al suelo.

Un análisis exhaustivo de los flujos de contaminantes a lo largo del ciclo hidrológico y su impacto en los ecosistemas terrestres y acuáticos, considerando incluso la depuración terciaria en las zonas urbanas de la cuenca, son iniciativas esenciales para garantizar el cumplimiento de la normativa Europea respecto a la concentración de nitrógeno.

3 MARCO LEGAL

La legislación vigente en materia de aguas es muy amplia. Aunque el agua se ha considerado como un recurso natural a preservar y proteger contra el mal uso y la privatización, la preocupación actual radica en su conservación, gestión y regulación de contaminantes, impulsada por la creciente escasez y su progresivo deterioro.

En este trabajo, nos basaremos en el **Reglamento (UE) N°2020/71** que establece los requisitos mínimos para la reutilización del agua. Para establecer normas sanitarias en la higiene de alimentos regados con aguas regeneradas, se requiere uniformidad en la calidad del agua de riego en los Estados miembros. Por tanto, es apropiado instaurar niveles mínimos de armonización mediante requisitos mínimos para la calidad del agua y su control (Tabla 3). Estos requisitos deben basarse en informes técnicos del Centro Común de Investigación de la Comisión y reflejar estándares internacionales de reutilización de agua, añadiendo normas estrictas junto con medidas preventivas pertinentes.

La reutilización del agua en el riego agrícola puede promover la economía circular al recuperar nutrientes de aguas regeneradas y aplicarlos en cultivos mediante fertirrigación. Sin embargo, su adopción es limitada y se debe informar a los usuarios finales sobre los nutrientes presentes. La reutilización contribuye a devolver nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio a ciclos biogeoquímicos. Su uso es impulsado por la demanda y las necesidades agrícolas, especialmente en países con escasez de agua. Por ello, para asegurar una reutilización efectiva, los usuarios deben usar agua regenerada con una calidad adecuada.

Las autoridades deben verificar la conformidad de aguas regeneradas con permisos y tomar medidas en caso de incumplimiento. Cumplir requisitos mínimos debe alinearse con las políticas de la Unión y los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU. La evaluación de riesgos debe considerar la protección del ambiente y de la salud. La **Directiva 98/83/CE** asegura la calidad de agua potable y la producción de alimentos se rige por el **Reglamento (CE) N° 852/2004**.

Tabla 1: Usos de las aguas regeneradas. Fuente: Reglamento (CE) 852/2004 y Daniel Prats (2022).

| | |
|------------------------|--|
| Riego agrícola | Cultivos de alimentos destinados al consumo humano en estado crudo o no transformado. |
| | Cultivos de alimentos destinados al consumo humano después de un proceso de tratamiento (cocción o tratamiento industrial posterior). |
| | Cultivos no alimenticios, no destinados al consumo humano, por ejemplo: pasto, forrajes, cultivos ornamentales, cultivos de semillas y césped. |
| Industriales | Aguas de proceso y limpieza. |
| | Torres de refrigeración y condensadores evaporativos. |
| Fines medioambientales | Recarga de acuíferos (percolación localizada o inyección directa). |
| | Riego de bosques, zonas verdes (sin acceso al público). |
| Fines recreativos | Riego de campos de golf. |
| | Estanques, masa de agua y caudales circulantes ornamentales (sin acceso al público). |

Tabla 2: Clases de calidad de aguas regeneradas, uso agrícola y método de riego permitidos. Fuente: Reglamento (UE) 220/741.

| Clase de calidad mínima de las aguas regeneradas | Categoría de cultivo | Método de riego |
|---|---|-----------------------------|
| A | Todos los cultivos que se consumen crudos, en los cuales la porción comestible entra en contacto directo con las aguas regeneradas, así como tubérculos | Todos los métodos de riego. |
| B | Cultivos de alimentos que se consumen crudos y la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo. Cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios (cultivo utilizado para alimentar animales productores de carne o leche). | Riego por goteo. |
| C | Cultivos destinados a la industria y a la producción de energía y de semillas. | Todos los métodos de riego. |

Tabla 3: Requisitos de calidad según la clase de calidad mínima de las aguas regeneradas.

| Clase de calidad mínima de las aguas regeneradas | Categoría de cultivo | Requisitos de calidad | | | | |
|--|--|--------------------------------------|----------------------------|---------------|-------------------|---------------------------------------|
| | | <i>E. coli</i> (número/100 ml) | DBO ₅ (mg/L) | STS (mg/L) | Turbidez (UTN) | Otros |
| A | Tratamiento secundario, filtración y desinfección. | ≤ 10 | ≤ 10 | ≤ 10 | ≤ 5 | <i>Legionella</i> spp.: < 1000 UFC/L. |

| | | | | | | |
|---|----------------------------|----------------|----------------------|----------------------|---|-------------------------------------|
| B | Tratamiento | | | | | Nemátodos |
| | secundario y desinfección. | ≤ 100 | De conformidad | De conformidad | - | intestinales (huevos de helmintos): |
| C | Tratamiento | | con la | con la | - | ≤ 1 huevo/ L |
| | secundario y desinfección. | $\leq 10\,000$ | Directiva 91/271/CEE | Directiva 91/271/CEE | | para riego de pastos o forraje. |

4 FUNDAMENTOS DE LA DEPURACIÓN BIOLÓGICA

La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana y varía su composición según su origen, abarcando lo doméstico, industrial y pluvial. **Este trabajo se enfoca en aguas de origen doméstico.** Entre los principales componentes se hallan materia orgánica e inorgánica, nutrientes, microorganismos (Christensson, 1997).

Al verter aguas residuales en cuerpos de agua, ocurre una autodepuración natural, donde la materia orgánica expresada como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es consumida por la biocenosis presente en la corriente o en el propio vertido. Este proceso de autodepuración es la base fundamental del tratamiento de aguas por medios biológicos (Moya Llamas, 2018).

La depuración biológica del agua residual involucra degradación de materia orgánica mediante microorganismos adaptados al medio y su adsorción en flóculos para su posterior separación de la fase acuosa. La degradación se puede realizar por oxidación biológica o en ausencia de oxígeno, mediante digestión anaerobia (Moya Llamas, 2018).

En la depuración biológica aerobia, el oxígeno molecular actúa como aceptor de electrones para la generación de energía para la respiración aerobia, mientras que la materia orgánica actúa como fuente de energía y de carbón para el crecimiento microbiano.

4.1 LOS COMPUESTOS DEL NITRÓGENO EN EL AGUA RESIDUAL

El origen predominante del nitrógeno en aguas residuales urbanas proviene de las proteínas ingeridas en la dieta humana, las cuales llegan al agua fundamentalmente como urea. En sistemas alcantarillado, la urea se hidroliza en iones de amonio (NH_4^+) y oxhidrilo (OH^-). Asimismo, los compuestos de nitrógeno orgánico también son hidrolizados total o parcialmente por bacterias, transformándose en amonio.

En una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), la mayor parte del nitrógeno influente se encuentra en forma no oxidada. A la totalidad del nitrógeno no oxidado, es decir, la suma del nitrógeno orgánico ($\text{N}_{\text{orgánico}}$) más el nitrógeno amoniacal ($\text{N} - \text{NH}_4^+$), se le conoce como Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK).

$$\text{NTK} = \text{N}_{\text{orgánico}} + \text{N} - \text{NH}_4^+$$

Ecuación 1: Ecuación para hallar el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK).

En ocasiones, el influente de una depuradora puede contener nitrógeno oxidado (nitritos, NO_2^- , o nitratos, NO_3^-), procedente de vertidos industriales o infiltraciones en la red de alcantarillado (Trapote Jaume, 2011).

$$\text{N}_t = \text{NTK} + \text{N} - \text{NO}_2^+ + \text{N} - \text{NO}_3^+$$

Ecuación 2: Ecuación para hallar el Nitrógeno total (N_t).

Una planta con nitrificación, el nitrógeno amoniacal no empleado por la biomasa es convertido en nitratos. En una planta con nitrificación y desnitrificación, los nitratos son transformados en nitrógeno gas (N_2) que pasa a la atmósfera, eliminándose del vertido.

A pesar de los procesos de nitrificación y desnitrificación, en el efluente de la depuradora persiste una fracción reducida de nitrógeno orgánico (alrededor de 1-2 mg/L) que corresponde a compuestos disueltos difícilmente biodegradables, conocidos como DBO_5 refractaria (Trapote Jaume, 2011).

4.1.1 Proceso de nitrificación

La nitrificación es un proceso autotrófico que se lleva a cabo en condiciones aeróbicas, en el cual los microorganismos autótrofos obtienen

energía mediante la oxidación de los compuestos nitrogenados, principalmente del amoníaco.

El proceso de **nitrificación** del nitrógeno amoniacal ocurre en dos fases. En la **primera fase**, conocida como nitrificación, el amonio (NH_4^+) se oxida a nitrito (NO_2^-) mediante **bacterias oxidantes de amonio (AOB)**. El género que más destaca es *Nitrosomonas*, seguido por los géneros *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* y *Nitrosovibrio*, y del grupo Archaea, *Nitrososphaeria* sp (o *Thaumarchaeota* sp.).

Oxidación del amonio (nitrificación):



Ecuación 3: Oxidación del amonio (nitrificación).

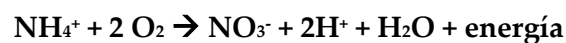
En la **segunda fase**, denominada nitratación, el nitrito se oxida a nitrato (NO_3^-) a través de **bacterias oxidantes de nitrito (NOB)**. Entre los géneros más reconocidos se encuentran *Nitrobacter* y *Nitrospira*.

Transformación del nitrito a nitrato (nitratación):



Ecuación 4: Transformación de nitrito a nitrato (nitratación).

“*Nitrosomonas* y *Nitrobacter* utilizan la energía liberada de estas reacciones para su crecimiento y mantenimiento celular” (Trapote Jaume, 2011). La reacción energética global se representa en la siguiente ecuación:



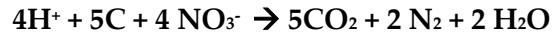
Ecuación 5: Ecuación general de la nitrificación.

4.1.2 Proceso de desnitrificación

La **desnitrificación** es un proceso en el cual los nitratos y nitritos se reducen a nitrógeno atmosférico (N_2) y ocurre en condiciones de ausencia de oxígeno (anóxicas) o en baja concentración de oxígeno disuelto. Este proceso se lleva a cabo por bacterias heterótrofas desnitrificantes, como los géneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Rhizobium*,

Paracoccus, entre otros. Estas bacterias utilizan los nitratos como fuente de oxígeno para realizar reacciones de síntesis y oxidación biológica.

La reacción se expresa de la siguiente forma:



Ecuación 6: Reacción de la desnitrificación.

Adicionalmente, existe otro proceso denominado **Anammox**, el cual involucra bacterias anaerobias oxidantes del amonio. Estas bacterias oxidan el amonio directamente del nitrógeno gas utilizando el nitrito como aceptor de electrones en condiciones anaerobias y sin la necesidad de materia orgánica (Trapote Jaume, 2011). Es relevante mencionar que para que el proceso se desarrolle, es necesario contar con un sustrato carbonoso como los nitritos. Las especies identificadas para este proceso son *Brocardia anammoxidans* y *Kuenenia stuttgartiensis*.

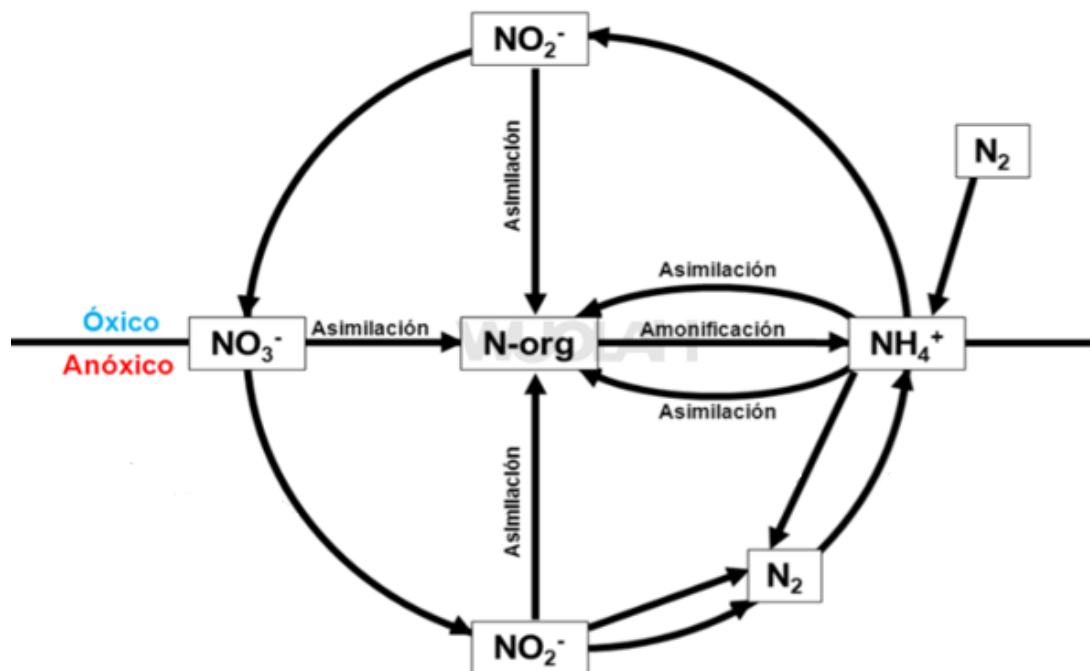


Figura 1: Esquema del proceso de nitrificación-desnitrificación. Fuente: Asignatura de Microbiología, curso II de CCMAR.

4.2 TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS AEROBIOS

Según Trapote Jaume (2011), los procesos aerobios de tratamiento de cultivo en suspensión son sistemas biológicos en los que la materia orgánica se concentra dentro de la masa de agua en suspensión, aireada y homogeneizada. De todos los procesos biológicos de tratamiento de cultivo en suspensión, el de fangos activos (activated sludge process or Conventional Activate Sludge-CAS) es el tratamiento biológico más empleado para aguas residuales de origen urbano.

Sin embargo, en la actualidad se cuenta con biorreactores de membrana (MBR).

4.2.1 Fangos activos

Fue desarrollado en 1914 en Inglaterra por Andern y Lockett, quienes descubrieron que las partículas coloidales en suspensión en las aguas residuales coagulaban y decantaban cuando se introducía burbujas de aire en la masa de agua, aunque el tiempo era de un mes. Después, se observó que, incorporando fango preformado, en una proporción del 15-25%, inyectando aire, se conseguían los mismos efectos en seis horas.

Este procedimiento consiste en provocar el desarrollo de un cultivo bacteriano (fangos activos), disperso en forma de flóculos, en un depósito agitado y aireado, conocido como reactor biológico y alimentado con el agua a depurar. Una vez que la materia orgánica ha sido oxidada, el licor mezcla (agua residual) se envía al decantador o clarificador secundario, en el que se separa el agua depurada y los fangos floculados. Un porcentaje de estos se recirculan al reactor biológico, para mantener en el mismo una concentración suficiente de bacterias (Trapote Jaume, 2011).

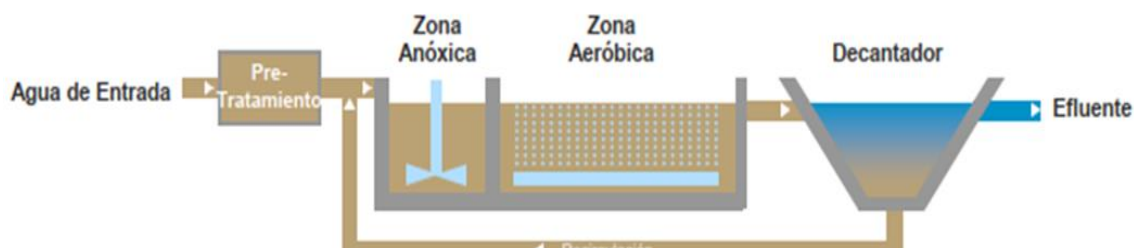


Figura 2: Sistema convencional de Fangos Activados. Fuente: Trapote Jaume (2011).

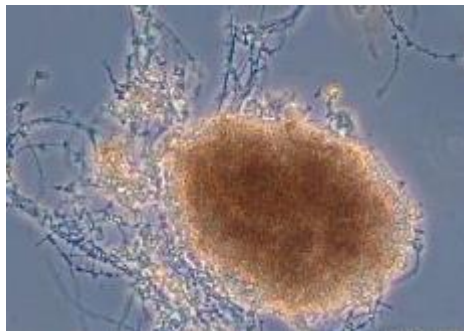


Figura 3: Formación flocular. Fuente: Máster en Gestión Sostenible y Tecnología del agua.

4.2.2 Biorreactor de membranas (BRM) o Membrane Bioreactor (MBR)

Son sistemas de tratamiento fundamentados en el proceso de fangos activos, que combinan una unidad biológica para la degradación de materia orgánica con un módulo de membranas como separación física del efluente tratado. En este caso, se implementa un sistema de fangos activos avanzados en el cual la eliminación de sólidos suspendidos del efluente tratado, habitualmente realizada por sedimentación en un decantador secundario, se sustituye por una filtración basada en membranas (Moya Llamas, 2018).

Este sistema tiene la capacidad de eliminar una carga sustancial de sólidos suspendidos y microorganismos patógenos presentes en los efluentes urbanos. Según Judd (2011), este sistema puede lograr una eliminación significativa de amonio y nutrientes, generando efluentes de alta calidad adecuados para su reutilización. En caso de una configuración apropiada, el efluente resultante puede contener nutrientes y ser ideal para el riego mediante la técnica de fertirrigación.

Fundamentos de la tecnología de membranas

La membrana puede definirse como una película (film) delgada semipermeable que actúa como una barrera selectiva al transporte de materia y separa dos fases: el permeado, que contiene ciertas moléculas pasantes, y el rechazo, que son las moléculas retenidas.

El grado de selectividad de la membrana depende del tamaño de sus poros. Los biorreactores de membrana pueden emplear: membranas de microfiltración (MF), retienen materia orgánica en suspensión,

coloides y ciertas bacterias; membranas de ultrafiltración (UF) retiene virus, bacterias y macromoléculas orgánicas disueltas; membrana de nanofiltración (NF) presentan una selectividad alta, rechazando iones monovalentes y iones bivalentes; y membranas de ósmosis inversa (OI) rechazan prácticamente todo los compuestos en disolución a excepción de moléculas de bajo peso molecular o altamente polares (Moya Llamas, 2018) (Figura 4).

El proceso de filtración requiere de una fuerza impulsora, como la presión. La nanofiltración y ósmosis inversa requieren de altas presiones, aplicadas en el tratamiento de efluentes industriales o farmacéuticos. En cambio, para el tratamiento de aguas residuales de origen urbano se requiere una baja presión, como la microfiltración y la ultrafiltración.

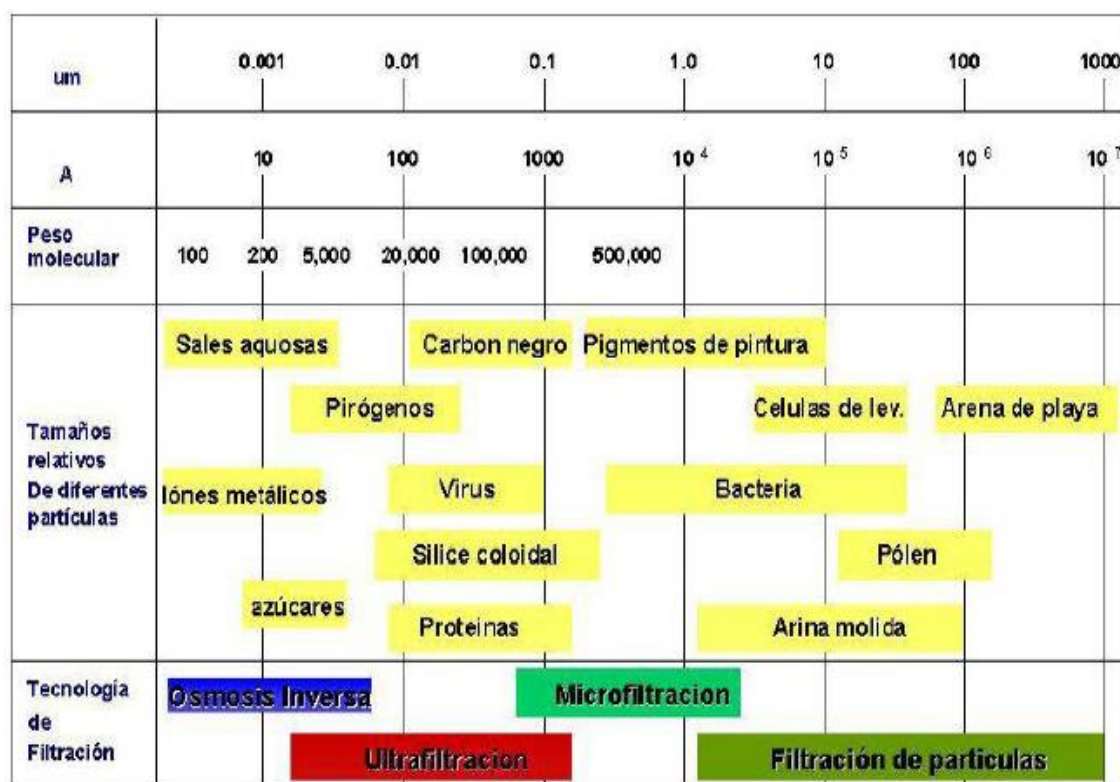


Figura 4: Tamaños de partículas que se pueden filtrar según el tipo de tecnología de filtración. Fuente: Liuba Domínguez.

Configuraciones de los BRM

Los Biorreactores de Membranas (BRM) constan de dos elementos clave: Primero, la unidad biológica que degrada la materia orgánica presente en el agua residual (biodegradación). Segundo, el módulo de membrana que efectúa la separación física del licor mezcla (separación sólido-líquido).

Se distinguen dos tipos principales de BRM en base a su configuración:

Biorreactores con membranas integradas o sumergidas (Trapote Jaume, 2011)

La unidad de membrana que realiza la separación física está inmersa en el tanque biológico (figura 5). La fuerza impulsora se logra mediante presurización del biorreactor o generando una presión negativa en el lado permeado de la membrana.

La limpieza de membranas se efectúa mediante retrolavados utilizando agua permeada y aire, ocasionalmente se puede usar soluciones químicas en los retrolavados.

Por lo general, se instala un difusor de aire justo debajo del módulo de membrana para suministrar oxígeno necesario para homogeneizar el contenido del tanque y contribuir a la degradación de la materia orgánica y facilitar la limpieza de las membranas.

En términos de configuración de membranas sumergidas, hay dos variantes:

- *Membranas sumergidas internas:* Las membranas se ubican dentro del propio reactor biológico. Esta configuración cuenta con mayor densidad de empaquetamiento y menor consumo energético.
- *Membranas sumergidas externas:* Las membranas se instalan en un pequeño reactor independiente.

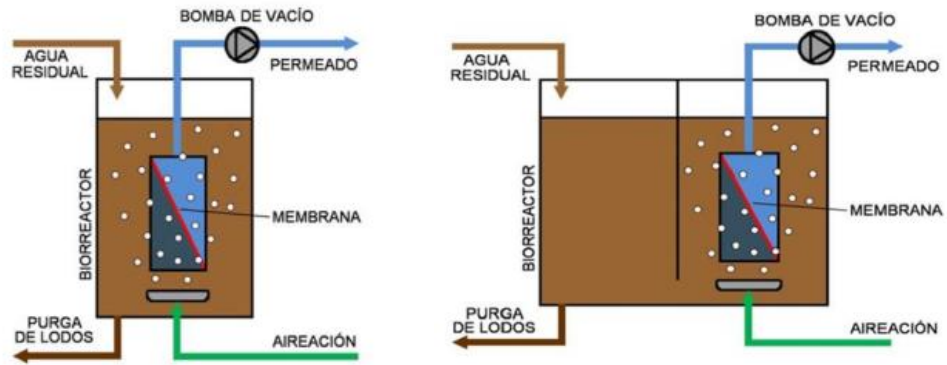


Figura 5: Esquemas de biorreactores de membranas sumergidas. A) Membrana interna sumergida. B) Membrana externa sumergida. Fuente: Domínguez (2010).

Biorreactores con membranas externas (Trapote Jaume, 2011)

Esta configuración implica la recirculación del licor mezcla desde el biorreactor hasta una unidad de membrana situada externamente a la unidad biológica. La fuerza impulsora se origina a través de la presión generada debido a la alta velocidad del flujo a través de la superficie de la membrana.

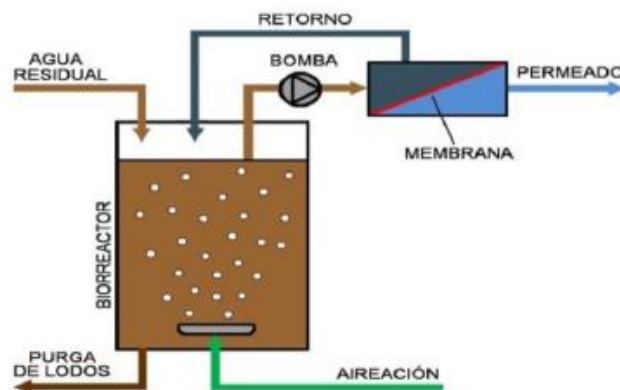


Figura 6: Esquema de biorreactor con membranas externas. Fuente: Domínguez (2010).

El funcionamiento de ambas configuraciones es relevante, ya que implica diferentes consideraciones de diseño y operación, como se ilustra en la Tabla 4.

Tabla 4: Comparativa de las dos configuraciones de MBR. (Fundación Centro Canario del Agua, 2003).

| Membrana externa (MBRe) | Membrana sumergida (MBRi) |
|---------------------------------|----------------------------------|
| Costes bajos de aireación (20%) | Costes altos de aireación (90%) |
| Costes de bombeo altos (60-80%) | Costes de bombeo muy bajos |
| Flujo alto (mayor compactación) | Flujo bajo (compactación menor) |
| Mayor frecuencia de limpieza | Baja frecuencia de limpieza |
| Costes de operación elevados | Costes de operación menores |
| Inversión inicial menor | Inversión inicial fuerte |

Tabla 5: Algunas características principales de la configuración externa e interna (Evenblij, 2006; Judd & Judd, 2006; Mulder, 1996).

| Características | MBRe | MBRi |
|--|-----------------------|------------------------|
| Posición de la membrana | Fuera del biorreactor | Dentro del biorreactor |
| PTM (bar) | 2-6 | 0.2-0.5 |
| Tipo de filtración | Dentro-afuera | Fuera-dentro |
| Flujo ($L\ m^{-2}\ h^{-1}$) | 50-100 | 20-40 |
| Consumo de energía ($kWh\ m^{-3}$) | 2-5 | 0.2-0.5 |
| Velocidad de flujo cruzado ($m\ s^{-1}$) | 1-6 | 0.5 |

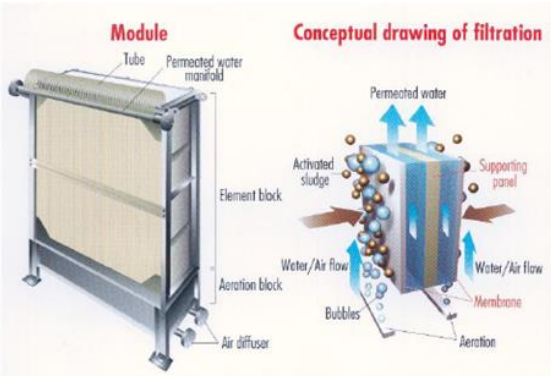
Módulos de membranas

Para las operaciones con membranas, es esencial contar con un dispositivo que facilite el contacto entre las membranas y la corriente de alimentación, lo que resulta en corrientes de permeado y rechazo. Las distintas configuraciones de las membranas en un sistema MBR se denominan módulos, están compuestos de membranas, estructuras de soporte de presión, puertos de entrada de la alimentación, distribuidores de caudal, puntos de salida del permeado y del rechazo (Prats, 2013), se puede observar en la Tabla 6 los tipos más utilizados.

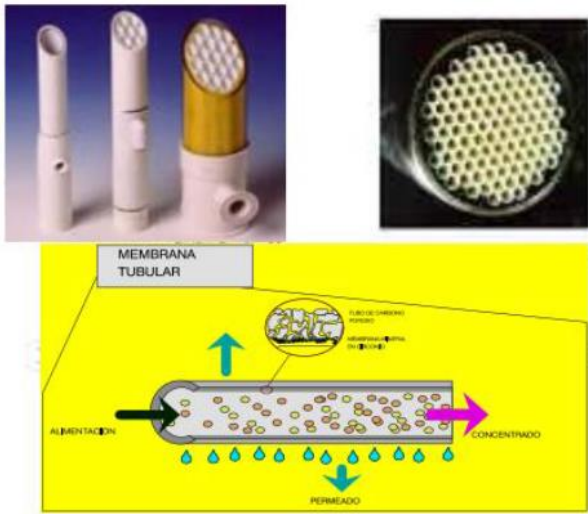
Tabla 6: Diferentes tipos de módulos de membranas. Fuentes: <http://aguasindustriales.es/tag/membrana-plana/> y Daniel Prats (2013).

TIPOS DE MÓDULOS

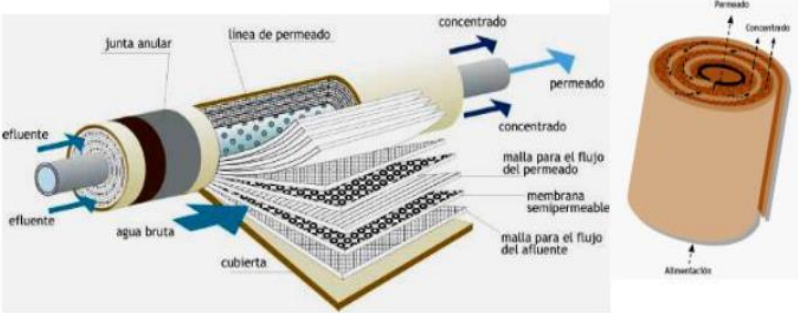
Modulo placa-
bastidor



Tubular



Arrollamiento
en espiral



Capilar o fibra
hueca

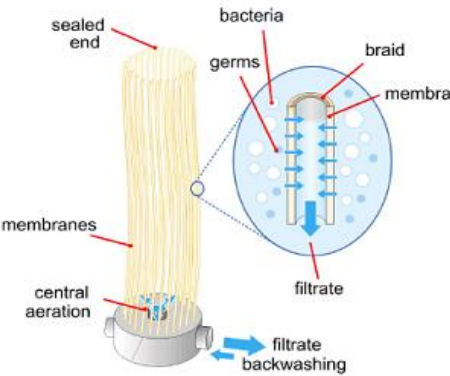


Tabla 7: Comparativa de los distintos módulos de membranas. Las configuraciones de membrana más empleadas en tecnología de MBR están en negrita (Judd, (2006); Baker, (2000)).

| Configuración | Coste | Promoción de Turbulencia | Contravalado | Densidad de empaquetamiento m ² -m ³ |
|-------------------------------------|-------------|-----------------------------|--------------|---|
| Membrana plana | Alto | Aceptable | No | 100-300 |
| Fibra hueca | Muy bajo | Muy mala | Si | 300-500 |
| Tubular | Muy alto | Muy buena | Si | 150-300 |
| Capilar | Bajo | Aceptable | Si | 1500-5000 |
| Filtros plegados | Muy bajo | Muy buena | No | 500-1500 |
| Arrollamiento en espiral | Bajo | Mala | No | 800-1200 |

Se eligió un **módulo de placa-bastidor** para el prototipo experimental. En este módulo, se emplean conjuntos de membranas planas en paralelo que se conectan a un dispositivo de alimentación de agua. Las membranas se disponen en bastidores en grupo de dos, con la capa activa dirigida hacia el interior. Esto permite que el agua permee desde el interior hacia el exterior de las membranas, y el permeado se acumula en un colector que se dirige al exterior a través de conductos. La figura 7 muestra un esquema típico.

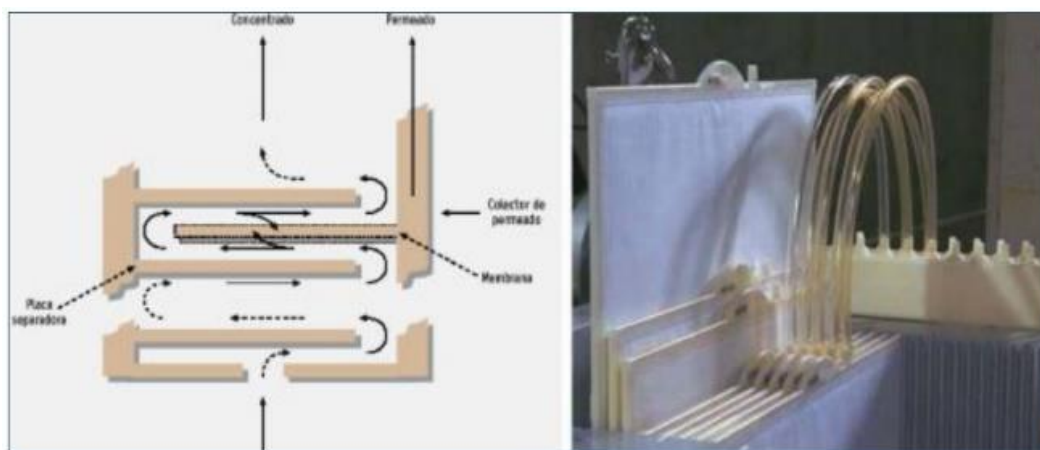


Figura 7: Otro enfoque de un módulo placa-bastidor. Fuente: Daniel Prats (2013).

Ventajas y desventajas de la tecnología MBR

Tabla 8: Ventajas y desventajas principales de un MBR. Fuente: Trapote Jaume (2011).

| VENTAJAS | DESVENTAJAS |
|---|--|
| Calidad del permeado Elevada tasa de degradación → Efluente de calidad elevada. Altos niveles de desinfección del AT. | Altos costes de inversión Las membranas y su sustitución tienen una importante incidencia sobre los costes de instalación (Moya Llamas, 2018). |
| Tamaño reducido de instalación No decantador secundario | Elevado coste energético Alto requerimiento de oxígeno, supone el 70% del consumo energético (Kraume & Bracklow, 2003). El coste energético es de 1 kWh/m ³ . |
| Menor tiempo de retención hidráulico Altas edades del fango/degradar compuestos persistentes (contaminantes emergentes). | Mayor automatización |
| Baja producción de lodos Tasa de conversión por m ³ es 10-15 veces mayor → 30-50% menor que con el sist. convencional. | Limpieza de las membranas Adecuado pretratamiento del agua de entrada, seguir un protocolo de limpieza química o física. |

Parámetros de diseño

Los principales parámetros de diseño de un BRM son:

Carga hidráulica (C_H)

Es el caudal que pasa a través de una unidad de área de membrana. Es decir, el caudal de filtrado (permeado) considerando la superficie de la membrana con la que filtra ese caudal.

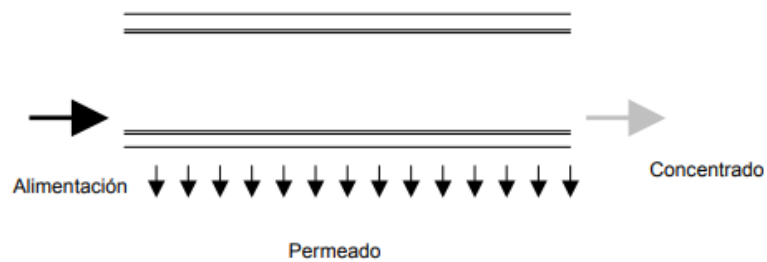


Figura 8: Esquema de flujos en la membrana (Fundación Centro Canario del Agua, 2003).

Se expresa como:

$$CH = \frac{Qp}{Sm}$$

Ecuación 7: Fórmula para hallar la carga hidráulica o flujo. Donde: CH : Flujo, carga hidráulica ($m^3/m^2.día$). Qp : Caudal de permeado ($m^3/día$) y Sm : Superficie de la membrana (m^2).

Presión transmembrana (PTM)

Es la presión existente entre las dos caras de la membrana, es decir, es la gradiente que permite el flujo a través de esta. Este cálculo varía según el tipo de membrana y en función del modo que se haga el filtrado, que puede ser directo o tangencial.

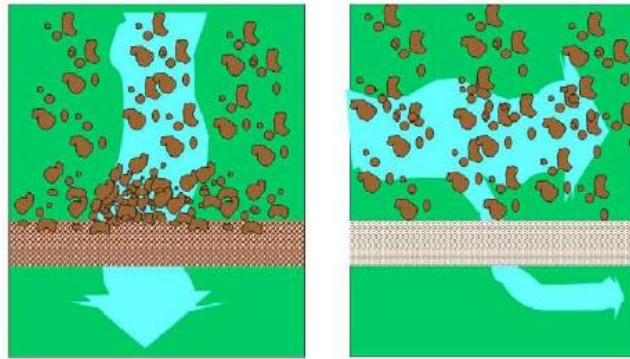


Figura 9: Flujo directo o perpendicular y flujo tangencial o transversal. Fuente: Daniel Prats (2013).

El sistema de filtrado del bluetorpedo, se emplea un flujo transversal (tangencial). La alimentación ingresa en dirección tangente a la superficie de la membrana con una presión de alimentación (P_a). Esta presión genera una presión en la superficie de la membrana, denominada presión transmembrana, la cual varía a lo largo del conducto de alimentación, quedando una presión residual en el rechazo (P_r). Considerando que la presión de permeado suele ser la presión atmosférica (P_{atm}), la expresión quedaría así:

$$\Delta PTM = \frac{P_a - P_r}{P_{atm}}$$

Ecuación 8: Fórmula para hallar la presión transmembrana (PTM), la unidad es bar. Siendo P_a : presión de alimentación. P_r : presión residual y P_{atm} : presión atmosférica.

Permeabilidad (K)

Se define como la cantidad de caudal que puede filtrar la membrana por superficie y por presión. Este parámetro se utiliza para evaluar el rendimiento de la operación de las membranas (Del Hombre Bueno, 2012). Se calcula según la siguiente ecuación:

$$K = \frac{J}{\Delta PTM} = \frac{Q}{S_m * \Delta PTM}$$

Ecuación 9: Fórmula para hallar la permeabilidad (K). Donde: Q : causal de alimentación. S_m : Superficie de la membrana (m^2). ΔPTM : Gradiente de la presión transmembrana. J : Densidad el flujo. Unidades en LMH bar^{-1} .

Aireación

Las condiciones de aireación son esenciales en los procesos de los biorreactores, al crear un entorno propicio para la síntesis de materia orgánica por los microorganismos. El tamaño de las burbujas, la configuración de los módulos, la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla (SSLM) y, la viscosidad del lodo, influyen en gran medida en el nivel de ensuciamiento que afecta a la membrana (Meng, Chae, *et al*, 2009).

La aireación en los reactores aerobios por lo general se lleva a cabo mediante aireadores sumergidos de burbuja fina, los cuales contribuyen a homogeneizar el licor mezcla y mantener la biomasa en suspensión (Cortes Naranjo, 2019).

Concentración de SSLM

En sistemas MBR, el rango típico de operación varía entre 6-8 g/L de SSLM, aunque algunas plantas ocasionalmente operan con valores de hasta 15-20 g/L. Sin embargo, esto no es recomendable debido al incremento en la viscosidad del licor mezcla, lo que acelera la acumulación de fouling en la membrana (Cortes Naranjo, 2019). Si la viscosidad es muy alta, la difusión de burbujas de aire será ineficiente y surgirán problemas de ensuciamiento en la membrana (Vásquez, 2015). La consideración del tamaño de los flóculos es fundamental para lograr una separación efectiva de la biomasa suspendida del permeado.

4.3 COMPARATIVA DE PROCESOS

El BRM es una tecnología que sustituye al decantador secundario de un sistema de fangos activados convencional (SFAC). En lugar de usar sedimentación, logra la separación sólido-líquido mediante filtración con membranas, lo que resulta en un efluente apto para la reutilización.

En virtud de lo anterior, los principales beneficios de implementar un BRM frente a SFAC incluyen un menor espacio requerido y una mayor calidad del efluente

(similar a la de un tratamiento terciario). Sin embargo, el BRM presenta ciertas desventajas frente al SFAC, como una mayor necesidad de aireación (lo que conlleva mayores gastos energéticos) y los problemas asociados al fouling.

En la tabla 9 se muestra una comparativa de la calidad de efluente entre un SFAC y un MBR.

Tabla 9: Comparativa de la calidad de efluente entre un SFAC (sistema de fangos activos) y un BRM (Biorreactor de membranas). Acciona, 2007.

| Parámetros | Influente | SFAC | | BRM | |
|---------------------------------|-----------|-----------------|----------------|-----------------------------------|----------------|
| | | Efluente | Eficiencia (%) | Efluente | Eficiencia (%) |
| DQO (mg/L) | 520 | 75 | 85.6 | 10 | 98 |
| SST (mg/L) | 110 | 40 | 63.6 | 0 | 100 |
| Turbidez (UTN) | 38 | 15 | 60.5 | 0 | 100 |
| NTK (mg/L) | 48.3 | 30.2 | 37.5 | 3.4 | 93 |
| Coliformes totales (UFC/100 ml) | | 10 ⁴ | | 10 ⁰ - 10 ² | |

5 ANALISIS DE AGUAS RESIDUALES

5.1 FASE LÍQUIDA

El análisis químico consiste en medir la DQO (Demanda química de oxígeno), nitrógeno y fósforo total y nitratos de la entrada y salida, se realizó con los Kits de ensayo de **Spectroquant®** y posteriormente se mide en un fotómetro **NOVA 60** de la misma marca.

5.1.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es la cantidad de oxígeno consumida por los cuerpos reductores presentes en el agua residual, no intervienen los organismos vivos. Se emplea reactivos como sustancias oxidantes, como dicromato o permanganato potásico.

En el agua residual, la DQO generalmente es mayor que la DBO (del orden de 3 veces mayor), puesto que es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que biológicamente.

Para determinar la DQO se utilizó los kits con los rangos, 25-1500 mg/L y 10-150 mg/L para el agua de entrada y de salida, respectivamente.

5.1.2 Compuestos nitrogenados

El nitrógeno es uno de los principales componentes de las aguas residuales urbanas, su presencia se debe a la orina, heces, detergentes amoniacales, aguas de escurrentía, materia orgánica, etc. Estos compuestos son importantes porque pueden generar eutrofizaciones e infiltraciones en el suelo, causando contaminación en aguas subterráneas, por ello es importante conocer los límites permitidos de su vertido de acuerdo a la zona donde será reutilizada.

5.1.2.1 *Nitrógeno Total (NT)*

La determinación de nitrógeno total en las muestras se realizó con la ayuda de los kits del rango (10-150 mg/L) tanto para el agua de entrada y de salida.

Amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Se midió la concentración de nitrógeno en forma de amonio al inicio con kits de 4-80 mg/L para el agua de entrada y 0.5-16 mg/L para el agua de salida. A partir de mayo se usó un rango más bajo de 0.010-2 mg/L para ambas muestras.

Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Respecto a los nitratos, se usó el rango de 1-50 mg/L para el agua de entrada y para el agua de salida, 23-225 mg/L.

5.1.3 Compuestos fosforados

Fósforo Total (PT)

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales casi exclusivamente en forma de fosfatos, como ortofosfatos, fosfatos condensados, polifosfatos y los ligados orgánicamente. Estas formas de fosfatos surgen de diversas fuentes, son componentes

principales de muchos preparados comerciales para la limpieza. Los ortofosfatos que se aplican como fertilizantes y son arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias y los fosfatos orgánicos, se forman principalmente en procesos biológicos (AWWA, APHA, & WPCF, 1992).

Se utilizó el kit con el rango de 3-100 mg/L para los dos tipos de agua.

5.1.4 Parámetros físicos

pH

El pH es un parámetro importante de la calidad de aguas, ya que aguas ácidas disuelven los metales empleados en conducciones (plomo, zinc, cobre), los cuales, al ser ingeridos afectan a la salud (Pérez López, 2016). A su vez, las aguas básicas generan incrustaciones en los conductos por donde atraviesa. Las aguas residuales urbanas muestran un pH que oscila entre 6.5 y 8.5, estos valores no son problema en el proceso de depuración, pero fuera de este rango sí producen problemas en los procesos biológicos (AWWA, APHA, & WPCF, 1992).

Conductividad

La conductividad es la expresión de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica, esta capacidad depende de la presencia de iones, de su concentración total y relativas, valencia y la temperatura de su medición (AWWA, APHA, & WPCF, 1992).

Temperatura

La temperatura condiciona los procesos de degradación de materia orgánica y de nitrificación, por lo que es importante controlarlo. A medida que disminuye la temperatura se ralentizan el proceso de depuración.

Turbidez

La transparencia de una masa natural de agua es un factor decisivo para la calidad y productividad de estos sistemas. La turbidez del agua se produce por materias en suspensión, como arcillas, materias orgánicas e inorgánicas, microorganismos, etc. La turbidez es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorbe en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra (AWWA, APHA, & WPCF, 1992).

Además, se recomienda determinar la turbidez el mismo día en la que se toma la muestra. Si se necesita una conservación prolongada, almacene las muestras en un ambiente oscuro hasta 24 horas, no se recomienda almacenar por periodos largos. Agitar vigorosamente todas las muestras antes de su determinación.

5.2 FASE SÓLIDA

Sólidos suspendidos

Este parámetro define la cantidad de fango que será preciso eliminar en el tratamiento. La proporción entre los sólidos fijos y volátiles (inorgánicos y orgánicos, respectivamente) determina las posibilidades de funcionamiento del proceso de estabilización para su tratamiento.

La metodología de este proceso fue: primero, se pesa los filtros ($P_{\text{filtro 1}}$), designados para cada tipo de agua (entrada, fango y permeado), se colocan en la bomba de vacío, se filtra 400 ml de las muestras de agua y 100 ml de la muestra de fango. Los filtros con los residuos retenidos se secan en una estufa a 105°C por 1h. Pasada la hora, se pesa los filtros ($P_{\text{filtro 2}}$), el aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión.

Con los valores obtenidos, se aplica la siguiente fórmula:

$$\text{TDS (mg/L)} = ((P_{\text{filtro 2}} - P_{\text{filtro 1}})) / (V_{\text{muestra}} (L))$$

Ecuación 10: Fórmula para hallar el total de sólidos suspendidos.

SVI (Índice Volumétrico de lodo)

Esta técnica se utiliza para monitorizar las características de sedimentación del lodo activado u otras suspensiones biológicas.

El índice de volumen de lodo es el volumen en mililitros ocupado por 1g de una suspensión después de 30 minutos de sedimentación (Dick & Vesilind, 1969) . Se calcula con la siguiente forma:

$$SVI (mg/L) = \frac{(Volumen\ de\ lodo\ sedimentado\ (ml/L) \times 1000)}{Sólidos\ en\ suspensión\ (\frac{mg}{L})}$$

Ecuación 11: Fórmula para hallar el índice volumétrico del lodo/fango.

6 OBJETIVOS Y ALCANCE

El objetivo principal de este Trabajo de Fin de Máster es la optimización de la dosis de nitrógeno requerida para el riego de cultivos de plantas aromáticas, cítricos, hortalizas y flores.

Los objetivos secundarios incluyen:

Objetivo 1: Verificar la conformidad del agua tratada obtenida del bluetorpedo con las normativas vigentes para su uso en riego agrícola.

Objetivo 2: Evaluar si el agua tratada cumple con los requerimientos necesarios para su utilización en el proceso de fertirrigación.

A través de revisión exhaustiva de la literatura científica y el análisis de proyectos previos, así como de los resultados obtenidos en esta investigación, se pretende identificar las mejores prácticas y oportunidades para optimizar la eficiencia en el uso de agua reutilizada, contribuyendo así a la gestión sostenible de los recursos hídricos en el contexto actual.

7 MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 DESCRIPCIÓN DEL BLUETORPEDO

En esta sección, presentamos en detalle el diseño y la realización del prototipo desarrollado para abordar los objetivos planteados en este trabajo.

7.1.1 Diseño del bluetorpedo (Gil Linares, 2022)

El diseño del prototipo se enfocó en la creación de compartimentos eficientes y funcionales, compuestos por tres secciones interconectadas que sirven para diferentes etapas del proceso de tratamiento de aguas residuales. Cada compartimento ha sido meticulosamente planificado para logra un rendimiento óptimo en su respectiva función.

- **Compartimento 1 (C₁) - Zona de retención y Desnitrificación**

El primer compartimento actúa como una cámara de retención que busca separar gruesos, sólidos y grasas presentes en el flujo de entrada. Además, es la zona de desnitrificación, contribuyendo a la reducción de nitratos mediante procesos biológicos como se explica en apartados anteriores.

- **Compartimento 2 (C₂) - Zona de aireación y Filtración por membranas UF**

En este compartimento, el agua se somete a un proceso de aireación que estimula la nitrificación, convirtiendo amonio en nitratos. La filtración por membranas UF permite la separación eficiente de partículas suspendidas y microorganismos, mejoran la calidad del agua.

- **Compartimento 3 (C₃) - Depósito de agua regenerada.**

En esta etapa final, el agua ha pasado por procesos de tratamiento previos y ha experimentado mejoras notables en su calidad. En el tercer compartimento se almacena el agua tratada y mantiene el agua regenerada en condiciones adecuadas hasta su posterior distribución.

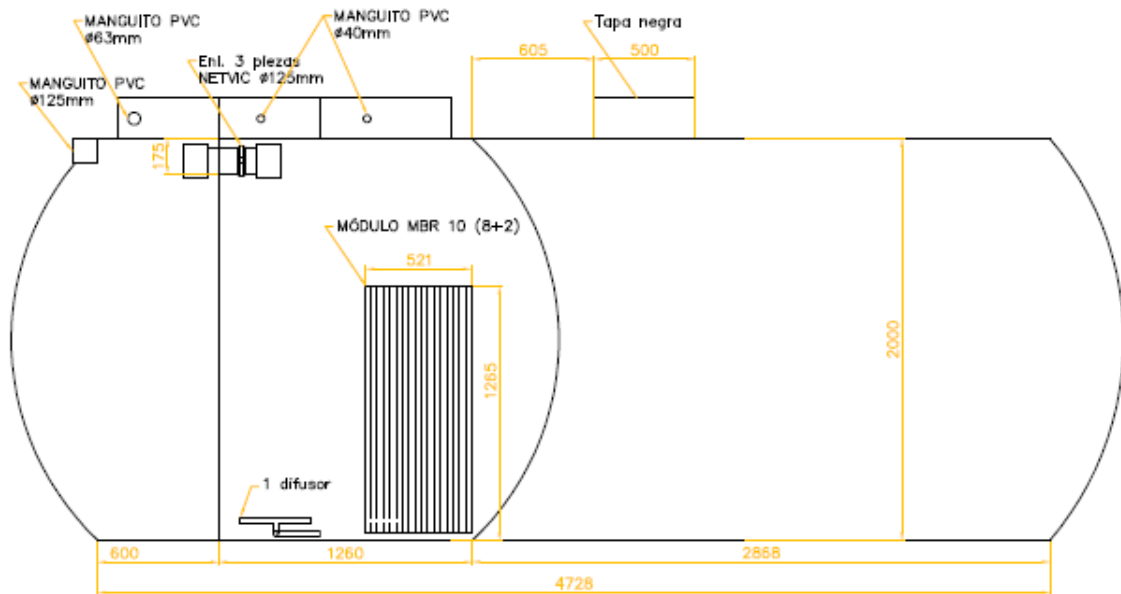


Figura 10: Perspectiva frontal del diseño del Bluetorpedo. Medidas en mm. Fuente: José Gil (2022).

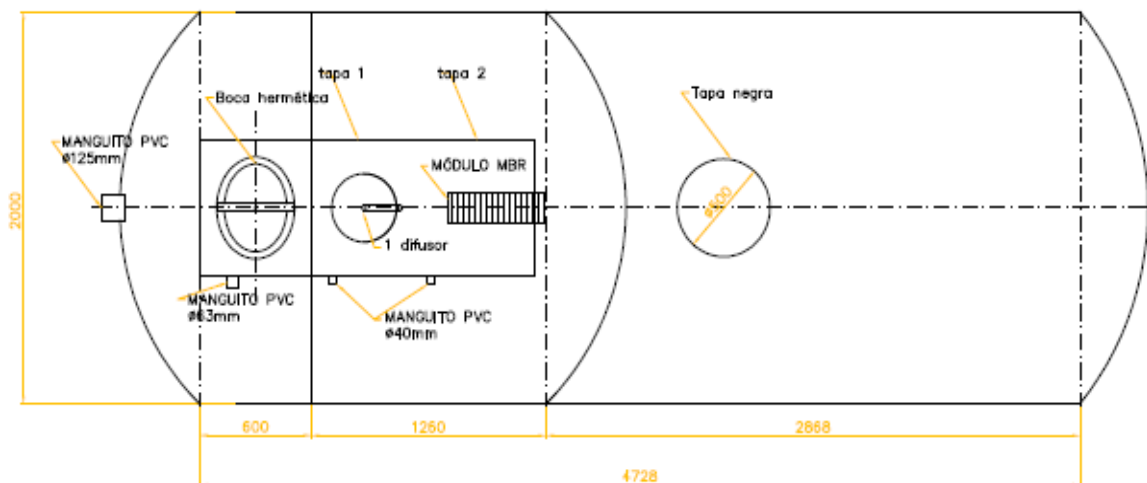


Figura 11: Perspectiva aérea del diseño del Bluetorpedo. Medidas en mm. Fuente: José Gil (2022).

7.1.2 Parámetros de diseño del bluetorpedo

La tabla 10 exhibe los datos iniciales del bluetorpedo, destacando el número de membranas instaladas, el área superficial de cada membrana, la altura del permeado de los tubos, el volumen del biorreactor aeróbico, el volumen de agua regenerada y la altura del tanque séptico. Estos valores se emplearon como entradas en las fórmulas detalladas en la página 33.

Al aplicar estas fórmulas a los datos mencionados anteriormente, se obtuvieron los resultados correspondientes a los parámetros de diseño del bluetorpedo, los cuales se presentan en la tabla 11.

Tabla 10: Datos iniciales para hallar los parámetros de diseño del bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022).

| PARÁMETROS DE DISEÑO | | |
|----------------------------------|------|--------------------|
| Membranas instaladas | 8 | Uds |
| Área de la membrana | 1 | m ² /Ud |
| Área total instalada | 8 | m ² |
| Altura del permeado de los tubos | 0.22 | m |
| Consumo de agua | 175 | L/hab/d |
| PE | 3 | hab |
| V _r (aeróbico) | 4700 | L |
| V _{agua regenerada} | 6200 | L |
| Altura del tanque séptico | 2.1 | m |

Tabla 11: Parámetros de diseño del bluetorpedo. Fuente: Milagros Peña (2023).

| Fecha | Caudal (m³/día) | PTM (bar) | Permeabilidad (LMH/bar) |
|--------------------|-----------------------------------|------------------|--------------------------------|
| 30 Ene 2023 | 0.13 | 0.020 | 34 |
| 17 Feb 2023 | 0.14 | 0.020 | 37 |
| 03 Mar 2023 | 0.16 | 0.022 | 38 |
| 20 Mar 2023 | 0.15 | 0.013 | 62 |
| 02 May 2023 | 0.12 | 0.015 | 41 |
| 08 May 2023 | 0.10 | 0.016 | 32 |
| 17 May 2023 | 0.10 | 0.011 | 47 |
| 29 May 2023 | 0.09 | 0.015 | 31 |
| 19 Jun 2023 | 0.12 | 0.023 | 27 |

7.1.3 Funcionamiento del bluetorpedo

Las agua residuales de la casa fluyen hacia la fosa séptica (C₀), desde donde se impulsa con una bomba de entrada (B₁) hacia el compartimento 1 (C₁). En esta fase, se efectúa la retención de sólidos de mayor envergadura, y se ejecuta el proceso de desnitrificación, cuyos pormenores se exponen en la sección 4.1.2. Para

propiciar dicho proceso, resulta imperativo lograr una concentración de oxígeno de 0.2 mg O₂/L.

Una vez sometida al “pretratamiento”, el agua residual avanza al C₂. En este segmento, se incorpora un difusor de burbuja fina para regular la oxigenación mediante la instalación de dos soplantes: el soplante de aireación (S₁) y el soplante de limpieza (S₂). Ambos se encuentran sujetos a una regulación precisa a través de rotámetros. Adicionalmente, se integra una bomba de recirculación (B₂), que facilita el traslado del licor mezcla con alto contenido en nitratos al compartimiento precedente, fomentando así la desnitrificación. La etapa de filtración tiene lugar en el interior de este compartimento, empleando el módulo de membranas designado.

Un colector general capta el agua ya tratada, conduciéndola hacia el compartimento 3 (C₃), que conforma la última etapa del proceso.

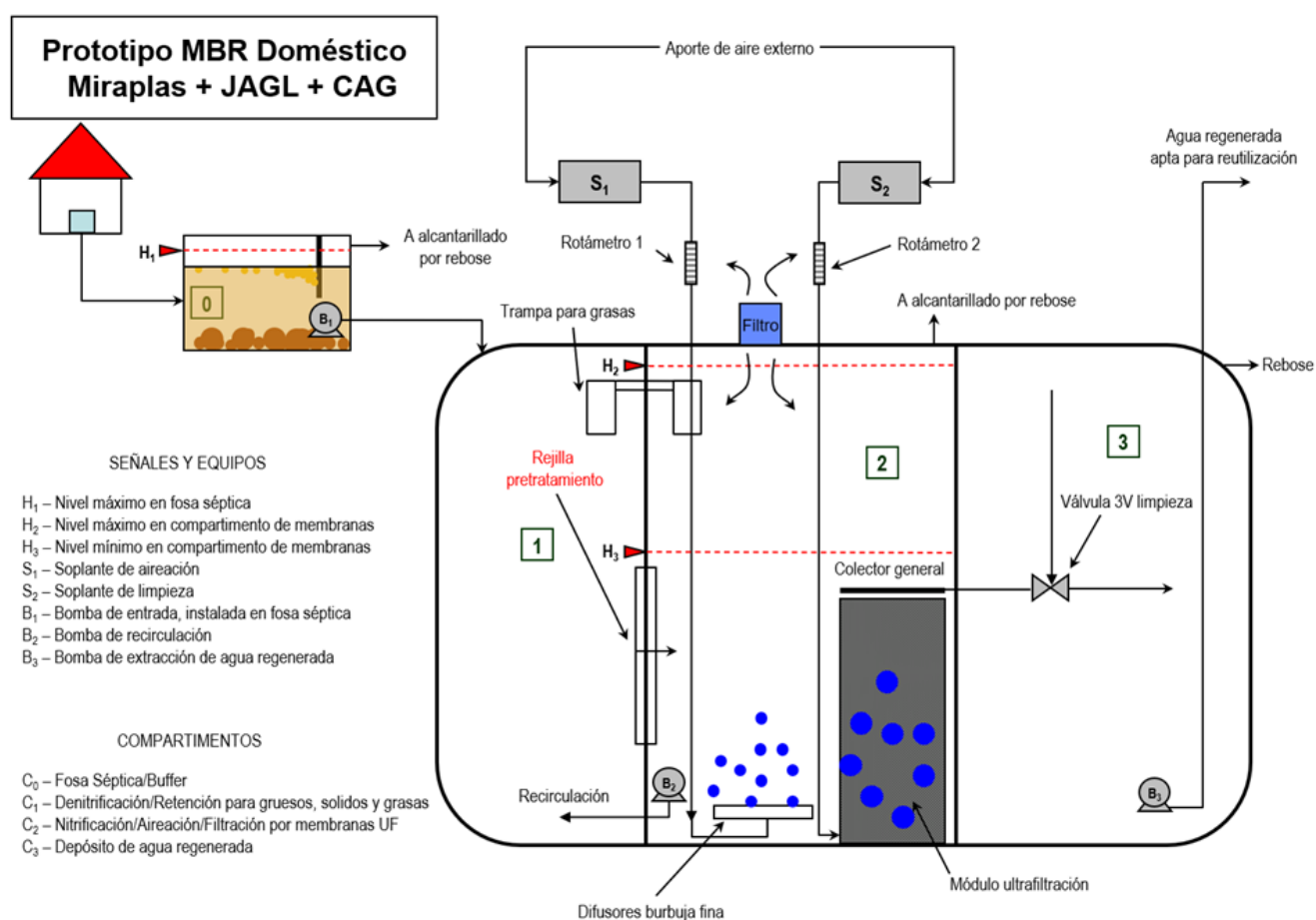


Figura 12: Imagen resumida del funcionamiento del prototipo MBR Doméstico bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022).

7.1.4 Control y operación del bluetorpedo

Este sistema de control del bluetorpedo se compone de una serie de elementos que garantizan su funcionamiento óptimo:

Tabla 12: Elementos considerados para el control y operación eficiente del bluetorpedo. Fuente: José Gil (2022).

| COMPONENTES | CONTROL Y OPERACIÓN |
|--|--|
| Bomba sumergible (B₁) en la fosa séptica (C₀) | <ul style="list-style-type: none">- Controlada mediante su boya de nivel.- Se minimiza la longitud de la boya para optimizar la operación intermitente. |
| Indicador LED rojo en la fosa séptica | <ul style="list-style-type: none">- En la C₀ un led rojo se enciende si el nivel de agua llega a H₁.- El led se apaga al descender el nivel de H₁. |
| Nivel en el compartimento 2 (C₂) y bomba B₁ | <ul style="list-style-type: none">- Si el nivel de agua alcanza H₂ en el C₂, B₁ se detiene hasta que el nivel alcance H₃. |
| Bomba B₂ – control temporizado | <ul style="list-style-type: none">- Temporizador: x min encendido / x min apagado. |
| Bomba B₃ – control temporizado | <ul style="list-style-type: none">- Encendido y apagado según su boya de nivel.- Posible desconexión mediante un selector con el fin de almacenar el agua tratada en C₃. |
| Soplante S₁ – control temporizado | <ul style="list-style-type: none">- Temporizador: x min encendido / x min apagado. |
| Soplante S₂ – control por nivel | <ul style="list-style-type: none">- Activación según nivel H₃ en C₂.- Activo sí el nivel del licor mezcla supera H₃. |
| Indicador led para limpieza de membranas | <ul style="list-style-type: none">- El led señala membranas sucias sí el nivel de licor mezcla supera H₁. |
| Modos de operación de B₂ y S₁ | <ul style="list-style-type: none">- Modos: Normal y reducido.- Cambio mediante temporizador. |
| Ajuste de tiempos ON y OFF | <ul style="list-style-type: none">- Tiempos on y off adaptables a cada modo. |

Este sistema de control garantiza un funcionamiento preciso y adaptable del bluetorpedo, optimizando su operación en diferentes condiciones y horario.

7.2 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

El bluetorpedo ha sido implantado en el Centro Municipal de Alcayna, situado en la Región de Murcia. Esta Región ocupa una posición geográfica en Europa que registra una precipitación mínima; la media de precipitación anual ronda los 350 L/m², con notables variaciones temporales. Estas irregularidades de las precipitaciones, marcadas por valores escasos a pesar de eventos torrenciales esporádicos, coinciden con una elevada exposición solar, lo que a su vez conduce a temperaturas altas, tal como se evidencia en el presente. Estas condiciones térmicas elevadas resultan en tasas de evapotranspiración considerablemente altas.



Figura 13: Ubicación de la casa dónde se implementó el bluetorpedo. Fotos del bluetorpedo en acción. Fuente: Google Earth (2023) y Milagros Peña (2023).

7.2.1 Toma de muestra

Inicialmente, se establece una frecuencia de muestreo quincenal, la cual se modifica posteriormente a una vez por semana. En la vivienda, se efectúan mediciones in situ de parámetros físicos como pH, temperatura, V30, velocidad del caudal de salida, altura del biorreactor y de la fosa séptica. Asimismo, se recolectan muestras de agua de la fosa séptica, fango y agua permeada.

Las muestras se trasladan al laboratorio de la IUACA de la Universidad de Alicante, donde se realiza el análisis de parámetros químicos: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno total (NT), Amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) y Fósforo total (PT) tanto para el agua de entrada como para el agua permeada (salida). Además, se efectúa una nueva medición de los parámetros físicos en el laboratorio; pH, conductividad, temperatura y turbidez (exclusivamente para el agua de salida). Finalmente, se analiza también los sólidos totales para las tres muestras de agua.

7.2.2 Técnicas analíticas

Parámetros físicos

En la tabla 13 se presenta los valores de los parámetros físicos evaluados en las muestras de agua tanto de entrada y de salida a lo largo de todo el periodo experimental. La turbidez se cuantificó exclusivamente en la muestra de agua de salida, y con el fin de establecer comparaciones, se realizó una medición de turbidez al agua de grifo. Las mediciones se realizaron en el laboratorio del Instituto Universitario del Agua y de Ciencias Ambientales (IUACA).

Tabla 13: Parámetros físicos evaluados para el agua de entrada y de salida, se efectuaron en el laboratorio de la IUACA.

| Fecha (2023) | pH Entrada | pH Salida | Conductividad ($\mu\text{S/cm}$) Entrada | Conductividad ($\mu\text{S/cm}$) Salida | Conductividad ($\mu\text{S/cm}$) Lodo | T (°C) Entrada | T (°C) Salida | Turbidez (UTN) Salida | Turbidez (UTN) Agua de grifo |
|-----------------|---------------|--------------|--|---|---|-------------------|------------------|-----------------------------|---------------------------------------|
| 30 Ene | 7.8 | 6.4 | 2030 | 1906 | 1861 | 16.6 | 14.6 | 2.1 | 0.03 |
| 17 Feb | 7.7 | 6.4 | 1906 | 1873 | 1810 | 18.0 | 15.5 | 6.4 | 0.03 |
| 03 Mar | 7.7 | 6.9 | 2090 | 1815 | 1793 | 20.2 | 20.0 | 4.2 | 0.03 |
| 20 Mar | 7.6 | 7.0 | 1979 | 1759 | 1676 | 21.5 | 22.8 | 0.23 | 0.03 |
| 02 May | 7.5 | 7.5 | 1924 | 1778 | 1749 | 24.0 | 24.7 | 0.96 | 0.03 |
| 08 May | 7.5 | 5.6 | 1817 | 1765 | 1741 | 27.7 | 28.5 | 0.21 | 0.03 |
| 17 May | 7.5 | 5.4 | 1760 | 1756 | 1735 | 23.8 | 24.3 | 0.0 | 0.03 |
| 29 May | 7.5 | 6.5 | 1747 | 1467 | 1422 | 23.6 | 23.7 | 0.010 | 0.03 |
| 19 Jun | 7.5 | 4.9 | 1893 | 1521 | 1504 | 27.6 | 28.0 | 0.13 | 0.03 |

Parámetros químicos

En la tabla siguiente se exponen los resultados del análisis de los parámetros químicos aplicados tanto para el agua de entrada y de salida. Para la determinación de cada compuesto se emplearon kits específicos de rangos de medición distintos, tal como se detalla en la sección correspondiente al análisis de aguas residuales (consulte la pág. 36 para mayor información). La ejecución de las mediciones se llevó a cabo siguiendo meticulosamente los procedimientos estipulados en los manuales respectivos de cada kit, utilizando el fotómetro Spectroquant Nova 60 como instrumento de medición.

Tabla 14: Parámetros químicos analizados para las dos muestras de agua, el de entrada y salida. Donde: Entrada (E) y Salida (S).

| Fecha (2023) | DQO Entrada | DQO Salida | NO3-N E | NO3-N S | NH4-N E | NH4-N S | TN E | TN S | TP E | TP S | SS E | SS S |
|-----------------|----------------|---------------|------------|------------|------------|------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 30 Ene | 25 | 32 | 0.8 | 124 | 4.0 | 0.50 | 98 | 129 | 9.5 | 17 | 65 | 6.6 |
| 17 Feb | 25 | 92 | 0.5 | 114 | 4.0 | 0.50 | 97 | 115 | 12.7 | 15 | 53 | 10 |
| 03 Mar | 25 | 129 | 0.2 | 113 | 4.0 | 0.50 | 114 | 117 | 11.8 | 14 | 68 | 3 |
| 20 Mar | 25 | 15 | 0.5 | 131 | 4.0 | 4.0 | 127 | 117 | 30.6 | 34 | 84 | 4 |
| 02 May | 567 | 130 | 1.4 | 47 | 0.19 | 0.63 | 111 | 46 | 12.6 | 6.7 | 188 | 3 |
| 08 May | 806 | 122 | 1.3 | 111 | 0.25 | 0.010 | 127 | 103 | 14.4 | 16 | 1275 | 0 |
| 17 May | 209 | 124 | 0.40 | 225 | 0.18 | 0.020 | 96 | 104 | 3.0 | 3.0 | 40 | 0 |
| 29 May | 37 | 116 | 1.5 | 100 | 0.27 | 0.023 | 101 | 87 | 10.6 | 16 | 43 | 0 |
| 19 Jun | 216 | 19 | 1.6 | 88 | 0.10 | 0.010 | 104 | 99 | 8.7 | 12 | 62 | 3 |



Figura 14: Tubos de ensayo del agua de entrada y salida usando los kits Spectroquant® y midiendo en el espectrofotómetro de la misma marca. Fuente: Milagros Peña (2023).

Análisis microbiológicos

Para la determinación de *Escherichia coli* (*E.coli*) y coliformes totales en la muestra de agua permeada, se emplearon botellas de vidrio previamente autoclavadas para su almacenamiento antes de su llegada al laboratorio. Se utilizó el medio de cultivo CHROMOCULT agar, compuesto por peptonas, piruvatos, sorbitol y tampón fosfato que promueve un rápido crecimiento de colonias. Este medio permite la detección simultánea de coliformes totales (que desarrollan colonias con tonalidades salmón a rojo) y *E. coli* (que muestra una coloración azul violeta). Para cuantificar los coliformes totales, se suman todas las colonias presentes en la placa. Las placas se incuban durante 24 horas a 35°C en una estufa.

El análisis de la muestra se realizó en triplicado siguiendo estos pasos:

- Etiquetar y rotular las placas petri con el medio de cultivo.
- Desinfectar la rampa con etanol y conectarla a la unidad de vacío.
- Colocar las membranas en el soporte de acero, fijar los embudos y verter las muestras.
- Colocar el filtro inoculado en la superficie del medio de cultivo, evitando burbujas de aire. Luego, incubar con el filtro hacia abajo durante el tiempo y a la temperatura especificado.



Figura 15: A) Medio de cultivo CHROMOCULT agar. B) Proceso de filtración.

7.2.3 Biorreactor

La siguiente tabla presenta la recopilación de los resultados obtenidos a partir de las mediciones de parámetros físicos del biorreactor. Las mediciones de DO1, DO2, junto con la temperatura y la SVI, se llevaron a cabo in situ. Por otro lado, las mediciones de los parámetros restantes se efectuaron en el laboratorio del IUACA, donde también se procedió a una segunda medición de la temperatura.

Tabla 15: Resultados de los parámetros físicos para el fango del biorreactor.

| Fecha (2023) | DO1 (mg/L) O ₂ | T1 (°C) | DO2 (mg/L) O ₂ | T2 (°C) | Conductividad (μS/cm) | pH | T (°C) Lodo | MLSS (g/L) | MLSS (mg/L) | SVI (ml sedimentado) | SVI (ml/g) |
|--------------|---------------------------|---------|---------------------------|---------|-----------------------|-----|-------------|------------|-------------|----------------------|------------|
| 30 Ene | 6.3 | 17.3 | 8.9 | 17.3 | 1861 | 6.1 | 17.1 | 5.4 | 5390 | 1200 | 111 |
| 17 Feb | 5.0 | 16.5 | 7.4 | 17.2 | 1810 | 6.3 | 17.3 | 5.6 | 5590 | 1960 | 175 |
| 03 Mar | 4.8 | 17.9 | 6.6 | 16.8 | 1793 | 6.3 | 20.3 | 5.3 | 5250 | 1180 | 112 |
| 20 Mar | 4.4 | 19.0 | 7.6 | 18.7 | 1676 | 6.5 | 21.8 | 5.3 | 5270 | 1820 | 173 |
| 02 May | 1.8 | 23.1 | 7.5 | 23.5 | 1749 | 6.1 | 24.7 | 4.1 | 4080 | 1740 | 213 |
| 08 May | 0.3 | 23.3 | 6.7 | 23.4 | 1741 | 5.5 | 28.0 | 5.5 | 5502 | 1640 | 149 |
| 17 May | 0.0 | 22.5 | 7.5 | 23.0 | 1735 | 5.4 | 24.1 | 4.4 | 4420 | 1700 | 192 |
| 29 May | 2.9 | 19.0 | 7.3 | 20.0 | 1422 | 6.0 | 24.0 | 5.2 | 5240 | 1840 | 176 |
| 19 Jun | 1.4 | 25.7 | 5.4 | 25.2 | 1504 | 5.0 | 28.5 | 5.1 | 5120 | 1540 | 150 |



Figura 16: Foto de la medición de oxígeno en el compartimento 1 (desnitrificación) y medición del SVI por 30 min del fango del biorreactor (compartimento 2). Fuente: Milagros Peña (2023).

La tabla 16 presenta la configuración de los tiempos de encendido (on) y apagado (off) para las bombas de aireación (S_1) y recirculación (B_2). Los primeros cuatro muestreos registraron ciclos de funcionamiento idénticos para ambas bombas, lo cual no estaba dentro de las expectativas previas. Estos resultados se deben a una confusión durante la programación de los tiempos, como se ha explicado en apartados anteriores, las bombas ofrecen opciones de configuración tanto en modo normal como modo reducido (nocturno).

No obstante, se logró corregir este error y se continuó con el experimento utilizando los ciclos de tiempo en segundos que se detallan en la tabla siguiente.

Tabla 16: Configuración del tiempo de la bomba de aireación(S_1) y de recirculación(B_2).

| Fecha (2023) | Comentarios |
|-----------------|---|
| 30 Ene | S_1 90s ON - 150s OFF B_2 60s ON - 540s OFF |
| 17 Feb | S_1 90s ON - 150s OFF B_2 60s ON - 540s OFF |
| 03 Mar | S_1 90s ON - 150s OFF B_2 60s ON - 540s OFF |
| 20 Mar | S_1 90s ON - 150s OFF B_2 60s ON - 540s OFF |
| 02 May | S_1 60s ON - 270s OFF B_2 60s ON - 660s OFF |
| 08 May | S_1 60s ON - 330s OFF B_2 60s ON - 720s OFF |
| 17 May | S_1 60s ON - 390s OFF B_2 60s ON - 780s OFF |
| 29 May | S_1 60s ON - 390s OFF B_2 60s ON - 780s OFF |
| 19 Jun | S_1 60s ON - 660s OFF B_2 60s ON - 780s OFF |



*Figura 17: Foto del temporizador que permite controlar los ciclos de encendido(on) y apagado (off) de cada bomba.
Fuente: Milagros Peña (2023).*

7.3 REQUIRIMIENTO DE NITRÓGENO

El suministro adecuado de nutrientes es esencial para lograr un desarrollo y rendimiento óptimo en la fertiirrigación. En esta sección, se abordan los requerimientos nutricionales de nitrógeno por riego en función del área total del cultivo en experimento, que abarca 265 m². El consumo diario de agua en el hogar, habitado por tres personas, asciende a 300 L/día. La concentración promedio de nitratos (NO₃-N) en el agua de fertiirrigación proporcionada es de 117 mg/L, mientras que la de fósforo total (TP) es de 15 mg/L, como se muestra en la Tabla 17.

Es importante destacar que, para determinar los requerimientos nutricionales óptimos de un cultivo, se deben considerar múltiples parámetros, ya que la concentración de nutrientes puede variar según el tipo de suelo, las condiciones climáticas, la diversidad de los cultivos y las estrategias de gestión agrícola. Por lo tanto, se recomienda realizar análisis de suelo y agua en el área destinada al cultivo para ajustar con precisión las concentraciones de nutrientes y lograr un crecimiento saludable y productivo. Además, se considera fundamental buscar orientación específica de expertos agrónomos para cada caso particular.

Tabla 17: Datos finales para la determinación de la cantidad de NO₃ total obtenida con el bluetorpedo.

| | Unidades | |
|---|-------------|----------------|
| Área total (AT) | 265 | m ² |
| Promedio [NO₃-N] del BTP | 117 | mg/L |
| Promedio [TP] del BTP | 15 | mg/L |
| Consumo medio de L/casas | 300 | L/día |
| Cantidad de NO₃ Total del BTP | 35100 | mg/día |
| | 0.035 | kg/día |
| | 12.8 | kg/año |

Se ha considerado relevante la literatura con el fin de obtener criterios sobre la cantidad de nitrógeno requerida por hectárea (kg-N/ha) en el proceso de fertiirrigación. Según datos proporcionados por la Unión de Pequeños agricultores de Castilla y León (UPA CyL) en 2021, se estima que una hectárea de secano requiere en promedio 300 kilos de abono nitrogenado, mientras que una hectárea de regadío demanda más de 700 kilos (Kg-N). Los datos y conversiones se pueden ver en la tabla 18.

Tabla 18: Datos obtenidos de la literatura de la junta de Castilla y León. 2021.

| BIBLIOGRAFÍA | | |
|-------------------------|-------|----------|
| 1 ha regadío | 700 | kg-N/año |
| 1 ha | 10000 | m2 |
| 1 m2 | 0.07 | Kg-N |
| Para 265 m2 se necesita | 19 | kg-N/año |

7.3.1 Fertilización en diferentes etapas (Cropaia, 2023)

Siembra o germinación

En esta etapa, es importante proporcionar a las plantas los nutrientes esenciales, incluyendo nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), así como otros micronutrientes. Sin embargo, la cantidad de fertilizante debe ser moderada, ya que un exceso de nutrientes puede dañar las plántulas.

Crecimiento vegetativo

En esta fase, las plantas están desarrollando hojas, tallos y raíces. El nitrógeno es importante en esta etapa, ya que es un componente clave de las proteínas y clorofila, que son esenciales para el crecimiento y la fotosíntesis.

Floración y formación de frutos

A medida que las plantas entran en la fase de floración y producción de frutos, sus necesidades nutricionales cambian. En esta etapa, el fósforo es fundamental para el desarrollo de flores y frutos, mientras que el potasio juega un papel crucial en la formación y calidad de los frutos. Se recomienda fertilizar con una proporción más alta de fósforo y potasio.

Tabla 19: Nitrógeno, Fósforo y Potasio para diferentes etapas de fertilización. Fuente: Milagros Peña (2023).

| | |
|----------------------|---|
| Nitrógeno (N) | Esenciales para el crecimiento de hojas y formación de la estructura de la planta. Crucial en las etapas iniciales. |
| Fósforo (P) | Esencial para el desarrollo de raíces e importante para la formación de flores y frutos. |
| Potasio (K) | Mejora la resistencia de las plantas ante enfermedades y contribuye a la calidad de los frutos. |



Figura 18: A) Terraza 1, enero 2023. B) Terraza 2. Fuente: Milagros Peña (2023).



Figura 19: Terraza 1 y 2, junio 2023. Fuente: Milagros Peña (2023).



Figura 20: Terraza 2, Hortalizas junio 2023. Fuente: Milagros Peña (2023).



Figura 21: Terraza 4 y 5. Se identifica *Rosmarinus prostratus* (romero), *Olea europaea* (olivo) y *Nerium oleander* (adelfas). Fuente: Milagros Peña (2023).

8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Esta sección se divide en cuatro subsecciones que abordan los parámetros de diseño del bluetorpedo, parámetros físicos, químicos y relacionados con el biorreactor.

8.1 PARÁMETROS DE DISEÑO DEL BLUETORPEDO

8.1.1 Caudal (Q) y Sólidos en suspensión totales (SST) del agua de entrada

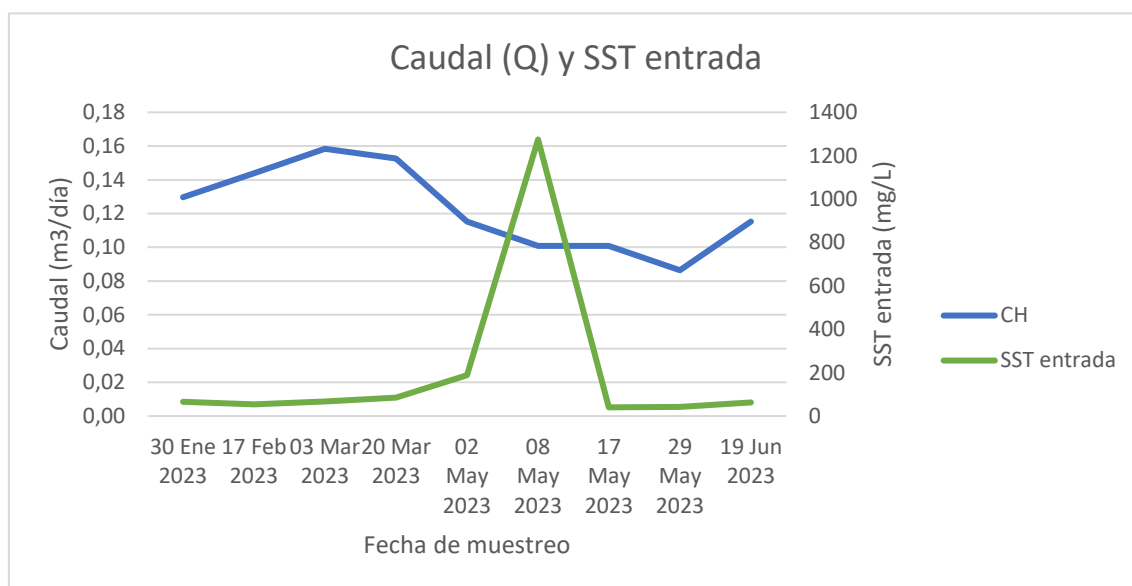


Figura 22: Valores de carga hidráulica o flujo de entrada y cantidad de sólidos en suspensión (mg/L) en el agua de entrada del bluetorpedo.

Según los estudios de Evenblij (2006) y Mulder (1996), se han sugerido rangos para el caudal de un MBRi de entre 0.48 -0.96 m³/ día. No obstante, los valores representados en la figura 22 indican un rango diferente, entre 0.09-0.16 m³/día.

La carga hidráulica (CH) en un MBR puede influir en la concentración de sólidos en suspensión presentes en el agua de entrada, ya que, si la CH es menor, se permite un mayor tiempo de sedimentación de los sólidos en suspensión (SS) antes de ingresar al MBR, lo que puede resultar en una reducción de la carga de SS que llega a las membranas del MBR y una menor cantidad de SS pueden reducir el riesgo de obstrucciones, daños y disminuir la necesidad de limpiezas frecuentes de la membrana, prologando su vida útil.

Sin embargo, es esencial llevar a cabo un monitoreo constante del sistema para evaluar cómo la reducción del caudal afecta realmente el proceso de tratamiento y asegurar que cumple con los estándares de calidad requeridos.

8.1.2 Presión transmembrana (PTM) y Permeabilidad (K)

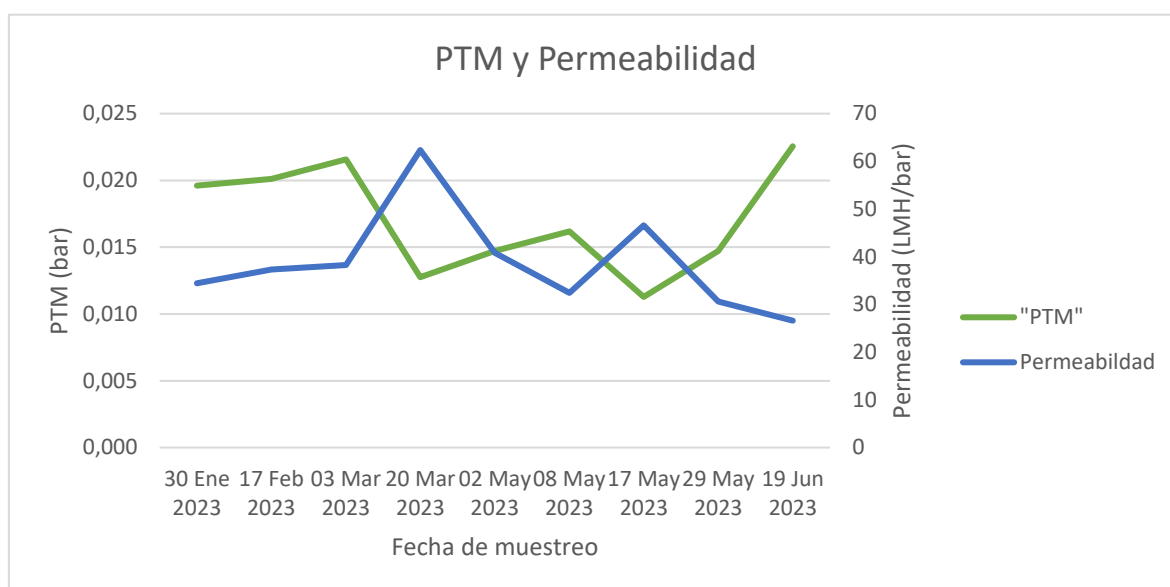


Figura 23: Valores de la presión transmembrana (PTM) y permeabilidad (K) de las membranas del bluetorpedo.

Según Evenblij (2006) y Mulder (1996), la presión transmembrana (PTM) en un sistema de membranas internas (MBRi) se encuentra dentro del rango de 0.2-0.5 bares, como se detalla en la Tabla 5. Sin embargo, la figura 23 presenta valores más bajos, oscilando entre 0.011-0.025 bares (1.1-2.5 Kilopascuales (Kp)).

Es importante notar que en la figura 23 se observa un comportamiento atípico de la PTM y la permeabilidad, estos dos parámetros son inversamente proporcionales. En realidad, incrementar la PTM tiende a aumentar la tasa de flujo a través de la membrana. La permeabilidad se refiere a la facilidad con la que una membrana permite el paso de sustancias; una membrana altamente permeable favorece un flujo más rápido, mientras que una menos permeable lo limita.

En este contexto, un aumento de la PTM puede aumentar la permeabilidad aparente de la membrana. Esto se debe a que una PTM más alta puede expandir temporalmente el tamaño de los poros en la membrana, permitiendo un mayor paso de sólidos.

No obstante, resulta beneficioso destacar que se han mantenido un PTM inferior en comparación con la referencia en la literatura. Esto ha resultado en una baja permeabilidad, como se refleja en el gráfico que muestra una escasa presencia de sólidos suspendidos en el agua permeada.

8.2 PARÁMETROS FÍSICOS

8.2.1 pH y Temperatura

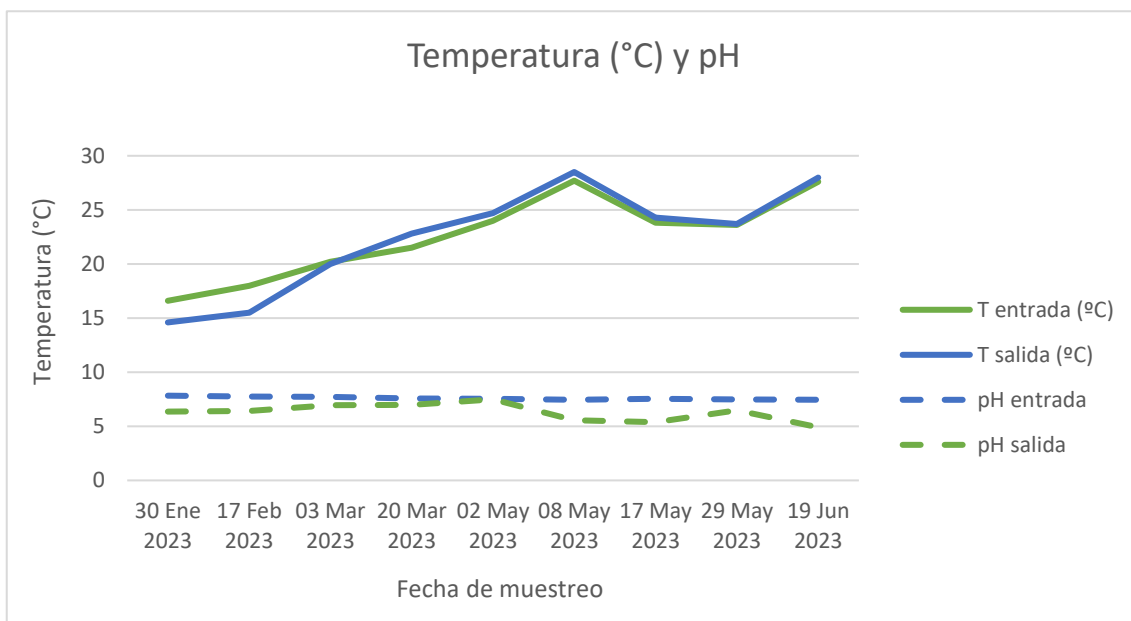


Figura 24: Se muestra los valores de temperatura y pH del agua de entrada y salida.

En la figura 24 se muestra las mediciones de pH del agua de entrada y salida. El agua de entrada tiene un pH entre 7 y 8, mientras que el agua de salida exhibe valores variables entre 4 y 6 en los tres últimos muestreos. La disminución del pH se asocia con lluvias intensas en la región de Alicante y Murcia, que reducen los sólidos suspendidos del licor mezcla (MLSS), aumenta la demanda de oxígeno y favorecen la nitrificación sobre la desnitrificación.

La nitrificación provoca una reducción del pH en el agua de salida. El pH de la lluvia oscila entre 5 y 5.5, mientras que el agua potable se ubica entre 6.5 y 8.5, según Jiménez (2001). El pH del agua tratada se encuentra en el rango para la reutilización.

El Ministerio de Medio Ambiente exige una temperatura de 25°C en aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable. El gráfico muestra temperaturas cercanas a esta normativa, con excepciones en fechas de calor intenso atribuidas a las olas de calor.

8.2.2 Conductividad

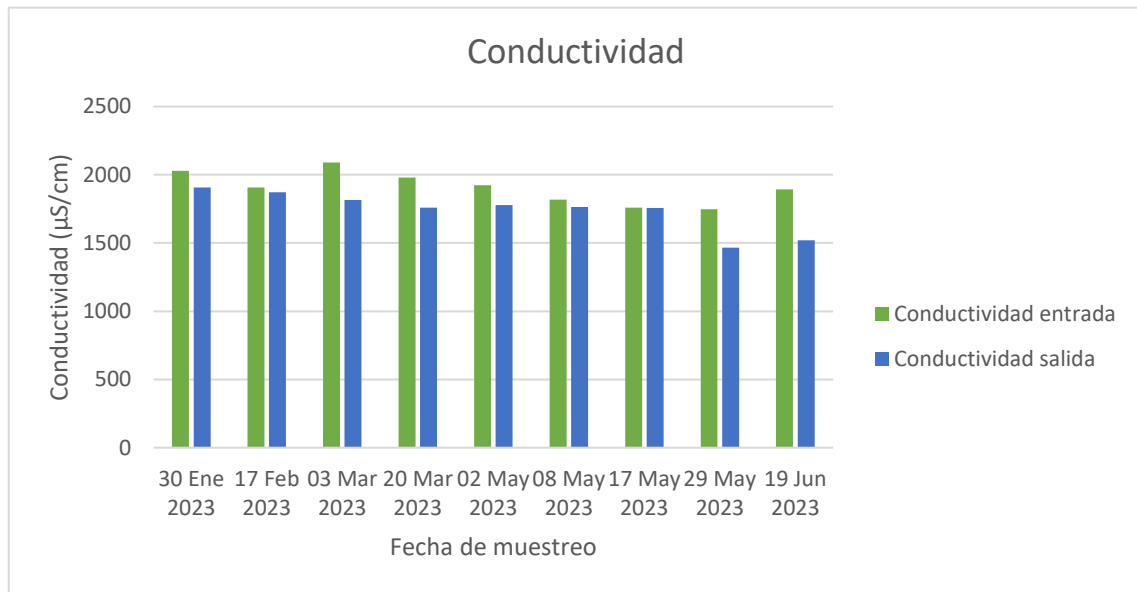


Figura 25: Se muestra los valores de conductividad del agua de entrada y agua de salida).

En la figura 25, se observa que la conductividad del agua de entrada (agua bruta) es ligeramente superior a la del agua tratada. Los valores oscilan entre 1500-2000 $\mu\text{S/cm}$ tanto para el agua de entrada como para la salida. Según el Real Decreto 1138/90, se recomienda un valor de 2500 $\mu\text{S/cm}$, mientras que para considerar un agua como no apta para consumo se establece un umbral de 5000 $\mu\text{S/cm}$ a 20°C.

Es relevante destacar que la tecnología de MBR no tiene la capacidad de reducir sales disueltas, es decir, la conductividad. Sí el agua de entrada presenta una alta conductividad, esta se mantiene sin cambios en la salida.

8.2.3 Turbidez

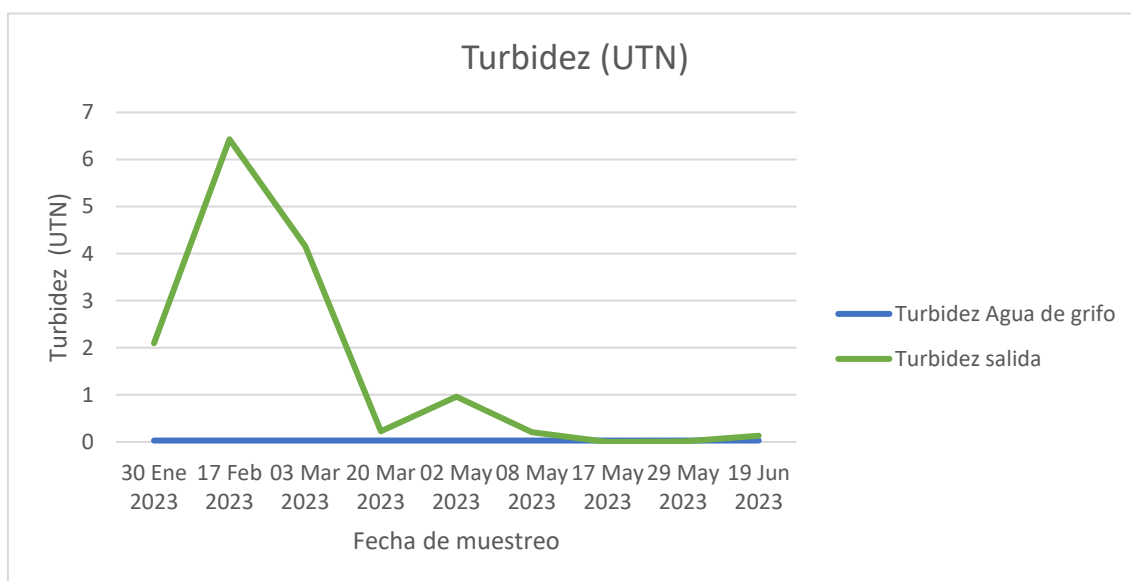


Figura 26: Comparativa de la turbidez del agua de grifo de Alicante y del agua permeada obtenida del bluetorpedo.

En la figura 26, se puede observar que los tres primeros muestreos arrojan valores variados, que oscilan desde 2 UTN hasta un máximo de 7 UTN. A partir del cuarto muestreo en adelante, los valores de turbidez muestran un intervalo que se estabiliza en el rango de 0 y 1 UTN. Según AWWA, APHA, y WPCF (1992), la turbidez del agua tratada suele situarse en el intervalo de 0 a 1 unidades.

En consecuencia, los valores obtenidos se contrastan con los datos proporcionados por AWWA, APHA, y WPCF (1992). El valor de 0 UTN en el agua permeada es un indicador de alta claridad y pureza, lo que es esencial para la producción de agua potable segura y de alta calidad.



Figura 27: A) agua permeada. B) Medida (UTN) del agua permeada con el turbidímetro.

8.2.4 Sólidos en suspensión (SS)

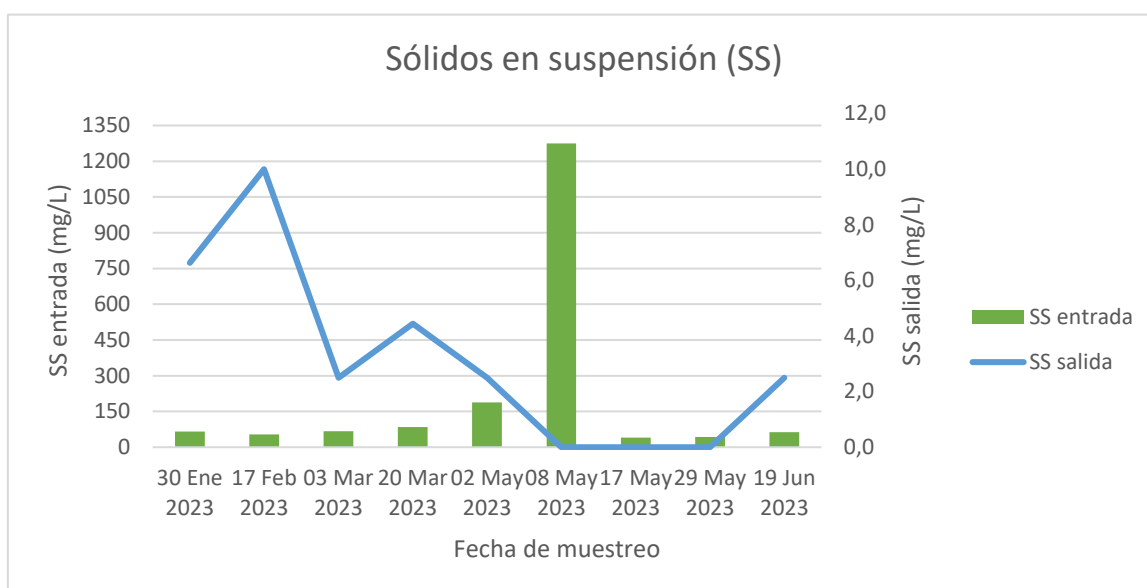


Figura 28: Representación de los sólidos en suspensión del agua de entrada y el agua permeada.

Se puede observar en la figura 28, que la concentración de sólidos en suspensión del agua de entrada (columnas verdes) es mayor que en el agua de salida. En algunos casos, la cantidad de ss en el agua permeada es 0 mg/L, lo que confirma eficacia del proceso de filtración. Esto se refleja también en la figura 26 y 27, donde la turbidez del agua permeada alcanza un valor de 0 UTN.

La eficiente eliminación de sólidos en suspensión y la turbidez cercana a cero también están relacionadas con la reducción de microorganismos patógenos en el agua, lo que es esencial para la salud pública. La membrana de ultrafiltración (UF) posee la capacidad de retener partícula con diámetros inferiores a 0.2 μm y superiores a 0.001 μm , como virus, proteínas, pirógenos, tal como se representa en la figura 4.



Figura 29: Filtros después de filtrar agua de entrada y agua permeada. La foto de la derecha, muestra el filtro de agua de entrada después de un episodio de lluvias. Fuente: Milagros Peña (2023).

8.3 PARÁMETROS QUÍMICOS

8.3.1 DQO

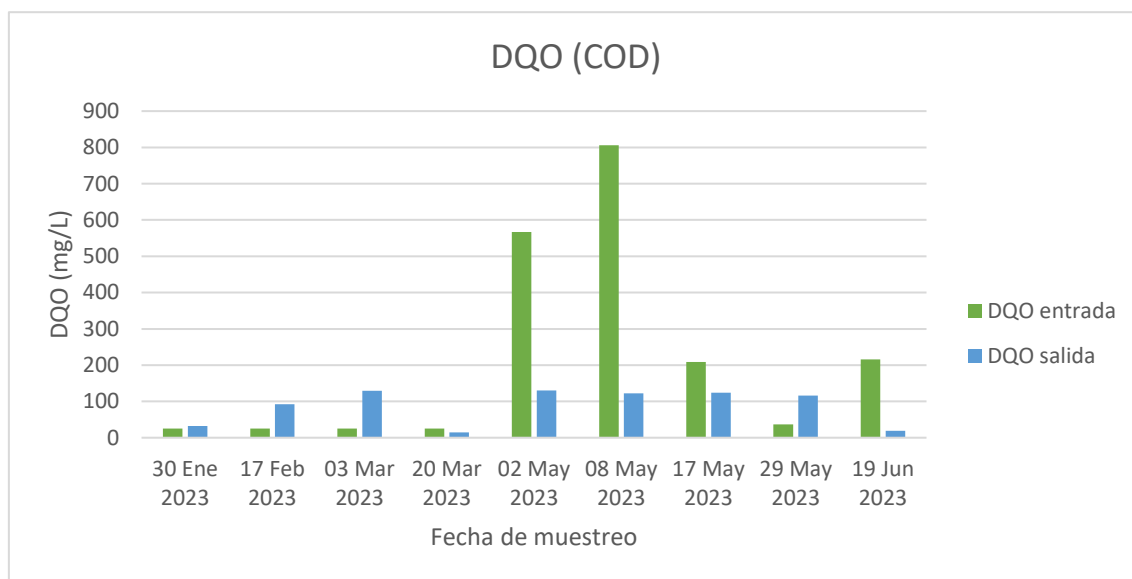


Figura 30: Columnas verticales de [DQO] del agua de entrada y del agua permeada.

Se observa que la carga de DQO en la entrada es baja, como se evidencia en los primeros cuatro muestreos, con excepción de los días 2 y 8 de mayo, cuando se registra un incremento significativo en concentración de DQO de entrada.

Concentraciones más elevadas de sólidos suspendidos promueven una eficiente separación por membranas y contribuyen a una mayor clarificación del agua tratada. Además, estas condiciones propician la actividad biológica esencial para la degradación de materia orgánica y eliminación de contaminantes.

El MBR permite operar con concentraciones sustanciales de sólidos suspendidos totales en el rango de 4-15 g SST/L, lo que amplía la capacidad volumétrica de tratamiento en un espacio reducido (Simbaña Alvaro, 2018). Esto sugiere que el prototipo instalado está sobredimensionado en relación a las condiciones observadas.

No obstante, es importante destacar que, según la Directiva vigente, el límite permitido para la DQO en el agua tratada es de 125 mg/L. En este experimento, los valores de DQO en el agua permeada cumplen con esta normativa, demostrando eficacia del proceso.

8.3.2 Nitrógeno total (NT)

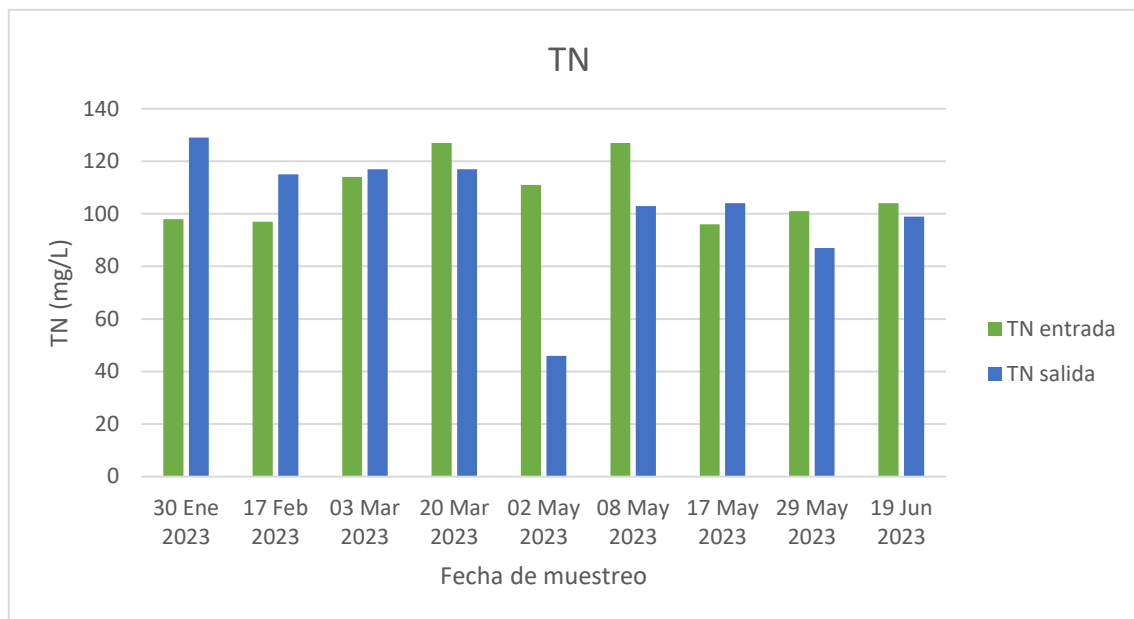


Figura 31: Columnas de concentración de Nitrógeno total del agua de entrada y agua permeada.

El nitrógeno total es la suma del nitrógeno en forma de nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+). En la figura 31 muestra que el nitrógeno total del agua de entrada varía entre 98-127 mg/L, siendo de origen doméstico.

Según la Directiva 91/271/CEE, el vertido permitido se sitúa en el rango 10-15 mg/L, según el número de habitantes equivalentes. En este experimento, no se busca cumplir con esta normativa, ya que el agua tratada se destina a riego, no al vertido ambiental.

Además, los niveles considerables de TN implican una concentración similar de nitratos (NO_3^-), lo cual beneficia al agua destinada al riego, ya que las plantas asimilan nutrientes de nitrógeno en forma de nitratos.

8.3.3 Amonio (NH₄-N)

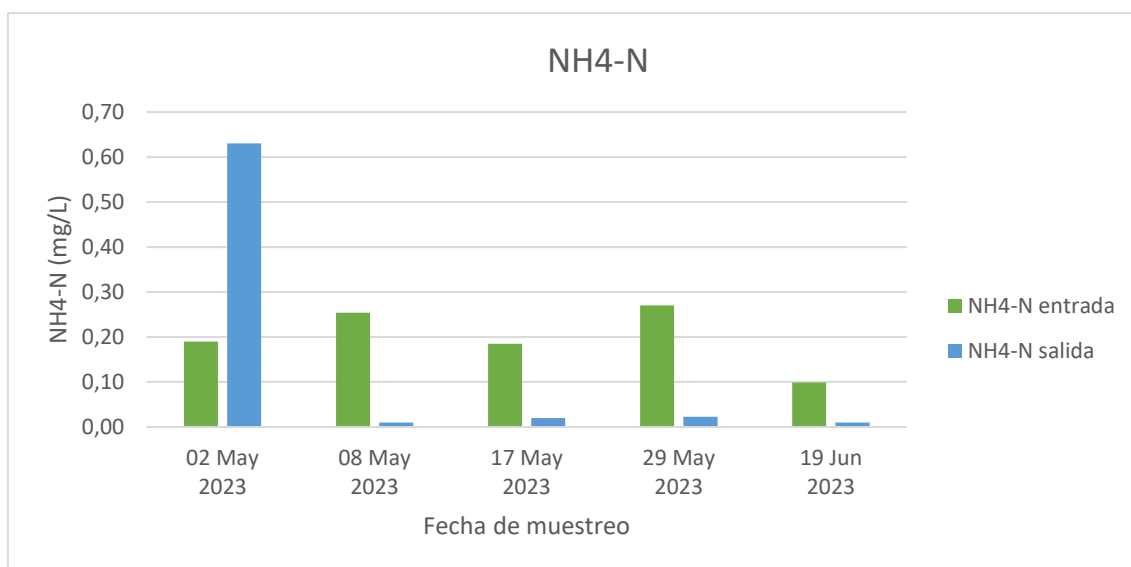


Figura 32: Columnas de concentración de amonio para el agua de entrada y de agua permeada.

En la figura 32 se puede observar que la concentración de amonio de entrada varía entre 0.10-0.27 mg/L. Los valores de salida son generalmente más bajos, con la excepción del 02 de mayo, en el cual no logramos completar el proceso de nitrificación, lo que resultó en una [NH₄] más alta en la salida. No obstante, en los muestreos subsiguientes, se aprecia una concentración menor en la salida, que oscila entre 0.010-0.023 mg/L. Es decir, la conversión de NH₄ a NO₂⁻ se lleva a cabo de manera exitosa.

El rango de los kits utilizados para la medición fue de 0.010-2 mg/L para ambas muestras, tanto la de agua de entrada como la de salida.

A partir del 2 de mayo, se modificaron los parámetros de operación de la bomba de aireación (S₁) al reducir el tiempo de funcionamiento de 90s a 60s, y se incrementó el tiempo de apagado de 150s a 270s. Estas adaptaciones en los tiempos de funcionamiento de la bomba S₁ continuaron beneficiando el proceso de nitrificación, ya que los valores de [NH₄] en el agua tratada siguieron disminuyendo de manera constante.

8.3.4 Nitratos (NO₃-N)

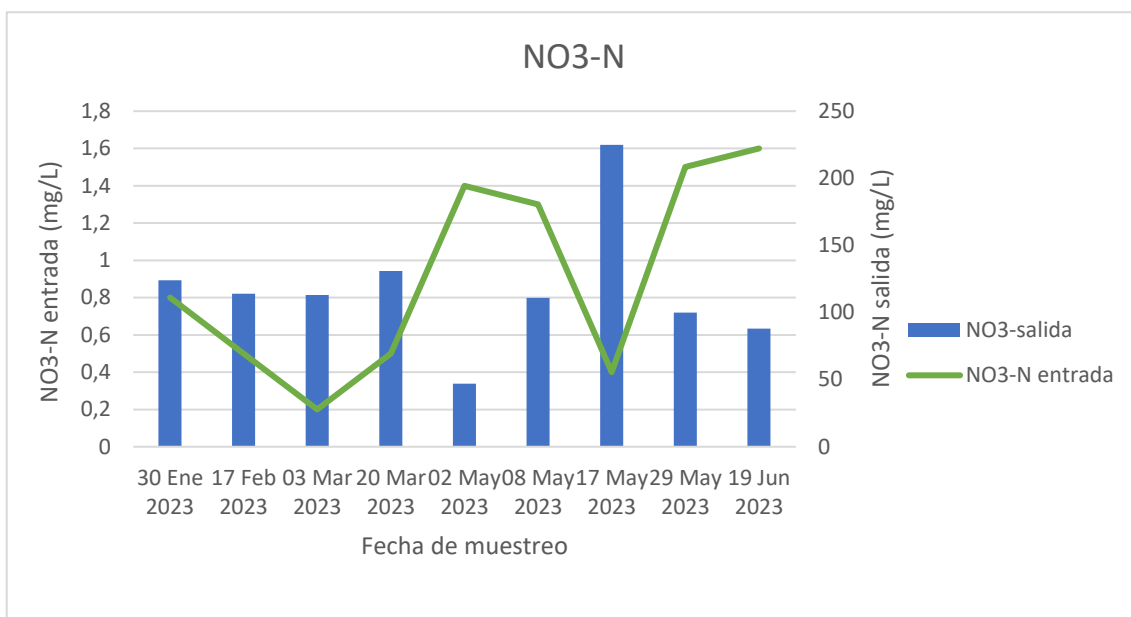


Figura 33: Se muestra las concentraciones de NO₃-N en línea para el agua de entrada y en forma de barra para el agua permeada (outlet), puesto que las concentraciones muestran dimensiones distintas.

La concentración de nitratos en el agua de entrada es baja, oscilando entre concentraciones de 0,2-1,6 mg/L, lo que concuerda con la afirmación de AWWA, APHA y WPCF (1992), de que las aguas residuales domésticas contienen nitratos en cantidades reducidas. Sin embargo, en línea con el objetivo de producir un agua rica en nutrientes, el agua tratada muestra concentraciones superiores, que varían de 47-225 mg/L, con una media de 117 mg/L.

Es importante señalar que los niveles de nitratos tienden a ser bajos en el agua de superficial, pero puede alcanzar niveles elevados en las aguas subterráneas debido al uso no regulado en la agricultura, lo que provoca infiltración en los acuíferos subterráneos (AWWA, APHA, & WPCF, 1992). Concentraciones excesivas de nitratos pueden dar lugar a una afección conocida como metahemoglobinemia, especialmente en lactantes debido a una menor actividad enzimática, el exceso de nitratos produce la oxidación del hierro de la hemoglobina impidiendo su adecuada unión al oxígeno. (Martínez de Zabarte Fernández, *et al*, 2018). Por esta razón, AWWA, APHA, & WPCF (1992) han establecido un límite de 10 mg/L para el agua potable.

8.3.5 Fósforo total (PT)

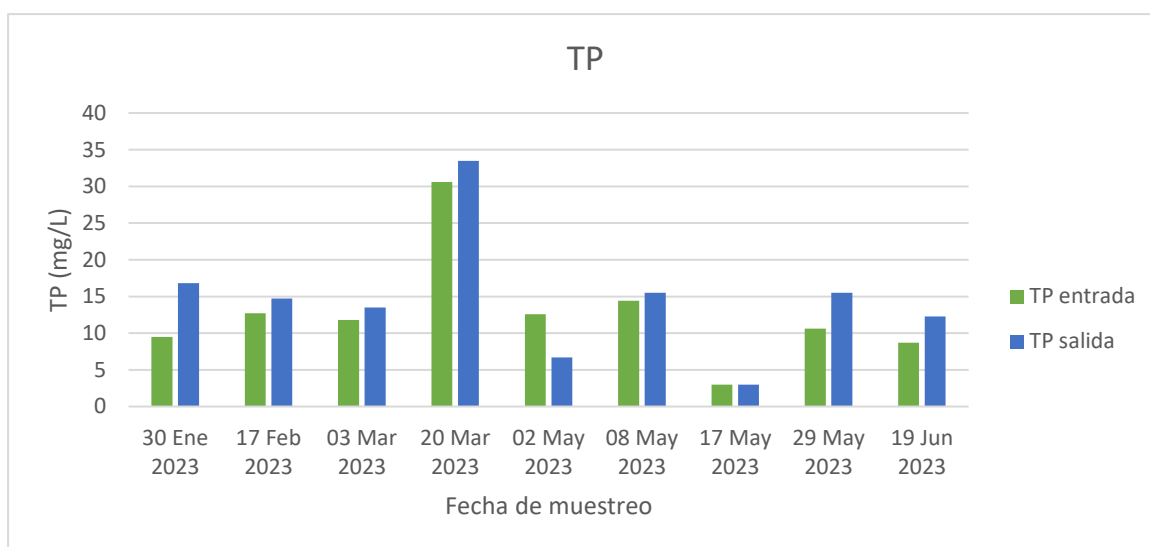


Figura 34: Columnas de concentración de fósforo total (TP) para el agua de entrada y agua tratada.

En este experimento, el influente de origen doméstico presenta concentraciones de fósforo total (TP) que fluctúa entre 3-30.6 mg/L. Sin embargo, la normativa para el vertido impone límites más estrictos, varían entre 1-2 mg/L según el número de habitantes equivalentes, y < 0.7 mg/L si el vertido es hacia una zona sensible.

La figura 34 muestra que la [TP] en el agua tratada es mayor que la entrada debido a la necesidad de desnitrificación para la eliminación de fósforo. Este proceso inicia en la “rodilla de anaerobiosis”, donde empieza la desfosfatación, es decir se empieza a utilizar el fósforo como fuente de energía. Sin desnitrificación, no ocurre la desfosfatación.

A diferencia de una planta depuradora estándar que busca reducir el TP, este estudio busca obtener agua con una [TP] adecuada para el riego, considerando las necesidades nutricionales de los cultivos. El Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente establece valores máximos diarios 15 mg/L para el TP.

ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO

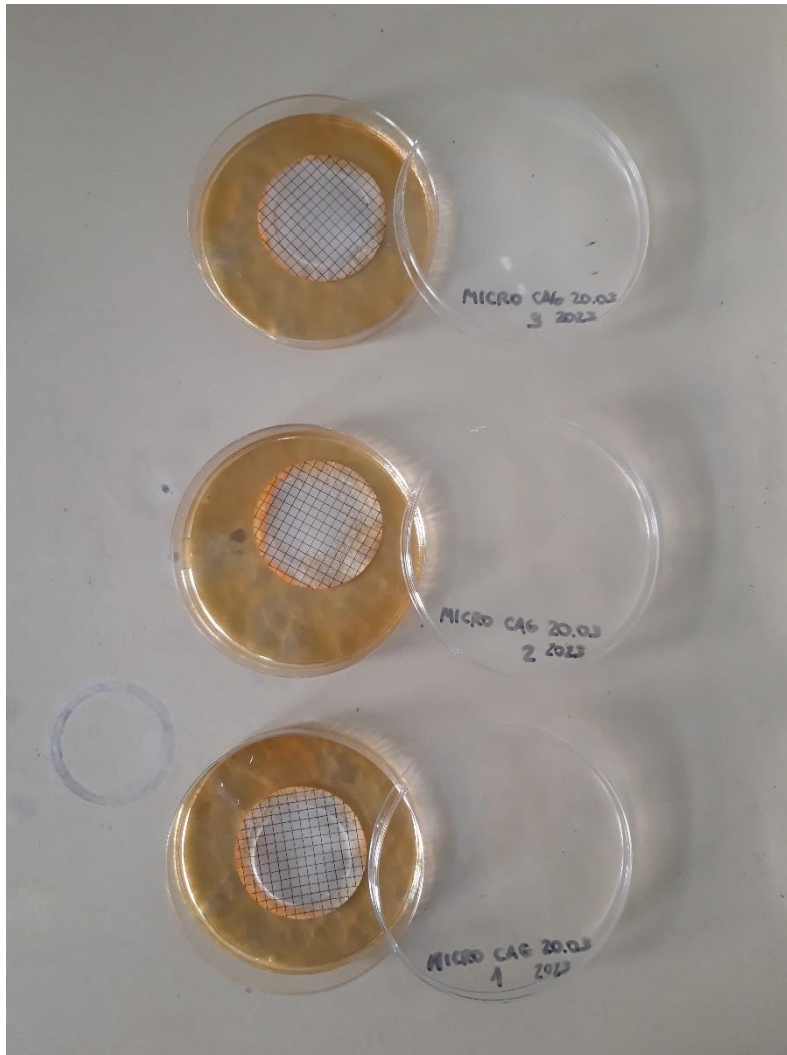


Figura 35: Medios de cultivo de CHROMOCULT agar para *E. coli* y coliformes totales.

En la figura 35, se observa los resultados de los medios de cultivo tras 24 horas de incubación a 35°C en la estufa. En dichas placas, no se observa ningún crecimiento de colinas de *E.coli* ni de coliformes totales.

Esto confirma que el agua permeada obtenida mediante el bluetorpedo cumple con los requisitos estipulados en la Directiva 91/271/CEE, la cual establece un límite de ≤ 10 (número/ 100 ml) para *E.coli* en los procesos de tratamiento secundario, filtración y desinfección.

8.4 PARÁMETROS DEL BIOREACTOR

8.4.1 pH y Temperatura

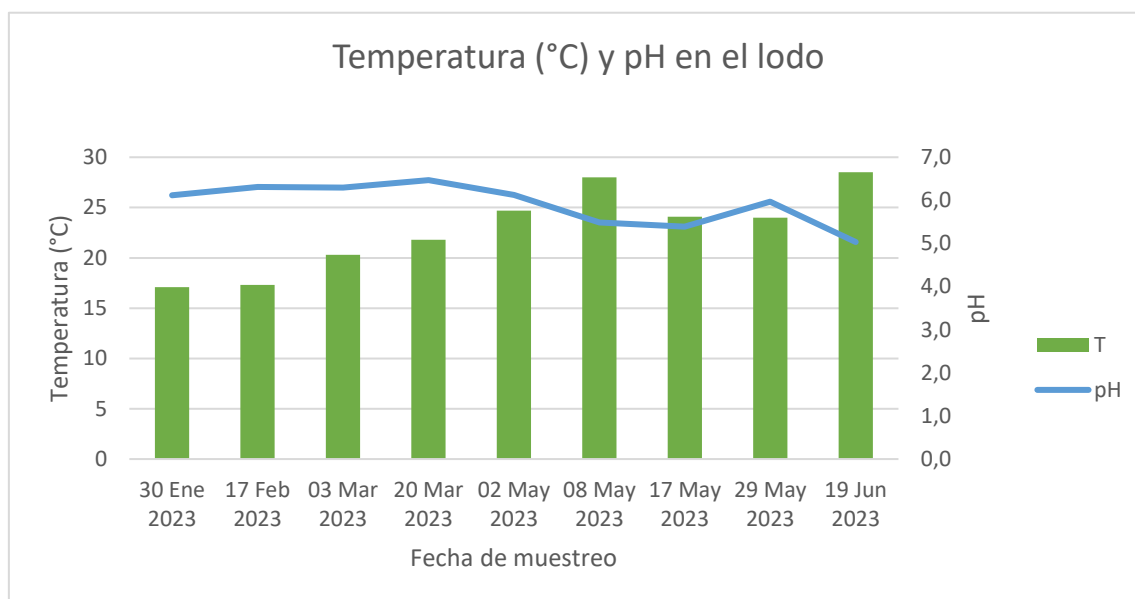


Figura 36: Gráfica de T (°C) y pH en el lodo/fango del biorreactor. El pH de muestra en forma de línea.

El pH y la temperatura son factores determinantes en la depuración biológica. La temperatura influye en la actividad enzimática, aumentando la velocidad de reacción, pero reduciendo la estabilidad de las enzimas.

En la figuración 36, se puede observar que la temperatura varía entre 17-28.5 °C, mientras que el pH inicial se mantiene en 6 y luego tiende a la acidez (pH =5). Según Trapote Jaume (2011), la temperatura óptima para la depuración biológica se encuentra en el rango de 12 °C y 38 °C (zona mesófila) y menciona que el pH debe estar comprendido entre 7 y 8, las enzimas son más activas al rededor de un pH neutro (pH=7).

Comparando con la literatura mencionada anteriormente, el rango de temperatura en este experimento se ajusta a las recomendaciones de Trapote Jaume (2011). Sin embargo, el pH ácido observado aquí no favorece al proceso de desnitrificación, como se mencionó en párrafos anteriores. Para que ocurra la desnitrificación, se recomienda alcanzar un nivel de oxígeno de 0.2 mg/L, lo que conduce a un pH alcalino debido a la menor solubilidad del oxígeno en estas condiciones.

8.4.2 Sólidos en suspensión del Licor Mezcla (MLSS) e Índice volumétrico del lodo.

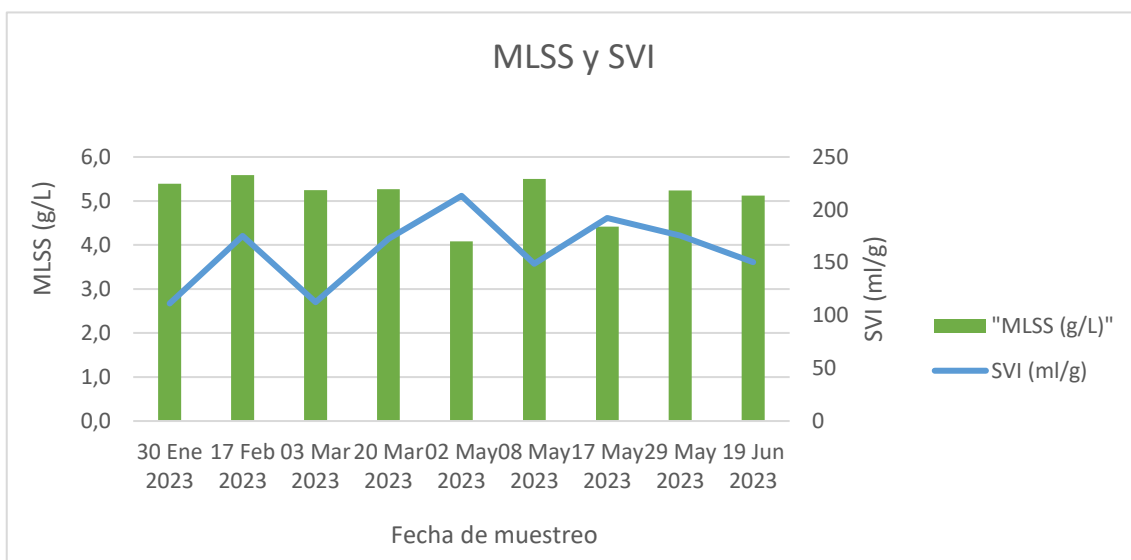


Figura 37: Concentración de sólidos en suspensión del licor mezcla (MLSS) en barras y el Índice volumétrico del lodo en línea de color azul.

La figura 37 muestra que la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla (MLSS) se ha mantenido fluctuando entre 5.1 – 5.6 g/L, con excepción de los días 02 y 17 de mayo, que se observan valores menores de 4.1 y 4.4 g/L, respectivamente. Estos descensos se atribuyen a las lluvias intensas en Murcia que provocaron que el biorreactor se desbordara.

De acuerdo con Caro Estrada (2014), se espera una tendencia creciente en la concentración de sólidos suspendidos con el tiempo, especialmente en ausencia de purgas en el sistema, ya que la población microbiana tiende a aumentar. En este experimento, no se llevaron a cabo purgas debido a la insuficiente aportación de materia orgánica desde la fuente de entrada. Sin embargo, el descenso observado en la concentración de MLSS en el experimento puede considerarse como una especie de “purga forzada”.

8.4.3 Oxígeno disuelto y Temperatura en el Biorreactor de membranas (MBR)

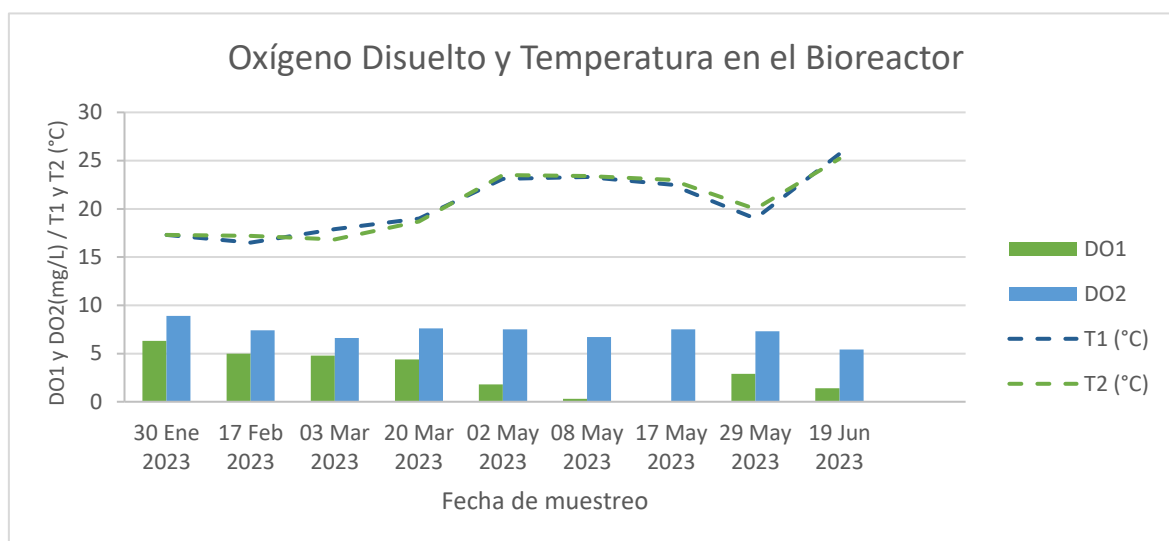


Figura 38: Barras de concentración de oxígeno disuelto (mg/L) y líneas de temperatura del compartimento 1 (DO1-zona anóxica) y Compartimento 2 (DO2-zona óxica).

La figura 38 presenta rangos de temperatura similares en los compartimentos 1 y 2, con fluctuaciones que oscila entre 17 y 25.7 °C. En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto (OD), en el compartimento 1, denominado zona anóxica, se observa una variación que va desde 6.3 mg/L al inicio de la experimentación hasta alcanzar 1.4 mg/L al final. Es relevante mencionar que este compartimento busca mantener condiciones menores a 1 mg/L o incluso cerca a cero, lo cual es beneficioso para facilitar el proceso de desnitrificación, que requiere una concentración de OD en torno a 0.2 mg/L (Trapote Jaume, 2011).

Por esta razón, el experimento no logró alcanzar la desnitrificación deseada, ya que a lo largo de toda la experimentación no se pudo mantener una concentración de OD en los niveles indicados por la literatura. A pesar de los ajustes en los ciclos de tiempo en la bomba de aireación, los niveles de concentración son los reflejados en la gráfica. Sin embargo, sí el experimento continúa y se consideran los datos presentados, existe la posibilidad de llegar a una concentración nula de oxígeno disuelto en el futuro.

En el compartimento 2, conocido como zona óxica, se lleva a cabo el proceso de desnitrificación, lo que implica la necesidad de mantener una concentración de oxígeno disuelto mucho más elevada que el compartimento anterior. Por esta razón, se observa un rango de OD que varía entre 5.4 a 8.9 mg/L en este compartimento.

9 CONCLUSIÓN

Se concluye que el agua permeada obtenida con el bluetorpedo cumple los límites establecidos por el Reglamento 202/741 y la Directiva 91/271/ CEE relativo al tratamiento de las aguas residuales. Los valores de turbidez y de sólidos en suspensión se encuentran por debajo de los valores mínimos establecidos por el Reglamento relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua.

El análisis microbiológico realizado sugiere aumentar la frecuencia de este análisis y continuar monitorizando las Unidades Formadoras de Colonias de *E.coli.* y coliformes totales. Si es factible, se sugiere incluir en el análisis de *Legionella sp.*, y Nemátodos.

En base a la evaluación realizada, se puede concluir que la contribución anual de los nitratos totales proporcionada por el bluetorpedo asciende a 12.8 kg/año. No obstante, de acuerdo a la literatura, se requiere aproximadamente 19 kg/año para abastecer el cultivo experimental a través del método de fertiirrigación.

Sin embargo, con el propósito de obtener estimaciones más exactas de la cantidad de nitratos requeridos en el agua de fertiirrigación para plantaciones particulares, se sugiere llevar a cabo análisis de suelo o análisis foliar, dependiendo en qué fase de desarrollo de la plantación. El análisis de suelo proporciona información sobre el nivel de suficiencia o deficiencia de nutrientes, lo que resulta esencial para una adecuada gestión nutricional.

No obstante, la sobredimensión del bluetorpedo presentan inconvenientes significativos, ya que la falta de flujos con aportes notables de materia orgánica resulta en la sedimentación de fango, lo que conlleva a un aumento en la concentración de sólidos en suspensión y aumenta el riesgo de enfrentar problemas en la membrana. Otro factor a considerar es que el fango con el que opera nuestro MBR es un fango viejo debido a la ausencia de purgas, causada por el escaso ingreso de materia orgánica. Por otro lado, tiene un enfoque beneficioso, ya que no se genera fango, lo que se traduce en ahorros en los costos asociados con la gestión del fango. Esto nos lleva a cuestionar que el tamaño del bluetorpedo es excesivo para este estudio experimental.

10 BIBLIOGRAFÍA

- Arauzo, M., Martínez, J., & Valladolid, M. (2008). *Contaminación por nitrógeno en el sistema "río-acuífero fluvial" de la cuenca del Jarama (Comunidad de Madrid, España) ¿Origen agrícola o urbano?*. Madrid, España: Asociación Ibérica de Limnología .
- AWWA, A., APHA, A., & WPCF, W. (1992). *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Madrid-España: Diaz de Santos, S.A.
- Ballesteros, O., Blanco, I., Esteve, P., Gómez, A., & Bolinches, A. (2022). *Using reclaimed water to cope with water scarcity: an alternative for agriculture irrigation in Spain*. Madrid-España: Environmental Research.
- Beatriz, V. M. (2015). Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial. *Universidad de Cantabria* .
- Christensson, M. (1997). Enhanced biological phosphorus removal. Carbon sources, nitrate as electron acceptor, and characterization of the sludge community. *Lund University, Suecia*.
- Cortes Naranjo, D. (2019). *Procesos MBR y MBR con electrocoagulación (SMEBR): estudio en planta piloto de la influencia de la electrocoagulación en el ensuciamiento de la membrana*. Alicante: Universidad de Alicante.
- Cropaia. (2023). *Fertilización*.
- Dapena Mora, A., Fernández, I., Figueroa, M., Vázquez Padín, J., Mosquera Corral, A., Campos, J., & Méndez, R. (2007). *Proceso Anammox: Un cortocircuito en el Ciclo del Nitrógeno para la depuración de aguas residuales*. . Madrid : Medio Ambiente-Retama.
- Del Hombre Bueno, M. (2012). *Tratamiento de aguas residuales con membrana para obtener efluentes de alta calidad: Estudio a edad de lodo de 30 días*. .
- Dick, R., & Vesilind, P. (1969). *The SVI- What is it?* Water Pollut.
- Directiva (UE) 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de

- la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. L 327/1, de 22 de diciembre de 2000.
- Directiva (UE) 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. L 135/40, de 30 de mayo de 1991.
- Directiva (UE) 91/676/CEE, de 12 diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. L 375/1, de 31 de diciembre de 1991.
- Directiva (UE) 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. L 330/32, de 5 de diciembre de 1998.
- Duong , K., & Saphores, J. (2015). *Obstacles to wastewater reuse: an overview WIREs Water*. USA: WIREs Water.
- FAO/CEPE. (1991). *Legislation and Measures for the Solving of Environmental Problems Resulting from Agricultural Practices (With Particular Reference to Soil, Air and Water), Their Economic Consequences and Impact on Agrarian Structures and Farm Rationalization*. Ginebra: United Nations .
- FUNDACIÓN CENTRO CANARIO DEL AGUA. (2003). *Introducción a los biorreactores de membranas*.
- Gil Linares, J. (2022). *Diseño y Descripción del Bluetorpedo*.
- Hall, M., Shaffer, M., Waskom, R., & Delgado, J. (2001). *Regional nitrate leaching variability: What makes a difference in northeastern Colorado*. Journal American Water Works Association.
- José Richart, V. (2023). *La modernización de regadíos. Máster en Gestión Sostenible y Tecnología del Agua*. España.
- Judd, S. (2011). *The MBR book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*. Elsevier Science Ltd., 2nd Edition.

- Knapp, M. (2005). *Diffuse pollution threats to groundwater: a UK water company perspective*. Quarterly Journal of Engineering Geology & Hydrogeology.
- Kraume, M., & Bracklow, U. (2003). Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserbehandlung-Betriebserfahrungen und Bemessungsansätze in Deutschland. *Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik.*, 30 .
- Martínez de Zabarte Fernández, J., García Iñiguez, J., & Domínguez Cajal, M. (2018). Metahemoglobinemia en lactantes mayores de un año. *ELSEVIER*, 278-280.
- Mateo Sagasta, J. (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe Estado, principios y necesidades, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)*. Santiago de Chile: FAO.
- Meng, F., Chae, S., Drews, A., Kraume, M., & Shin, H. (2009). *Recent advances un membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material*. Water Research.
- Mesa Pérez, E., & Berbel , J. (2020). *Analysis of barriers ans opportunities for reclaimed wastewater use for agriculture in Europe water*. Córdoba-España: Water, Environmental and Agricultural Resources Economics (WEARE).
- Ministerio de Medio Ambiente. (2000). *Libro blanco del agua en España*. Secretaría general Técnica.
- Molina Giménez, A. (2016). *Aproximación al régimen jurídico de la reutilización de aguas regeneradas en España*. Jaén, España: Agua y Territorio.
- Moya Llamas, M. J. (2018). Efecto de la carga orgánica en la eliminación de microcontaminantes, materia orgánica y nutrientes en un sistema UASB-MBR escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de tipo urbano. *www.eltallerdigital.com*.
- Mulder, A. (1992). *US Patente n° 427849(5078884)*.
- Paucar Aedo, F. G. (2019). *Régimen Jurídico de la Reutilización de Aguas Residuales en el Perú*. Alicante: Universidad de Alicante.

- Pérez López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Scielo*.
- Prats, D. (2013). *Aplicación de los procesos de membrana al tratamiento de aguas*. Alicante-España: Máster en Gestión Sostenible y Tecnología del agua.
- Preisner, M. (2022). *Indicators for resource recovery monitoring within the circular economy model implementation in the wastewater sector*. *Journal Environmental Management*.
- Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales. *Boletín Oficial del Estado*, n.77, de 29 de marzo de 1996.
- Real Decreto 1138/1990, de 14 de setiembre, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público. *Boletín Oficial del Estado*, n.226, de 20 de setiembre de 1990.
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. *Boletín Oficial del Estado*, n.294, de 08 de diciembre de 2007.
- Reglamento (UE) 2004/852 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 29 de abril de 2004, relativo a la higiene de los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 139/1 de 30 de abril de 2004.
- Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de mayo de 2020, relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 177/32 de 5 de junio de 2020.
- Simbaña Alvaro, G. (2018). *Diseño de un biorreactor de membranas para una EDAR de una población de 20.000 habitantes con una aportación de agua de la industria agroalimentaria*. . Castellón: Universitat Jaume I.
- Trapote Jaume, A. (2011). *Depuración de Aguas Residuales Urbanas*. Alicante: Unión de Editoriales Universitarias Españolas.

Unión de Pequeños agricultores de Castilla y León (UPA CyL). (2021). *Agricultura y Costes de producción*.

Varela, M. (1994). *Nitrate contamination of drinking water source. International Workshop of health aspects of nitrate and its metabolite (particularly nitrite)*. Council of Europe.

Vásquez, E. (2015). *Estudio de biorreactor de membrana para el tratamiento de aguas residuales urbanas*. Alicante: IUACA.