



Universidad de Valladolid



ESCUELA DE INGENIERÍAS  
INDUSTRIALES

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

ESCUELA DE INGENIERIAS INDUSTRIALES

Grado en Ingeniería Química

**Biorreactores de Membrana (MBR),  
Biorreactores de Electro Membrana (eMBR)  
y Biorreactores de Membrana Dinámica  
Autoformante (SFDMBR)**

Autor:

Alonso Alonso, Lara

Tutor (es):

Muñoz Torre, Raúl

Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Valladolid, Septiembre 2020

Abstact.....	4
Resúmen.....	4
1. Introducción.....	5
2. Bioreactores de membrana (MBRs).....	7
2.1 Historia de los MBR.....	8
2.2 MBR vs. CAS.....	10
2.3 Legislación.....	13
2.4 Aplicaciones.....	14
2.5 Ventajas y desventajas.....	15
2.6 Ensuciamiento de la Membrana (fouling).....	16
2.6.1 Características de la Membrana.....	17
2.6.2 Características del efluente de biomasa de alimentación.....	19
2.6.3 Condiciones de operación.....	23
2.6.4 Ejemplos de operación.....	25
2.6.5 Mecanismos del ensuciamiento de la membrana.....	26
2.6.6 Clasificación del ensuciamiento de membrana.....	27
2.6.7 Limpieza de la membrana.....	29
2.7 Análisis de costes.....	30
2.8 Desarrollo de membranas y filtros.....	31
2.8.1 Aplicación de filtros de bajo.....	31
2.8.2 Membranas dinámicas.....	32
2.8.3 Electro MBRs (eMBRs).....	32
3. Biorreactores de electro membrana (eMBRs).....	33
3.1 Mecanismos electroquímicos.....	33
3.2 Diseños de los eMBRs.....	35
3.3 Materiales en los eMBRS.....	36
3.4 Condiciones de operación.....	36
3.5 Eliminación de contaminantes.....	36
3.6 Aplicaciones.....	37
4. Biorreactores dinámicos de membrana autoformados (SFDMBRs).....	39

4.1	Desarrollo histórico .....	40
4.2	Tipos de DMs .....	40
4.3	Materiales.....	41
4.4	Condiciones de operación .....	41
4.5	Aplicaciones.....	45
4.5.1	Aplicaciones físicas .....	45
4.5.2	Aplicaciones biológicas.....	46
4.6	Limpieza de las DMs .....	46
4.7	Eliminación de contaminantes .....	47
4.7.1	Eliminación orgánica.....	47
4.7.2	Eliminación del nitrógeno .....	47
4.8	Análisis de costes.....	47
4.9	Futuro de las DMs.....	47
5.	Conclusiones.....	48
	Referencias .....	49
	Diseño de una planta.....	68
1.	Introducción .....	68
2.	Selección de alternativas.....	68
2.1	Materia suspendida .....	68
2.1.1	Desbaste .....	69
2.1.2	Sedimentación o decantación .....	69
2.1.3	Filtración .....	69
2.1.4	Flotante.....	70
2.2	Materia disuelta.....	70
2.2.1	Precipitación .....	70
2.2.2	Procesos electroquímicos.....	71
2.2.3	Adsorción.....	71
2.3	Tratamientos biológicos .....	72
3.	Ubicación de la planta de aguas residuales .....	72
4.	Sistema de unidades .....	76
5.	Vida útil de los equipos .....	76
6.	Alimentación a la unidad.....	77

7.	Base de diseño de presión y temperatura .....	78
8.	Reglas y códigos de diseño .....	79
9.	Diagrama de bloques .....	79
10.	Diagrama de flujo .....	82
10.1	Descripción detallada .....	83
11.	Balance de masa .....	83
12.	Diseño de equipos .....	87
12.1	Tanque atmosférico ( <i>Institute, 2015</i> ) .....	87
12.1.1	Datos iniciales y diseño de bases .....	87
12.1.2	Cálculos de apoyo .....	87
12.2	Tuberías ( <i>ASME, 2010</i> ) .....	93
13.	Análisis de seguridad (Hazop).....	94
	Referencias del diseño de la planta.....	100

## Abstact

The work presented studies the use of membrane bioreactors (MBRs), compared with other methods such as conventional activated sludge (CAS). The disadvantages of this technology are shown, being the main one the fouling, so the ways to eliminate it and the impact that it would have on the membrane and the pollutant are explained. Other methods of fouling removal are also proposed, which are formed by MBRs and an electrical current (eMBRs) or a dynamic layer (DMBR). The aim is to achieve a detailed explanation of the three methods, providing examples to achieve the greatest removal of phosphorus, nitrogen, etc; and reduce their cost and energy consumption.

## Resúmen

El trabajo presentado estudia el uso de biorreactores de membrana (MBR), en comparación con otros métodos como los lodos activados convencionales (CAS). Se muestran las desventajas de esta tecnología, siendo la principal el ensuciamiento, por lo que se explican las formas de eliminarlo y el impacto que tendría sobre la membrana y el contaminante. También se proponen otros métodos de eliminación del ensuciamiento, que están formados por MBR y una corriente eléctrica (eMBR) o una capa dinámica (DMBR). El objetivo es lograr una explicación detallada de los tres métodos, proporcionando ejemplos para lograr la mayor eliminación de fósforo, nitrógeno, etc.; y reducir su costo y consumo de energía.

## 1. Introducción

Los científicos estaban investigando diferentes alternativas para mejorar las aguas residuales municipales e industriales. Una opción para ello es el uso de los Biorreactores de Membrana (MBRs).

Los biorreactores de membrana combinan un tratamiento biológico (usando lodos activados), y la filtración por membrana. Tienen diversas ventajas sobre otras técnicas, como con la del lodo activado convencional (CAS). Entre ellas destaca la mayor calidad de efluente, el menor consumo de energía y la menor producción de lodo. (Cicek, 2015; Yuniarto, 2008).

La microfiltración (MF) y la ultrafiltración (UF) son las técnicas más usadas en la filtración con membrana. Los MBRs pueden ser usados en el tratamiento de agua residual municipal, en compañías de comida, en papel, aceite, etc. Se ha demostrado que cada año el mercado de estos biorreactores crecen un 15% (Cicek, 2015; Yuniarto, 2008). Sin embargo, algunas desventajas de esta tecnología son el ensuciamiento de la membrana, el consumo de energía, el alto coste, etc. (Cicek, 2015; Yuniarto, 2008).

La tasa de ensuciamiento contribuye al costo de la limpieza y reemplazo de la membrana (Qi, Wang, & Lin, 2016). Esta fue originada debido a que los productos microbianos solubles (SMP) o las sustancias poliméricas extracelulares solubles (EPS) bloquean la membrana (Ishizaki, Fukushima, Ishii, & Okabe, 2016). Hay un libro de los mecanismos de ensuciamiento escrito por (Meng et al., 2009). El costo se incrementa entre 35-50% debido a la aireación requerida para la limpieza de las membranas en los MBRs (Ferrero et al., 2011).

Esta contaminación en la membrana es causada por la deposición de partículas suspendidas, microorganismos, coloides y solutos en la superficie de la membrana y en el interior de los poros de la membrana en los reactores de biomembrana, reduciendo la vida útil de la membrana. (Mannina & Cosenza, 2013) Para controlar esta desventaja, se han realizado muchas investigaciones. Este informe explica algunas de ellas, incluyendo la combinación de MBR (eMBR y SFDMB).

Debido a estos inconvenientes, se ha continuado con la investigación y se ha observado que para reducir el consumo de energía y la tasa de ensuciamiento de las membranas era necesario el uso de diferentes integraciones de los MBRs, como el AnMBR (biorreactor anaeróbico de membrana), el MAMBR (biorreactor aireado de membrana), el FO-MBR (biorreactor de ósmosis inversa de membrana), el eMBR (biorreactor de membrana mejorado eléctricamente) y el SFDMBR (biorreactor dinámico de membrana autoformado). (Adewale Giwa, Dindi, & Kujawa, 2019)

Este informe hablará sobre el SFDMBR y el eMBR como los métodos para mejorar los inconvenientes de los MBR. En el primer caso, la membrana dinámica de autoformación se crea con las sustancias que existen en la mezcla de líquido a filtrar. Siendo los coloides sus componentes clave. Se utiliza porque la membrana tiene más eficiencia que el MBR convencional. En el segundo caso, se aplicó un proceso electroquímico de bajo voltaje para disminuir el ensuciamiento de la membrana. En

otras palabras, ambos son creados para mejorar las características de los MBR. (Adewale Giwa et al., 2019)

Este informe se divide principalmente en tres secciones: MBR, eMBR y SFDMBR. En cada una de ellas se habla de sus características, ventajas y desventajas, mejoras, aplicaciones, etc. Se centra en el control del ensuciamiento de la membrana. También se va a hablar de la legislación que debe cumplir el agua residual. Para completar el trabajo, se ha realizado el diseño teórico de una planta industrial para la depuración de aguas residuales.

## 2. Bioreactores de membrana (MBRs)

El biorreactor de membrana (MBR) es una tecnología que combina el proceso de degradación biológica por lodos activados con una separación directa sólido-líquido gracias a la filtración por membrana.

Dependiendo del tamaño de los poros, hay cuatro categorías para trabajar con el MBR: microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (RO) (L. K. Wang & Pereira, 2012). La microfiltración es un proceso de filtración en el que se utilizan membranas porosas para separar las partículas en suspensión con diámetros entre 0,1 y 10 $\mu$ m. (Gluzman, 1999). La Ultrafiltración es una técnica que utiliza una membrana porosa para conseguir la separación del agua y los microsolutos de las macromoléculas y coloides, teniendo un rango de diámetro de poro de la membrana de 10 - 1000 $\text{Å}$  (Gluzman, 1999). Cuando se utiliza una membrana permeable al agua e impermeable a la sal, el proceso se denomina ósmosis inversa. Esta técnica es para desalinizar el agua (Gluzman, 1999). La nanofiltración se utiliza en aguas con bajo total de sólidos disueltos gracias a una membrana nanoporosa (Gluzman, 1999). La siguiente imagen muestra los diferentes tratamientos de filtración. (Una, Desalación, & La, 2020)

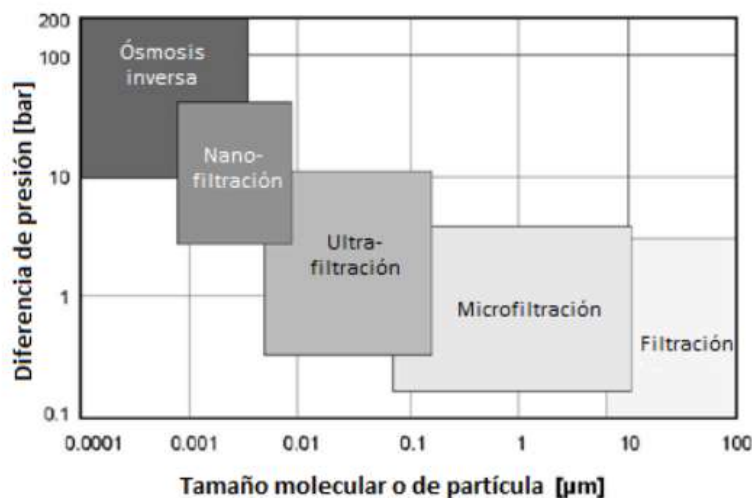


Figura 1. Diferentes técnicas con membranas

Normalmente se utilizan los procesos de microfiltración y ultrafiltración para una completa retención física de los flóculos bacterianos y los sólidos en suspensión en el biorreactor (Judd & Judd, 2008). Esto se muestra en la siguiente figura. (Teórica, n.d.)



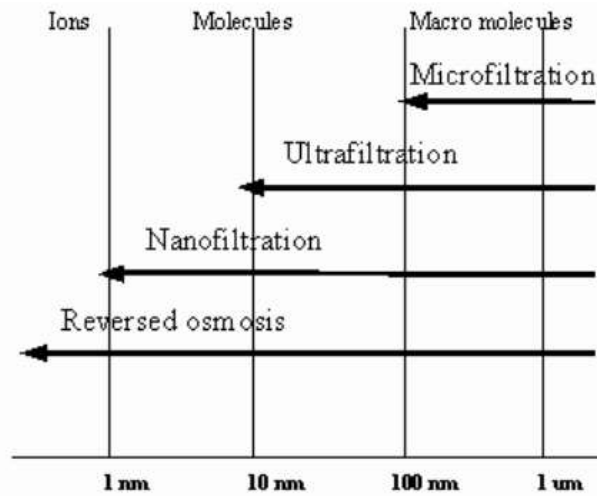


Figura 2. Capacidad de rechazo de las membranas.

## 2.1 Historia de los MBR

Los procesos de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF) estuvieron disponibles en la década de 1960, debido a esto se desarrolló la tecnología de los MBRs (Smith & Gregorio, D. O. Talcott, 1969). Los MBR fueron diseñados con la separación del dispositivo fuera del reactor y para mantener la filtración se utilizó la alta presión transmembrana (TMP). Debido a que estos biorreactores de membrana fueron la primera generación, los procesos no evolucionaron y las aplicaciones fueron muy simples como en las estaciones de esquí.

La investigación condujo a la idea de Yamamoto y otros de sumergir las membranas en el biorreactor (Yamamoto, Hiasa, Mahmood, & Matsuo, 1989). Estos MBRs trabajaron con menos flujos (25%) que los MBRs de primera generación y tuvieron un menor costo de operación. En ese momento se observó que esta tecnología podía limpiar las aguas residuales y eliminar los contaminantes, por lo que los científicos comenzaron a investigar y desarrollaron membranas más baratas, aumentando la producción de MBRs en la década de 1990.

Los primeros MBR funcionaron con tiempos de retención de sólidos (SRT) de 100 días y con sólidos en suspensión de licor mixto (MLSS) de 30 g/L, mientras que los siguientes biorreactores de membrana funcionaron con SRT de 10 a 20 días y MLSS de 10 a 15 g/L. Por esta razón, el ensuciamiento en la membrana disminuyó, pero no desapareció, por lo que se tiene que desarrollar métodos contra el ensuciamiento (Jefferson, Laine, Judd, & Stephenson, 2000).

En resumen, a lo largo del tiempo, se han tratado diversas aguas residuales, siendo estos los acontecimientos más importantes.

- En la década de 1960 la compañía Dorr-Oliver desarrolló un sistema para el tratamiento de aguas residuales (Tratamiento de Aguas Residuales por Membrana (MST)) usando membranas (Skerratt & Skelton, 1999).
- (HARDT FW, CLESCERI LS, NEMEROW NL, & WASHINGTON DR, 1970) utilizó un biorreactor aeróbico de 10L con una membrana de ultrafiltración para tratar un agua residual sintética.
- En los años 80 y 90, Zenon Environment continuó desarrollando sistemas para el tratamiento de efluentes industriales. En 1982, Dorr - Oliver introdujo el Sistema de Reactor Anaeróbico de Membrana (MARS) para el tratamiento de efluentes de una industria alimentaria. (Agua, 2003).
- La compañía Kubota desarrolló un sistema MBR en el que una membrana de placa se sumergía en el biorreactor. (Churchouse and Wildgoose, 1999) En 1993, treinta y nueve de estos biorreactores de membrana configurados externamente tenían varias aplicaciones para el tratamiento de aguas tanto domésticas como industriales. (Aya, 1994).

Actualmente la viabilidad económica de los biorreactores de membrana depende del flujo de permeado, el cual es controlado con la entrada de energía ( $1\text{kWh}/\text{m}^3$ ) debido al control del ensuciamiento de la membrana.

Hay alrededor de 500 MBRs operando en varias partes del mundo. Los países donde esta tecnología está más extendida son Japón (que tiene aproximadamente el 66% de los procesos en todo el mundo), América del Norte y Europa (Agua, 2003). Más del 98% de los sistemas complementan el proceso de separación por membranas con un proceso biológico aeróbico. Aproximadamente el 55% de estos sistemas comerciales tienen la membrana sumergida dentro del biorreactor mientras que el otro 45% tiene una configuración de membrana externa al biorreactor (Agua, 2003).

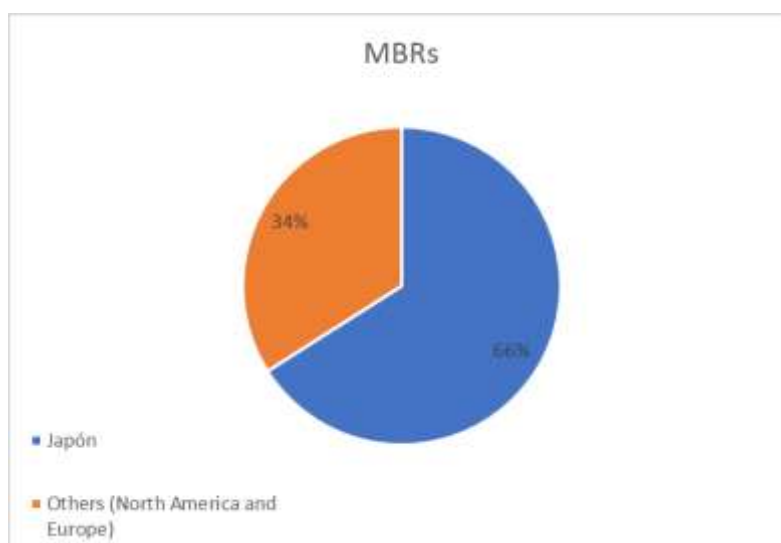


Figura 3. Plantas de MBRs

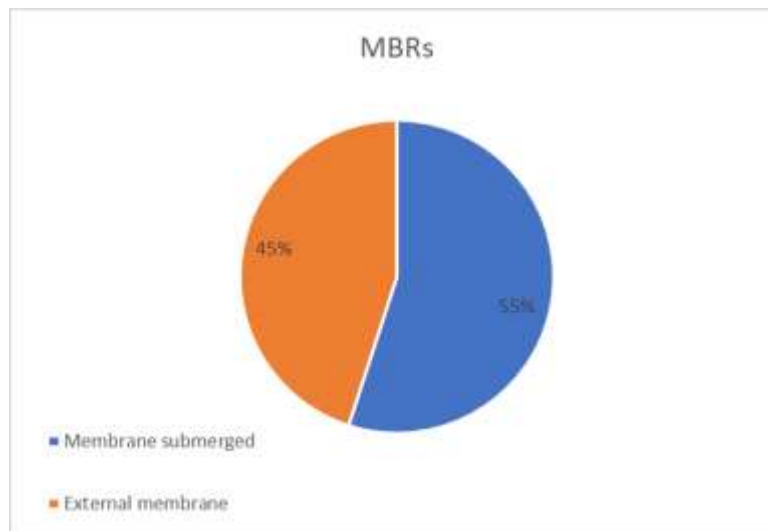


Figura 4. Configuración de las membranas

Los MBRs son cada vez más aceptados para el tratamiento tanto de las aguas residuales municipales como de los efluentes industriales. Dada la alta calidad del efluente y la extraordinaria compacidad de las plantas, sus usos son diversos, como por ejemplo (Agua, 2003):

- Aplicación en áreas de alta sensibilidad ambiental.
- Tratamiento de efluentes industriales complejos que requieren un sistema que permita su funcionamiento en edades de lodo elevadas.
- Aplicaciones específicas en las que el proceso convencional de lodos activados no puede producir un efluente de calidad adecuada a un costo razonable.
- Aplicación en zonas donde existen limitaciones de espacio.
- Ampliación de las plantas convencionales.

## 2.2 MBR vs. CAS

Para disminuir la contaminación del agua y mejorar los recursos de agua potable, se han utilizado procesos de tratamiento de agua y aguas residuales (Ballesteros, Hau, Freda, & Dinh, 2016; Cesaro, Naddeo, & Belgiorno, 2013; Daniel, Luna, & Liu, 2009; Freda, Secondes, Naddeo, Belgiorno, & Ballesteros, 2014).

Uno de estos procesos es el de lodos activados convencional (CAS), es el método más utilizado debido a su efectiva mineralización de compuestos orgánicos e inorgánicos de varios tipos de aguas residuales. A pesar de ello, también tiene inconvenientes, como por ejemplo su limitada capacidad de degradar los contaminantes que resisten el ataque de los microorganismos (contaminantes recalcitrantes) que son los productos farmacéuticos, los surfactantes aniónicos, etc. (Singhal, 2016). Existen otras desventajas como la elevada huella y el volumen del reactor, lo cual produce un exceso de lodo, por lo que, para solucionarlo se debe tener un tanque de sedimentación para la separación del licor mezclado de efluente tratado. Finalmente se necesita una desinfección final

como UV, ozono, etc, para eliminar organismos patógenos. (Benny M.B. Ensano et al., 2016).

Por estas razones se ha demostrado que la tecnología MBR es la mejor alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Es una combinación de microfiltración y ultrafiltración CAS. Se diferencia del CAS porque no se utiliza el clarificador secundario para separar los lodos activados del efluente final, sino que se utiliza un módulo de membrana (Wen & Qian, 2007). Además, los biorreactores de membrana tienen una mayor calidad de efluentes, menor huella y volumen de reactor, menor consumo de energía y menos producción de lodo. (Cicek, 2015; Yuniarto, 2008). Pero este tratamiento tiene algunas desventajas como que es más caro que las plantas de CAS, aproximadamente un 50% por la instalación, mantenimiento y reemplazo de las membranas (van Haandel, 2012). Por lo tanto, es poco probable que el MBR reemplace totalmente el proceso de CAS, pero se utiliza más la tecnología MBR y esta se encuentra en constante desarrollo (Brepols, 2010).

Para demostrar esta afirmación, se muestran diferentes datos de la comparación. El sistema MBR, tal y como lo muestra (Drioli & Giorno, 2009) puede operar con MLSS de 8 a 12 kg/L, mientras que el CAS que sólo puede funcionar con unos 2 a 3 kg/L. Los datos del CAS y del MBR se recogieron de plantas de los Estados Unidos, con el fin de comparar características como (Thorsten, Eskaf, & Hughes, 2009): Datos de Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonoso (CBOD5), Demanda Química de Oxígeno (COD), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Amonio (NH4), Fósforo Total (TP) y Sólidos Suspendidos Volátiles (VSS).

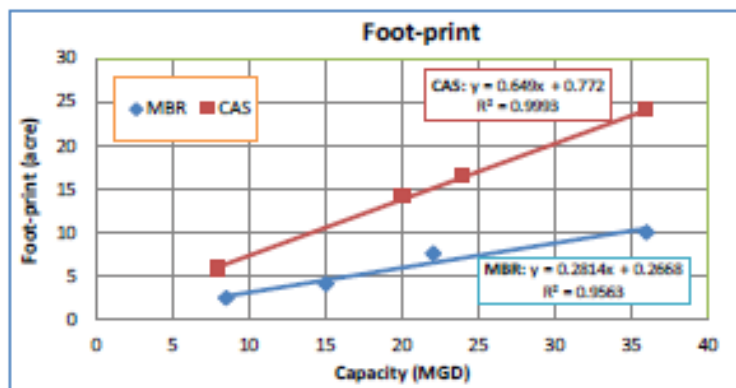


Figura 5. Huella ambiental vs. Capacidad

Las huellas del CAS son siempre más altas que las del MBR, debido a que este proceso no requiere clarificadores secundarios (MA, 2017) reduciendo el espacio de la planta. La tasa de aumento de la unidad de huella para el CAS es de aproximadamente 0,649 acres/MGD de capacidad mientras que la tasa de aumento de la unidad de huella para el MBR es de 0,281 acres/MGD.

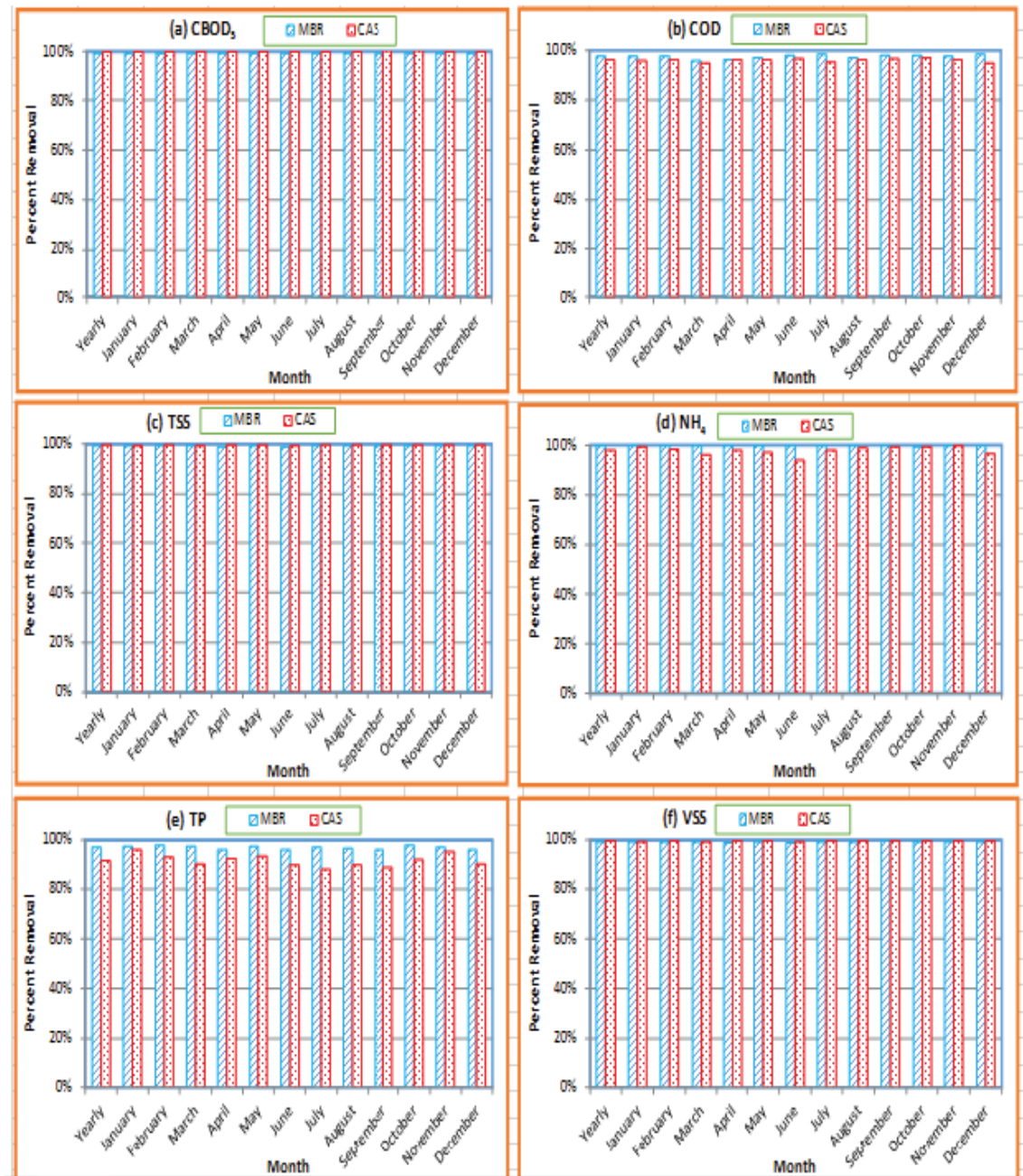


Figura 6. Porcentaje de eliminación de CBOD<sub>5</sub>, COD, TSS, NH<sub>4</sub>, TP y VSS para las tecnologías MBR y CAS.

Estos datos se recogieron en 2015. En las siguientes cifras se pueden ver las diferencias en el MBR y el CAS, que no son sustanciales, aunque los efluentes no son iguales. Los parámetros DQO, NH<sub>4</sub> y TP tienen una mayor eliminación en la MBR que en el CAS. En cambio, en los otros parámetros (CBOD<sub>5</sub>, TSS y VSS) los cambios son insignificantes. En conclusión, el rendimiento del sistema MBR es mejor que el del sistema CAS (MA, 2017; “Wastewater treatment: biological and chemical processes,” 1996).

## 2.3 Legislación

En la industria del MBR existen estrictos límites de descarga o de reutilización de los efluentes tratados, para ello se han introducido algunas leyes como las normas de calidad ambiental (EDS) y la Directiva Marco del Agua de la UE (DMA). Algunos ejemplos son: la Directiva de la UE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas (91/271/CEE), la Directiva de la UE sobre las aguas de baño (2008/105/CE), la Ley de protección de las aguas limpias (2009), etc. Estos fueron muy importantes para el desarrollo de los biorreactores de membrana (Grant et al., 2012).

La siguiente tabla muestra algunos de los ejemplos más estrictos de la legislación en las plantas MBR.

Tabla 1. Ejemplos de la estricta legislación en las industrias de MBR.

Legislación	Tipo	País	Aplicación
Decisión ministerial común, 145116/2011	Reutilización del agua recuperada	Grecia	Irrigación restringida y no restringida, urbana y periurbana
Decreto del Ministerio	Descarga del efluente tratado en la masa de agua	Italia	Lago de Venecia
Estatuto del Estado de Vermont	Límites de fósforo para la descarga de efluentes tratados	USA	Lago Champlain
K.D.P. 269/2005	Reutilización del agua recuperada	Chipre	Riego de aguas regeneradas de aglomeraciones <2000 equivalentes habitante
Plan de Acción del Mar Báltico	Límites de nitrógeno y fósforo para la descarga de efluentes tratados	9 países que forman la zona del Mar Báltico	Plan de reducción de nutrientes para el Mar Báltico

En la legislación española hay varias leyes relacionadas con las aguas residuales, como:

- **Orden AAA/2056/2014, de 27 de octubre**, por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y declaración de vertidos. Establece un régimen normativo completo para los vertidos al dominio público hidráulico, prohibiendo el vertido directo o indirecto de aguas y productos residuales que puedan contaminar las aguas continentales o cualquier otro elemento del dominio público hidráulico, salvo que se obtenga una autorización administrativa previa o autorización de vertido. (Orihuel et al., 2014).
- **ROYAL DECREE-LAW 11/1995, of 28 December**, por la que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas en la que la

Unión Europea aprobó la Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas urbanas, en la que se establece que los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para garantizar que dichas aguas sean tratadas correctamente antes de su vertido (RD, 1995).

En la legislación italiana existe una ley nombrada anteriormente (152/2006). Sus objetivos son: los procedimientos para la evaluación ambiental estratégica (SEA), la evaluación del impacto ambiental (EIA) y el permiso ambiental integrado (IPPC); la protección del suelo y la lucha contra la desertificación, la protección del agua contra la contaminación y la gestión de los recursos hídricos; la gestión de los desechos y la rehabilitación de los lugares contaminados; la protección del aire y la reducción de las emisiones a la atmósfera; la indemnización por daños al medio ambiente. (Republic, 2006)

## 2.4 Aplicaciones

Las aplicaciones de la MBR pueden dividirse en diferentes grupos, como la aplicación a pequeña escala o la aplicación municipal. (Krzeminski, Leverette, Malamis, & Katsou, 2017)

Estas industrias tienen un costo menor porque tienen menos trabajadores, ocupan menos espacio, etc. Algunos ejemplos son:

- **Comida y bebida:** si tiene mucha agua en su composición como la patata, la cerveza y el vino. (Krzeminski et al., 2017)
- **Pulpa y Papel:** para hacer la desalinización el lodo tiene que ser procesado por el MBR para la reutilización del agua. Se ha aplicado en Siemens (Baden-Württemberg, Alemania). (Krzeminski et al., 2017)
- **Aceite y Gas:** es el mismo procedimiento que en el apartado de pulpa y papel. (Krzeminski et al., 2017)
- **Navegación:** en la IMO's (Organización Marítima Internacional) y en el MARPOL (Convenio Internacional para la Prevención de la Contaminación por los Buques) hay una ley que dice que los barcos no pueden eliminar las aguas residuales en la costa o cerca de ella. Puede utilizar el MBR para la retención de aguas negras, pero el costo es caro y el espacio es limitado. (Krzeminski et al., 2017)
- **Lixiviados de vertedero:** en Europa es el más utilizado. (Krzeminski et al., 2017)
- **Ganado:** los MBRs se han utilizado en los mataderos para eliminar el nitrógeno y el fósforo de los sólidos biológicos. Los MBR anaeróbicos (AnMBRs) se han utilizado para obtener biogás del estiércol del ganado para reutilizar el agua. (Krzeminski et al., 2017)

Por otro lado, las solicitudes municipales tienen un alto volumen y costo por lo que están más expuestas. Dependen de la densidad de población y del sistema de regulación, es decir, puede ser mayor o menor dependiendo de su geografía. Algunos ejemplos son

América del Norte, China, EE.UU., etc. Estas empresas trabajan con los temas que se dijeron en la aplicación a pequeña escala.

## 2.5 Ventajas y desventajas

Las membranas pueden estar hechas generalmente con polímeros orgánicos como el polietileno (PE), el polipropileno (PP) y el fluoruro de polivinilideno (PVDF) (Judd & Judd, 2008). Las membranas de polipropileno (PP) ofrecen una amplia gama de compatibilidad química que permite su uso con muestras acuosas y de disolventes orgánicos. (Hamed, Ehteshami, Mirbagheri, Rasouli, & Zendejboudi, 2019)

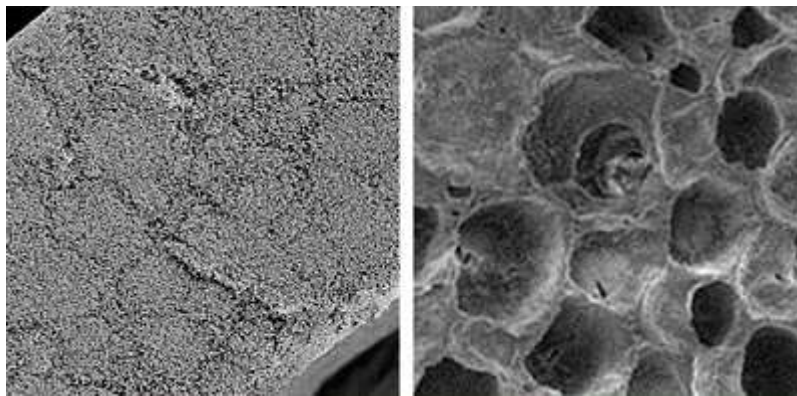


Figura 7. Membrana de PP

El polietileno (PE) es una olefina cuyos tejidos ofrecen una baja resistencia a la tracción, pero una resistencia al desgarro relativamente alta. No se utilizan en grandes estructuras de tracción que requieren una alta tracción de la membrana, sino en el revestimiento de estructuras metálicas o andamios. (Hamed et al., 2019)

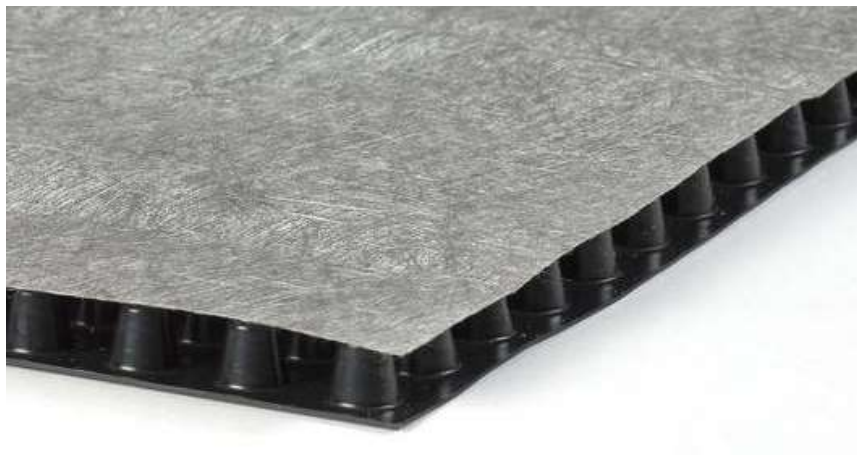


Figura 8. Membrana de PE

El fluoruro de polivinilideno (PVDF) es de naturaleza hidrófila y tiene una resistencia a las altas temperaturas. (Hamed et al., 2019)



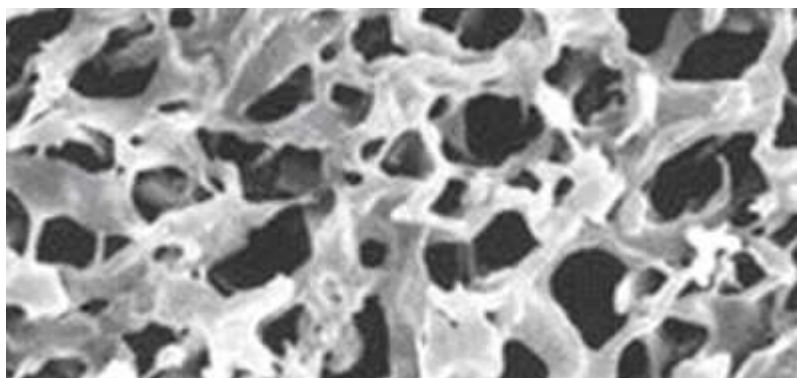


Figura 9. Membrana de PVDF

Gracias a estos materiales, los MBR tienen numerosas ventajas como:

- **Efluente de alta calidad:** aunque la eliminación de contaminantes depende de las condiciones de operación y del tamaño de los poros de la membrana, esta tecnología puede producir un efluente con un alto porcentaje de eliminación de contaminantes (N.S.A, Z.Z., M.A.A., & G., 2011).
- **Control del tiempo de retención de lodos y del tiempo de retención hidráulica:** si se van a eliminar los contaminantes de degradación lenta, debe hacerse aumentando el tiempo de retención de lodos (SRT) (HARDT FW et al., 1970).
- **Menor huella ambiental:** el proceso de CAS tiene que tener un tanque de asentamiento, pero en los MBR hay una combinación de procesos de tratamiento biológico y de filtración por membrana en un solo tanque, en otras palabras, puede asentarse en un espacio pequeño.
- **Funcionamiento a bajas concentraciones de DO:** si la STR es alta, puede ser posible tener una nitrificación y desnitrificación (T. Huang, 2011; Janus, 2013).

A pesar de las ventajas, la industria de la MBR tiene una gran desventaja: el ensuciamiento de la membrana. Su eliminación es necesaria, lo que conlleva un aumento de los costos y del consumo de energía. La siguiente sección explica todo sobre este ensuciamiento.

## 2.6 Ensuciamiento de la Membrana (fouling)

El ensuciamiento de la membrana aparece con la deposición de partículas suspendidas, microorganismos, coloides, solutos en la superficie y en el interior de los poros de la membrana en los biorreactores. Cuando esto ocurre, la membrana tiene menos permeabilidad en la filtración y más resistencia al flujo (Mannina & Cosenza, 2013).

Este fenómeno debe ser eliminado a través de la limpieza de la membrana, pero esto aumenta el costo de la membrana y reduce su vida útil (Iorhemen, Hamza, & Tay, 2017; Pierre Le-Clech, Chen, & Fane, 2006).

### 2.6.1 Características de la Membrana

Todas las características y parámetros de las membranas tienen que ver con el ensuciamiento de la membrana, por eso se van a explicar algunas de ellas. Por un lado, hay parámetros físicos como:

- **Tamaño y distribución de los poros:** está relacionado con la distribución del tamaño de las partículas. Si es más pequeño que el tamaño de los poros, tendrá un bloqueo de los poros. Se esperaba que la membrana MF tuviera más incrustaciones que la membrana UF, porque tiene poros más grandes (Jefferson et al., 2000; P. Le-Clech, Jefferson, & Judd, 2003).
- **Porosidad y rugosidad:** estas características pueden ser las razones de los diferentes comportamientos del ensuciamiento. Se realizó un experimento con cuatro membranas de MF con tamaños de poros entre 0,20 y 0,22m (Fang & Shi, 2005). Esas membranas se fabricaron con fluoruro de polivinilideno (PVDF), ésteres mixtos de celulosa (MCE) y polietersulfona (PES). Todos ellos tienen un comportamiento diferente frente al ensuciamiento. En las membranas de PVDF y MCE el ensuciamiento se debió a la formación de una torta. El ensuciamiento en la membrana PES se debió a la obstrucción de los poros, pero tenía una resistencia al ensuciamiento 50% mayor que las otras. También se observó que la rugosidad aumentó con el corte de peso molecular (MWCO) y además, el ensuciamiento disminuyó, y la resistencia irreversible aumentó (Y. He, Xu, Li, & Zhang, 2005).
- **Configuración de la membrana:** estas son la membrana externa al biorreactor y una membrana sumergida en el biorreactor (Jiang, 2007). En el primer caso, la membrana se utilizó en los años 60, pero tuvo un alto costo y consumo de energía. Tiene una membrana tubular (membrana accionada por presión) que está en el modo de filtración de entrada a salida. En el segundo caso, la membrana fue aplicada en el decenio de 1980 por (Yamamoto et al., 1989) para reducir la necesidad y el costo de la energía. A diferencia de la membrana externa, la membrana sumergida puede tener una configuración de fibras finas huecas verticales u horizontales (filtración de afuera hacia adentro) o, como tubos (filtración de adentro hacia afuera). Es más común la configuración tubular. (In Soung Chang & Judd, 2002; Cui, Chang, & Fane, 2003; P. Le-Clech, Alvarez-Vazquez, Jefferson, & Judd, 2003) porque el retrolavado y la dinámica de fluidos son más fáciles de controlar. (Cui et al., 2003)

Cuando la membrana externa y la sumergida trabajan con una velocidad superficial del gas (UG) de 0,07-0,11 m/s y una velocidad superficial del líquido (UL) de 0,25-0,55 m/s respectivamente, el comportamiento del ensuciamiento es similar. (P. Le-Clech, Jefferson, & Judd, 2005)

Kubota, Zenon, Mitsubishi y US Filter son los principales proveedores de sistemas MBRs. Kubota con configuración de placa plana y US Filter con configuración de fibra hueca. Estas membranas son evaluadas en la industria para tener menos

ensuciamiento, costo y efluentes de alta calidad desde 1997 por Montgomery Watson Harza. (Adham & DeCarolis, 2004)

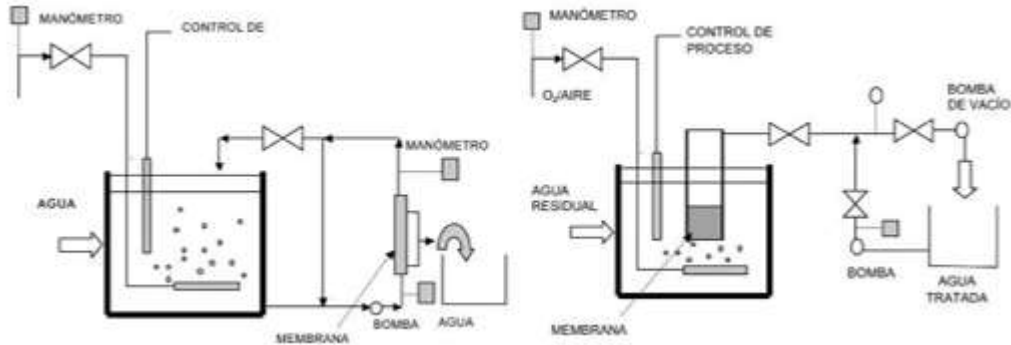


Figura 10. Diferentes configuraciones de membrana: membrana externa y membrana sumergida respectivamente.

Por otro lado, hay características químicas como:

- **Hidrofobia:** en la membrana hidrofóbica el ensuciamiento es mayor que en la membrana hidrofílica debido a las interacciones entre los solutos, las células microbianas y el material de la membrana. (I. S. Chang, Lee, & Ahn, 1999; Madaeni, Fane, & Wiley, 1999; H. Y. Yu, Xie, et al., 2005) Se ha investigado que si la membrana sufre cambios en su hidrofobia, se experimentan también algunas modificaciones como el tamaño de los poros y la morfología en la membrana. Esto hace más difícil la evaluación de esta característica.

(Fang & Shi, 2005) mostró que los ensuciadores de naturaleza hidrófila son más peligrosos en las membranas de mayor hidrofilia, porque se produce una deposición en ellas. Aunque si la membrana hidrofílica tiene los poros abiertos, también es una razón para el ensuciamiento severo.

Las propiedades químicas se vuelven secundarias cuando el lodo cubre la superficie de la membrana y comienza el ensuciamiento.

- **Materiales:** Las membranas cerámicas tienen una buena resistencia térmica y química, pero también tienen un alto costo, por lo que no siempre se seleccionan para las aplicaciones MBR. Se utilizan en el tratamiento de residuos industriales de alta resistencia (Luonsi et al., 2002; Scott, Neilson, Liu, & Boon, 1998) y la biodegradación anaeróbica. Comparando una membrana cerámica con una polimérica se observó que la membrana cerámica tiene menos incrustaciones con los flujos hacia arriba, pero el costo es de un orden de magnitud más que la membrana polimérica.

También se utilizan las membranas de acero inoxidable por una buena recuperación del ensuciamiento en un AnMBR (S. Zhang et al., 2005). Pero las membranas más utilizadas son las poliméricas debido a que las membranas de PVDF evitan el ensuciamiento irreversible (Yamato, Kimura, Miyoshi, & Watanabe, 2006). Los polímeros que se utilizan son: polietileno (PE), polipropileno (PP) y fluoruro de polivinilideno (PVDF).

### 2.6.2 Características del efluente de biomasa de alimentación

Estos parámetros son:

**-Naturaleza de la alimentación y concentración:** el ensuciamiento es principalmente causado por las interacciones entre la suspensión biológica y el MBR. (Choi, Zhang, Dionysiou, Oerther, & Sorial, 2005). El efecto de la naturaleza de las aguas residuales se produce cuando aparecen cambios físico-químicos en las suspensiones biológicas (Jefferson, Brookes, Le Clech, & Judd, 2004; Le Clech, Jefferson, Chang, & Judd, 2003). Debido a esto, cuando la biomasa alimentada con un alimento sintético el EPS extraído es menor, causando una mayor tasa de contaminación (Le Clech et al., 2003), haciendo que se considere la propensión al ensuciamiento de las aguas residuales para la caracterización de la biomasa.

**-Fraccionamiento de la biomasa:** la biomasa puede dividirse en tres partes (sólidos en suspensión, coloides y solutos). Para obtener cada parte se hacen diferentes filtraciones y centrifugaciones, se obtiene una resistencia hidráulica como la resistencia de los sólidos en suspensión ( $R_{ss}$ ), la resistencia de los coloides ( $R_{coil}$ ) y la resistencia de las especies solubles ( $R_{sol}$ ), siendo la suma de las partes la resistencia total ( $R_t$ ). Con estos resultados se puede evaluar la contribución del ensuciamiento de cada parte de la biomasa (Bae & Tak, 2005). Este método no tiene en cuenta las numerosas interacciones entre cada fracción de biomasa y las condiciones de operación (X. Li, Gao, Hua, Du, & Chen, 2005). La contribución del sobrenadante de la biomasa (soluble y coloides o SMP) al ensuciamiento de la membrana es del 17% (Bae & Tak, 2005) al 81% (Itonaga, Kimura, & Watanabe, 2004) por las diferentes condiciones de operación.

**-Concentración de sólidos en suspensión de licor mixto (MLSS):** tiene relación en el ensuciamiento de la membrana. Puede ser un impacto positivo (Defrance & Jaffrin, 1999), negativo (Lesjean et al., 2005) o insignificante (Hong, Bae, Tak, Hong, & Randall, 2002; Lesjean et al., 2005). Cuando el MLSS aumenta (<6 g/L) el ensuciamiento parece disminuir, pero cuando el MLSS está por encima de los 15 g/L el ensuciamiento aumenta. La MLSS no es significativa en el ensuciamiento de la membrana entre 8-12 g/L.

Los componentes EPS son más importantes en el ensuciamiento que la MLSS cuando la membrana opera a bajos flujos. Hay una ecuación matemática en la que intervienen las concentraciones de MLSS, EPS y TMP con la resistencia específica de la torta postulada por (Cho, Song, & Ahn, 2005).

Debido a la pobre relación de la concentración de MLSS con las características de los contaminantes, se dice que este parámetro no es un indicador del ensuciamiento (Jefferson et al., 2004). En la actualidad los estudios consideran que las sustancias orgánicas no sedimentables juegan el papel principal en el ensuciamiento de la membrana.

**-Viscosidad:** es un parámetro de ensuciamiento debido a que se relaciona con su concentración como en el proceso de CAS. (K. R. Lee & Yeom, 2007). Existe una

concentración crítica de MLSS de 10-17 g MLSS/L para la precoagulación/sedimentación en los MBRs, respectivamente. Cuando el valor es menor que el crítico, la viscosidad es baja, sólo aumentando con la concentración. La viscosidad es mayor cuando la MLSS está por encima de la crítica (Itonaga et al., 2004). El oxígeno disuelto (DO) se ve afectado inversamente por la viscosidad (Germain & Stephenson, 2005).

**-Temperatura:** hay cuatro eventos que explican la resistencia a baja temperatura (Mulder, 1991):

- La viscosidad del lodo aumenta un porcentaje de 10 disminuyendo la tensión de cizallamiento generada por las burbujas gruesas.
- El tamaño del flóculo de la biomasa se reduce, y el EPS se libera en la solución debido a una intensificación de la defloculación.
- El coeficiente de difusión Browniana calcula la velocidad de transporte de vuelta de las partículas. El coeficiente disminuye con la temperatura y es linealmente proporcional a ella.
- Hay más partículas de COD en el reactor y una alta concentración de soluto. (Jiang, Kennedy, Guinzbourg, Vanrolleghem, & Schippers, 2005)

Debido a estos fenómenos el ensuciamiento va a ser mayor a bajas temperaturas. (Rosenberger et al., 2006)

**-Oxígeno disuelto (DO):** la tasa de aireación controla esta propiedad. Cuando el DO es alto, el proceso tiene una mejor filtrabilidad y una menor tasa de ensuciamiento. El ensuciamiento con condiciones anóxicas puede empeorar si el DO disminuye, debido a esto hay una disminución en la hidrofobicidad de la superficie.

El ensuciamiento también puede ser producido por una capa de biofilm en la superficie de la membrana. Esto es posible debido al EPS que rodea a los microorganismos, debido a que el EPS le da al biofilm sus propiedades. (Yun et al., 2006)

Si la superficie de la membrana tiene muy poco oxígeno, la capa de ensuciamiento se vuelve anaeróbica. La transición entre aeróbico y anaeróbico produce muchos EPS, que pueden ser los responsables del fouling. (J. Zhang, Chua, Zhou, & Fane, 2006).

#### *2.6.2.1 Características de los flóculos*

**-Tamaño de los flóculos:** en el CAS la separación de la biomasa en suspensión del agua tratada es más decisiva, en este proceso se forma un flóculo largo y se agregan los microorganismos.

En una investigación con tres MBRs, que funcionaron con diferentes SRT, el tamaño del flóculo fue similar. Su media aumentó entre 5,2-6,6m con la SRT de 20 a 60 días. (W. Lee, Kang, & Shin, 2003) Como las partículas del flóculo son más grandes que los poros de la membrana, esta propiedad no puede bloquear la membrana y producir incrustaciones. Para aumentar el tamaño del flóculo, se puede hacer una adición de polímero o carbón activado.

**-Hidrofobicidad/carga superficial:** la adhesión bacteriana a los hidrocarburos puede medir la hidrofobicidad relativa del flóculo o también puede ser medida de forma aproximada mediante la determinación del ángulo. (H. Y. Yu, Hu, Xu, Wang, & Wang, 2005). El deterioro del flóculo es causado por la disminución del EPS. (Jang, Ren, Choi, & Kim, 2006) El EPS tiene una fuerte influencia en la hidrofobicidad relativa y el potencial zeta en el flóculo de la biomasa. Cuando las bacterias filamentosas crecen mucho causan una alta EPS, hidrofobicidad, un bajo potencial zeta y una forma irregular del flóculo. (Meng et al., 2006). Es responsable del ensuciamiento de la membrana.

#### 2.6.2.2 Sustancias poliméricas extracelulares (EPS)

Los biofilms, flóculos y el licor de lodo activado están hechos por EPS. Este término se utiliza para varias macromoléculas como proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos, lípidos, que pueden estar dentro o fuera de la superficie de la célula y en el espacio intercelular de los agregados microbianos. (Flemming & Wingender, 2010) Se puede hacer por lisis celular, material de superficie celular y secreción activa. (Jang et al., 2006) El EPS puede producir una matriz de gel hidratado, donde se pegan las células microbianas. (Nielson, Jahn, Wingender, & Flemming, 1999) Así que pueden crear una barrera de flujo permeable en el proceso MBR produciendo incrustaciones en la membrana. (In Soung Chang, Clech, Jefferson, & Judd, 2002)

Hay dos tipos de EPS: los extraídos artificialmente del flóculo de la célula biológica (eEPS) y los productos microbianos solubles (SMP) que están presentes en el sobrenadante de lodo activado y no asociados a la célula. La eEPS puede dividirse por el contenido de proteínas (eEPSp) o de carbohidratos (eEPSc). La eEPSp tiene tendencia hidrofóbica mientras que la eEPSc es hidrofílica. (Y. Liu & Fang, 2003) Estos EPS pueden ser importantes en el ensuciamiento de la membrana. (Jang et al., 2006) El parámetro que más afecta a la membrana es la SRT. Si la SRT se incrementa también aumenta la EPS.

Para extraer el EPS hay varios métodos como la resina de intercambio catiónico (Frølund, Palmgren, Keiding, & Nielsen, 1996; Görner, De Donato, Ameil, Montarges-Pelletier, & Lartiges, 2003; Jang et al., 2006), métodos de calor (Morgan, Forster, & Evison, 1990), formaldehído (Xiaoqi Zhang, Bishop, & Kinkle, 1999), etc. La técnica más utilizada fue el formaldehído porque se obtuvo una alta concentración de EPS. Pero debido a la simplicidad del método, se suele preferir el método de calentamiento.

Se demostró que el deterioro del flóculo es causado por los bajos valores de EPS. Hay un EPS óptimo para el cual la estructura del flóculo no causa incrustaciones en la membrana.

### 2.6.2.3 Productos microbianos solubles (SMP)

Los SMP son componentes celulares solubles que se liberan en la lisis celular a largo de la membrana. (Laspidou & Rittmann, 2002). Durante la filtración, el SMP puede ser absorbido por la membrana, formar un gel en la superficie de la membrana o bloquear los poros de la membrana. Esto provoca un aumento de la resistencia al flujo de permeado y proporciona nutrientes para la biopelícula. (Rosenberger, Evenblij, Te Poele, Wintgens, & Laabs, 2005).

Los SMP se pueden dividir en: SMPc (con carbohidratos), SMPp (con proteínas) y SMPhumic. (Evenblij & van der Graaf, 2004). Se caracteriza por su carbono orgánico total (TOC) o por la medición de la absorbancia ultravioleta específica (SUVA) (Shin & Kang, 2003). Realizando un experimento en un MBR y un CAS se observó que los valores de SMP son mayores que los de EPS, debido a la retención de grandes macromoléculas en la membrana.

Para saber qué fracción de biomasa causa más potencial de ensuciamiento (Lesjean et al., 2005) se realizó una comparación entre soluciones de permeado y sobrenadantes. Se observó que el sobrenadante de la MBR tiene más carbohidratos, proteínas y coloides orgánicos que el permeado. El SMP también se ve afectado por el SRT. Si este valor aumentaba, el SMP disminuía (Judd & Judd, 2008). Sin embargo, el SMP causa más ensuciamiento que la materia orgánica disuelta.

### 2.6.2.4 Partículas exopoliméricas transparentes (TEP)

Las partículas exopoliméricas transparentes (TEPs) están formadas principalmente por ácidos mucopolisacáridos (Passow, 2002), exudados de algas, moco bacteriano y material de las envolturas gelatinosas que rodean al fitoplancton, por lo que se encuentran en los océanos y en las aguas residuales (Berman & Parparova, 2010; Kennedy, Muñoz Tobar, Amy, & Schippers, 2009; Passow, 2002). (Berman & Holenberg, 2005) mostró que el TEP puede inducir bioensuciamiento. En la ósmosis inversa (RO) el 70% del TEP se fijó en la membrana. (Villacorte, Kennedy, Amy, & Schippers, 2009)

Hay dos tipos: partículas exopoliméricas transparentes particulares (pTEP) eliminadas entre el 30% y el 100%; partículas exopoliméricas transparentes coloidales (cTEP) eliminadas en un 50%. (Villacorte, Kennedy, Amy, & Schippers, 2009; Kennedy, Muñoz Tobar, Amy, & Schippers, 2009; Bar-Zeev et al., 2009). Estas partículas pueden convertirse en pTEP.

Este parámetro se mide espectrofotométricamente con azul alciano (colorante catiónico que se adhiere a los mucopolisacáridos ácidos). (Dubois, Gilles, Hamilton, Rebers, & Smith, 1956) A pesar de ello, se ha comprobado que las altas concentraciones de nitrito y nitrato perturban el método analítico, por lo que las concentraciones de polisacáridos obtenidas deben modificarse con una ecuación de corrección (Drews et al., 2007).

#### 2.6.2.5 Detección del Quórum (QS) y Enfriamiento del Quórum (QQ)

La Detección de Quórum es un sistema en el que las bacterias pueden comunicarse con señales químicas (Ham, Kim, Cha, Park, & Park, 2018; Whiteley, Diggle, & Greenberg, 2017). Se utiliza para comunicar las acciones que tienen que hacer como la formación de biopelículas, la motilidad y la producción de sustancias extracelulares (Papenfort & Bassler, 2016). Se activa con la pequeña señal que producen las moléculas cuando la densidad de población ha alcanzado un nivel umbral (Yavuztürk Gül & Koyuncu, 2017).

Las principales sustancias de la señal de la QS son las lactonas homoserinas acílicas (AHLs). Producen EPS y biofilm. (J. Huang et al., 2016). Por eso la QS causa bioincrustaciones en las membranas. Se controla con el Quórum de Enfriamiento (QQ), debido a que corta la comunicación en las bacterias y no producen compuestos ensuciantes. (Waheed, Xiao, Hashmi, Stuckey, & Zhou, 2017; H. Yu et al., 2018). Los AHLs son un objetivo del QQ para disminuir el bioensuciamiento de la membrana.

La adición de enzimas funcionales indirectamente enriquecedoras y bacterias en cultivos líquidos, forma el QQ. (Xiao, Waheed, Xiao, Hashmi, & Zhou, 2018; H. Yu et al., 2018) Sin embargo, las bacterias inmovilizadas en QQ pueden ser otra causa de ensuciamiento de la membrana, porque modifican el comportamiento del lodo, disminuyendo el tamaño del flóculo y produciendo más EPS.

#### 2.6.3 Condiciones de operación

Estos parámetros como SRT, HRT, DO, temperatura, etc., influyen en la incrustación de la membrana. (Janus, 2013).

**-SRT and HRT:** son características críticas que afectan al ensuciamiento de las membranas, Si tiene altos valores de SMP, se puede producir ensuciamiento rápidamente (Lousada-Ferreira et al., 2010) El 85% del ensuciamiento total ocurrió con un SRT de 20d con el SMP (Villain & Marrot, 2013). Entre 20-50 días de SRT no hubo muchos cambios en el ensuciamiento. A partir del día 50 se observó que había incrustaciones inamovibles, que es el 90% del total del ensuciamiento y que fue debido a las altas concentraciones de SMP. Además, cuando la SRT es muy alta o baja puede causar cambios en las propiedades de los lodos, bloqueo de los poros y formación de tortas.

Para los MBRs que trabajan con aguas residuales sintéticas (C. H. Zhang, Yang, Wang, & Chen, 2008) se prefirió emplear un SRT de 20-40d, y si se usan corrientes de aguas residuales reales, entre 20-30d. Por lo tanto, este parámetro depende del material y las características de la membrana, el tipo de aguas residuales, etc.



**-Aireación (DO) y velocidad de flujo cruzado:** causan un impacto en la membrana debido al cambio de parámetros como el EPS y el SMP. (Díaz, González, Vera, Macías-Hernández, & Rodríguez-Sevilla, 2017; Faust, Temmink, Zwijnenburg, Kemperman, & Rijnaarts, 2014). Además, controlan las condiciones hidrodinámicas y causan un mayor consumo de energía.

La aireación tiene un efecto positivo en la reducción del ensuciamiento y en la mejora de la membrana. Sin embargo, se demuestra que, con un alto valor de aireación, la estructura del floculo puede ser dañada. También un bajo flujo de aire causa biofloculación y desarrollo de la capa de torta por el aumento de la deposición de EPS, SMP y MLSS en la superficie de la membrana. (Faust et al., 2014) Hay que calcular una tasa de flujo de aire óptima, pero esta característica depende de los parámetros de operación, la configuración del MBR y el ciclo de aireación. (De Temmerman, Maere, Temmink, Zwijnenburg, & Nopens, 2014). (Díaz et al., 2017) las obtuvieron: un DO de 0,38 mg/L con un alto flujo de permeado de 42,2 L/m<sup>2</sup>·h para reducir la energía requerida en el proceso.

**-Flujo de permeado:** cuando el flujo es alto, el ensuciamiento también lo es. Hay conceptos diferentes a tener en cuenta:

- **Flujo crítico** (R. W. Field, Wu, Howell, & Gupta, 1995): es un valor de flujo en el que por debajo de él, no hay un aumento del TMP y el ensuciamiento. Pero por encima de este valor aparece el ensuciamiento. (Janus, 2013). Se calcula con varios métodos como el escalonamiento del flujo, histéresis, ondas cuadradas y métodos de ciclos de presión. (Z. He, Miller, Kasemset, Paul, & Freeman, 2017; Ochando-Pulido, Hodaifa, & Martinez-Ferez, 2014; Ochando-Pulido, Stoller, Bravi, Martinez-Ferez, & Chianese, 2012)
- **Flujo de umbral:** separa una región de alto ensuciamiento de una región de bajo ensuciamiento. Se puede aplicar en sistemas de flujo cruzado y sin salida.
- **Flujo sostenible** (Robert W. Field & Pearce, 2011): son los flujos netos los que tienen un equilibrio entre la operación y el costo de capital.
- **Flujo limitante:** es el flujo máximo de permeado que se obtiene aumentando el TMP.

No existe una estrategia para conocer el flujo óptimo de permeado, debido a que este flujo se ve afectado por las condiciones de operación, el material de la membrana, la intensidad de la aireación y la concentración de lodo.

**-Temperatura:** es importante en las membranas biológicas. Cuando la temperatura es baja, la eficiencia del MBR también disminuye (Hamedi et al., 2019). También se realizó una investigación, en la que la baja temperatura provoca una alta concentración de EPS, polisacáridos y proteínas, causando el ensuciamiento de la membrana. Por otra parte, la alta temperatura puede afectar a la comunicación microbiana y causar una mala

filtrabilidad y un mal asentamiento del lodo, lo que favorece el ensuciamiento. Finalmente, se sugirió que el rango óptimo de temperatura es entre 15-30 °C.

#### 2.6.4 Ejemplos de operación

Como se muestra en la siguiente figura, una SRT más elevada provoca una mejora de la capacidad de nitrificación, una reducción de la producción de lodos debido a una baja relación alimento/microorganismo (F/M) y un aumento de la concentración de MLSS. (In Sung Chang et al., 2002; Drews, 2010) Además, una mayor concentración de MLSS puede producir el ensuciamiento de la membrana rápidamente y una mayor concentración de EPS y SMP. (Lousada-Ferreira et al., 2010) Además, el rango de SRT de 20-40 d se considera como la SRT moderada para un buen funcionamiento de las MBR. (Lousada-Ferreira et al., 2010)

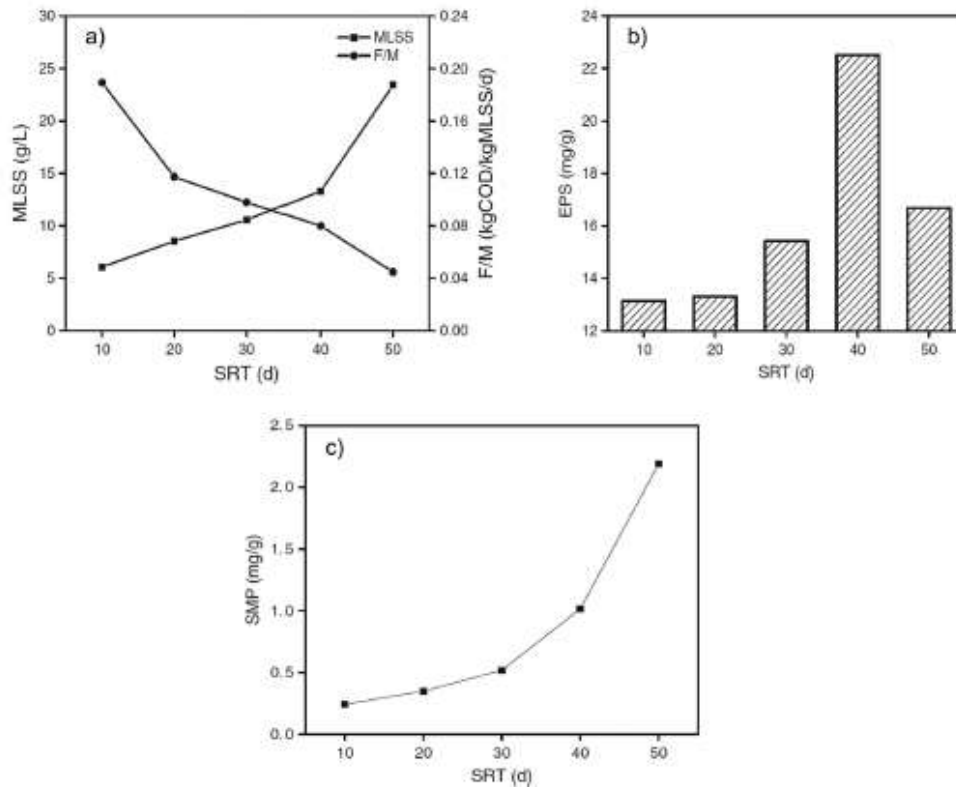


Figura 11. Efecto de las SRTs en a) MLSS y F/M, b) EPS, y c) Concentraciones de SMP.

Otra figura es la siguiente en la que (Sarioglu, Insel, & Orhon, 2012) determinan el flujo crítico. Los resultados demostraron que el flujo crítico está dentro del rango de 23-25 L/m<sup>2</sup> h para una intensidad de aireación de 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> h. (Sarioglu et al., 2012)

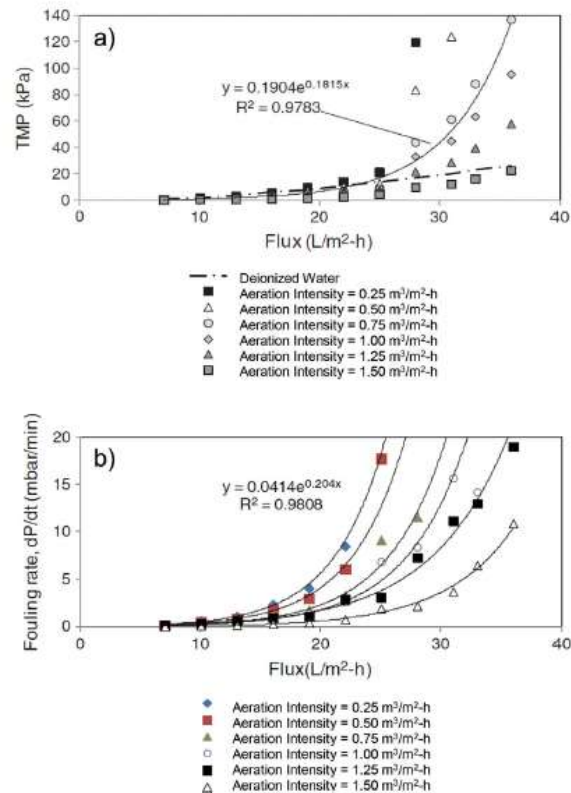


Figura 12, Variaciones de: a) TMP; y b) Tasa de ensuciamiento con flujo diferentes

### 2.6.5 Mecanismos del ensuciamiento de la membrana

Hay tres tipos de ensuciamiento:

-**Encogimiento de poros:** es causado por la cobertura de la superficie de la membrana con sustancias microcoloidales y materiales sólidos cuyo tamaño es menor que el diámetro del poro de la membrana.

-**Obstrucción/bloqueo de los poros:** es una obstrucción interna, debido al SMP, los coloides, las partículas de biomasa y las materias orgánicas tienen un tamaño cercano al diámetro de los poros de la membrana. (Janus, 2013)

-**Formación de la capa de torta:** el EPS y el SMP son parámetros importantes en este caso (Hamedi et al., 2019). Esto causa un ensuciamiento severo si las sustancias son más grandes que los poros de la membrana.

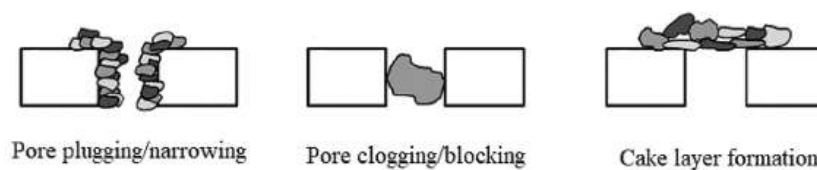


Figura 13. Tipos de ensuciamiento de membrana.

### 2.6.6 Clasificación del ensuciamiento de membrana

Hay tres tipos (Meng et al., 2009):

**-Reversible:** es causado por contaminantes débilmente adheridos. Puede ser fácilmente removido con una limpieza física. Este tipo de ensuciamiento crea la capa de la torta.

**-Incrustaciones removibles:** son causadas por la obstrucción de los poros y las incrustaciones firmemente adheridas. Para que sea una operación sostenible y a largo plazo de los MBRs, se debe hacer una investigación sobre cómo controlar el ensuciamiento de la membrana inamovible. Debido a esto, las células depositadas se multiplican y producen EPS, que bloquean los poros y forman una capa de ensuciamiento. El valor crítico de flujo depende de las características de la membrana, las condiciones de funcionamiento como la intensidad de la aireación. Para no tener un ensuciamiento grave (removible e inamovible) la operación debe estar bajo el flujo crítico. Este flujo se denomina flujo subcrítico u de operación sin incrustaciones. (R. W. Field et al., 1995) Cuando se supera el flujo crítico hay una mejora del TMP. Como todo el fouling, el fouling inamovible debe ser eliminado. La limpieza química se utiliza para este propósito. Sin embargo, no se puede abusar de ella ya que hace que la membrana tenga menos vida útil. (Yamamura, Kimura, & Watanabe, 2007).

**-Ensuciamiento irreversible:** no puede ser eliminado. Necesita una limpieza química para ser eliminada.

#### 2.6.6.1 Formación de la capa de la torta

La capa de la torta es un medio poroso con un complejo sistema de vacíos interconectados entre partículas.

(J. Lee, Ahn, & Lee, 2001) hicieron un experimento en el que descubrieron que la resistencia de la filtración se divide en tres partes: resistencia de la membrana (12%), resistencia de la torta (80%), resistencia del bloqueo y resistencia del ensuciamiento inamovible (8%). La capa de torta es la principal causa que hace que la membrana se ensucie. (Jeison & van Lier, 2007) realizaron un estudio en una AnMBR durante 200 días. Observaron que la capa de torta podía ser eliminada a corto plazo, pero a largo plazo no. Además, la capa de torta que se formó con el lodo aeróbico y el lodo anaeróbico tienen diferente capacidad de eliminación.

#### 2.6.6.2 Bioincrustaciones

El bioensuciamiento es una deposición, crecimiento y metabolismo de células bacterianas o flóculos en las membranas (Pang, Hong, Guo, & Liu, 2005; S. Wang, Guillen, & Hoek, 2005). Comienza con la deposición de las células en la superficie de la membrana para crear la capa de la torta. Ocurre con una baja presión en la membrana como en los procesos de microfiltración y ultrafiltración. Esta deposición puede medirse

con diferentes técnicas como la microscopía electrónica de barrido (SEM), la microscopía de barrido láser confocal (CLSM), la microscopía de fuerza atómica (AFM) y la observación directa a través de la membrana (DOTM). Además, las estructuras microbianas deben investigarse con diferentes métodos como la reacción en cadena de la polimerasa desnaturalizando la electroforesis en gel de gradiente (PCR-DGGE) y la hibridación in situ por fluorescencia (FISH).

Es muy importante entender el comportamiento de deposición y la adhesión celular de los bioflóculos/células en los MBRs para realizar una estrategia de control de las bioincrustaciones. (Meng et al., 2009)

#### 2.6.6.3 *Ensuciamiento orgánico*

Es la deposición de biopolímeros como proteínas y polisacáridos en la membrana. Los polisacáridos se adhieren más rápido a las membranas que las proteínas, debido al flujo de permeado. Existen diferentes métodos para investigar el ensuciamiento orgánico como la espectroscopia de infrarrojos por la transformada de Fourier (FTIR), la espectroscopia de resonancia magnética nuclear (NMR) de  $^{13}\text{C}$  de estado sólido y la cromatografía de exclusión de tamaño de alto rendimiento (HP-SEC).

(Metzger, Le-Clech, Stuetz, Frimmel, & Chen, 2007) mostraron que después de la filtración en la membrana, había tres capas de ensuciamiento, dos de ellas (intermedia e inferior) se obtuvieron mediante retrolavado y limpieza química. Estas partes son:

- **Capa superior:** se formó con una capa de torta porosa, suelta y de composición similar a los flóculos de lodo.
- **Capa intermedia:** tenía una alta concentración de polisacáridos.
- **Capa inferior:** tenía una alta concentración de proteínas ligadas. En esta parte predominaba el SMP que participa en el ensuciamiento inamovible.

#### 2.6.6.4 *Ensuciamiento inorgánico*

Los científicos (Jiang, 2007; Kang, Yoon, & Lee, 2002) mostraron que el ensuciamiento inorgánico puede ocurrir fácilmente. También (Z. Wang, Wu, Yin, & Tian, 2008) vieron que la capa de la torta estaba compuesta por compuestos orgánicos e inorgánicos (Mg, Al, Fe, CA, Si, etc.).

Este ensuciamiento puede ser por precipitación química, que ocurre cuando el valor de las especies químicas es mayor que las concentraciones de saturación, debido a la polarización de la concentración; y la precipitación biológica.

Los grupos ionizables ( $\text{SO}_4^{-2}$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ , OH) están en los biopolímeros. Estos grupos pueden capturar los iones metálicos, los cuales tienen un papel principal en las capas de ensuciamiento. Además, estas capas se derivan en la capa de la torta debido a las células depositadas. (Meng et al., 2009)

El ensuciamiento inorgánico puede eliminarse mediante un tratamiento previo del agua de alimentación y/o la aplicación de una limpieza química. La segunda opción es la mejor porque este ensuciamiento puede derivar en ensuciamiento inamovible y para eliminarlo, la limpieza física no tiene éxito. (Al-Amoudi & Lovitt, 2007)

#### 2.6.7 Limpieza de la membrana

La limpieza de la membrana debe realizarse periódicamente, para que la membrana tenga una buena productividad. (Hamedi et al., 2019). Hay tres procesos para limpiar la membrana: físico (para el ensuciamiento removible), químico (para el ensuciamiento inamovible) y biológico.

##### 2.6.7.1 Limpieza física

Elimina las partículas depositadas y la capa de la torta. Se utilizan algunos métodos, que se explican a continuación.

**-Aireación o lavado de aire:** se utiliza para eliminar el ensuciamiento reversible con una burbuja gruesa. Este parámetro también es necesario para mantener los flóculos de lodo y para proporcionar DO para los microorganismos. (Braak, Schetrite, Anne-Archard, Albasi, & Alliet, 2012). La aireación intermitente puede aumentar la eliminación de nutrientes, ya que enriquece a los microorganismos que eliminan el nitrógeno y el fósforo. (Hamedi et al., 2019). La aireación cíclica cambia las tasas de ensuciamiento debido a la defloculación de los lodos. (Monsalvo et al., 2015)

**-Retrolavado y relajación:** en el retrolavado para separar las partículas que están en la superficie de la membrana, se utiliza un flujo de permeado inverso. Por otro lado, la relajación detiene el proceso de filtración para aliviar la presión en la membrana. (Hamedi et al., 2019)

**-Velocidad de rotación:** para controlar el ensuciamiento, debe ser un aumento de la velocidad de rotación para una mejor filtración. Se observó (Hamedi et al., 2019) que la contribución de esta característica en la reducción del fouling es sólo del 12%.

**-Vibración:** hay muchos tipos de MBRs vibrantes como el módulo de vibración de membrana inducida magnéticamente (MMV), el sistema de vibración transversal y la vibración de potencia de alta frecuencia (HFPV). La vibración cíclica causa una operación de limpieza de aire baja, por lo que la eficiencia de la membrana es mejor. (Chatzikonstantinou, Tzamtzis, Pappa, & Liidakis, 2016)

**- Reciprocación MBR:** estos biorreactores de membrana son más baratos, debido a la disminución del consumo de energía y el aumento de la eficiencia energética. (Hamedi et al., 2019)

### 2.6.7.2 Limpieza Química

En la limpieza química se utilizan reactivos químicos (ácidos, bases, oxidantes y otras sustancias químicas) para eliminar las impurezas y evitar el ensuciamiento. También son importantes otras características como el pH, la temperatura, el tiempo de limpieza, etc. El NaOH y los ácidos pueden mejorar el tamaño de los poros y la porosidad de la superficie de las membranas de PES/PVP y PP respectivamente. (Hamedi et al., 2019)

La limpieza química puede ser in-situ o ex-situ. La limpieza in-situ se realiza al mismo tiempo que la operación del MBR. Por otro lado, la limpieza química ex-situ se realiza cuando las condiciones de ensuciamiento son malas. En este caso la membrana se sumerge en un tanque con reactivos químicos. Algunos ejemplos de procesos de limpieza química son el lavado a contracorriente mejorado (CEB) y la limpieza in situ (CIP). (Hamedi et al., 2019)

### 2.6.7.3 Limpieza biológica

El SMP y el EPS son contaminantes importantes. Deben ser degradados para el control de la suciedad de la membrana. Esto se puede hacer con las enzimas de la capa de la torta y las células muertas y el sobrenadante de los lodos. Además, esos compuestos también pueden descomponer las proteínas. Sin embargo, el uso de las enzimas en el control del ensuciamiento es limitado debido a su baja estabilidad en el licor mezclado. (Willsey & Wargo, 2015)

## 2.7 Análisis de costes

Actualmente hay más de 220 plantas MBR en construcción o en funcionamiento en todo el mundo. (Radjenović, Matošić, Mijatović, Petrović, & Barceló, 2008). Como se dijo en el apartado ' 3.6.1: características de las membranas' los principales proveedores de membranas son Kubota y Mitsubishi en Japón y Zenon en Canadá. El mercado está dominado por Kubota y Zenon, sus membranas son como estas:



Figura 14. Membrana de Zenón (izquierda) y membrana de Kubota (derecha).

Para calcular el coste de un MBR, hay que considerar el uso de energía para la aireación. El costo de operación se calculó a través de la suma del tratamiento de lodos y el aumento del costo de aireación. Para minimizar este costo se buscó un punto óptimo entre el costo de aireación maximizado y la producción de lodo minimizada. (Radjenović et al., 2008)

Finalmente dijeron que el tiempo de retención hidráulica (HRT) y la mezcla de licor y sólidos en suspensión (MLSS) en el tratamiento de lodos son más caros que el costo de la aireación, por lo que la producción de lodos debe ser pequeña para disminuir el costo, siendo el MLSS directamente proporcional al tiempo de retención de sólidos (SRT) e inversamente proporcional al HRT.

## 2.8 Desarrollo de membranas y filtros

### 2.8.1 Aplicación de filtros de bajo

Todos los costos de la industria del MBR tienen que ser reducidos. Para ello se considera el uso de filtros como membranas. (Satyawali & Balakrishnan, 2008; Ye et al., 2006) Hay algunos tipos como los no tejidos, las mallas y las telas de filtro.

Los no tejidos tienen una menor resistencia a la tracción y al desgarramiento, y una menor resistencia a la corrosión microbiológica que las membranas poliméricas. Tienen un ensuciamiento severo debido a la superficie rugosa y al tamaño demasiado grande de los poros. Por estas razones se espera que el filtro tenga una vida útil corta. Sin embargo, este ensuciamiento puede resolverse con filtros que pueden mejorar la rugosidad de la superficie, la hidrofobicidad y la carga superficial.



### 2.8.2 Membranas dinámicas

Estas membranas fueron utilizadas en 1965 por los científicos de los Laboratorios Oak Ridge que se dedican a la investigación de la desalinización (Meng et al., 2009). Se puede preparar filtrando una solución que contiene material inorgánico u orgánico a través de un soporte poroso (Fan & Huang, 2002). Hay dos tipos de membranas dinámicas:

- **Membrana precubierta:** se hace cuando una solución pasa a través de un soporte poroso. Los materiales que se obtiene son óxidos hidratados, polielectrolitos naturales y polímeros orgánicos sintéticos. Tiene una buena eliminación de sustancias orgánicas y nitrógeno. Sin embargo, tiene incrustaciones inamovibles, por lo que se utilizó para aumentar la filtrabilidad de las telas filtrantes, los filtros de malla y los filtros no tejidos, de modo que puede mejorar su potencial.
- **Membrana autoformante:** se forma por los componentes de la solución a filtrar. Puede mejorar el flujo de permeado y el rechazo de las soluciones. Su eficiencia se calcula por su concentración, tipo, forma, peso molecular de la solución filtrante y velocidad de flujo cruzado. En esta membrana las capas de ensuciamiento se comportan como barreras que protegen las superficies de la membrana y los poros de ser ensuciados (J. Lee et al., 2001). El EPS y las partículas orgánicas solubles y coloidales pueden ser expulsadas por la membrana dinámica. Debido a esto, la membrana mitiga el ensuciamiento y puede ser una mejora en los filtros.

### 2.8.3 Electro MBRs (eMBRs)

Los eMBRs usan un campo eléctrico dentro de un MBR. Esto mejora el control del ensuciamiento en la membrana y la calidad del efluente. (Borea, Naddeo, & Belgiorno, 2017; Benny Marie B. Ensano, Borea, Naddeo, de Luna, & Belgiorno, 2019; Adewale Giwa et al., 2019; Hasan, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2014) Esto se explicará en las siguientes páginas.

### 3. Biorreactores de electro membrana (eMBRs)

Los biorreactores de electro membrana (eMBR) realizan una combinación de procesos de biodegradación, electroquímicos y de filtración por membrana. Esta membrana obtiene una mejor calidad de efluente y disminuye el ensuciamiento de la membrana. Normalmente se aplica una corriente continua de forma intermitente. (Akamatsu, Lu, Sugawara, & Nakao, 2010; J. P. Chen, Yang, Zhou, & Wang, 2007; L. Liu, Liu, Gao, & Yang, 2012)

#### 3.1 Mecanismos electroquímicos

Estas membranas se basan en la aplicación de un campo eléctrico de corriente continua (DC), comúnmente un campo intermitente entre electrodos sumergidos en aguas residuales con métodos electroquímicos.

Los mecanismos electroquímicos que se realizan en el eMBR son la electrocoagulación, la electroósmosis y la electroforesis. (K. Bani-Melhem & Elektorowicz, 2011)

- **Electroósmosis:** el agua ligada se elimina de los flóculos microbianos de la doble capa eléctrica. (Ibeid, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2013)
- **Electroforesis:** ocurre cuando los contaminantes cargados negativamente (Iodos activados y polímeros secretados) pueden ir al electrodo positivo. (Akamatsu et al., 2010; J. P. Chen et al., 2007)
- **Electrocoagulación (EC):** es el método principal para disminuir el ensuciamiento de la membrana en los MBRs. Es la generación in-situ de coagulantes por la aplicación de una corriente eléctrica, que causa la oxidación electrolítica del material anódico (hierro o aluminio). Se puede utilizar para la reducción de DQO, la eliminación de colorantes, sales (sulfatos, amonio), etc.(Mendes, 2019)

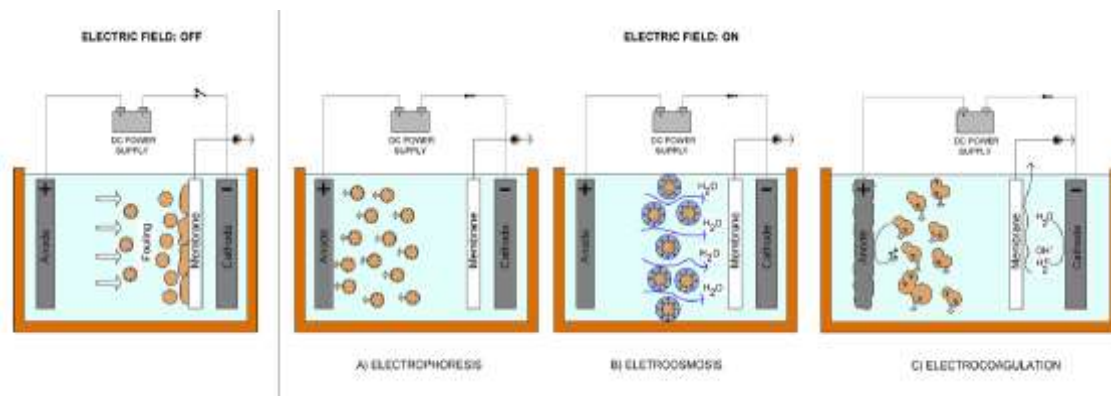


Figura 15. Métodos electroquímicos en los eMBRs.

El principal proceso que se va a realizar es la electrocoagulación que se muestra en la siguiente figura (Mendes, 2019):

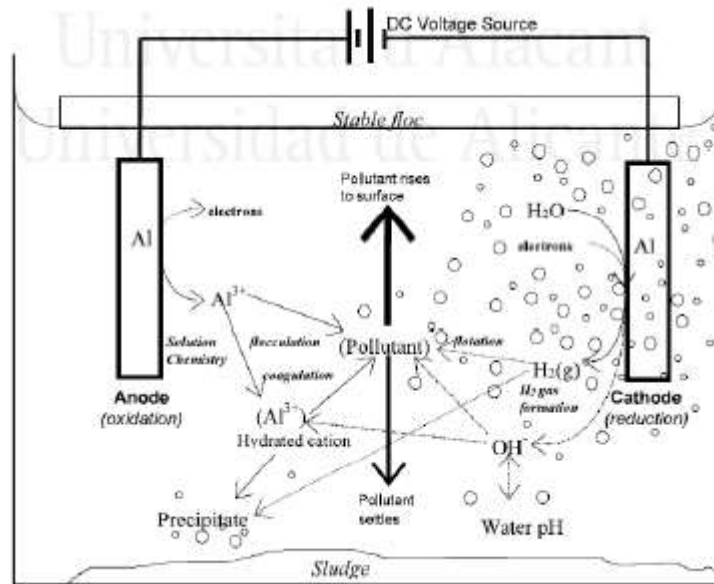


Figura 16. Procesos en la electrocoagulación.

Consiste en un tanque, formado por dos electrodos sumergidos (ánodo o electrodo de trabajo y cátodo o electrodo inerte) y una fuente de alimentación (Mendes, 2019). A continuación, se van a explicar los procesos de reducción (cátodo) y oxidación (ánodo).

### 3.1.1 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Las ventajas principales del método EC son: (K. Q. Bani-Melhem, 2008; Hegazi, 2013)

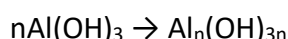
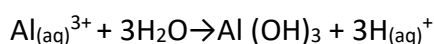
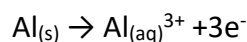
- Operación simple.
- Efluentes de alta calidad.
- Baja producción de lodo.
- Disminución del MLSS.
- Menos consumo de energía.

Las desventajas son (Mollah, Schennach, Parga, & Cocke, 2001):

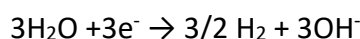
- Los electrodos deben ser reemplazados en cortos períodos de tiempo.
- Tiene que haber una alta conductividad en el proceso.
- En algunos lugares la electricidad es más cara que en otros.
- La eficiencia puede reducirse con la formación de una película de óxido en el cátodo.

### 3.1.2 Reacciones del proceso de electrocoagulación

El material principal utilizado como ánodo es principalmente el aluminio, siendo estas las reacciones que hay en el ánodo (Mendes, 2019):



En el cátodo:



En estas reacciones es el hidróxido de aluminio el que forma un coagulante y reduce el ensuciamiento de la membrana.

## 3.2 Diseños de los eMBRs

Hay diferentes configuraciones en estos tipos de membranas: una unidad electroquímica externa antes de un biorreactor de membrana sumergida (EC-SMBR) y un electrobiorreactor de membrana sumergida (SMEBR).

El EC-SMBR se utiliza con las aguas residuales municipales, aguas grises, etc. (K. Bani-Melhem & Smith, 2012; Keerthi, Suganthi, Mahalakshmi, & Balasubramanian, 2013; Kim, Jang, Kim, Lee, & Chung, 2010) Este sistema fue creado para aumentar la eliminación de fósforo y evitar el uso de DC directamente en el biorreactor, debido a que esto inhibe la actividad bacteriana. (K. Bani-Melhem & Smith, 2012) La calidad de efluentes es mejor que en el SMEBR.

El método que principalmente se usa es el SMEBR. El proceso electroquímico ocurre en el biorreactor. Se divide en biodegradación, electroquímica y filtración por membrana. Estas se realizan en el mismo tanque, lo que produce contaminación.

### 3.2.1 Características del SMEBR

Para tener una distribución uniforme del campo DC, los SMEBR deben tener estas características (K. Q. Bani-Melhem, 2008):

- El material de la membrana no puede ser afectado por el campo eléctrico.
- El campo de corriente continua debería ser el mismo en todo el biorreactor.
- El material de los electrodos debe ser elegido correctamente.

### 3.3 Materiales en los eMBRS

Los tratamientos de membrana tienen algunos contaminantes, tintes, productos farmacéuticos, etc. En el experimento de los autores (Borea et al., 2017; Benny Marie B. Ensano et al., 2019), se alimentó el reactor con (X. Li et al., 2005; Yang, Cao, & Kim, 2002).

Para la elección de los electrodos se suele utilizar aluminio y hierro para el ánodo; y para el cátodo se utiliza una variedad de materiales, en (Borea, Naddeo, Belgiorno, & Choo, 2018) se utiliza una malla de acero inoxidable.

### 3.4 Condiciones de operación

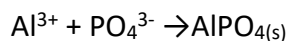
La deposición de los contaminantes está controlada por un campo de DC, por lo que el exceso de oxígeno no es necesario. Además, los eMBRs son más baratos que los MBRs en el control del ensuciamiento. (Akamatsu et al., 2010). La intensidad de aireación es de 4,2 L/min y 1m<sup>3</sup>/h en los EC-SMBR y SMEBR respectivamente. Se considera que, si se tiene una alta intensidad de aireación, esto puede perjudicar al crecimiento microbiano. (K. Bani-Melhem & Smith, 2012; Jiao Zhang et al., 2015)

Los valores de la HRT suelen estar entre 6-14 h y la SRT puede ser de 268 días. (Elektorowicz, Arian, & Ibeid, 2014; Hasan et al., 2014; Kim et al., 2010; Wei, Oleszkiewicz, & Elektorowicz, 2009). La gran duración de la SRT es otra ventaja de los eMBR. En el caso del MLSS no ha habido muchos estudios para ver su comportamiento, por lo que todavía no tiene un rango óptimo. La densidad de corriente (CD) es un parámetro muy importante. Si es excesiva, provoca un desperdicio de energía en el reactor. (Jiao Zhang et al., 2015). También hay que investigar cuánto tiempo tiene que trabajar la corriente directa (DC). (A. Giwa & Hasan, 2015).

### 3.5 Eliminación de contaminantes

Algunos investigadores han llegado a la conclusión de que la eficiencia del eMBR es mejor que la del MBR. (K. Bani-Melhem & Elektorowicz, 2011; K. Bani-Melhem & Smith, 2012; Kim et al., 2010; Wei et al., 2009; Jiao Zhang et al., 2015) Además, los eMBRs tienen un mejor rendimiento de eliminación (85-98%) que los MBRs (72-95%). (Hosseinzadeh, Bidhendi, Torabian, Mehrdadi, & Pourabdullah, 2015)

Como se explicó en el apartado "3.1.2 Reacciones del proceso de electrocoagulación" los complejos que se forman, pueden adsorber los compuestos disueltos (Elabbas et al., 2016). El SMEBR tiene un 99% de eliminación de fósforo, debido a que los coagulantes lo adsorben. (Hasan, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2012)



El nitrógeno presente en el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) se transforma en nitrógeno nítrico ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) el cual es más sensible al voltaje. Su rendimiento es mayor cuando el ánodo está hecho de aluminio (98-100%) que cuando está hecho de hierro (70%) o acero inoxidable (81,9%), porque el hierro y el acero inoxidable forman una barrera que impide el paso de las enzimas y los nutrientes en la célula microbiana de la membrana (K. Bani-Melhem & Smith, 2012).

### 3.6 Aplicaciones

Aunque las investigaciones sobre este biorreactor híbrido son limitadas, hay algunas aplicaciones.

Esta tecnología se emplea en varias industrias de aguas residuales. Se quiere eliminar las sustancias orgánicas (DQO), el nitrógeno, el fósforo y los tintes. (K. Bani-Melhem & Smith, 2012; Hasan et al., 2012, 2014; Kim et al., 2010)

En el caso de la eliminación de la DQO sin la aplicación de energía eléctrica, es del 96%, mientras que con densidades de corriente de 5, 10 y 15  $\text{A/m}^2$  la eliminación es del 91,6%; 93,1% y 96,4% respectivamente. Por otro lado, en la eliminación de fósforo en la MBR es del 61,4%, mientras que con 5, 10 y 15  $\text{A/m}^2$  las eliminaciones fueron del 92,4%; 97,7%; y 97,9%. La eliminación de nitrógeno es del 42,5% en el MBR y con 5, 10 y 15  $\text{A/m}^2$  en el eMBR la eliminación es del 47,3%; 37,0%; y 43,2% (Mendes, 2019). Esto se muestra en las siguientes imágenes.

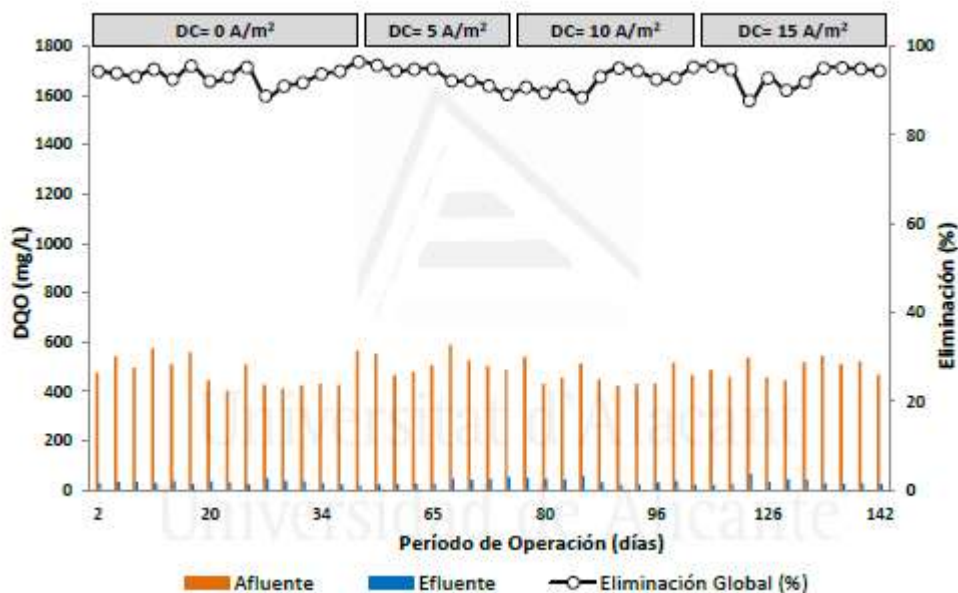


Figura 17. Eliminación de la materia orgánica.

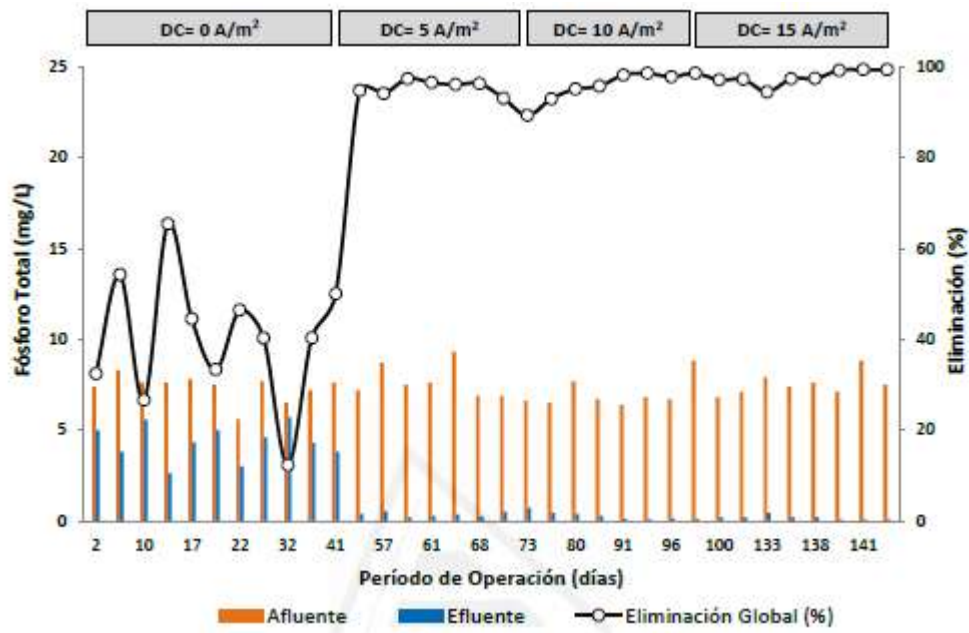


Figura 18. Eliminación del fósforo.

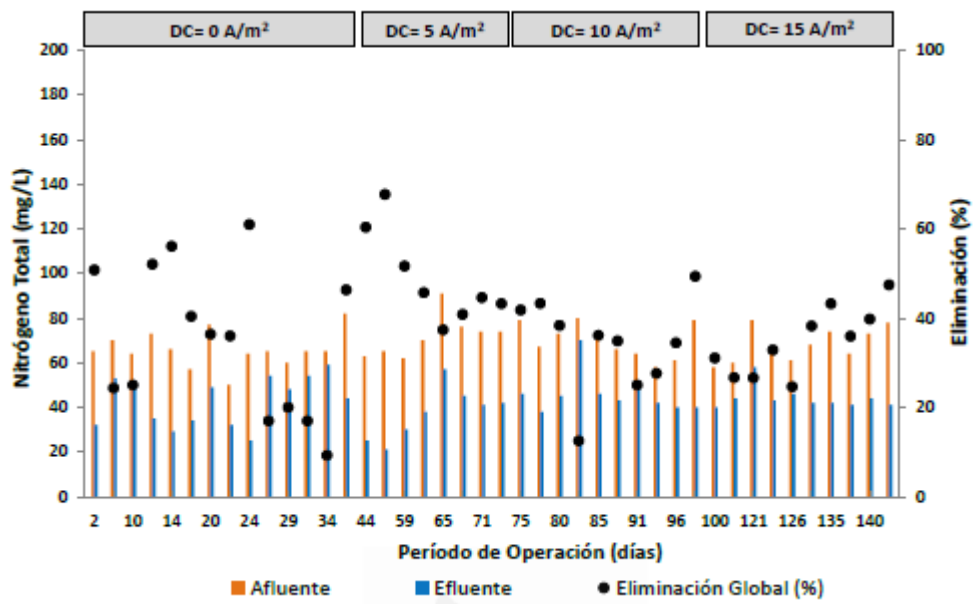


Figura 19. Eliminación del nitrógeno.

#### 4. Biorreactores dinámicos de membrana autoformados (SFDMBRs)

Los MBRs tienen algunos inconvenientes como el coste de las membranas, la demanda de energía, el control de las incrustaciones, etc. Debido a esto se empezó a utilizar la membrana dinámica (DM). (Fan & Huang, 2002; Y. Wu, Huang, Wen, & Chen, 2005; Ye et al., 2006). Se forma en la superficie del filtro primario subyacente cuando se filtra una solución de alimentación que contiene partículas finas (Kuberkar & Davis, 2000).

La principal ventaja es que la primera membrana no es necesaria, debido a que la eliminación de los sólidos se realiza mediante la DM, la cual es una membrana dinámica de autoformación (SFDM). (J. Lee et al., 2001). Por lo que se utiliza una capa de apoyo, que se forma con una malla de acero inoxidable, fibra hueca, no tejido, etc. (J. Lee et al., 2001). También tiene una alta estabilidad de temperatura, bajo consumo de energía, etc. (Rumyantsev et al., 2000; Ye et al., 2006).

Por ejemplo: Para determinar la porosidad se utilizan dos métodos, directo y óptico. El valor obtenido por los métodos directo y óptico es de 0,405 y 0,401, respectivamente, para la membrana dinámica de espesor 300  $\mu\text{m}$  (Poostchi, Bayat, Rezaei, Amini, & Mehrnia, 2015). En la siguiente figura la porosidad de la membrana dinámica varía con el espesor. La porosidad mínima es de 0,38 y se produce en el espesor de 100  $\mu\text{m}$  de la membrana dinámica. No hay un cambio significativo en la porosidad con un espesor inferior a 400  $\mu\text{m}$  (Poostchi et al., 2015). Entonces la porosidad de la membrana dinámica aumenta con el espesor de más de 400  $\mu\text{m}$ . Este valor puede considerarse como un umbral a partir del cual la estructura de la membrana dinámica se vuelve inestable (Poostchi et al., 2015).



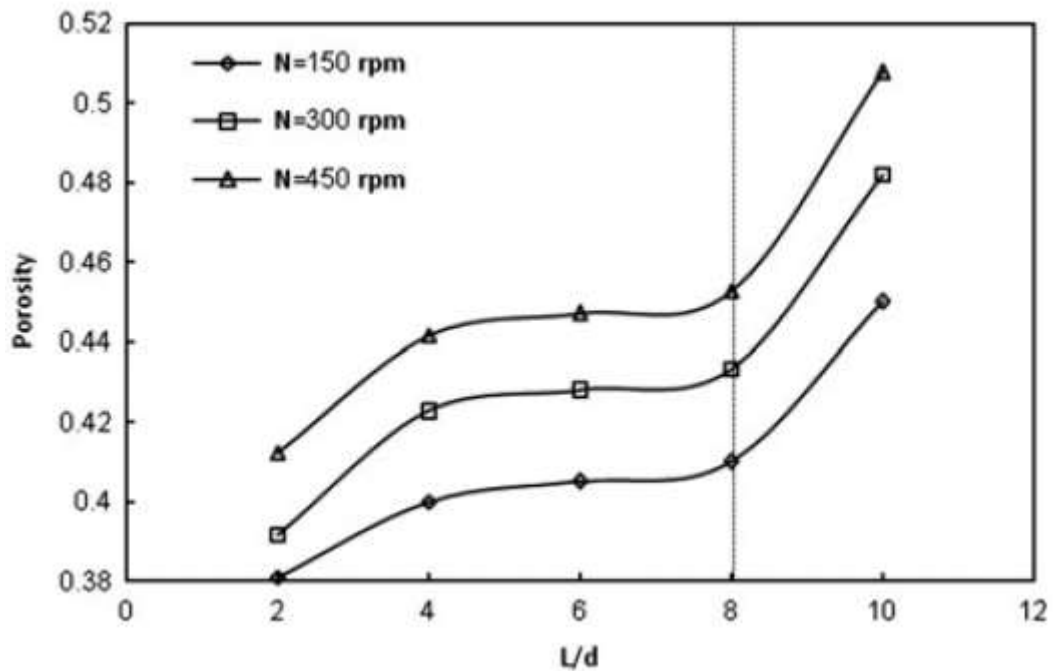


Figura 20. Variación de la porosidad de la membrana dinámica con la relación entre el grosor y el diámetro de la partícula ( $L/D$ ) variando las velocidades de revolución del agitador.

#### 4.1 Desarrollo histórico

La membrana dinámica tiene la misma función que la diatomea (algas unicelulares) en los años 40 en América. La primera vez que se utilizó fue en 1966 en los laboratorios Oak Ridge en un proceso de ósmosis inversa. Esta DM se formó con óxidos de hidrógeno. (Marcinkowsky, Kraus, Phillips, Johnson, & Shor, 1966). En los años 80 las investigaciones se centraron en el tratamiento de efluentes industriales (teñido, impresión, lavado de lana, industria alimentaria) (Kishihara, Tamaki, Fujii, & Komoto, 1989). A partir de 1990 se realizaron algunos estudios sobre el tratamiento de aguas residuales municipales, los cuales eran procesos de microfiltración. (J. Y. Wang, Chou, & Lee, 1998). A partir del 2000, las DMs se formaron sobre membranas de MF o UF. En 2002 fue la primera aparición de la membrana dinámica de autoformación (SFDM) (Fan & Huang, 2002). En la actualidad, estos sistemas se aplican en métodos anaeróbicos y aeróbicos. Por ello es una tecnología prometedora que debe ser más investigada.

#### 4.2 Tipos de DMs

Los DMs se pueden dividir en dos tipos (Xu et al., 2009):

**-DMs precubiertos (PDMs):** se forman filtrando la absolución que contiene componentes específicos sobre la superficie de un material de soporte poroso (Mao-sheng, Han-min, & Feng-lin, 2008). Los PDMs también se dividen en dos tipos: de un solo aditivo (Ye et al., 2006) los cuales usan carbón activado y membranas compuestas.

- **DM autoformado (SFDM):** el DM puede ser reformado y eliminado cuando tiene un daño severo, para evitar el ensuciamiento de la membrana. (Galjaard, Buijs, Beerendonk, Schoonenberg, & Schippers, 2001; Ohtani, Nakajima, Nawa, & Watanabe, 1991). Es más barato que los otros tipos.

### 4.3 Materiales

Como se explica en el apartado "4.2 Tipos de DM" hay dos tipos de DM (SFDM y PDM). La capa dinámica en estas especies puede estar formada por circonio ( $Zr_{IV}$ ), polímeros (ácido poliacrílico) con circonio ( $Zr_{IV}$ ). (Altman, Semiat, & Hasson, 1999),  $MnO_2$  (Cai, Ye, & Yu, 2000),  $TiO_2$  (Horng et al., 2009),  $Mg(OH)_2$  (Zhao, Tan, Wong, Fane, & Xu, 2006), etc.

Por otra parte, debe elegirse un material de apoyo adecuado para el DM. Éste debe tener un tamaño de poro adecuado para retener el material de formación de la membrana en su superficie (Igawa, Senō, Takahashi, & Yamabe, 1978). Esta característica es importante para el funcionamiento de la tasa de formación de la capa dinámica y hace permeable el flujo. Se comparó el material no tejido y la fibra hueca de la membrana con la capa de soporte en los DMBRs. El ensuciamiento en el filtro no tejido es causado internamente. Además, el peso específico en los materiales no tejidos es un factor en las propiedades de filtración. Se puede obtener un DM estable a partir de cerámica, carbono y polímeros. (Diaper, Stephenson, & Judd, 1996)

En conclusión, para saber qué material de DM utilizar, hay que tener en cuenta el tamaño de los poros (Al-Malack & Anderson, 1997; C. C. Chen & Chiang, 1998; Nakao, Nomura, Kimura, & Watanabe, 1986), presión de formación (Igawa et al., 1978; Zhao et al., 2006), velocidad de flujo cruzado (Horng et al., 2009; Knyazkova & Kavitskaya, 2000; Zhao et al., 2006), pH (Matsuyama, Shimomura, & Teramoto, 1994; Nakao et al., 1986; Ohtani et al., 1991; Romyantsev et al., 2000) y la concentración del material de formación (Al-Malack & Anderson, 1997; Horng et al., 2009; Matsuyama et al., 1994; Na, Zhongzhou, & Shuguang, 2000; Zhao, Tan, Wong, Fane, & Xu, 2005)

### 4.4 Condiciones de operación

Hay que tener en cuenta que los parámetros principales que afectan a la membrana son la velocidad de flujo cruzado, la presión de filtración y la intensidad de la aireación. Cuando el flujo cruzado aumenta hay una disminución de la masa de la torta. (K. J. Hwang & Cheng, 2003). Con menos velocidad se produce un bloqueo de la membrana. Además, cuando hay una alta presión, la torta es más compacta. (K. J. Hwang, Yu, & Lu, 2001)

Por otro lado, la aireación es muy importante porque suministra oxígeno a los microbios, evita que la capa de la torta se engrose en exceso y hace que el licor mezclado se fluidifique para asegurar el funcionamiento normal del reactor (Z. Yu & Dong, 2011). Con una intensidad de aireación adecuada, el ensuciamiento disminuye debido a una

mejor filtración. (Fuchs et al., 2005). Un alto SRT produce un aumento de MLSS. (Moghaddam, Satoh, & Mino, 2002) El siguiente párrafo muestra diferentes valores de la eliminación con una membrana dinámica.

El valor negativo en los gráficos siguientes se debe a que la materia orgánica y el nitrógeno eliminado también se genera a lo largo del proceso (Y. Wu et al., 2005): en el primer caso en el proceso de filtración y en el segundo caso porque el amoníaco generado es mayor que el eliminado. En el caso de la eliminación de contaminantes orgánicos, la DQO fue de 12,6 mg/L<sup>-1</sup> (menos del 10% de la eliminación total de DQO) (Y. Wu et al., 2005). En el otro caso la eliminación de nitrógeno fue de 3.01 mg/L<sup>-1</sup>. (Y. Wu et al., 2005)

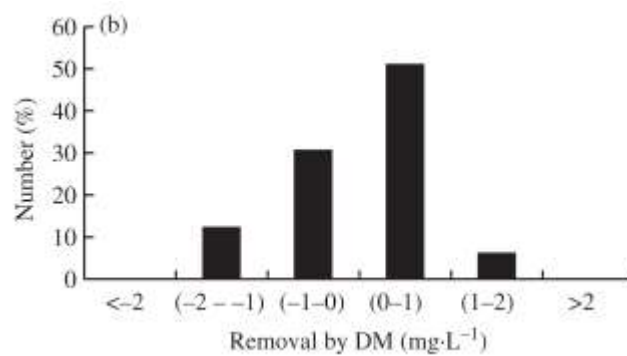


Figura 21. La eliminación de los contaminantes orgánicos en los coloides por medio de la DM.

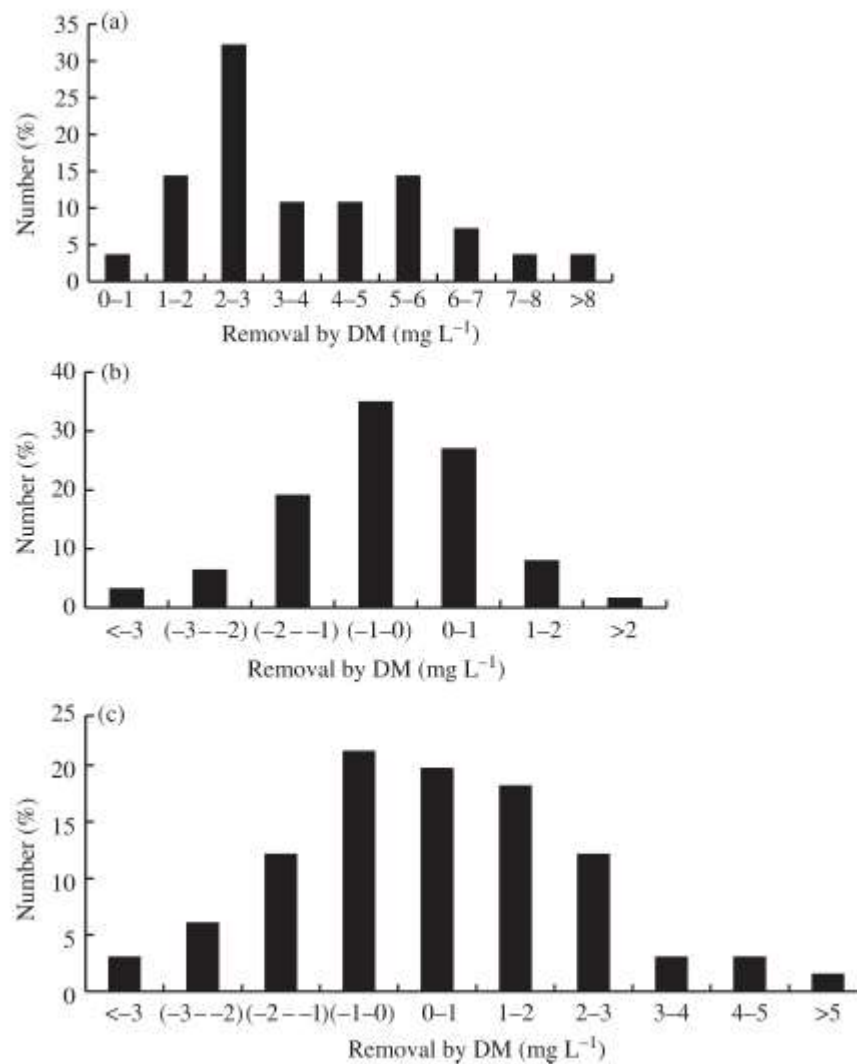


Figura 22. Distribución del valor de la eliminación del nitrógeno (a: Org-N, b: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, c: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) por el DM

También hay que tener en cuenta dos parámetros muy importantes en la DM: la turbidez y la presión transmembrana (TMP).

El flujo y la turbidez del efluente en los DMBR presenta una tendencia que consiste en una rápida disminución inicial seguida de una disminución lenta (B. Wu et al., 2016). (Ersahin, Ozgun, Tao, & van Lier, 2014) mostraron que una capa estable de DM se formaba después de una operación de 10-20 d, y que las tasas de eliminación de turbidez podían estabilizarse después de una operación de 30 d a un flujo constante de 2,6 L/m<sup>2</sup>h. (Ho, Khanal, & Sung, 2007) estudió la tratabilidad del efluente secundario de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante una capa de DM sobre un tejido y obtuvo un flujo de casi 100 L/m<sup>2</sup>h y una eliminación de la turbiedad del 99%.

(Alibardi, Cossu, Saleem, & Spagni, 2014) mostraron que con una baja velocidad de flujo cruzado (CFV) (1 m/h) para la formación inicial de la capa de DM y una CFV más alta (5-360 m/h) para el control del aumento del TMP. Pero se mostraron pequeñas reducciones de corta duración en la resistencia de la torta y se observó el TMP en el

aumento de CFV, esto se debió a que la alta CFV sólo podía eliminar las partículas unidas. El aumento del TMP tiene relación con las variaciones temporales y espaciales de las comunidades microbianas en la capa de DM. (B. K. Hwang et al., 2008) La limpieza física con lavado de agua se realizó para eliminar la capa de la torta de lodo cuando se produjo una grave incrustación de la membrana con un aumento de TMP (40 kPa).

En otro ejemplo, el aumento/disminución de la turbiedad estaba directamente relacionado con los resultados de la filtración y las operaciones de limpieza física/química. En primer lugar, la turbidez tiene un valor de 3,3 NTU (VERAL, ÇINAR, & KIZILET, 2020). A los diez días se realizó una limpieza en la membrana debido a las altas variaciones de TMP y se encontró que los valores de turbidez eran de 7,2 NTU (VERAL et al., 2020). En el segundo período los valores de turbidez de la membrana dinámica cambiaron entre 2-5 NTU. En el último período, con un flujo creciente, el TMP alcanzó alrededor de 0,4 bares y casi detuvo la filtración (VERAL et al., 2020).

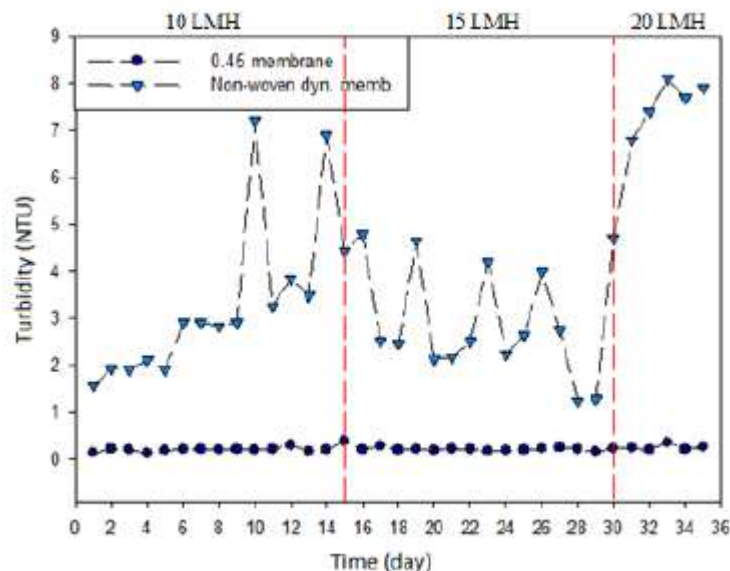


Figura 23. Comparación de la turbiedad en un MBR y un DMBR variando el flujo.

En este experimento, el TMP alcanzó un valor alto (0,3 bares). Cuando el TPM (0-0,3 bares) alcanzó valores altos, las membranas se limpiaban después de que la capa de pastel/gel se despegara (VERAL et al., 2020). Después de la limpieza, la presión era cercana a cero para la membrana dinámica. Durante la biodegradación de las partículas coloidales orgánicas, la presión fue de 194 mbars (VERAL et al., 2020). A los quince días el flujo se incrementó a 15 LMH, con una TMP de 0,3 bar. Más tarde, la membrana dinámica se limpió químicamente (días 19, 23 y 26). En el último período de la operación, el flujo se incrementó a 20 LMH, lo que causó que la membrana dinámica se obstruyera, y hubo que hacer un lavado químico diario (VERAL et al., 2020).

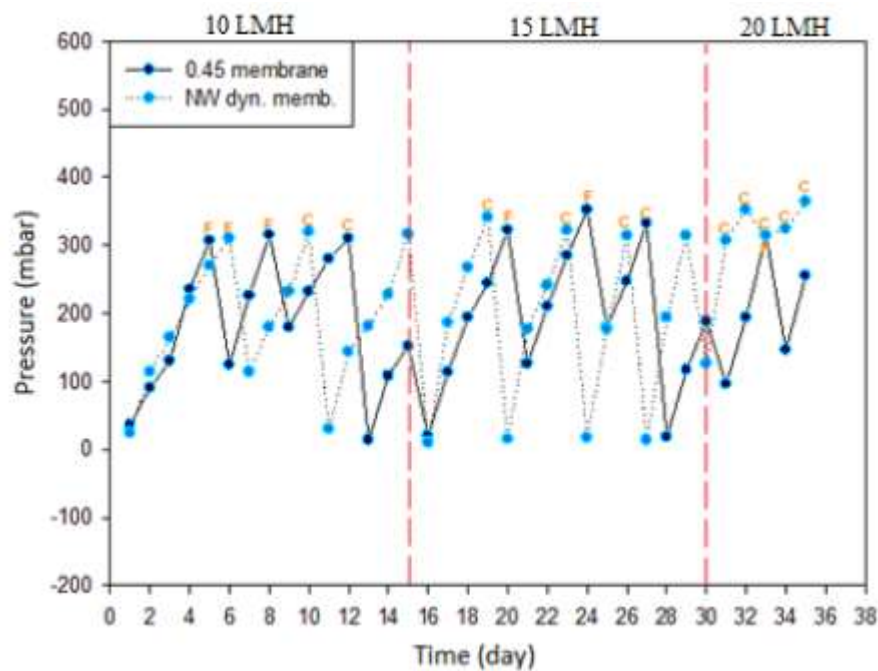


Figura 24. Comparación del TMP en un MBR y un DMBR variando el flujo.

## 4.5 Aplicaciones

### 4.5.1 Aplicaciones físicas

En primer lugar, los científicos se centraron en la desalinización en los procesos de RO. Sin embargo, las DMs no eran buenas debido a las condiciones inestables de formación. (Tanny & Johnson, 1978). La permeabilidad de la DM estaba influenciada por la concentración de polarización y la concentración de sal. Esta última, era mejor en la membrana dinámica precubiertos (PDMs), también tenían una menor dependencia de la presión operacional en comparación con las membranas convencionales. (Knyazkova & Kavitskaya, 2000)

Para el tratamiento de las aguas residuales de las refinerías de petróleo, se utilizó una membrana de MnO<sub>2</sub>. Tenía un 98% de eliminación de turbidez y eficiencia. También tenía un alto valor de flujo con más rechazo de los sólidos (Al-Malack & Anderson, 1997; Cai et al., 2000).

El SFDM en la membrana de microfiltración no tenía un flujo constante, buena estabilidad y control de la suciedad. (Jiratananon, Uttapap, & Tangamornsusun, 1997). Otra aplicación era la inmovilización de la amilasa en un DM de circonio. Esta tenía mejor actividad enzimática que la enzima libre. (Jen Tien & Huang Chiang, 1999)

Cuando las DMs se combina con los biorreactores, pueden utilizarse en el espesamiento de lodos (con SFDM en una malla) (Park et al., 2004) o en un segundo tratamiento de los efluentes.

#### 4.5.2 Aplicaciones biológicas

##### 4.5.2.1 Biorreactores de membrana dinámica aeróbica (DMBRs)

Una de las ventajas principales es que la filtración puede hacerse por gravedad, por lo que no es necesaria una bomba de succión. (Y. Wu et al., 2005). Esto hace que esta tecnología sea mejor en las zonas rurales, es decir, para el tratamiento de aguas residuales pequeñas. (Ren et al., 2010)

El tratamiento puede dividirse en tres pasos: formación de la capa de DM, filtración y retrolavado (Chu, Cao, Jin, & Dong, 2008)

La primera etapa puede retener las partículas de lodo en el reactor, y el efluente puede contener partículas de sólidos en suspensión (SS). Cuando la capa de torta está hecha, se logra una mejor calidad del efluente que en los procesos de MF/UF. (Fan & Huang, 2002) Se puede obtener una alta eliminación de fósforo en estas membranas. (Ren et al., 2010) usaron un MBR con un filtro no tejido. También (F. Li, Deng, & Chen, 2006) se investigó que los SMPs que se acumulaban en el reactor al comienzo del proceso, se degradaban a compuestos de bajo peso molecular después de la aclimatación de la biomasa.

##### 4.5.2.2 Biorreactores de membrana dinámicos anaeróbica (AnDMBRs)

Esta tecnología se utiliza para el tratamiento de lodos, residuos sólidos y aguas residuales. La primera aparición fue en 1994 por (Pillay, Townsend, & Buckley, 1994) con una fibra tejida en una corriente lateral AnDMBR.

El AnDMBR opera con menos TMP y velocidad de flujo cruzado para lograr una mejor eliminación de partículas y mantener la capa de la torta. (Ho et al., 2007) Además, cuando se fabricó con fibras de tejido flexible, aumentó la eficiencia de los digestores anaeróbicos y la SRT, los cuales son económicamente viables. La retención de sólidos fue del 99%. (Jeison, Díaz, & Van Lier, 2008). En conclusión, la DM pudo reducir el ensuciamiento de la membrana. (Xinying Zhang et al., 2011)

## 4.6 Limpieza de las DMs

En los MBRs y en los procesos de filtración el principal problema es cómo evitar el ensuciamiento de la membrana, ya que es caro y supone un consumo de energía elevado. (Fan & Huang, 2002). Por el contrario, los DMs reportados pueden ser limpiados fácilmente.

(Al-Malack & Anderson, 1997; Fan & Huang, 2002; Jeison et al., 2008) hicieron una investigación de varios métodos para limpiar la membrana dinámica. Estos eran la limpieza ácida, el cepillado, la limpieza con agua del grifo y el lavado con aire para los procesos físicos de DM. Se utilizó una DM de MnO<sub>2</sub>. Los resultados fueron que estos

métodos alteran el funcionamiento de la DM. (Cai et al., 2000) dijo que con HCl para regenerar el  $\text{MnO}_2$  y luego se redujo a  $\text{Mn}^{2+}$ , por lo que la membrana elimina el  $\text{MnO}_2$ .

#### **4.7 Eliminación de contaminantes**

(Y. Wu et al., 2005)

##### *4.7.1 Eliminación orgánica*

La eliminación de la DQO podría ser causada por la biodegradación, la adsorción y el atrapamiento. El DM adsorbió el DQO, debido a que las materias orgánicas (SMP, partículas pequeñas y materias coloidales) eran difíciles de eliminar. Debido a esto, las materias macro-orgánicas fueron hidrolizadas.

##### *4.7.2 Eliminación del nitrógeno*

La cantidad de amoníaco, nitrificación y desnitrificación se determina por la concentración de DO, el contenido orgánico y de nutrientes. El nitrógeno que está en el agua puede ser retenido por la DM. También, puede ser degradado a  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  y a su vez puede ser nitrificado en  $\text{NO}_3^--\text{N}$  o usado por el crecimiento de la biomasa.

#### **4.8 Análisis de costes**

Aunque el DMBR tiene materiales más baratos y un bajo consumo de energía, hay algunos estudios sobre su costo total. El precio de la membrana en el DMBR es bajo debido a que está hecha con materiales macroporosos baratos como telas, telas no tejidas y mallas. En comparación, la membrana del MBR está hecha con polímeros. El coste de la aireación en el MBR sumergido es el 90% del coste total; en el sistema de flujo lateral es el 20%. (Kimura, Yamato, Yamamura, & Watanabe, 2005). Los DMBRs no tienen muchos gastos en bombear el flujo, porque utilizan una caída de cabeza de agua (WHD) de pocos centímetros. (Fan & Huang, 2002; Ren et al., 2010)

En conclusión, el coste total va a ser menor que en el MBR. Los DMBR no necesitan una limpieza química, puede ser lavado con una limpieza física.

#### **4.9 Futuro de las DMs**

Actualmente no hay muchas investigaciones sobre las características de la capa de la torta formada en la tela o la malla. (H. Liu, Yang, Pu, & Zhang, 2009). Además, se deben investigar los diferentes efectos en la DM con los cambios en el experimento, tales como: pH, presión de formación, velocidad de flujo cruzado, etc. Se trata de saber cuál es la causa de la mayor suciedad.

En el futuro esta tecnología podría ser utilizada en las aguas residuales municipales para eliminar la materia orgánica; también en las plantas de tratamiento de aguas residuales para aumentar su extensión. (Pillay et al., 1994)



## 5. Conclusiones

Los biorreactores de membrana son una tecnología muy eficiente para eliminar los contaminantes de las aguas residuales. En comparación con la técnica del CAS, el MBR tiene una tasa de huella de 0,281 acres/MDG, mientras que en el CAS es de 0,649 acres/MDG; en el caso de la concentración de MLSS los valores que se pueden operar son de 8 a 12 kg/L y de 2 a 3 kg/L respectivamente. Sin embargo, debido al ensuciamiento de las membranas, el consumo de energía y el costo, se deben utilizar diferentes combinaciones de técnicas junto con el uso de membranas en el biorreactor (eMBR y SFDMBR).

En el caso de los eMBRs la eliminación de contaminantes está directamente relacionada con el material que forma el ánodo y el cátodo. Por ejemplo, si es de aluminio (98-100%), hierro (70%) o acero inoxidable (81,9%). En los MBRs la eliminación de la DQO es del 96%, la del fósforo es del 61,4% y la del nitrógeno es del 42,5% aproximadamente. Comparándolo con un eMBR en el que se aplican corrientes de 5, 10, 15 A/m<sup>2</sup>, las eliminaciones son las que se muestran en la siguiente tabla.

*Tabla 2. Diferentes eliminaciones en los eMBRs.*

<b>Corrientes (A/m<sup>2</sup>)</b>	<b>COD (%)</b>	<b>Nitrogen (%)</b>	<b>Phosphorus (%)</b>
5	91,6	92,4	47,3
10	93,1	97,7	37
15	96,4	97,9	43,42

Finalmente, el SFDMBR tiene una eliminación de DQO de menos del 10% de la eliminación total y una eliminación de nitrógeno de 3,01 mg/L<sup>-1</sup>. Pero en esta técnica, la turbidez y el TMP deben ser considerados. A medida que la membrana se ensucia la turbidez aumenta (7,2 NTU) y una vez que se limpia la turbidez disminuye (2-5 NTU), pero debido al aumento de la presión en el proceso de limpieza la TMP aumenta en (0,3 bar) y luego vuelve a su valor normal (casi 0).

En conclusión, los MBR tienen un buen rendimiento y una buena tasa de eliminación de los diferentes contaminantes, pero debido al ensuciamiento, el consumo de energía y el costo, las técnicas que se muestran se utilizan para una optimización de estos valores.

## Referencias

- Adham, S., & DeCarolis, J. F. (2004). *Optimization of Various MBR Systems for Water Reclamation: Phase III*. (877), 71.
- Agua, C. canario del. (2003). *Introducción a los bioreactores de membrana*. 27.
- Akamatsu, K., Lu, W., Sugawara, T., & Nakao, S. ichi. (2010). Development of a novel fouling suppression system in membrane bioreactors using an intermittent electric field. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.026>
- Al-Amoudi, A., & Lovitt, R. W. (2007). Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.06.002>
- Al-Malack, M. H., & Anderson, G. K. (1997). Crossflow microfiltration with dynamic membranes. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00313-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00313-2)
- Alibardi, L., Cossu, R., Saleem, M., & Spagni, A. (2014). Development and permeability of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.045>
- Altman, M., Semiat, R., & Hasson, D. (1999). Removal of organic foulants from feed waters by dynamic membranes. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(99\)00124-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00124-1)
- Aya, H. (1994). Modular membranes for self-contained reuse systems. *Water Quality International*.
- Bae, T. H., & Tak, T. M. (2005). Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.04.037>
- Ballesteros, F., Hau, T., Freda, M., & Dinh, P. (2016). *Removal efficiencies of constructed wetland and efficiency of plant on treating benzene*. 2–5. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2015.10.002>
- Bani-Melhem, K., & Elektorowicz, M. (2011). Performance of the submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) with iron electrodes for wastewater treatment and fouling reduction. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2011.06.017>
- Bani-Melhem, K. Q. (2008). *Development of a novel submerged membrane electro-bioreactor for wastewater treatment*.
- Bani-Melhem, K., & Smith, E. (2012). Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.065>
- Berman, T., & Hølenberg, M. (2005). Don't fall foul of biofilm through high TEP levels.

- Filtration and Separation*. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(05\)70517-6](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(05)70517-6)
- Berman, T., & Parparova, R. (2010). Visualization of transparent exopolymer particles (TEP) in various source waters. *Desalination and Water Treatment*. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1860>
- Borea, L., Naddeo, V., & Belgiorno, V. (2017). Application of electrochemical processes to membrane bioreactors for improving nutrient removal and fouling control. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7786-7>
- Borea, L., Naddeo, V., Belgiorno, V., & Choo, K. H. (2018). Control of quorum sensing signals and emerging contaminants in electrochemical membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 269(June), 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.041>
- Brepols, C. (2010). Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment. *Water Intelligence Online*. <https://doi.org/10.2166/9781780401409>
- Cai, B., Ye, H., & Yu, L. (2000). Preparation and separation performance of a dynamically formed MnO<sub>2</sub> membrane. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00039-4)
- Cesaro, A., Naddeo, V., & Belgiorno, V. (2013). *Bioremediation & Biodegradation Wastewater Treatment by Combination of Advanced Oxidation Processes and Conventional Biological Systems*. (November 2017), 10–13. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000208>
- Chang, I. S., Lee, C. H., & Ahn, K. H. (1999). Membrane filtration characteristics in membrane-coupled activated sludge system: The effect of floc structure on membrane fouling. *Separation Science and Technology*, 34(9), 1743–1758. <https://doi.org/10.1081/SS-100100736>
- Chang, In Soung, Clech, P. Le, Jefferson, B., & Judd, S. (2002). Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering*. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2002\)128:11\(1018\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:11(1018))
- Chang, In Soung, & Judd, S. J. (2002). Air sparging of a submerged MBR for municipal wastewater treatment. *Process Biochemistry*. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00291-6](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00291-6)
- Chatzikonstantinou, K., Tzamtzis, N., Pappa, A., & Liodakis, S. (2016). Membrane fouling control using high-frequency power vibration, in an SMBR pilot system—preliminary studies. *Desalination and Water Treatment*. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1048309>
- Chen, C. C., & Chiang, B. H. (1998). Formation and characteristics of zirconium ultrafiltration dynamic membranes of various pore sizes. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(98\)00017-9](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(98)00017-9)

- Chen, J. P., Yang, C. Z., Zhou, J. H., & Wang, X. Y. (2007). Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.010>
- Cho, J., Song, K. G., & Ahn, K. H. (2005). The activated sludge and microbial substances influences on membrane fouling in submerged membrane bioreactor: Unstirred batch cell test. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.05.009>
- Choi, H., Zhang, K., Dionysiou, D. D., Oerther, D. B., & Sorial, G. A. (2005). Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.02.010>
- Chu, H. qiang, Cao, D. wen, Jin, W., & Dong, B. zhi. (2008). Characteristics of bio-diatomite dynamic membrane process for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.07.040>
- Cicek, N. (2015). *A review of membrane bioreactors and their potential application in the treatment of agricultural wastewater*. (September).
- Cui, Z. F., Chang, S., & Fane, A. G. (2003). The use of gas bubbling to enhance membrane processes. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(03\)00246-1](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(03)00246-1)
- Daniel, M., Luna, G. De, & Liu, J. C. (2009). *Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects Combined treatment of polishing wastewater and fluoride-containing wastewater from a semiconductor manufacturer*. 347, 64–68. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2008.12.006>
- De Temmerman, L., Maere, T., Temmink, H., Zwijnenburg, A., & Nopens, I. (2014). Salt stress in a membrane bioreactor: Dynamics of sludge properties, membrane fouling and remediation through powdered activated carbon dosing. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.017>
- Defrance, L., & Jaffrin, M. Y. (1999). Reversibility of fouling formed in activated sludge filtration. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(98\)00356-1](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(98)00356-1)
- Diaper, C., Stephenson, T., & Judd, S. J. (1996). Influence of configuration and substrate on the properties of dynamically formed membranes. *Water Science and Technology*. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00812-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00812-8)
- Díaz, O., González, E., Vera, L., Macías-Hernández, J. J., & Rodríguez-Sevilla, J. (2017). Fouling analysis and mitigation in a tertiary MBR operated under restricted aeration. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.014>
- Drews, A. (2010). Membrane fouling in membrane bioreactors-Characterisation, contradictions, cause and cures. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.06.046>

- Drews, A., Mante, J., Iversen, V., Vocks, M., Lesjean, B., & Kraume, M. (2007). Impact of ambient conditions on SMP elimination and rejection in MBRs. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.046>
- Drioli, E., & Giorno, L. (2009). Membrane Operations: Innovative Separations and Transformations. In *Membrane Operations: Innovative Separations and Transformations*. <https://doi.org/10.1002/9783527626779>
- Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. A., & Smith, F. (1956). Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>
- Elabbas, S., Ouazzani, N., Mandi, L., Berrekhis, F., Perdicakis, M., Pontvianne, S., ... Leclerc, J. P. (2016). Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used for the electrode. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.067>
- Elektorowicz, M., Arian, Z., & Ibeid, S. (2014). Submerged Membrane Electro-Bioreactor for Water Recovery. *Membranes and Membrane Processes in Environmental Protection*.
- Ensano, Benny M.B., Borea, L., Naddeo, V., Belgiorno, V., de Luna, M. D. G., & Ballesteros, F. C. (2016). Combination of electrochemical processes with membrane bioreactors for wastewater treatment and fouling Control: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 4(AUG). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00057>
- Ensano, Benny Marie B., Borea, L., Naddeo, V., de Luna, M. D. G., & Belgiorno, V. (2019). Control of emerging contaminants by the combination of electrochemical processes and membrane bioreactors. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9097-z>
- Ersahin, M. E., Ozgun, H., Tao, Y., & van Lier, J. B. (2014). Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.054>
- Evenblij, H., & van der Graaf, J. H. J. M. (2004). Occurrence of EPS in activated sludge from a membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0726>
- Fan, B., & Huang, X. (2002). Characteristics of a self-forming dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es025789n>
- Fang, H. H. P., & Shi, X. (2005). Pore fouling of microfiltration membranes by activated sludge. *Journal of Membrane Science*, 264(1–2), 161–166. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.04.029>
- Faust, L., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Kemperman, A. J. B., & Rijnaarts, H. H. M. (2014). High loaded MBRs for organic matter recovery from sewage: Effect of solids retention time on bioflocculation and on the role of extracellular polymers. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.006>

- Ferrero, G., Monclus, H., Buttiglieri, G., Gabarron, S., Comas, J., & Rodriguez-Roda, I. (2011). Development of an algorithm for air-scour optimization in Membrane Bioreactors. *IFAC Proceedings Volumes (IFAC-PapersOnline)*. <https://doi.org/10.3182/20110828-6-IT-1002.02077>
- Field, R. W., Wu, D., Howell, J. A., & Gupta, B. B. (1995). Critical flux concept for microfiltration fouling. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/0376-7388\(94\)00265-Z](https://doi.org/10.1016/0376-7388(94)00265-Z)
- Field, Robert W., & Pearce, G. K. (2011). Critical, sustainable and threshold fluxes for membrane filtration with water industry applications. *Advances in Colloid and Interface Science*. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.12.008>
- Flemming, H. C., & Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology*, 8(9), 623–633. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2415>
- Freda, M., Secondes, N., Naddeo, V., Belgiorno, V., & Ballesteros, F. (2014). Removal of emerging contaminants by simultaneous application of membrane ultrafiltration, activated carbon adsorption, and ultrasound irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 264, 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.11.039>
- Frølund, B., Palmgren, R., Keiding, K., & Nielsen, P. H. (1996). Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00323-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00323-1)
- Fuchs, W., Resch, C., Kernstock, M., Mayer, M., Schoeberl, P., & Braun, R. (2005). Influence of operational conditions on the performance of a mesh filter activated sludge process. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.001>
- Galjaard, G., Buijs, P., Beerendonk, E., Schoonenberg, F., & Schippers, J. Ç. (2001). Pre-coating (EPCE®) UF membranes for direct treatment of surface water. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00324-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00324-1)
- Germain, E., & Stephenson, T. (2005). Biomass characteristics, aeration and oxygen transfer in membrane bioreactors: Their interrelations explained by a review of aerobic biological processes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(4), 223–233. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2097-3>
- Giwa, A., & Hasan, S. W. (2015). Theoretical investigation of the influence of operating conditions on the treatment performance of an electrically-induced membrane bioreactor. *Journal of Water Process Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.03.004>
- Giwa, Adewale, Dindi, A., & Kujawa, J. (2019). Membrane bioreactors and electrochemical processes for treatment of wastewaters containing heavy metal ions, organics, micropollutants and dyes: Recent developments. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.025>
- Gluzman, R. (1999). Membrane technology. In *Canadian Consulting Engineer* (Vol. 40).
- Görner, T., De Donato, P., Ameil, M. H., Montarges-Pelletier, E., & Lartiges, B. S. (2003).

- Activated sludge exopolymers: Separation and identification using size exclusion chromatography and infrared micro-spectroscopy. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00553-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00553-5)
- Grant, S. B., Saphores, J. D., Feldman, D. L., Hamilton, A. J., Fletcher, T. D., Cook, P. L. M., ... Marusic, I. (2012). Taking the “waste” out of “wastewater” for human water security and ecosystem sustainability. *Science*, 337(6095), 681–686. <https://doi.org/10.1126/science.1216852>
- Ham, S. Y., Kim, H. S., Cha, E., Park, J. H., & Park, H. D. (2018). Mitigation of membrane biofouling by a quorum quenching bacterium for membrane bioreactors. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.007>
- Hamedi, H., Ehteshami, M., Mirbagheri, S. A., Rasouli, S. A., & Zendejboudi, S. (2019). Current Status and Future Prospects of Membrane Bioreactors (MBRs) and Fouling Phenomena: A Systematic Review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 97(1), 32–58. <https://doi.org/10.1002/cjce.23345>
- HARDT FW, CLESCERI LS, NEMEROW NL, & WASHINGTON DR. (1970). SOLIDS SEPARATION BY ULTRAFILTRATION FOR CONCENTRATED ACTIVATED SLUDGE. *Journal of the Water Pollution Control Federation*.
- Hasan, S. W., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2012). Correlations between trans-membrane pressure (TMP) and sludge properties in submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) and conventional membrane bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.043>
- Hasan, S. W., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2014). Start-up period investigation of pilot-scale submerged membrane electro-bioreactor (SMEBR) treating raw municipal wastewater. *Chemosphere*, 97, 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.009>
- He, Y., Xu, P., Li, C., & Zhang, B. (2005). High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.030>
- He, Z., Miller, D. J., Kasemset, S., Paul, D. R., & Freeman, B. D. (2017). The effect of permeate flux on membrane fouling during microfiltration of oily water. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.10.002>
- Hegazi, H. A. (2013). Removal of heavy metals from wastewater using agricultural and industrial wastes as adsorbents. *HBRC Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.hbrj.2013.08.004>
- Ho, J. H., Khanal, S. K., & Sung, S. (2007). Anaerobic membrane bioreactor for treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.130>
- Hong, S. P., Bae, T. H., Tak, T. M., Hong, S., & Randall, A. (2002). Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors. *Desalination*, 143(3), 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00260-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00260-6)

- Hornig, R. Y., Huang, C., Chang, M. C., Shao, H., Shiau, B. L., & Hu, Y. J. (2009). Application of TiO<sub>2</sub> photocatalytic oxidation and non-woven membrane filtration hybrid system for degradation of 4-chlorophenol. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.06.018>
- Hosseinzadeh, M., Bidhendi, G. N., Torabian, A., Mehrdadi, N., & Pourabdullah, M. (2015). A new flat sheet membrane bioreactor hybrid system for advanced treatment of effluent, reverse osmosis pretreatment and fouling mitigation. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.066>
- Huang, J., Shi, Y., Zeng, G., Gu, Y., Chen, G., Shi, L., ... Zhou, J. (2016). Acyl-homoserine lactone-based quorum sensing and quorum quenching hold promise to determine the performance of biological wastewater treatments: An overview. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.032>
- Huang, T. (2011). *MEMBRANE FOULING STUDY AND IDENTIFYING FOULING MICROORGANISMS IN MEMBRANE BIOREACTORS TREATING MUNICIPAL WASTEWATER* (p. 178). p. 178.
- Hwang, B. K., Lee, W. N., Yeon, K. M., Park, P. K., Lee, C. H., Chang, I. S., ... Kraume, M. (2008). Correlating TMP increases with microbial characteristics in the bio-cake on the membrane surface in a membrane bioreactor. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es7029784>
- Hwang, K. J., & Cheng, Y. H. (2003). The role of dynamic membrane in cross-flow microfiltration of macromolecules. *Separation Science and Technology*. <https://doi.org/10.1081/SS-120017626>
- Hwang, K. J., Yu, Y. H., & Lu, W. M. (2001). Cross-flow microfiltration of submicron microbial suspension. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(01\)00547-6](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(01)00547-6)
- Ibeid, S., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2013). Novel electrokinetic approach reduces membrane fouling. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.007>
- Igawa, M., Senō, M., Takahashi, H., & Yamabe, T. (1978). Reverse osmosis with dynamically formed membranes from water-soluble polymers. *Journal of Applied Polymer Science*. <https://doi.org/10.1002/app.1978.070220612>
- Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., & Tay, J. H. (2017). Membrane fouling control in membrane bioreactors (MBRs) using granular materials. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.005>
- Ishizaki, S., Fukushima, T., Ishii, S., & Okabe, S. (2016). Membrane fouling potentials and cellular properties of bacteria isolated from fouled membranes in a MBR treating municipal wastewater. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.027>
- Itonaga, T., Kimura, K., & Watanabe, Y. (2004). Influence of suspension viscosity and colloidal particles on permeability of membrane used in membrane bioreactor



- (MBR). *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0727>
- Jang, N., Ren, X., Choi, K., & Kim, I. S. (2006). Comparison of membrane biofouling in nitrification and denitrification for the membrane bioreactor (MBR). *Water Science and Technology*, 53(6), 43–49. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.169>
- Janus, T. (2013). *Modelling and Simulation of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*.
- Jefferson, B., Brookes, A., Le Clech, P., & Judd, S. J. (2004). Methods for understanding organic fouling in MBRs. *Water Science and Technology*, 49(2), 237–244. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0133>
- Jefferson, B., Laine, A. L., Judd, S. J., & Stephenson, T. (2000). Membrane bioreactors and their role in wastewater reuse. *Water Science and Technology*, 41(1), 197–204. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0029>
- Jeison, D., Díaz, I., & Van Lier, J. B. (2008). Anaerobic membrane bioreactors: Are membranes really necessary? *Electronic Journal of Biotechnology*. <https://doi.org/10.2225/vol11-issue4-fulltext-9>
- Jeison, D., & van Lier, J. B. (2007). Cake formation and consolidation: Main factors governing the applicable flux in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) treating acidified wastewaters. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.022>
- Jen Tien, C., & Huang Chiang, B. (1999). Immobilization of  $\alpha$ -amylase on a zirconium dynamic membrane. *Process Biochemistry*. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(99\)00081-3](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(99)00081-3)
- Jiang, T. (2007). *Characterization and Modelling of Soluble Microbial Products in Membrane Bioreactors*. Retrieved from [http://biomath.ugent.be/publications/download/jiangtao\\_phd.pdf](http://biomath.ugent.be/publications/download/jiangtao_phd.pdf)
- Jiang, T., Kennedy, M. D., Guinzbourg, B. F., Vanrolleghem, P. A., & Schippers, J. C. (2005). Optimising the operation of a MBR pilot plant by quantitative analysis of the membrane fouling mechanism. *Water Science and Technology*, 51(6–7), 19–25. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0617>
- Jiraratananon, R., Uttapap, D., & Tangamornsuksun, C. (1997). Self-forming dynamic membrane for ultrafiltration of pineapple juice. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(97\)00046-X](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(97)00046-X)
- Judd, S., & Judd, C. (2008). The MBR book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment. In *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/B978-185617481-7/50005-2>
- Kang, I. J., Yoon, S. H., & Lee, C. H. (2002). Comparison of the filtration characteristics of organic and inorganic membranes in a membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00388-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00388-8)
- Keerthi, Suganthi, V., Mahalakshmi, M., & Balasubramanian, N. (2013). Development of

- hybrid membrane bioreactor for tannery effluent treatment. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.014>
- Kennedy, M. D., Muñoz Tobar, F. P., Amy, G., & Schippers, J. C. (2009). Transparent exopolymer particle (TEP) fouling of ultrafiltration membrane systems. *Desalination and Water Treatment*. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.663>
- Kim, H. G., Jang, H. N., Kim, H. M., Lee, D. S., & Chung, T. H. (2010). Effect of an electro phosphorous removal process on phosphorous removal and membrane permeability in a pilot-scale MBR. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.038>
- Kimura, K., Yamato, N., Yamamura, H., & Watanabe, Y. (2005). Membrane fouling in pilot-scale membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es0502425>
- Kishihara, S., Tamaki, H., Fujii, S., & Komoto, M. (1989). Clarification of technical sugar solutions through a dynamic membrane formed on a porous ceramic tube. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(00\)82394-7](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(00)82394-7)
- Knyazkova, T. V., & Kavitskaya, A. A. (2000). Improved performance of reverse osmosis with dynamic layers onto membranes in separation of concentrated salt solutions. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)90013-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)90013-4)
- Krzeminski, P., Leverette, L., Malamis, S., & Katsou, E. (2017). Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*, 527(December 2016), 207–227. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.010>
- Kuberkar, V. T., & Davis, R. H. (2000). Modeling of fouling reduction by secondary membranes. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(99\)00324-5](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(99)00324-5)
- Laspidou, C. S., & Rittmann, B. E. (2002). A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00413-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00413-4)
- Le-Clech, P., Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., & Judd, S. (2003). Fluid hydrodynamics in submerged and sidestream membrane bioreactors. *Water Science and Technology*, 48(3), 113–119. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0176>
- Le-Clech, P., Jefferson, B., & Judd, S. J. (2003). Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(03\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(03)00164-9)
- Le-Clech, P., Jefferson, B., & Judd, S. J. (2005). A comparison of submerged and sidestream tubular membrane bioreactor configurations. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.08.029>
- Le-Clech, Pierre, Chen, V., & Fane, T. A. G. (2006). Fouling in membrane bioreactors used

- in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 284(1–2), 17–53. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.08.019>
- Le Clech, P., Jefferson, B., Chang, I. S., & Judd, S. J. (2003). Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2003.07.021>
- Lee, J., Ahn, W. Y., & Lee, C. H. (2001). Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00524-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00524-8)
- Lee, K. R., & Yeom, I. T. (2007). Evaluation of a membrane bioreactor system coupled with sludge pretreatment for aerobic sludge digestion. *Environmental Technology*. <https://doi.org/10.1080/09593332808618837>
- Lee, W., Kang, S., & Shin, H. (2003). Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(03\)00073-5](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(03)00073-5)
- Lesjean, B., Rosenberger, S., Laabs, C., Jekel, M., Gnirss, R., & Amy, G. (2005). Correlation between membrane fouling and soluble/colloidal organic substances in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 51(6–7), 1–8. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0615>
- Li, F., Deng, C. H., & Chen, J. H. (2006). Modelling and simulation of membranizing dynamic membrane. *Water Science and Technology: Water Supply*. <https://doi.org/10.2166/ws.2006.025>
- Li, X., Gao, F., Hua, Z., Du, G., & Chen, J. (2005). Treatment of synthetic wastewater by a novel MBR with granular sludge developed for controlling membrane fouling. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.04.003>
- Liu, H., Yang, C., Pu, W., & Zhang, J. (2009). Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.08.043>
- Liu, L., Liu, J., Gao, B., & Yang, F. (2012). Minute electric field reduced membrane fouling and improved performance of membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.10.030>
- Liu, Y., & Fang, H. H. P. (2003). Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33(3), 237–273. <https://doi.org/10.1080/10643380390814479>
- Lousada-Ferreira, M., Geilvoet, S., Moreau, A., Atasoy, E., Krzeminski, P., van Nieuwenhuijzen, A., & van der Graaf, J. (2010). MLSS concentration: Still a poorly understood parameter in MBR filterability. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.036>

- Luonsi, A., Laitinen, N., Beyer, K., Levänen, E., Poussade, Y., & Nyström, M. (2002). Separation of CTMP mill-activated sludge with ceramic membranes. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00522-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00522-2)
- MA, K. (2017). A Preliminary Comparative Analysis of MBR and CAS Wastewater Treatment Systems. *International Journal of Water and Wastewater Treatment*, 3(2). <https://doi.org/10.16966/2381-5299.138>
- Madaeni, S. S., Fane, A. G., & Wiley, D. E. (1999). Factors influencing critical flux in membrane filtration of activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199906\)74:6<539::AID-JCTB70>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199906)74:6<539::AID-JCTB70>3.0.CO;2-X)
- Mannina, G., & Cosenza, A. (2013). The fouling phenomenon in membrane bioreactors: Assessment of different strategies for energy saving. *Journal of Membrane Science*, 444, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.05.047>
- Mao-sheng, Y., Han-min, Z., & Feng-lin, Y. (2008). Experimental study on application of the boundary layer theory for estimating steady aeration intensity of precoated dynamic membrane bioreactors. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.019>
- Marcinkowsky, A. E., Kraus, K. A., Phillips, H. O., Johnson, J. S., & Shor, A. J. (1966). Hyperfiltration Studies. IV. Salt Rejection by Dynamically Formed Hydrous Oxide Membranes. *Journal of the American Chemical Society*. <https://doi.org/10.1021/ja00976a013>
- Matsuyama, H., Shimomura, T., & Teramoto, M. (1994). Formation and characteristics of dynamic membrane for ultrafiltration of protein in binary protein system. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/0376-7388\(94\)00038-7](https://doi.org/10.1016/0376-7388(94)00038-7)
- Mendes, L. (2019). *Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación acoplada a un MBR para minimizar el ensuciamiento de la membrana y obtener efluentes de alta*. 3. Retrieved from [https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/90307/1/tesis\\_lyvia\\_mendes\\_predolin.pdf%0Ahttp://rua.ua.es/dspace/handle/10045/90307](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/90307/1/tesis_lyvia_mendes_predolin.pdf%0Ahttp://rua.ua.es/dspace/handle/10045/90307)
- Meng, F., Chae, S. R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H. S., & Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43(6), 1489–1512. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.044>
- Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Li, Y., Xiao, J., & Zhang, X. (2006). Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 272(1–2), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.07.041>
- Metzger, U., Le-Clech, P., Stuetz, R. M., Frimmel, F. H., & Chen, V. (2007). Characterisation of polymeric fouling in membrane bioreactors and the effect of different filtration modes. *Journal of Membrane Science*.

<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.06.016>

- Moghaddam, M. R. A., Satoh, H., & Mino, T. (2002). Effect of important operational parameters on performance of coarse pore filtration activated sludge process. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0246>
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)- Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Morgan, J. W., Forster, C. F., & Evison, L. (1990). A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90030-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90030-A)
- Mulder, M. (1991). *Basic principles of membrane technology*. [https://doi.org/10.1524/zpch.1998.203.part\\_1\\_2.263](https://doi.org/10.1524/zpch.1998.203.part_1_2.263)
- N.S.A, M., Z.Z., N., M.A.A., H., & G., O. (2011). *Distillation*. 48, 963–965. <https://doi.org/10.1016/j.bone.2011.02.013>
- Na, L., Zhongzhou, L., & Shuguang, X. (2000). Dynamically formed poly (vinyl alcohol) ultrafiltration membranes with good anti-fouling characteristics. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(99\)00327-0](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(99)00327-0)
- Nakao, S. I., Nomura, T., Kimura, S., & Watanabe, A. (1986). Formation and characteristics of inorganic dynamic membranes for ultrafiltration. *JOURNAL OF CHEMICAL ENGINEERING OF JAPAN*. <https://doi.org/10.1252/jcej.19.221>
- Nielson, P. ., Jahn, A., Wingender, J., & Flemming, H. C. . (1999). Microbial Extracellular Polymeric Substances. In *Microbial Extracellular Polymeric Substances*. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60147-7>
- Ochando-Pulido, J. M., Hodaifa, G., & Martinez-Ferez, A. (2014). Threshold flux measurement of an ultrafiltration membrane module in the treatment of two-phase olive mill wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2013.11.021>
- Ochando-Pulido, J. M., Stoller, M., Bravi, M., Martinez-Ferez, A., & Chianese, A. (2012). Batch membrane treatment of olive vegetation wastewater from two-phase olive oil production process by threshold flux based methods. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.09.015>
- Ohtani, T., Nakajima, M., Nawa, Y., & Watanabe, A. (1991). Formation of dynamic UF membrane with fine Zr particles. *Journal of Membrane Science*. [https://doi.org/10.1016/0376-7388\(91\)80098-Q](https://doi.org/10.1016/0376-7388(91)80098-Q)
- Orihuel, C., Batarrita, A., Trías, R., Tassara, A. O., Dal-ré, F. V., González, J., ... Enríquez, R. (2014). *Orden AAA/2056/2014, de 27 de octubre, por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido*. 75–98.
- Pang, C. M., Hong, P., Guo, H., & Liu, W. T. (2005). Biofilm formation characteristics of bacterial isolates retrieved from a reverse osmosis membrane. *Environmental*

- Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es050170h>
- Papenfort, K., & Bassler, B. L. (2016). Quorum sensing signal-response systems in Gram-negative bacteria. *Nature Reviews Microbiology*. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.89>
- Park, M. S., Kiso, Y., Jung, Y. J., Simase, M., Wang, W. H., Kitao, T., & Min, K. S. (2004). Sludge thickening performance of mesh filtration process. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0505>
- Passow, U. (2002). Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Progress in Oceanography*. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(02\)00138-6](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(02)00138-6)
- Pillay, V. L., Townsend, B., & Buckley, C. A. (1994). Improving the performance of anaerobic digesters at wastewater treatment works: The coupled cross-flow microfiltration/digester process. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0632>
- Poostchi, A. A., Bayat, M., Rezaei, M., Amini, E., & Mehrnia, M. R. (2015). Formation of pre-coating dynamic membrane on mesh filter by cross-flow filtration of PAC-water suspension in a bioreactor: experimental and modeling. *Desalination and Water Treatment*, 55(1), 17–27. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.911118>
- Qi, C., Wang, J., & Lin, Y. (2016). New insight into influence of mechanical stirring on membrane fouling of membrane bioreactor: Mixed liquor properties and hydrodynamic conditions. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.143>
- Radjenović, J., Matošić, M., Mijatović, I., Petrović, M., & Barceló, D. (2008). Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution*, 5 S2(November 2007), 37–101. [https://doi.org/10.1007/698\\_5\\_093](https://doi.org/10.1007/698_5_093)
- RD. (1995). Royal Legislative Decree 11/1995 of December 28th, concerning wastewater treatment. *Official Bulletin of Spain*, (BOE-312), 37517–37519. Retrieved from <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1995-27963>
- Ren, X., Shon, H. K., Jang, N., Lee, Y. G., Bae, M., Lee, J., ... Kim, I. S. (2010). Novel membrane bioreactor (MBR) coupled with a nonwoven fabric filter for household wastewater treatment. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.013>
- Republic, P. of T. (2006). *Legislative Decree 2006*. 1–207.
- Rosenberger, S., Evenblij, H., Te Poele, S., Wintgens, T., & Laabs, C. (2005). The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes - Six case studies of different European research groups. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.04.010>
- Rosenberger, S., Laabs, C., Lesjean, B., Gnirss, R., Amy, G., Jekel, M., & Schrotter, J. C. (2006). Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance

- in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Research*.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.028>
- Rumyantsev, M., Shauly, A., Yiantsios, S. G., Hasson, D., Karabelas, A. J., & Semiat, R. (2000). Parameters affecting the properties of dynamic membranes formed by Zr hydroxide colloids. *Desalination*. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)90018-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)90018-3)
- Sarioglu, M., Insel, G., & Orhon, D. (2012). Dynamic in-series resistance modeling and analysis of a submerged membrane bioreactor using a novel filtration mode. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.10.015>
- Satyawali, Y., & Balakrishnan, M. (2008). Treatment of distillery effluent in a membrane bioreactor (MBR) equipped with mesh filter. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.05.008>
- Scott, J. A., Neilson, D. J., Liu, W., & Boon, P. N. (1998). A dual function membrane bioreactor system for enhanced aerobic remediation of high-strength industrial waste. *Water Science and Technology*. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00540-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00540-X)
- Shin, H. S., & Kang, S. T. (2003). Characteristics and fates of soluble microbial products in ceramic membrane bioreactor at various sludge retention times. *Water Research*. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00249-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00249-X)
- Singhal, N. (2016). *Degrading Organic Micropollutants: The Next Challenge in the Evolution of Degrading Organic Micropollutants: The Next Challenge in the Evolution of Biological Wastewater Treatment Processes*. (May). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00036>
- Skerratt, G., & Skelton, R. (1999). Membrane treatment systems. *Water and Environment Manager*.
- Smith, C. V., & Gregorio, D. O. Talcott, R. . (1969). Use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. *Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference*. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2017.10.015>
- Tanny, G. B., & Johnson, J. S. (1978). The structure of hydrous Zr(IV) oxide–polyacrylate membranes: Poly(acrylic acid) deposition. *Journal of Applied Polymer Science*. <https://doi.org/10.1002/app.1978.070220121>
- Teórica, I. (n.d.). 2.1. *Depuración Biológica de las aguas*. 1–101.
- Thorsten, R. E., Eskaf, S., & Hughes, J. (2009). Cost plus: Estimating real determinants of water and sewer bills. *Public Works Management and Policy*. <https://doi.org/10.1177/1087724X08324302>
- Una, R. D. E., Desalación, P. D. E., & La, D. D. E. (2020). *VALORIZATION OF REVERSE OSMOSIS MEMBRANE MODULES RETIRED FROM*. (July 2016), 13–15.
- van Haandel, A. C. (2012). Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems. *Water Intelligence Online*. <https://doi.org/10.2166/9781780400808>

- VERAL, M. A., ÇINAR, Ö., & KIZILET, A. (2020). Membran Biyoreaktör ve Dinamik Membran Biyoreaktör Performansının Aynı Koşullarda Kıyaslanması. *European Journal of Science and Technology*, (March), 30–41. <https://doi.org/10.31590/ejosat.619539>
- Villacorte, L. O., Kennedy, M. D., Amy, G. L., & Schippers, J. C. (2009). The fate of Transparent Exopolymer Particles (TEP) in integrated membrane systems: Removal through pre-treatment processes and deposition on reverse osmosis membranes. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.030>
- Villain, M., & Marrot, B. (2013). Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.108>
- Waheed, H., Xiao, Y., Hashmi, I., Stuckey, D., & Zhou, Y. (2017). Insights into quorum quenching mechanisms to control membrane biofouling under changing organic loading rates. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.151>
- Wang, J. Y., Chou, K. Sen, & Lee, C. J. (1998). Dead-end flow filtration of solid suspension in polymer fluid through an active kaolin dynamic membrane. *Separation Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/01496399808545316>
- Wang, L. K., & Pereira, N. C. (2012). *Biological Treatment Processes (Handbook of Environmental Engineering: Volume 3)*. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=ZVrIBwAAQBAJ&pgis=1>
- Wang, S., Guillen, G., & Hoek, E. M. V. (2005). Direct observation of microbial adhesion to membranes. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es050188s>
- Wang, Z., Wu, Z., Yin, X., & Tian, L. (2008). Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor (MBR) under sub-critical flux operation: Membrane foulant and gel layer characterization. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.07.035>
- Wastewater treatment: biological and chemical processes. (1996). *Choice Reviews Online*. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Wei, V., Oleszkiewicz, J. A., & Elektorowicz, M. (2009). Nutrient removal in an electrically enhanced membrane bioreactor. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.625>
- Wen, X., & Qian, Y. (2007). *Fouling and Cleaning in an Ultrafiltration Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment Fouling and cleaning of microfiltration membrane in municipal wastewater reclamation*. (January 2015). <https://doi.org/10.1081/SS-120019408>
- Whiteley, M., Diggle, S. P., & Greenberg, E. P. (2017). Progress in and promise of bacterial quorum sensing research. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature24624>



- Willsey, G. G., & Wargo, M. J. (2015). Extracellular lipase and protease production from a model drinking water bacterial community is functionally robust to absence of individual members. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143617>
- Wu, B., Hochstrasser, F., Akhondi, E., Ambauen, N., Tschirren, L., Burkhardt, M., ... Pronk, W. (2016). Optimization of gravity-driven membrane (GDM) filtration process for seawater pretreatment. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.021>
- Wu, Y., Huang, X., Wen, X., & Chen, F. (2005). Function of dynamic membrane in self-forming dynamic membrane coupled bioreactor. *Water Science and Technology*, 51(6–7), 107–114. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0628>
- Xiao, Y., Waheed, H., Xiao, K., Hashmi, I., & Zhou, Y. (2018). In tandem effects of activated carbon and quorum quenching on fouling control and simultaneous removal of pharmaceutical compounds in membrane bioreactors. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.02.073>
- Xu, C., Gao, B., Cao, B., Liu, W., Song, Y., & Cheng, D. (2009). Dynamic membrane formation mechanisms of a combined coagulation dynamic membrane process in treating polluted river water at a constant pressure. *3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2009*. <https://doi.org/10.1109/ICBBE.2009.5162667>
- Yamamoto, K., Hiasa, M., Mahmood, T., & Matsuo, T. (1989). Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.1989.0209>
- Yamamura, H., Kimura, K., & Watanabe, Y. (2007). Mechanism involved in the evolution of physically irreversible fouling in microfiltration and ultrafiltration membranes used for drinking water treatment. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es0629054>
- Yamato, N., Kimura, K., Miyoshi, T., & Watanabe, Y. (2006). Difference in membrane fouling in membrane bioreactors (MBRs) caused by membrane polymer materials. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.03.009>
- Yang, P. Y., Cao, K., & Kim, S. J. (2002). Entrapped Mixed Microbial Cell Process for Combined Secondary and Tertiary Wastewater Treatment. *Water Environment Research*. <https://doi.org/10.2175/106143002x139947>
- Yavuztürk Gül, B., & Koyuncu, I. (2017). Assessment of new environmental quorum quenching bacteria as a solution for membrane biofouling. *Process Biochemistry*, 61(June), 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.05.030>
- Ye, M., Zhang, H., Wei, Q., Lei, H., Yang, F., & Zhang, X. (2006). Study on the suitable thickness of a PAC-precoated dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. *Desalination*, 194(1–3), 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.11.005>
- Yu, H., Qu, F., Zhang, X., Wang, P., Li, G., & Liang, H. (2018). Effect of quorum quenching

- on biofouling and ammonia removal in membrane bioreactor under stressful conditions. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.022>
- Yu, H. Y., Hu, M. X., Xu, Z. K., Wang, J. L., & Wang, S. Y. (2005). Surface modification of polypropylene microporous membranes to improve their antifouling property in MBR: NH<sub>3</sub> plasma treatment. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.01.012>
- Yu, H. Y., Xie, Y. J., Hu, M. X., Wang, J. L., Wang, S. Y., & Xu, Z. K. (2005). Surface modification of polypropylene microporous membrane to improve its antifouling property in MBR: CO<sub>2</sub> plasma treatment. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.01.010>
- Yu, Z., & Dong, B. (2011). Recent advances in dynamic membrane bio-reactor. *ISWREP 2011 - Proceedings of 2011 International Symposium on Water Resource and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1109/ISWREP.2011.5893253>
- Yun, M. A., Yeon, K. M., Park, J. S., Lee, C. H., Chun, J., & Lim, D. J. (2006). Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.035>
- Yuniarto, A. (2008). *Effectiveness of Biofouling Reducer in Aerobic Submerged Membrane Bioreactor for Palm Oil Mill Effluent Treatment*. (May 2014).
- Zhang, C. H., Yang, F. lin, Wang, W. J., & Chen, B. (2008). Preparation and characterization of hydrophilic modification of polypropylene non-woven fabric by dip-coating PVA (polyvinyl alcohol). *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.10.019>
- Zhang, J., Chua, H. C., Zhou, J., & Fane, A. G. (2006). Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.06.022>
- Zhang, Jiao, Satti, A., Chen, X., Xiao, K., Sun, J., Yan, X., ... Huang, X. (2015). Low-voltage electric field applied into MBR for fouling suppression: Performance and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.044>
- Zhang, S., Qu, Y., Liu, Y., Yang, F., Zhang, X., Furukawa, K., & Yamada, Y. (2005). Experimental study of domestic sewage treatment with a metal membrane bioreactor. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.10.034>
- Zhang, Xiaoqi, Bishop, P. L., & Kinkle, B. K. (1999). Comparison of extraction methods for quantifying extracellular polymers in biofilms. *Water Science and Technology*. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00170-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00170-5)
- Zhang, Xinying, Wang, Z., Wu, Z., Wei, T., Lu, F., Tong, J., & Mai, S. (2011). Membrane fouling in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Characteristics of membrane foulants and bulk sludge. *Process Biochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.04.002>

- Zhao, Y., Tan, Y., Wong, F. S., Fane, A. G., & Xu, N. (2005). Formation of dynamic membranes for oily water separation by crossflow filtration. *Separation and Purification Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.01.010>
- Zhao, Y., Tan, Y., Wong, F. S., Fane, A. G., & Xu, N. (2006). Formation of Mg(OH)<sub>2</sub> dynamic membranes for oily water separation: effects of operating conditions. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.06.042>

# Diseño de una planta

## Diseño de una planta

### 1. Introducción

En el mundo actual, el constante aumento de la contaminación amenaza la supervivencia de la especie humana. Debido a la cantidad de aguas residuales que producimos este proyecto se basará en una de las formas descubiertas de transformar esas aguas residuales en un recurso útil en el futuro. Para ello se utiliza como base un reactor situado en Fisciano (Italia), en el que se han llevado a cabo durante años varios experimentos para obtener agua limpia con la mejor calidad posible.

Se va a trabajar de manera teórica en los casos en que no se disponga de datos.

Se dividirá en varias partes. La primera es la búsqueda de una planta de aguas residuales que pueda proporcionar el material a tratar. La segunda es la introducción al diseño de los equipos, el diagrama de bloques y el diagrama de flujo. Por último, dos de los equipos utilizados en esta planta están diseñados de manera más específica.

### 2. Selección de alternativas

Aunque este proyecto usará el biorreactor de membrana autoformante, esta sección explicará las diferentes alternativas para limpiar las aguas residuales (Allègre, Moulin, Maisseu, & Charbit, 2006).

#### 2.1 Materia suspendida

La materia en suspensión en las aguas residuales puede variar desde partículas muy densas de un centímetro hasta suspensiones coloidales muy estables con tamaños de partículas de nanómetros. La concentración de estas partículas, tanto en el agua a tratar como en el agua una vez tratada, es el primer problema a resolver (Bennett, 2005).

Las operaciones para eliminar este tipo de contaminación del agua suelen ser las primeras que se realizan, ya que la presencia de partículas en suspensión no es deseable en muchos otros procesos de tratamiento. La utilización de una u otra técnica depende de las características de las partículas (tamaño, densidad, forma, etc.) así como de su concentración en las aguas residuales (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006). Las principales operaciones utilizadas son las siguientes.

### 2.1.1 Desbaste

Se trata de una operación de pretratamiento en la que se eliminan los grandes sólidos. El objetivo es eliminarlos y evitar que dañen los equipos posteriores del resto de los tratamientos. Los equipos que se suelen utilizar son rejillas por las que circula el agua, construidas por barras metálicas de 6 o más mm, espaciadas entre 10 y 100 mm. Se limpian con rastrillos que normalmente funcionan mecánicamente (Mózo, 2017).

### 2.1.2 Sedimentación o decantación

Es una operación física que aprovecha la fuerza de gravedad que hace que una partícula más densa que el agua tenga una trayectoria descendente, depositándose en ella. Esta operación es más eficaz cuanto mayor es el tamaño y la densidad de las partículas a separar del agua (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).

La forma del equipo donde se realiza la sedimentación depende de las características de las partículas a sedimentar (tamaño, forma, concentración, densidad, etc.). Los diferentes tipos son (Bennett, 2005):

- **Colectores rectangulares:** suelen utilizarse para separar partículas grandes y densas (arena). Este tipo de sedimentación se denomina discreta, porque las partículas no cambian sus propiedades físicas a lo largo del movimiento hacia el fondo del colector. (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).
- **Sedimentadores circulares:** Estos son más comunes. En ellos el flujo de agua suele ser radial desde el centro hacia el exterior, por lo que la velocidad de desplazamiento del agua disminuye cuando nos alejamos del centro del colector. Se utiliza cuando la sedimentación se acompaña de una floculación de las partículas, en la que el tamaño del flóculo aumenta a medida que las partículas descienden (Sonune & Ghate, 2004)
- **Colectores lamelares:** Se logra una mayor área de sedimentación en el mismo espacio. Consisten en depósitos poco profundos que contienen paquetes de placas (láminas) o tubos inclinados con respecto a la base, y dentro de los cuales se hace fluir el agua hacia arriba. En la superficie inferior se acumulan las partículas. (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).

### 2.1.3 Filtración

La filtración es una operación en la que se hace pasar el agua a través de un medio poroso (lecho de arena) con el fin de retener la mayor cantidad posible de materias en suspensión. Se utiliza para eliminar las materias en suspensión que no se han eliminado en operaciones anteriores (sedimentación). Se puede clasificar en varios tipos. (Sonune & Ghate, 2004)

- **Filtración por gravedad:** El agua fluye verticalmente y hacia abajo a través del filtro de gravedad. Es un sistema muy utilizado en el tratamiento de agua potable.
- **Filtración a presión:** Normalmente se encuentra en contenedores y el agua es forzada a través del medio filtrante bajo presión. Esta filtración a presión se utiliza más a menudo en aguas industriales. (Bennett, 2005)

En la actualidad, estos métodos están siendo desplazados por las operaciones de la membrana.

#### 2.1.4 Flotante

Es una operación física que consiste en generar pequeñas burbujas de gas (aire), que se adhieren a las partículas presentes en el agua y se elevan a la superficie, desde donde son arrastradas fuera del sistema. Esta operación es adecuada en los casos en que las partículas tienen una densidad inferior o muy similar a la del agua. Hay dos sistemas de flotación (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006):

1. **Flotación por aire disuelto (DAF):** En este sistema, el aire se introduce en las aguas residuales bajo una presión de varias atmósferas. (Bennett, 2005)
2. **Flotación por aire inducido:** La generación de burbujas se lleva a cabo a través de difusores de aire, normalmente situados en la parte inferior del equipo de flotación. El tamaño de las burbujas inducidas es mayor que en el anterior. (Sonune & Ghate, 2004)

## 2.2 Materia disuelta

Al igual que las materias en suspensión, las materias disueltas pueden tener características y concentraciones muy diferentes: desde grandes cantidades de sales inorgánicas disueltas (salmueras), materias orgánicas (materia orgánica biodegradable en la industria alimentaria) hasta cantidades extremadamente pequeñas de materias inorgánicas (metales pesados) y orgánicas (plaguicidas), pero deben ser eliminadas debido a su naturaleza peligrosa.

#### 2.2.1 Precipitación

Consiste en la eliminación de una sustancia disuelta indeseable, mediante la adición de un reactivo que forma con ella un compuesto insoluble, lo que permite eliminarla con los métodos de eliminación de la materia en suspensión (Allègre et al., 2006).

Un reactivo frecuentemente utilizado en este tipo de operación es el  $\text{Ca}^{2+}$ , dada la gran cantidad de sales insolubles que forma. También tiene cierta capacidad coagulante, lo que hace que su uso sea masivo en aguas residuales urbanas y muchas características industriales similares. (Mózo, 2017)

### 2.2.2 Procesos electroquímicos

La energía eléctrica es utilizada como vector de descontaminación, siendo su costo una de las principales desventajas. Sin embargo, las ventajas son la versatilidad del equipo, la ausencia del uso de reactivos y la presencia de lodos, y la selectividad, ya que el control del potencial de los electrodos permite la selección del dominio de la reacción electroquímica deseada. (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006) Las consecuencias de las reacciones pueden ser indirectas, como en el caso de la electrocoagulación, la electroflotación o la electrofloculación, procesos que se han explicado anteriormente. (Ibeid, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2013; Akamatsu et al., 2010; Mendes, 2019; K. Bani-Melhem & Elektorowicz, 2011)

Esta técnica se ha explicado en las secciones anteriores porque es una de las técnicas utilizadas en la planta modelo o en el laboratorio.

### 2.2.3 Adsorción

El proceso de adsorción consiste en la captación de sustancias solubles en la superficie de un sólido. Se considera un tratamiento de refinación que se utiliza después de un tratamiento biológico. Se ve afectado por los siguientes factores (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006):

- **Solubilidad:** Menor solubilidad, mejor adsorción.
- **Estructura molecular:** Más ramificada, mejor adsorción.
- **Peso molecular:** Moléculas grandes, mejor adsorción.
- **Polaridad:** Menos polaridad, mejor adsorción.
- **Grado de saturación:** Insaturado, mejor adsorción.

El sólido universalmente usado en el tratamiento de agua residual es el carbón activado. Hay dos maneras de usar el carbón activado:

- **Carbón activado granular (GAC):** Se suele utilizar para eliminar los oligoelementos, especialmente los orgánicos que pueden estar presentes en el agua y que se han resistido a un tratamiento biológico. Son elementos que, a pesar de su pequeña concentración proporcionan un mal olor, color o el sabor al agua. El GAC se regenera fácilmente mediante la oxidación de la materia orgánica y la posterior eliminación de la superficie del sólido en un horno (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).
- **Carbón activado en polvo (PAC):** Este tipo de carbono se utiliza generalmente en los procesos biológicos cuando el agua contiene elementos orgánicos que pueden ser tóxicos. Por otro lado, el PAC es más difícil de regenerar, pero también es más fácil de producir. Las alternativas al carbón activado son las zeolitas o adsorbentes de bajo costo, que en su mayoría provienen de los desechos sólidos orgánicos (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).



### 2.3 Tratamientos biológicos

Su aplicación consiste en la eliminación de la materia orgánica biodegradable, tanto soluble como coloidal, así como en la eliminación de los compuestos que contienen nutrientes (N y P) (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).

En la mayoría de los casos, la materia orgánica es la fuente de energía y carbono que necesitan los microorganismos para su crecimiento. Además, también es necesaria la presencia de nutrientes, que contienen los elementos esenciales para el crecimiento (N y P). En el metabolismo bacteriano, el elemento receptor de electrones desempeña un papel fundamental en el proceso de oxidación de la materia orgánica. Hay tres casos:

- **Sistemas aeróbicos:** La presencia de  $O_2$  hace de este elemento el aceptador de electrones, por lo que se obtienen altos rendimientos energéticos, provocando una importante generación de lodos debido al alto crecimiento de las bacterias aeróbicas. Su aplicación a las aguas residuales puede estar muy condicionada por la baja solubilidad del oxígeno en el agua (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).
- **Sistemas anaeróbicos:** En este caso el aceptador de electrones puede ser  $CO_2$  o parte de la propia materia orgánica, obteniendo como producto de esta reducción el carbono en su estado más reducido,  $CH_4$  (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).
- **Sistemas anóxicos:** Se denominan así aquellos sistemas en los que la ausencia de  $O_2$  y la presencia de  $NO_3$  (aceptor de electrones), convirtiéndose este en  $N_2$  (Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006).

Estos procesos se utilizan en los MBRs explicados anteriormente, por lo que esta técnica es otra de las utilizadas en la planta a diseñar.

### 3. Ubicación de la planta de aguas residuales

Lo primero que se tuvo en cuenta fue la ubicación de la planta de tratamiento de aguas residuales. Debía estar cerca de Salerno, o en este caso de Fisciano. En este lugar se encuentra el laboratorio, cerca de él se puede colocar una planta más grande que la de tratamiento de aguas residuales. Por estas razones la planta de aguas residuales que se va a utilizar está en Angri (Salerno). Este lugar se encuentra a 34,7 km de Fisciano utilizando la carretera A2, como muestra la siguiente imagen.

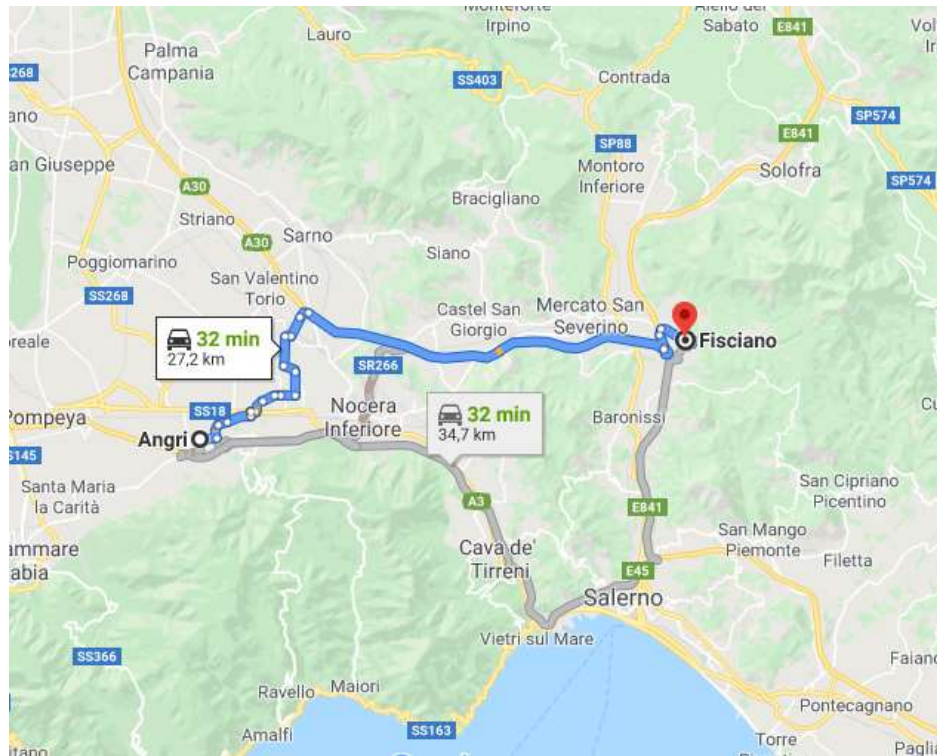


Figura 25. Distancia entre Angri y Fisciano.

La planta de Angri ha sido diseñada para suministrar agua limpia a 300.000 personas. Se va a hacer el tratamiento de las aguas residuales en una planta con un flujo de alimentación de 100 m<sup>3</sup>/d. Se tiene que tener en cuenta las diferentes características como la temperatura, la precipitación del lugar seleccionado.

- Temperatura [5]:

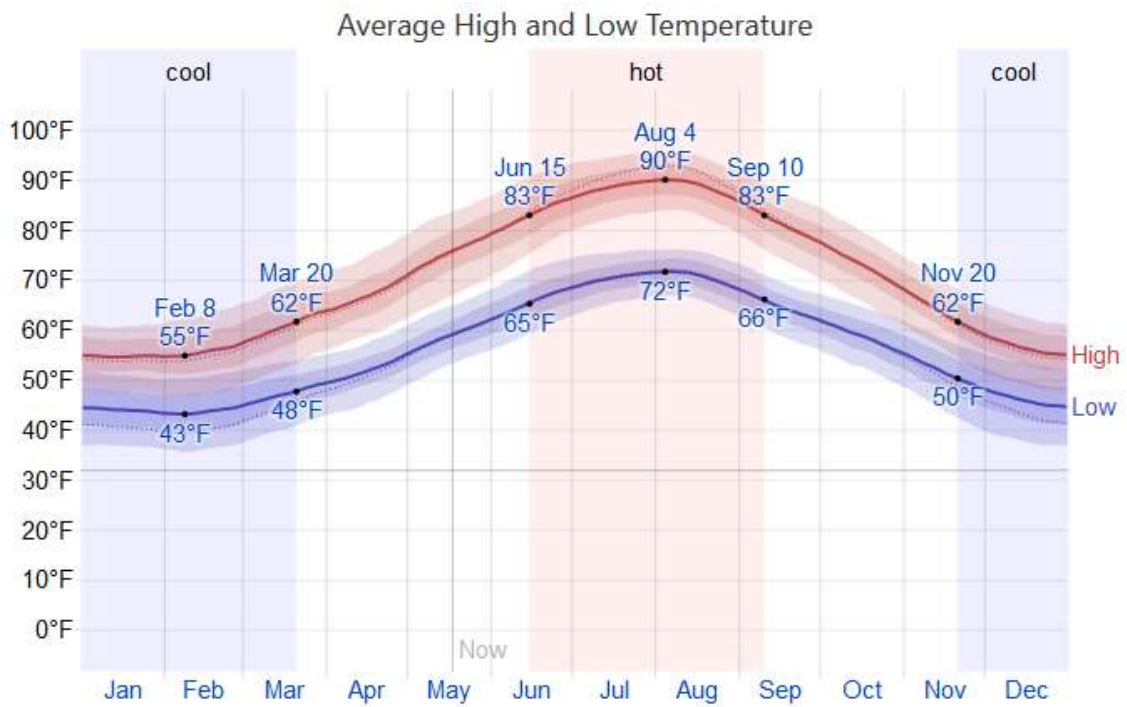


Figura 26. Temperatura durante el año. [5]

Para tener la temperatura en Celsius (°C) se ha utilizado la siguiente ecuación.

$$Celsius (°C) = [Fahrenheit (°F) - 32] \cdot \frac{5}{9}$$

- Precipitaciones [5]:



Figura 27. Precipitaciones durante el año. [6]

- Humedad [5]:

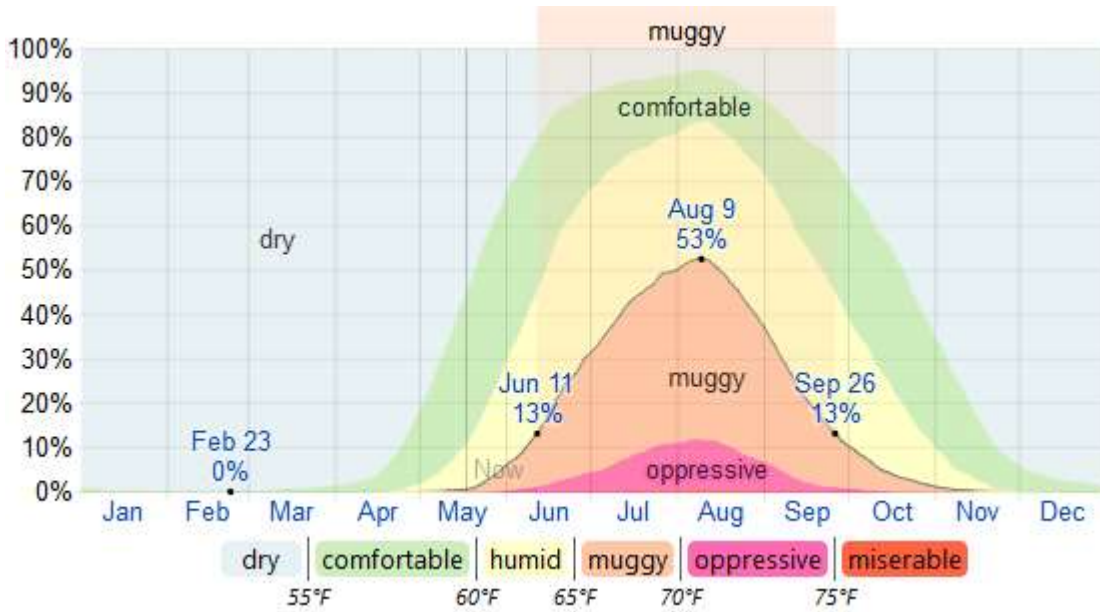


Figura 28. Humedad durante el año. [6]

- Viento [5]:

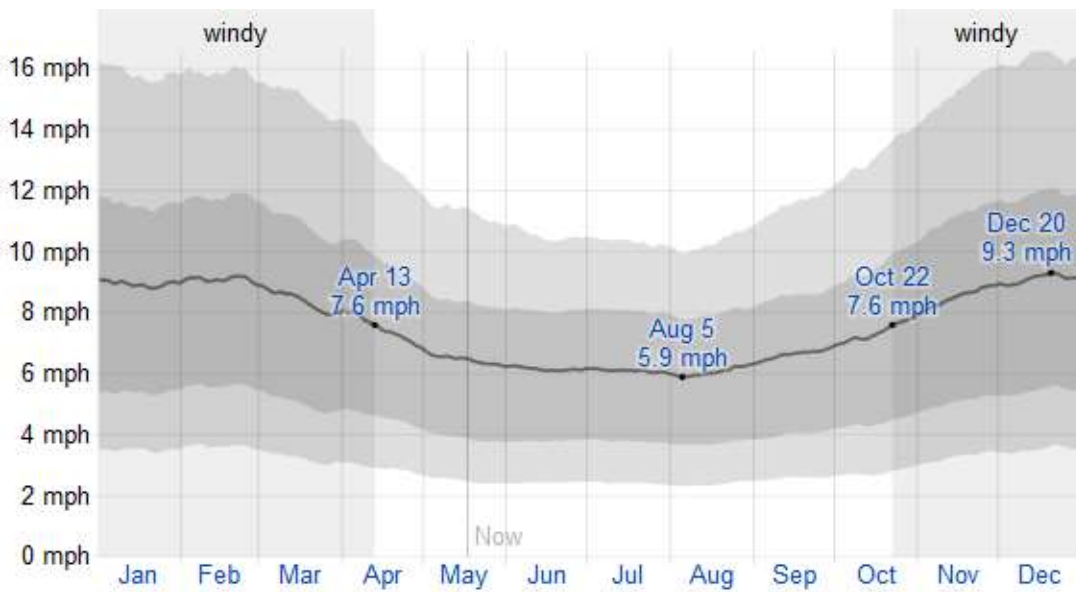


Figura 29. Velocidad del viento. [6]

#### 4. Sistema de unidades

La siguiente tabla muestra el sistema de unidades que se va a seguir. [5]

Tabla 3. Sistema de unidades. [5]

MAGNITUDES	UNIDADES	ABREVIATURA
LONGITUD	metros, kilómetro, pies, pulgadas	m, km, ft, in
MASA	kilogramos	kg
TIEMPO	segundo, hora	s, h
PRESIÓN	bar, pascal	bara, barg, Pa
TRANSFERENCIA DE CALOR	watio, kilowatios	W, kW
ENERGÍA	kilojulio, kilowatio por hora	kJ, kWh
TEMPERATURA	grado centígrado, kelvin	°C, K
PESO MOLECULAR	kilogramos por mol	kg/mol
VOLUMEN	metro cúbico	m <sup>3</sup>
VISCOSIDAD	centipoises	cP
DENSIDAD	kilogramos por metro cúbico	kg/m <sup>3</sup>
CONDICIONES ESTANDAR	bar, grado centígrado	1 bar, 25 °C

#### 5. Vida útil de los equipos

La planta necesita algunos materiales o equipos que tienen que ser reemplazados en algunos años. La siguiente tabla muestra los diferentes años en que el equipo debe ser retirado desde el comienzo de su utilización. [5]

Tabla 4. Vida útil de los equipos. [5]

EQUIPOS	TIEMPO DE VIDA
Depósito intermedio	20
Compresores	
Intercambiadores de calor	
Válvulas	
Tanques de almacenamiento	
Bombas	10
Tuberías generales	
Columnas de platos	
Tubos para intercambiadores de calor	

## 6. Alimentación a la unidad

La línea de alimentación utilizada en esta planta es el agua residual de la planta de Angri. Se supone que los compuestos de esta línea son los mismos que los componentes muestran en la siguiente tabla.

Esta muestra qué proporción de cada componente está en la línea de alimentación del laboratorio y a partir de ella se calcula la proporción de esos contaminantes en el flujo de entrada.

Tabla 5. Composición de la corriente del laboratorio.

	COMPUESTO	PESO (g)/ 22 L	PESO (g)/ 60 L
<b>1</b>	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	4,400	12,000
<b>2</b>	C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub>	4,400	12,000
<b>3</b>	Proteine	1,503	4,100
<b>4</b>	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1,468	4,004
<b>5</b>	NH <sub>4</sub> Cl	0,241	0,656
<b>6</b>	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,097	0,264
<b>7</b>	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,198	0,540
<b>8</b>	MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	0,462	1,260
<b>9</b>	MnSO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O	0,059	0,160
<b>10</b>	NaHCO <sub>3</sub>	0,660	1,800
<b>11</b>	CaCl <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O	0,434	1,184
<b>12</b>	FeCl <sub>3</sub> 6H <sub>2</sub> O	0,003	0,008

## 7. Base de diseño de presión y temperatura

La caída de presión estándar de cada equipo se muestra en el siguiente cuadro [5]:

Tabla 6. Caídas de presión estándar. [5]

Equipamiento	Caída de presión (bar)
Caudalímetro	0,1
Válvula	0,7
Intercambiador de calor	0,3
KO	0,1
Tanque de almacenamiento de agua	0,1
Stripper	0,5
Scrubber	0,5
Torre de adsorción	1,5

Hay que conocer las ecuaciones para obtener la presión de funcionamiento y de diseño. En este caso, no se tiene el valor de la presión, por lo que se plantea de forma teórica. [5]

- Vacío →  $P_{\text{diseño}} = 3,5 \text{ barg}$ .
- $P_{\text{operación}} < 2 \text{ barg}$  →  $P_{\text{diseño}} = 3,5 \text{ barg}$ .
- $P_{\text{operación}} > 2 \text{ barg}$  → La presión más alta de entre:
  - $P_{\text{diseño}} = P_{\text{MO}} + 1,8$
  - $P_{\text{diseño}} = P_{\text{MO}} \cdot 1,1$
  - $P_{\text{diseño}} = 3,5 \text{ barg}$

Las siguientes ecuaciones se usaron para calcular la temperatura de operación y la de diseño [5]:

- Máxima
  - $T_{\text{diseño}} = T_{\text{operación}} + [20-50]^{\circ}\text{C}$
  - $T_{\text{diseño}} = T_{\text{max.operación}} + [5-10]^{\circ}\text{C}$
- Mínima
  - $-10 < T < 0^{\circ}\text{C} \rightarrow T_{\text{dis}} = T_{\text{operación}} - 15^{\circ}\text{C}$
  - $T < -10^{\circ}\text{C} \rightarrow T_{\text{dis}} = T_{\text{operación}} - 5^{\circ}\text{C}$

Al diseñar el equipo, deben considerarse las siguientes características [5]:

- Las corrientes de agua tienen una temperatura prácticamente constante.
- Las válvulas son equipos isoentálpicos.
- Los compresores son equipos adiabáticos, por lo que se puede utilizar una ecuación politrópica.

$$T2 = T1 \cdot \left(\frac{P1}{P2}\right)^{\frac{1-\gamma}{\gamma}}$$

1 es el punto antes del compresor, 2 es el punto después del compresor, las temperaturas están en grados kelvin (K) y  $\gamma$  es el índice politrópico con un valor de 1,4.

- Las temperaturas de los intercambiadores de calor se han determinado según las necesidades del proceso.

## 8. Reglas y códigos de diseño

Para diseñar los diferentes equipos que se van a utilizar en este proyecto, se tiene que utilizar la siguiente normativa [5]:

- Para el diseño de tuberías se usa la norma AINSI B.31.3. Para tuberías de acero al carbono se usa ASME B36.10, y para tuberías de acero inoxidable se usa ASME B36.19.
- Para diseñar depósitos presurizados se usa el ASME sección VII.
- Para tanques atmosféricos se usa el API 650.
- Para el diseño de intercambiadores de calor se usa la norma TEMA.

## 9. Diagrama de bloques

Antes de explicar el diseño de la planta, se va a explicar qué son las aguas residuales y los tipos que existen. Son aquellas en las que las características originales han sido modificadas por las actividades humanas, y que por su calidad requieren un tratamiento previo antes de ser reutilizadas. Se pueden clasificar en tres tipos (OEFA, 2014): (Hughes, 2008)

- **Aguas residuales industriales:** Son las resultantes del desarrollo de un proceso productivo (actividades mineras, agrícolas, energéticas...). (Hughes, 2008)
- **Aguas residuales domésticas:** Aguas residuales residenciales y comerciales que contienen residuos de la actividad humana. (Hughes, 2008)
- **Aguas residuales comerciales:** Se trata de aguas residuales que pueden mezclarse con el agua de lluvia o con aguas residuales industriales previamente tratadas. (Hughes, 2008)

Los contaminantes que suelen estar presentes en las aguas residuales son los siguientes (Mózo, 2017):

- **Objetos gruesos:** trozos de madera, trapos, plásticos, etc. (Mózo, 2017)
- **Arena:** grava y partículas de origen mineral u orgánico. (Mózo, 2017)



- **Grasas y aceites:** sustancias no solubles en agua. (Mózo, 2017)
- **Sustancias con requerimientos de oxígeno:** materia orgánica y compuestos inorgánicos que se oxidan fácilmente. (Mózo, 2017)
- **Nutrientes (Nitrógeno y Fósforo):** son nutrientes esenciales para el crecimiento de los organismos. Cuando se liberan en el medio ambiente acuático, pueden apoyar el crecimiento de la vida acuática no deseada. Si se descargan en el suelo en cantidades excesivas, pueden provocar la contaminación de las aguas subterráneas. (Mózo, 2017)
- **Patógenos:** organismos presentes en mayor o menor cantidad en las aguas residuales y que pueden producir o transmitir enfermedades (virus, bacterias, protozoos, hongos, etc.) (Mózo, 2017)

El diagrama de bloques del proceso se detalla en el anexo. En él, se muestra cómo los diferentes tipos de aguas residuales se envían a la planta de tratamiento (Angri) para su transporte a la planta (Fisciano). Al final, las aguas residuales son tratadas en un reactor, el cual contiene una malla de acero inoxidable (SS) que funciona como cátodo y un cilindro de aluminio perforado que es el ánodo. Se separan por metros y en ellos se aplica una corriente externa de 0,6 V y 0-20 A. Esta es de 5 min de encendido y 20 min de apagado.

En la planta industrial que se va a diseñar se tiene que tener en cuenta que el diseño del reactor utilizado será proporcional al reactor en el laboratorio. En la siguiente imagen se muestran todos los componentes del reactor.

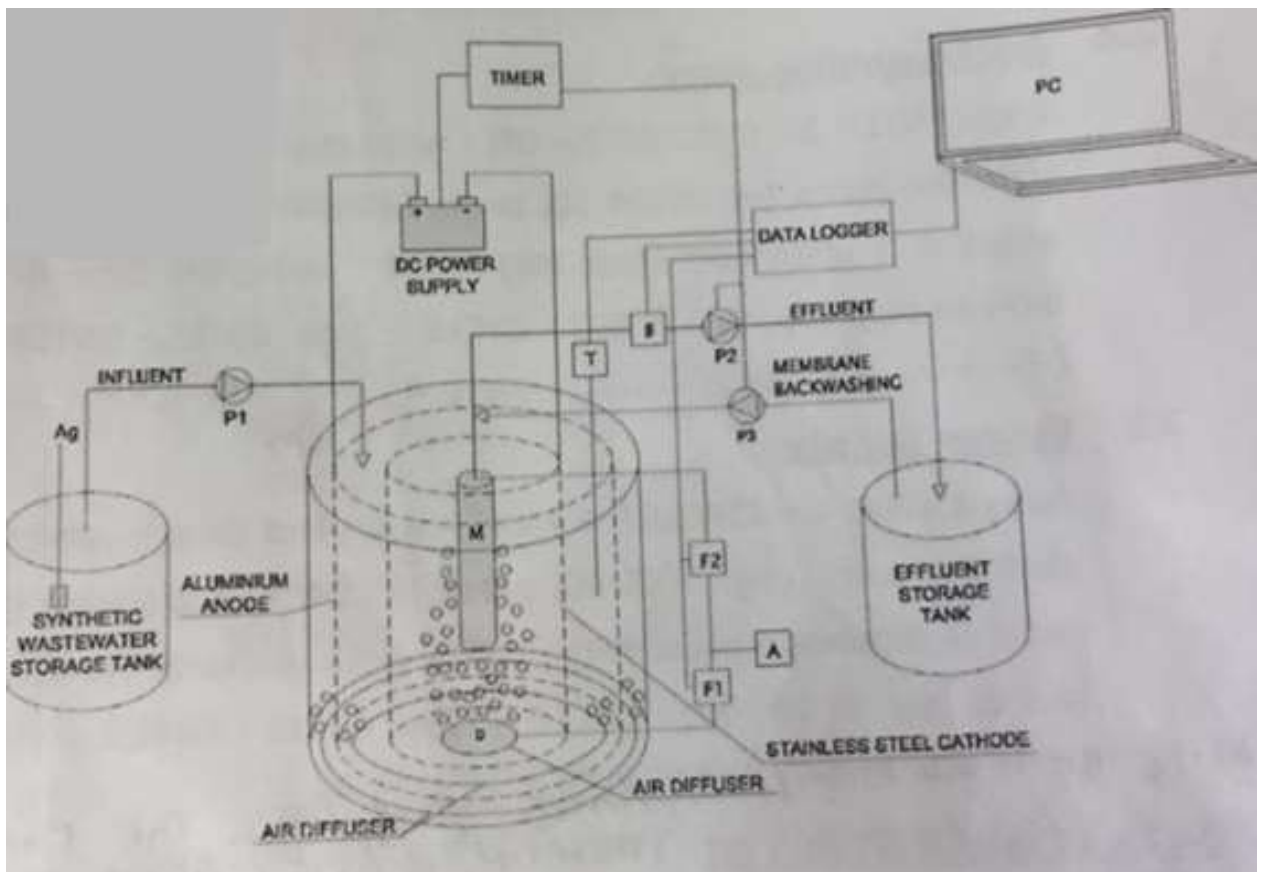


Figura 30. Reactor del laboratorio.

Las abreviaturas que hay en la imagen son las siguientes:

- **Ag:** mezclador.
- **M:** módulo de membrana (GE-Zenon Zee Weed-1), es una membrana dinámica autoformada.
- **P1:** Bomba peristáltica influente.
- **P2:** bomba de medición de efluentes.
- **P3:** Bomba peristáltica de retrolavado.
- **A:** Compresor de aire.
- **D:** difusor de aire.
- **F1:** medidor de flujo de membrana de aire.
- **F2:** medidor de flujo de aire de proceso biológico.
- **B:** transductor de presión de membrana (TMP).
- **T:** termopar.

En la escala del laboratorio el volumen del reactor es de 13 L, el flujo de aguas residuales sintéticas es de 9 mL/min, el flujo de permeado es de 11,7 mL/min y el flujo de retrolavado es de 33,33 mL cada 30 segundos. En la planta industrial se van a tratar 100 m<sup>3</sup>/d de aguas residuales. Para calcular cómo será el reactor en la planta se utilizan los siguientes cálculos.

$$9 \frac{mL}{min} \cdot \frac{1 L}{1000 mL} \cdot \frac{1440 min}{1 d} \cdot \frac{1 m^3}{1000 L} = 0,013 \frac{m^3}{d}$$

Con un reactor de 13L se tratan 0,013 m<sup>3</sup>/d. Para tratar 100 m<sup>3</sup>/d va a ser necesario un reactor de 100000 L o un conjunto de reactores que su suma sea 100000L. Dependiendo del número de reactores utilizados para tratar ese caudal, el flujo de permeado será diferente al resto de características, siendo proporcional al volumen del reactor utilizado. Si se utiliza un solo reactor las características serán:

- **Flujo de permeado:** 129,6 m<sup>3</sup>/d
- **Flujo de retrolavado:** 256,15 L

En el diagrama de flujo el reactor se va a poner como un bloque debido a que el diseño y la explicación ya está hecha.

La "Tabla 3" muestra los componentes de las aguas residuales en el laboratorio a una escala de 22L y 60L. Como el reactor de esta planta debe tener una capacidad de 100000L la proporción de los componentes que se tendrán es el siguiente.

Tabla 7. Componentes de las aguas residuales en la planta industrial.

	COMPONENTES	PESO (g)/ 100000 L
<b>1</b>	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	20000,0
<b>2</b>	C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub>	20000,0
<b>3</b>	Proteine	6831,8
<b>4</b>	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6672,7
<b>5</b>	NH <sub>4</sub> Cl	1095,5
<b>6</b>	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	440,9
<b>7</b>	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	900,0
<b>8</b>	MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	2100,0
<b>9</b>	MnSO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O	268,2
<b>10</b>	NaHCO <sub>3</sub>	3000,0
<b>11</b>	CaCl <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O	1972,7
<b>12</b>	FeCl <sub>3</sub> 6H <sub>2</sub> O	13,6

## 10. Diagrama de flujo

El diagrama de flujo se representa en los anexos.

## 10.1 Descripción detallada

En esta sección se describe con detalle todo el proceso, numerando todas las corrientes implicadas con su número entre corchetes ([ ]), y todos los equipos de acuerdo con la nomenclatura establecida en el Diagrama de Flujo del Proceso.

La corriente de aguas residuales [1] pasa a través de una válvula de control (V-101). Para regular su flujo hacia la planta de la unidad, o la planta de aguas residuales de Anгри (U-101) a través de la corriente (2). Luego, esta corriente se introduce en los camiones cisterna (3) (H-101) para su posterior transporte a la planta de Fisciano.

Después, las aguas residuales son conducidas por (V-102) a través de la corriente (5) por un filtro (F-101) que recogerá las partículas más grandes del agua. La corriente de alimentación llega al tanque atmosférico (D-101 A/B), este tipo de depósito se debe a que el agua de lluvia también se considera como agua residual. El flujo (6) pasa a través de (P-201 A/B) a una máquina de desbastado (M-201 A/B) donde se eliminan los grandes sólidos. Esta fase también se alimenta con agua limpia almacenada en (D-201 A/B) y conducida a través de (P-201 A/B) y una válvula de control (V-203) en la corriente (13).

La corriente (14) pasa a través de la válvula de control (V-301), y la corriente (15) alimenta a un filtro de carbón activo (F-301 A/B), que elimina la materia en suspensión restante. El efluente (16) es impulsado por una bomba centrífuga (P-301 A/B) y una válvula de control (V-301) (18). Se almacena en un tanque atmosférico (D-301 A/B) y es impulsado por una bomba centrífuga (P-401 A/B) y una válvula de control (V-401) (21) para llegar a una torre de adsorción (T-401 A/B), que se alimenta de aire para limpiar el carbón activo y las zeolitas del interior.

Este aire es impulsado por (B-501 A/B) en la corriente (23) y calentado por un intercambiador de calor (E-501 A/B) (24) y es eliminado de la torre por la corriente (25) siendo la salida de gas. Las aguas residuales salen a través de la corriente (27) a un tanque cerrado (D-401 A/B) para no añadir más contaminantes a las aguas residuales tratadas.

La etapa final es la que lleva la corriente (29) al biorreactor (R-601 A/B) que es controlado por un ordenador (DCS). La corriente (33) se lleva a la línea de salida del proceso, con las características óptimas.

## 11. Balance de masa

Las aguas residuales tienen los compuestos que se muestran en la "tabla 3". Al no tener todas las condiciones de funcionamiento, los datos obtenidos en el laboratorio se toman a partir del diseño del reactor a gran escala. Los datos siguientes se obtienen en el laboratorio. Se van a usar para ver el comportamiento del reactor del laboratorio,

debido a que el de la planta es a gran escala las características del efluente serán proporcionalmente iguales. En el primer caso se miden los sólidos totales en suspensión y los volátiles.

**Sólidos suspendidos totales (SST):** porción de sólidos retenidos por un filtro de fibra de vidrio que posteriormente se seca a 103-105°C a peso constante (DOF, 2015).

**Sólidos suspendidos volátiles (SSV):** son aquellos sólidos suspendidos que se volatilizan durante la calcinación a 550°C ± 50 °C (DOF, 2015).

Tabla 8. SST y SSV en el laboratorio.

<u>Días</u>	<u>SST</u> (mg/l)	<u>SSV</u> [mg/L]
1	5938	4384
3	5393	4013
5	4664	3504
8	3622	3044
10	3033	2546
12	2600	2155
15	2440	2106
17	1933	1853
19	2453	2187
22	2487	2227
24	4673	3797
26	4240	3360
29	3027	2450
31	2213	1867
media	3480	2821

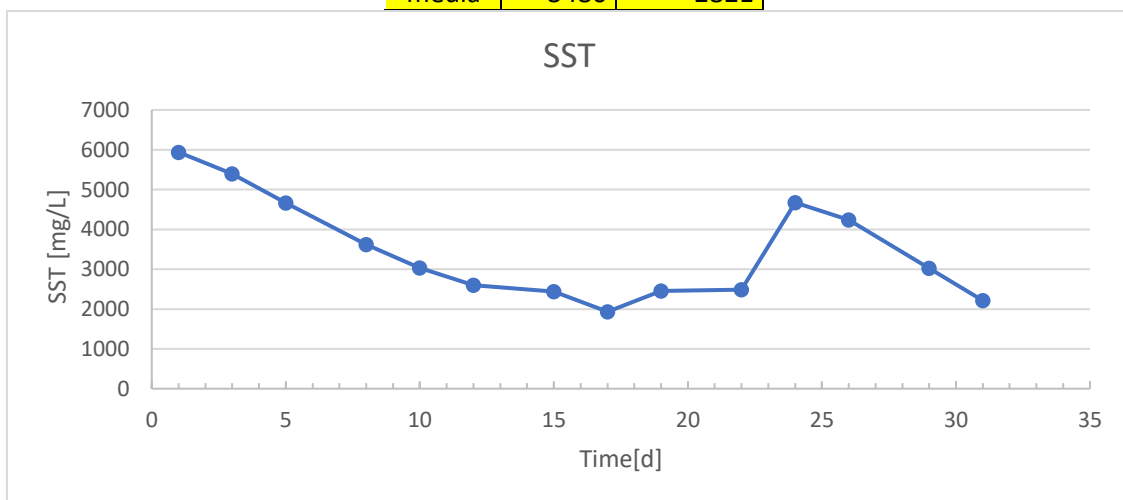


Figura 31. SST en el laboratorio.

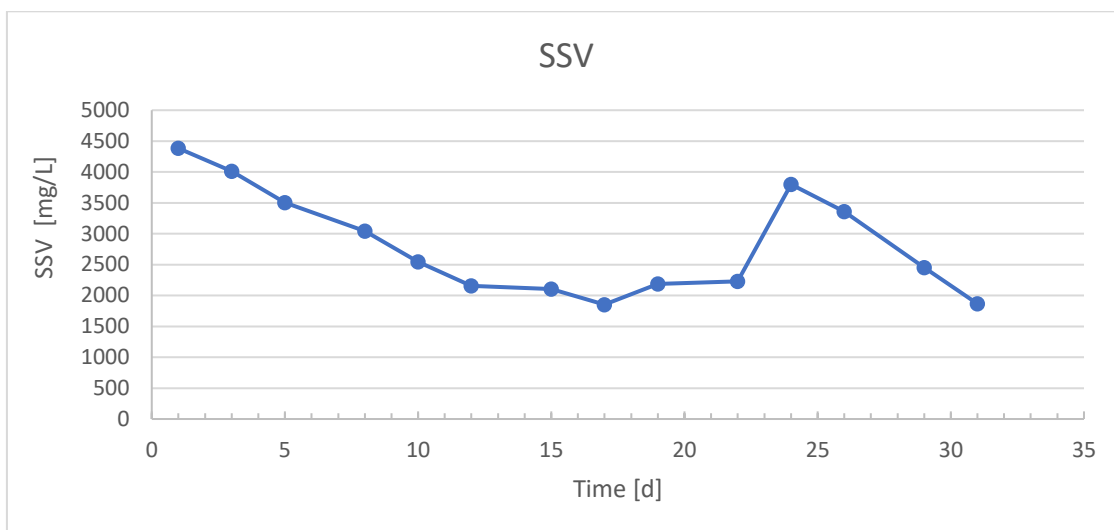


Figura 32. SSV en el laboratorio.

Como se puede ver, la concentración de SST y SSV disminuye con el paso de los días, teniendo un aumento el día 25. Esto es debido a las condiciones del reactor o a la limpieza de la membrana, ya que después vuelve a disminuir su valor.

El segundo valor es la Demanda Química de Oxígeno (DQO) que se muestra en la siguiente tabla una figura.

Tabla 9. Datos de la DQO.

Días	Aguas residuales sintéticas DQO [mg/L]	Efluente DQO [mg/L]	DQOTOT [%]	DQOBIOL [%]	DQOTOT-BIOL [%]
3	510	20,1	96,06	94,75	1,313725
5	510	46,5	90,88	92,37	-1,4902
12	510	37,5	92,65	98,30	-5,65686
15	510	35,8	92,98	92,37	0,607843
17	510	21,6	95,76	89,69	6,078431
19	510	21	95,88	95,02	0,862745
22	510	16,5	96,76	95,00	1,764706
24	510	12	97,65	97,10	0,54902
26	510	17,1	96,65	96,88	-0,23529
29	510	19,3	96,22	96,29	-0,07843
31	510	16,6	96,75	95,63	1,117647

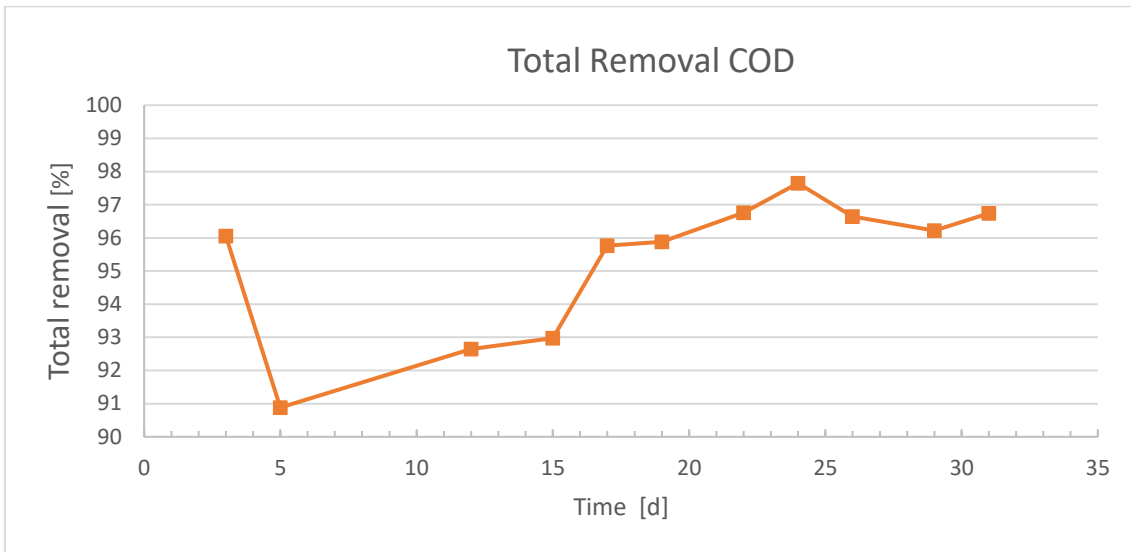


Figura 33. Eliminación del DQO.

Este gráfico muestra que a medida que pasa el tiempo, la eliminación es mayor, esto es porque los compuestos orgánicos son más bajos porque la mayoría han sido eliminados, por lo que no se necesita más DQO.

Los últimos parámetros analizados son el TMP y la turbidez. La siguiente figura muestra cómo la turbidez disminuye con el tiempo, como se explica en la sección "4.4 condiciones de operación". Por lo demás, el TMP disminuye con el tiempo, pero en el momento de la limpieza de la membrana aumenta y luego vuelve a disminuir.

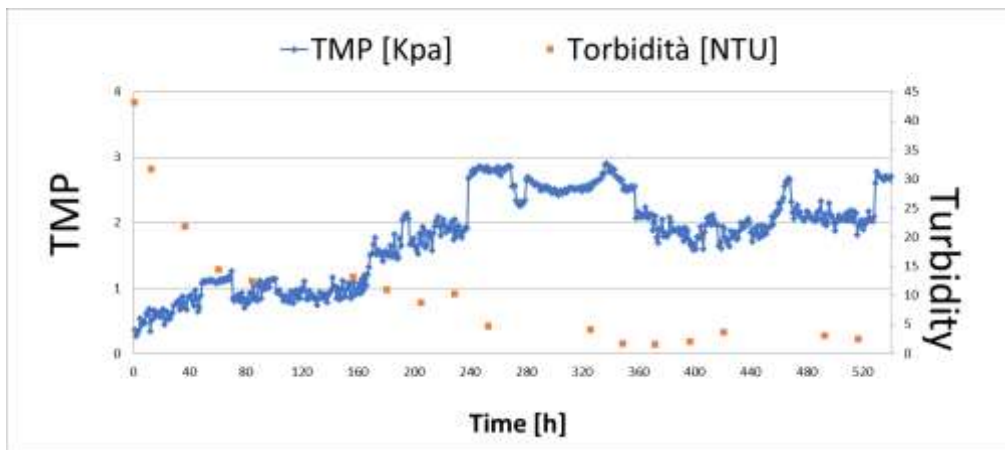


Figura 34. Turbidez y TMP del laboratorio.

## 12. Diseño de equipos

### 12.1 Tanque atmosférico (*Institute, 2015*)

#### 12.1.1 Datos iniciales y diseño de bases

Los tanques de esta planta son atmosféricos porque un tipo de agua residual es también agua de lluvia. La corriente de entrada está a presión y temperatura atmosférica y sus propiedades están estipuladas por el fabricante. (*Institute, 2015*)

Se considera que el equipo tiene una vida útil de 20 años porque es un tanque de almacenamiento que no está sujeto a condiciones operativas adversas. (*Institute, 2015*)

Otro factor a considerar es la presión de diseño que debe cubrir las peores condiciones de funcionamiento, y que está influenciada por la presión máxima de funcionamiento de la siguiente manera: Si  $PMO < 2 \text{ barg} \rightarrow P_{\text{design}} = 3,5 \text{ barg}$

Como la presión máxima de funcionamiento no superará los 2 bares en ningún caso por tratarse de un tanque atmosférico, la presión de diseño será de 3,5 bares relativos.

La temperatura de diseño viene determinada por la temperatura de funcionamiento del depósito, la temperatura máxima que se alcanza en el entorno y un factor de seguridad que debe elegirse dentro de un rango determinado por la normativa. Por lo tanto, hay dos opciones de cálculo (*Institute, 2015*):

$$T_{\text{diseño}} = T_{\text{operación}} + \text{entre } 20 \text{ y } 50^{\circ}\text{C} \rightarrow T_{\text{diseño}} = 20 + 25 = 45^{\circ}\text{C}$$

$$T_{\text{diseño}} = T_{\text{max operación}} + \text{entre } 5 \text{ y } 10^{\circ}\text{C} \rightarrow T_{\text{diseño}} = 30 + 7,5 = 37,5^{\circ}\text{C}$$

La temperatura de operación es 20°C. La temperatura máxima es la más alta alcanzada en el lugar 30°C. Tomando como factores de seguridad un valor intermedio del intervalo dado, la temperatura de diseño del depósito es de 45°C, ya que es la más restrictiva.

Finalmente, se deben tener en cuenta ciertos factores de seguridad al anticipar posibles fallos o problemas en el sistema. Al tratarse de un tanque de almacenamiento, su capacidad o volumen debe ser sobredimensionado. Como se explica a continuación, los volúmenes nominales están normalizados de acuerdo con la norma API 650. Así, según el volumen calculado como necesario, se seleccionará el siguiente valor más alto para tener siempre un cierto margen antes de que se produzcan fallos en la recepción de las aguas residuales. (*Institute, 2015*)

#### 12.1.2 Cálculos de apoyo

Para la realización de la pared lateral externa y el fondo del tanque se ha decidido utilizar un acero al carbono, A36M, ya que es un material que cumpliendo con las normas estandarizadas, presenta propiedades mecánicas adecuadas para el almacenamiento de aguas residuales y tiene un precio inferior al de otros materiales



como el acero inoxidable. Sus características se han obtenido a partir de la norma API650 del Cuadro 5-2a. La siguiente imagen muestra esa tabla. (*Institute, 2015*)

Tabla 10. Materiales para el uso del tanque y tensiones permitidas.[5]

WELDED TANKS FOR OIL STORAGE 5-13

**Table 5-2a—(SI) Permissible Plate Materials and Allowable Stresses**

Plate Specification	Grade	Nominal Plate Thickness $t$ mm	Minimum Yield Strength Mpa	Minimum Tensile Strength Mpa	Product Design Stress $S_d$ Mpa	Hydrostatic Test Stress $S_T$ Mpa
ASTM Specifications						
A 283M	C		205	380	137	154
A 285M	C		205	380	137	154
A 131M	A, B		235	400	157	171
A 36M	—		250	400	160	171
A 131M	EH 36		360	490 <sup>a</sup>	196	210
A 573M	400		220	400	147	165

Para el diseño del tanque atmosférico se han realizado una serie de cálculos y selecciones que se enumeran a continuación en el orden correspondiente (*Institute, 2015*):

### 1) Selección del diámetro y la altura nominal del tanque

Se supone que el proceso a realizar es continuo, que tiene lugar 24 horas al día, 7 días a la semana, y que la planta de Angri suministra las aguas residuales todos los días. Se ha calculado que 100.000 L de aguas residuales entran en el reactor cada día. Siguiendo los valores normalizados de la Tabla 6, se ha seleccionado una capacidad nominal de 153 m<sup>3</sup>, considerando un margen de seguridad frente a posibles incidentes en el proceso. (*Institute, 2015*)

Tabla 11. Dimensiones de los tanques de almacenamiento atmosférico (PEMEX, 2005) [5]

Capacidad Nominal (V) bls (m <sup>3</sup> )	Diámetro Nominal (D) m (ft)	Altura de diseño (Hd) m (ft)
1.000 (159)	6.096 (20)	5.486 (18)
2.000 (318)	7.468 (24,5)	7.315 (24)
3.000 (477)	9.144 (30)	7.315 (24)
5.000 (795)	9.652 (31,66)	10.973 (36)
10.000 (1.590)	12.954 (42,50)	12.192 (40)
15.000 (2.385)	17.678 (58)	9.754 (32)
20.000 (3.180)	18.288 (60)	12.192 (40)
30.000 (4.770)	22.352 (73,33)	12.192 (40)
40.000 (6.360)	25.908 (85)	12.192 (40)
55.000 (8.745)	30.480 (100)	12.192 (40)
80.000 (12.720)	36.576 (120)	12.192 (40)
100.000 (15.900)	40.843 (134)	12.192 (40)
150.000 (23.850)	45.720 (150)	14.630 (48)
200.000 (31.800)	54.864 (180)	14.630 (48)
500.000 (79.500)	85.344 (280)	14.630 (48)

Para este volumen, el tanque tiene un diámetro nominal (D) de 6.096m y una altura (H) de 5.486m.

## 2) Número de anillos del cuerpo

Una vez que se conoce la altura total del cuerpo del tanque, se divide en anillos con una altura (ha) de 2,4 m. Con estos valores se calcula el número de anillos en que se divide el cuerpo del tanque (aproximando el entero superior):  $n=H/ha \rightarrow n=5,486/2,4=2,29 \approx 3$  anillos. (Institute, 2015)

## 3) Diseño del cuerpo

El espesor del cuerpo del tanque se elige utilizando el "método de un pie" en el que el espesor se calcula 30 cm por encima de la junta de cada anillo, siendo aplicable sólo a los tanques de menos de 61 m de diámetro.

El espesor de diseño (td) y el espesor de la prueba hidrostática (tt) se calculan para cada anillo. Se selecciona el más restrictivo, teniendo en cuenta el valor mínimo de 8 mm impuesto por la norma API 650. (Institute, 2015)

Las ecuaciones son las siguientes y se aplican a cada anillo:

$$td_i = \frac{4,9 \cdot D \cdot (H - iha - 0,3) \cdot G}{S_d} + CA$$

$$tt_i = \frac{4,9 \cdot D \cdot (H - iha - 0,3)}{S_t}$$

El factor de corrosión (CA) tiene un valor de 0,75 mm/año obtenido de la tabla 4.3. Así, al final de su vida útil (20 años), 15 mm se habrán deteriorado, siendo ese el factor de corrosión. (*Institute, 2015*)

Tabla 12. Tasas de corrosión aceptables [5].

	Corrosion Rate	
	ipy	mm/y
Completely satisfactory	<0.01	0.25
Use with caution	<0.03	0.75
Use only for short exposures	<0.06	1.5
Completely unsatisfactory	>0.06	1.5

La densidad específica de la mezcla (G) tiene un valor de uno, ya que es una solución acuosa. Los valores de Sd y St son las tensiones permitidas por el material en las condiciones de diseño y de prueba hidrostática, respectivamente. Se han obtenido de la Tabla 10 y se muestran en la Tabla 13:

Tabla 13. Tensiones permitidas para el acero A36M [5]

Tensiones permitidas en condiciones de diseño (PSI)= Sd	Tensiones permitidas en condiciones de prueba hidrostática (PSI)= St
23200	24900

Según el método de un pie, por cada anillo que se utiliza, el coeficiente tiene que ser restado una vez más. Así, considerando el primer anillo como un anillo cero, se calcula la diferencia "H-0.3", para el segundo "H-ha-0.3", para el tercero "H-2ha-0.3" ... Los valores deben ser en milímetros.

Una vez calculados los dos posibles espesores de cada anillo, se comprueba cuál es mayor (más restrictivo) y si cumple con la norma. Se considera que el espesor nominal es el mayor valor comercial más cercano al espesor calculado. (*Institute, 2015*).

Tabla 14. Espesores calculados para cada anillo (mm).

Número de anillo	t (mm)
1	39
2	36
3	33

#### 4) Diseño del fondo

Como se ha especificado anteriormente, el material utilizado es el acero al carbono A36M, en forma de placas de 6,3 mm de espesor y 1829 mm de ancho, valores normalizados en API 650. Se selecciona una soldadura solapada para la unión de las placas, porque las aguas residuales pueden ser corrosivas. (*Institute, 2015*)

#### 5) Diseño del techo

En el caso del techo, se eligió una aleación de aluminio, la Aleación 5050, porque es un material ligero que evita que la estructura lateral se sobrecargue. Se ha diseñado un techo fijo porque estamos trabajando con productos no volátiles. (*Institute, 2015*)

El techo tiene un ángulo de 20° con respecto a la horizontal (según la normativa) y su grosor se determina por la siguiente ecuación, y siempre debe ser mayor de 5 mm:

$$td = \frac{2 \cdot D}{\text{sen}(\theta)} \cdot \sqrt{\frac{P_h}{E}} + CA$$

El factor de corrección (CA) es, en este caso, más bajo que el de la pared lateral porque el techo no está en contacto directo con el compuesto. El valor de corrosión asumido es de 0,25 mm/año.

La tensión admisible para las baldosas del techo (Ph) tiene un valor de 41 MPa. Por otro lado, el módulo de elasticidad (E) de 69600 MPa se obtiene de la Tabla AL-7a Tensiones admisibles para placas de techo de la norma API650 de la que se presenta el siguiente extracto (*Institute, 2015*):

Tabla 15. Tensiones permitidas para los materiales utilizados para el techo del tanque [5].

Table AL-7b—(USC) Allowable Stresses for Roof Plates

Allowable Tensile Stresses (ksi) at Maximum Design Temperatures (°F) Not Exceeding

Alloy	Temper		100	150	200	250	300	350	400
3003	all	(dead load)				3.15	2.4	1.8	1.4
		(dead + live load)	5.0	5.0	5.0	4.9	4.6	4.3	3.7
Alclad 3003	all	(dead load)				2.85	2.15	1.6	1.25
		(dead + live load)	4.5	4.5	4.5	4.4	4.15	3.85	3.35
3004	all	(dead load)					5.75	3.8	2.35
		(dead + live load)	8.5	8.5	8.5	8.5	8.5	8.0	7.4
Alclad 3004	all	(dead load)					5.15	3.4	2.4
		(dead + live load)	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.2	6.65
5050	all	(dead load)					5.35	2.8	1.4
		(dead + live load)	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	5.8	5.6
5052, 5652	all	(dead load)					6.25	4.1	2.35

## 6) Cargas

Se estudiará la estabilidad del tanque contra el viento. A continuación se enumeran las condiciones que debe cumplir el tanque para poder prescindir de las anclas, y luego se explica cómo calcular cada uno de los parámetros que componen estas condiciones (*Institute, 2015*):

1.  $0,6 \cdot M_W + M_{PI} < \frac{M_{DL}}{1,5} + M_{DLR}$
2.  $M_W + F_P \cdot M_{PI} < \frac{M_{DL} + M_F}{2} + M_{DLR}$
3.  $M_{WS} + F_P \cdot M_{PI} < \frac{M_{DL}}{1,5} + M_{DLR}$

Los parámetros necesarios para el cálculo de estas condiciones se calculan con las siguientes ecuaciones:

$$q_b = 0,86 \cdot \left( \frac{v}{190} \right)^2$$

donde  $q_b$  es la presión dinámica del viento en una superficie cilíndrica, medida en kPa, y  $v$  es la velocidad del viento en km/h.

$$F_{WC} = q_b \cdot A_C \quad A_C = \pi \cdot D \cdot H$$

donde  $F_{WC}$  es la carga de viento horizontal en el cuerpo, en N, y  $A_C$  es el área del cuerpo.

$$q_{b'} = 1,44 \cdot \left( \frac{v}{190} \right)^2$$

donde  $q_{b'}$  es la presión dinámica del viento para la superficie del techo.

$$F_{WT} = q_{b'} \cdot A_T \quad A_T = \pi \cdot r^2$$

donde  $F_{WT}$  es la carga de levantamiento de viento en el techo, en N, y  $A_T$  es el área del techo

$$M_W = F_{WC} \cdot \frac{H}{2} + F_{WT} \cdot \frac{H}{2} \quad M_{WS} = F_{WC} \cdot \frac{H}{2}$$

donde  $M_W$  y  $M_{WS}$  son el momento del viento, medido en N-m

$$M_{DLR} = \left( \text{peso del techo cónico corroído} + \text{conexiones de peso del techo} + \text{peso de la plataforma} \right) \cdot 10 \cdot \frac{D}{2}$$

donde  $M_{DLR}$  es el momento del peso del techo, en N-m, el peso del techo de cono corroído es la suma del peso del techo sin tener en cuenta el coeficiente de corrección y el peso del cono con grosor de CA una vez corroído (se considera que el material es  $Al_2O_3$ ), en kg, el peso de las conexiones del techo es el 5% del peso total del techo, en

kg, y el peso de la plataforma es la masa de una plataforma de cemento de una altura del 30% de la altura del tanque y del mismo diámetro del tanque, en kg.

$$M_{DL} = \text{peso del cuerpo corroído} \cdot 10 \cdot \frac{D}{2}$$

donde MDL es el momento del peso corporal, en N-m, y el peso corporal corroído es la suma de la masa corporal sin tener en cuenta los factores de corrección y la masa de los anillos de grosor de la CA corroídos (el Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> se considera material), en kg,

$$wl = 59 \cdot tb \cdot \sqrt{Fby \cdot H}$$

donde wl es el peso del líquido, en N/m, tb es el grosor de la junta corroída del borde inferior, en mm, Fby es el límite elástico de las placas del fondo, en Mpa.

$$M_F = wl \cdot \text{longitud del perímetro} \cdot \frac{D}{2}$$

donde MF es el momento del peso del líquido, en N-m, y la longitud del perímetro es la longitud de la base del cilindro del cuerpo del tanque, en m.

$$Fp > 0,4$$

donde Fp es el factor de combinación de presión

$$M_{Pi} = P \cdot D \cdot \frac{H^2}{2}$$

donde MPi es el momento producido por la presión interna, en N-m, y P es la presión interna relativa cuyo valor es el de la presión de diseño, en barg.

## 12.2 Tuberías (ASME, 2010)

Cada tubería tendrá una bomba para impulsar el flujo de aguas residuales requerido, para lo cual debe elegirse una bomba de tipo comercial.

Una vez seleccionada la bomba, se determina la temperatura y la presión de diseño. Como estos valores no están disponibles, se explica de manera teórica. Suponiendo un valor de 50°C de temperatura de funcionamiento, debe sobredimensionarse para obtener la temperatura de diseño, entre 20-30°C más. Lo mismo se aplica al diseño y a la presión de funcionamiento. (ASME, 2010)

La bomba proporciona una presión máxima de succión y una diferencia de presión. Estos valores deben ser tenidos en cuenta para que la bomba supere las pérdidas de presión. La presión de diseño se calculará con esta ecuación:

$P_{diseño} = 1,2 \cdot (P_{\text{max aspiración}} + \Delta P_{\text{bomb}})$  Cuyos valores están marcados por el vendedor de bombas.

Para calcular el grosor de la pared del tubo en pulgadas, se utiliza la siguiente ecuación, que se encuentra en ANSI B31.3: (ASME, 2010)

$$t = \left( \frac{P \cdot D_o}{2 \cdot S \cdot E} + C \right) \cdot M$$

Donde P es la presión interna de diseño (psig),  $D_o$  es el diámetro externo de la tubería (inch), S es la tensión máxima permitida del material dependiendo de la temperatura de diseño ( $\text{lb/in}^2$ ), E es la eficiencia de la soldadura que toma un valor típico de 0,8, C es la corrosión sobre el espesor con un valor típico de 3mm y M es la tolerancia de fabricación que es 12,5% más alta.

La siguiente ecuación se utiliza para obtener el diámetro interno:

$$D_i = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{total}}{\pi \cdot u}} = 0.028 \text{ m} = \mathbf{1.10 \text{ in}}$$

La tasa de flujo es de  $0,0012 \text{ m}^3/\text{s}$ , el término u representa la velocidad del flujo dentro de la tubería. Se ha asumido un valor de 2 m/s ya que se encuentra dentro del rango de velocidad típico de los líquidos (1 a 3 m/s).

Conociendo el diámetro interno del tubo de  $0,028\text{m}=1,1\text{in}$ , el diámetro externo y el grosor se obtienen de  $D_o = D_{in} + 2 \cdot t$ , resolviendo el sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas ( $D_o$  y t). Pero como el valor de S depende de la temperatura de diseño y no se posee ningún valor, este cálculo no tiene ningún resultado. (ASME, 2010)

Una vez conocido el diámetro exterior y el espesor de la pared, se puede ir a un catálogo y elegir el valor más cercano a estos, siempre teniendo en cuenta para tomar un valor más alto para el sobredimensionamiento. Con este nuevo diámetro obtenido, se debe calcular la pérdida de presión de la línea para comprobar que la bomba elegida es la adecuada. (ASME, 2010)

### 13. Análisis de seguridad (Hazop)

El método Hazop se utiliza para llevar a cabo el análisis de seguridad de algunos de los equipos de la planta.

Bomba centrífuga P-201A/B

DESVIACION	GUIA	CAUSAS	CONSECUENCIAS	Guardia de seguridad/ acción
1. Flujo	MÁS	1.1 Menos presión	1. Más corrosión	1. Lazo de control de presión 2. Lazo de control de proporción
	MENOS	1.1. Más presión 1.2. Fuga en las tuberías 1.3. Fallo en el control de flujo	1. El compresor se rompe 2. Más temperatura	1. Filtro 2. Lazo de control de proporción 3. Lazo de control de presión
	NINGUNO	1.1 Rotura de tuberías	1. Atmósfera inflamable	1. Válvula manual 2. Equipo de protección Atex
2. Presión	MENOS	2.1 Fallo del motor 2.2 Más flujo a través del compresor 2.3 Fallo en el control de la presión 2.4 Fuga en las tuberías	1. Menos temperatura de la deseada 2. Menos biogás tratado	1. Lazo de control de presión 2. Generador de emergencia 3. Alarma de baja presión
3. Temperatura	MÁS	3.1 El intercambiador de calor no funciona correctamente 3.2 La refrigeración del compresor falla 3.3 Falla en el bucle de control de temperature 3.4 Problemas con el petróleo	1. La presión aumenta 2. Las tuberías se rompen y se producen fugas 3. Atmósfera inflamable 4. Problemas con el lubricante	1. Lazo de control de temperatura 2. Alarma de alta temperatura 3. Mantenimiento del compresor
	MENOS	3.1 Fallo eléctrico 3.2 Más flujo a través del compresor	1. El compresor se rompe y deja de funcionar 2. Ruptura mecánica	1. Generador de emergencia 2. Se cierra la planta 3. Alarma de baja temperatura



Torre de adsorción T-401

DESVIACIÓN	GUÍA	CAUSAS	CONSECUENCIAS	Guardia de seguridad/ acción
1. NIVEL	MÁS	1.1. La válvula de entrada falla al cerrarse 1.2. El control de nivel no funciona correctamente 1.3. La bomba de salida no funciona a la velocidad de flujo especificada 1.4. Fallo de energía	1. La presión aumenta. 2. Fugas a través de la torre 3. El flujo de salida no puede llegar al siguiente equipo 4. El personal podría escabullirse 5. La co-generación falla	1. Alarma de alto nivel 2. PPE para el personal 3. Drenaje 4. Generador de emergencia para bombas 5. Piso no resbaladizo 6. Cierre de emergencia de la planta
	MENOS	2.1. El control de nivel no funciona 2.2. La válvula de entrada no está abierta 2.3. Fuga en la brida de la válvula	1. Descarga de material al medio ambiente 2. Daños en la bomba	1. Alarma de bajo nivel 2. PPE para el personal 3. El suministro de agua del proceso a la absorción aumenta 4. Aislar esa parte de la columna 5. Válvula de control de presión antes de la bomba
	NINGUNO	3.1. Fallo de energía 3.2. Fractura de la línea 3.3. La válvula de entrada falla al abrirse	1. Descarga accidental al medio ambiente 2. La bomba alcanza la presión de cierre	1. Material de línea correctamente seleccionado 2. Válvula de control de presión antes de la bomba
2. TEMPERATURA	MÁS	1.1. El control de la temperatura falla 1.2. El mal aislamiento de la columna y los tubos 1.3. Fractura de la línea	1. La presión aumenta 2. Cambio del estado de la materia 3. No hay alimentación líquida 4. Fuga en la tubería	1. PPE para el personal 2. Material de aislamiento y equipo debidamente seleccionado 3. El suministro de agua de proceso a la absorción aumenta 4. Sobrediseño de seguridad de las tuberías
	MENOS	2.1. El control de la temperatura falla 2.2. El mal aislamiento de la columna	1. Cambio del estado de la materia 2. No hay alimentación líquida 3. Obstrucción de las tuberías (el agua se congela)	1. PPE para el personal 2. Material de aislamiento y equipo debidamente seleccionado 3. Intercambiador de calor para la alimentación líquida 4. El sobrediseño de seguridad de las tuberías



DESVIACIÓN	GUÍA	CAUSAS	CONSECUENCIAS	Guardia de seguridad/ acción
3. PRESIÓN	MÁS	1.1. El control de la presión falla 1.2. El flujo de líquido es demasiado alto 1.3. La ventilación no funciona correctamente	1. La presión aumenta. 2. Fractura de la tubería 3. Fuga a través de la columna	1. PPE para el personal 2. Material de equipo debidamente seleccionado 3. Control de la presión antes de la bomba 4. Segunda bomba de emergencia 5. Un segundo respiradero
	MENOS	2.1. El control de la presión falla 2.2. El flujo de líquido es demasiado bajo	1. Cavitación de la bomba 2. La columna no funciona bien. 3. No hay entrada de agua	1. PPE para el personal 2. Control de la presión antes de la bomba 3. El suministro de agua de proceso a la absorción aumenta 4. Segunda bomba de emergencia

Bomba B-501 A/B

DESVIACIÓN	GUÍA	CAUSAS	CONSECUENCIAS	Guardia de seguridad/ acción
1. FLUJO	MÁS	1.1. Presión más baja. 1.2. La válvula no funciona	1. La bomba cavita 2. No hay alimentación líquida para la columna de stripping	1. Parada automática de la bomba 2. PPE para el personal 3. Segunda bomba en el almacenamiento 4. Control de la presión
	MENOS	2.1. Más presión de la necesaria	1. La proporción de gas líquido por debajo de la apropiada 2. No hay suficiente alimento líquido para la columna de despojos 3. Daños en la bomba	1. El control de nivel en la columna de absorción 2. PPE para el personal 3. Segunda bomba en el almacenamiento 4. Válvula de control de presión antes de la bomba
	NINGUNO	3.1. Fallo de energía 3.2. Fugas en el equipo anterior	1. El personal podría escabullirse	1. Apagado del sistema 2. Suministro de agua de proceso a la absorción aumenta
2. TEMPERATURA	MÁS	1.1. La temperatura anterior 1.2. Fallo de control 1.3. El mal aislamiento de las tuberías	1. Los aumentos de temperatura en la columna de stripping 2. Cambio del estado de la materia	1. PPE para el personal 2. Control de la temperatura
	MENOS	2.1. El control de la temperatura falla 2.2. El mal aislamiento de la columna	1. Cambio del estado de la materia 2. Obstrucción de las tuberías (el agua se congela)	1. PPE para el personal 2. Material de aislamiento



3. PRESIÓN	MÁS	<ul style="list-style-type: none"> <li>1.1. El control de la presión falla</li> <li>1.2. Flujo de líquido demasiado bajo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>1. Fractura de tubería</li> <li>2. Explosión de la bomba</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>1. PPE para el personal</li> <li>2. Material de equipo debidamente seleccionado</li> <li>3. Control de la presión antes de la bomba</li> <li>4. Segunda bomba de emergencia</li> </ul>
	MENOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>2.1. El control de la presión falla</li> <li>2.2. El flujo de líquido es demasiado alto</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>1. Cavitación de la bomba</li> <li>2. No hay alimentación líquida para la columna de despojo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>1. PPE para el personal</li> <li>2. Control de la presión antes de la bomba</li> <li>3. Segunda bomba de emergencia</li> </ul>



[5]Alonso, A. P. (2020). *Campus Virtual Uva*.

[6]Weathers park. (26 de 05 de 2020). Obtenido de <https://weatherspark.com/y/76541/Average-Weather-in-Salerno-Italy-Year-Round>