



Universidad César Vallejo

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Biodegradación de aguas residuales sin tratar mediante reactor de  
biopelícula aireado por membrana: Revisión sistemática**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:  
Ingeniero Ambiental**

**AUTOR:**

Condori Lupaca, Rainer Alex ([orcid.org/0000-0003-3138-6092](https://orcid.org/0000-0003-3138-6092))

**ASESOR:**

Dr. Sernaque Auccahuasi, Fernando Antonio ([orcid.org/0000-0003-1485-5854](https://orcid.org/0000-0003-1485-5854))

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Tratamiento y Gestión de los Residuos

**LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:**

Desarrollo sostenible y adaptación al cambio climático

LIMA – PERÚ

2023

## **Dedicatoria**

A Dios por guiar mi camino y mis metas.  
A mis padres y familiares quienes han sido mi  
motivación para cumplir en el desempeño de  
mis metas y poder concluir las.

**Rainer Alex Condori Iupaca**

## **Agradecimiento**

Agradezco a dios por estar presente en nuestro camino.

Agradecer de manera especial al Dr. Fernando Sernaque por el asesoramiento, tiempo y motivación para poder lograr la realización de la presente investigación.

**Rainer Alex Condori Lupaca**

## Índice de contenidos

Carátula .....	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento .....	iii
Índice de contenidos.....	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de gráficos y figuras.....	vi
Resumen .....	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN .....	1
II. MARCO TEÓRICO .....	4
III. METODOLOGÍA .....	16
3.1. Tipo y diseño de investigación .....	16
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización.....	16
3.3. Escenario de estudio .....	18
3.4. Participantes .....	18
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos .....	18
3.6. Procedimiento .....	19
3.7. Rigor científico .....	20
3.8. Método de análisis de información .....	20
3.9. Aspectos éticos.....	21
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	22
V. CONCLUSIONES .....	33
VI. RECOMENDACIONES.....	34
REFERENCIAS.....	35
ANEXOS .....	44

## Índice de tablas

<i>Tabla 1. Tabla de matriz de categorización apriorística</i>	17
<i>Tabla 2. Promedio del porcentaje de eliminación por el reactor de biopelícula aireado por membrana</i>	22
<i>Tabla 3. Tipo de escala usada por los reactores de biopelículas aireado por membrana</i>	26
<i>Tabla 4. Factores asociados con el desempeño de biopelículas aireados por membranas</i>	30

## Índice de gráficos

Gráfico 1. Clasificación de MABR-----	12
Gráfico 2. Procedimiento de recolección y selección de artículos -----	19
Gráfico 3. Promedio porcentual de eliminación del contaminante $NH_4^+$ mediante la aplicación de reactores de biopelículas aireado por membrana -----	24
Gráfico 4. Promedio porcentual de eliminación de la Demanda Química de Oxígeno mediante la aplicación de reactores de biopelículas aireado por membrana -----	24
Gráfico 5. Promedio porcentual de eliminación del Nitrógeno total mediante la aplicación de reactores de biopelículas aireado por membrana -----	24
Gráfico 6. Promedio porcentual de eliminación de otros contaminantes presentes en aguas residuales, mediante la aplicación de reactores de biopelículas aireado por membrana -----	24

## Índice de figuras

Figura 1. Proporción de la población con al menos instalaciones de saneamiento básico en 2017-----	10
Figura 2. Diagrama esquemático del sistema MABR mejorado-----	13
Figura 3. Descripción general de los esquemas de MABR en el tratamiento de aguas residuales -----	14

## Resumen

El presente trabajo de investigación, tuvo como objetivo determinar cuál es la eficiencia que presentan los reactores de biopelículas aireados por membranas en los diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar; para lo cual empleó una metodología cualitativa, de tipo aplicada con un diseño sistemático.

Mediante los resultados se obtuvo que, el promedio del porcentaje de eliminación de los contaminantes tratados en las aguas residuales por el reactor de biopelícula aireado por membrana es alto, con promedios de porcentajes entre 80 a 100%. Además, los contaminantes más tratados son el amoníaco y la demanda química de oxígeno; así mismo, también se ha demostrado que la MABR tiene el potencial para tratar aguas residuales mixtas de carbono, nitrógeno. El tipo de escala usada por los reactores de biopelículas aireado por membrana es a escala de laboratorio y piloto. Los factores asociados con el desempeño de biopelículas aireados por membranas en los diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar son el espesor de biopelícula, oxígeno disuelto (OD), la tasa de suministro de oxígeno (OSR), el tiempo de retención hidráulica (HRT), pH, la tasa de carga orgánica (OLR) y la tasa de carga de amonio (ALR).

**Palabras clave:** Biodegradación, residuos, tratamiento, reactores, biopelícula

## Abstract

The objective of this research work was to determine the efficiency of membrane aerated biofilm reactors in different studies for the biodegradation of untreated wastewater, using a qualitative methodology, applied with a systematic design.

The results showed that the average percentage of elimination of the pollutants treated in the wastewater by the membrane aerated biofilm reactor is high, with average percentages between 80 and 100%. In addition, the most treated pollutants are ammonia and chemical oxygen demand; likewise, it has also been shown that the MABR has the potential to treat mixed carbon-nitrogen wastewater. The type of scale used for membrane aerated biofilm reactors is laboratory and pilot scale. The factors associated with the performance of membrane aerated biofilms in the various studies for the biodegradation of raw wastewater are biofilm thickness, dissolved oxygen (DO), oxygen supply rate (OSR), hydraulic retention time (HRT), pH, organic loading rate (OLR) and ammonium loading rate (ALR).

**Keywords:** Biodegradation, waste, treatment, reactors, biofilm.



## INTRODUCCIÓN

Se sabe comúnmente que un problema de saneamiento global pone en peligro a las personas (Szopinska M. et al., 2022, p.1). En comparación, los efectos de esta emergencia en la salud del ecosistema han recibido mucha menos atención (Kobayashi M. et al., 2022, p.2).

Sin embargo, se han proporcionado varios ejemplos que demuestran cómo las aguas residuales pueden afectar los ecosistemas naturales y dónde los puntos críticos para la contaminación de las aguas residuales invaden con frecuencia estas áreas (Van Wijnen J. et al., 2018, p. dos). Llevar estas preocupaciones a la atención de algunos de los entornos terrestres, marinos y costeros más importantes (Mei Xiang et al., 2019, p.1).

Más del 50 % de la población carece de acceso a algún tipo de limpieza en la mayor parte del África subsahariana y en muchas islas tropicales, mientras que al menos 4500 millones de personas en todo el mundo viven sin o con un saneamiento insuficiente (Schrecongost A. et al., 2020, p.2). El mal diseño y la falta de mantenimiento conducen a una grave contaminación de las aguas superficiales y subterráneas incluso en países con una alta cobertura de instalaciones de saneamiento modernas (Li Y. y Zhang K., 2018, p.1).

Además, se sabe comúnmente que más de  $4,54 \times 10^9$  m<sup>3</sup> (1,2 billones de litros) de aguas residuales sin tratar, agua de lluvia y contaminación tóxica llegan a los ríos de los Estados Unidos cada año como resultado de la sobrecarga de los sistemas de tratamiento (Organización Mundial de la Salud, 2015, p. .7). Además, solo el puerto de Nueva York recibe alrededor de  $102 \times 10^6$  m<sup>3</sup> (27 mil millones de galones) de aguas residuales sin tratar cada año (Han Dongmei et al., 2016, p.4).

Según estudios recientes, las aguas residuales no tratadas o tratadas de manera insuficiente aumentan las cantidades de nutrientes, patógenos, disruptores endocrinos, metales pesados y productos farmacéuticos en los ecosistemas naturales (Li X. et al., 2022, p.2).

También se ha demostrado que la contaminación por aguas residuales está muy extendida en vastas áreas (10 000 km<sup>2</sup>) de todo el mundo y que los arrecifes de coral, las marismas saladas y los sistemas marinos se encuentran comúnmente cerca de

áreas de contaminación severa por aguas residuales. vías fluviales llenas de peces (Wear Stephaniel L. et al., 2021, p.1).

Los biólogos y administradores de la conservación deben abordar el peligro que representa la contaminación por aguas residuales en los ecosistemas naturales y sus alrededores, dado su alcance global (Ait Mouheb N. et al., 2022, p.3).

En consecuencia, para lograr una mayor calidad del efluente, el biorreactor de membrana (MBR) puede reemplazar los tratamientos tradicionales de lodos activados (CAS) (Merchuk J., 2020, p.101). Utilizando biología emergente, el reactor de biopelícula aireado por membrana (MABR) se utiliza para limpiar aguas residuales (Li Jibin et al., 2022, p.3).

Un reactor de biopelícula aireado por membrana (MABR) logra una eficiencia de aireación excepcional al proporcionar un suministro directo de oxígeno y aireación sin burbujas a una biopelícula (Merchuk J. et al., 2019, p.1). A pesar de este beneficio, hay poca investigación sobre el material de la membrana.

Por tal motivo, se plantea el siguiente problema de estudio: ¿Cuál es la eficiencia de los reactores de biofilm aireados por membranas en los diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar?

Así mismo, se planteó las siguientes preguntas en base al problema general de estudio:

PE1. ¿Cuál es el porcentaje promedio de eliminación de contaminantes tratados en las aguas residuales por el reactor de biopelícula aireado por membrana?

PE2. ¿Cuál es el tipo de incrustación que utilizan los reactores de biopelícula de membrana aireada para la biodegradación de aguas residuales sin tratar?

PE3. ¿Cuáles son los factores asociados con el desempeño de las biopelículas aireadas por membrana en varios estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar?

El objetivo del estudio fue: Determinar la eficiencia de los reactores de biofilm aireados por membranas en los distintos estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar.

Asimismo, se fijaron los siguientes objetivos específicos:

SO1. Identificar el porcentaje promedio de eliminación de contaminantes tratados en aguas residuales por el reactor de biopelícula aireado por membrana

SO2. Clasificar el tipo de escala utilizada por los reactores de biopelícula aireados por membrana para la biodegradación de aguas residuales sin tratar

SO3. Analizar los factores asociados al comportamiento de los biofilms aireados por membranas en los diferentes estudios de biodegradación de aguas residuales brutas.

Este trabajo busca comparar y analizar diversos estudios a nivel mundial, para lo cual se presenta una justificación teórica; para encontrar un método alternativo para el tratamiento de aguas residuales sin tratar con el objetivo de preservar la salud ambiental y de la comunidad de manera efectiva, también se lleva a cabo con el propósito de evaluar el rendimiento y la eficiencia tanto del reactor de biopelícula aireada transmembrana. Por lo tanto, esta investigación está dirigida a aspirantes a científicos e ingenieros que tengan interés en el sector.

## II. MARCO TEÓRICO

Bunse P. et al., (2020, p.1); En su investigación, analizó las posibilidades de los reactores de biopelícula aireados por membrana (MABR) para la nitración parcial/oxidación anaeróbica de la eliminación de amonio del nitrógeno de la corriente principal (anammox). Se utilizaron aguas residuales municipales reales para operar cuatro MABR a escala de laboratorio. Estas aguas residuales tenían bajas concentraciones de nitrógeno (que oscilan entre 31 y 120 mg-NH<sub>4</sub>-N L<sup>-1</sup>), así como niveles de DQO soluble (sCOD) entre 7 y 230 mg-O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, que es carbón orgánico biodegradable. En dos reactores se utilizó aireación intermitente versus continua, mientras que la retención de biomasa fue diferente en los otros dos (recirculación o remoción de biomasa desprendida). Debido a la dificultad para determinar el flujo de oxígeno ideal para las cargas superficiales individuales (1.6–6 g-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), mantener una TRH constante resultó en inestabilidad. Independientemente del método de aireación, operar los MABR con una carga superficial constante (2 g-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) condujo a una mayor y más estable eliminación de nitrógeno total (TN). MABR con aireación intermitente aumentó la eliminación de TN de un promedio de 23 % a 69 %, mientras que MABR con aireación continua aumentó la eliminación de TN de 20 % a 50 %. El reactor de aireación continua eliminó un poco más de amoníaco (80-95 %) que el reactor de aireación por lotes (74-93 %), independientemente del enfoque de alimentación. Independientemente del método de aireación, operar los MABR con una carga superficial constante (2 g-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) condujo a una mayor y más estable eliminación de nitrógeno total (TN). MABR con aireación intermitente aumentó la eliminación de TN de un promedio de 23 % a 69 %, mientras que MABR con aireación continua aumentó la eliminación de TN de 20 % a 50 %. El reactor de aireación continua eliminó un poco más de amoníaco (80-95 %) que el reactor de aireación por lotes (74-93 %), independientemente del enfoque de alimentación. Independientemente del método de aireación, operar los MABR con una carga superficial constante (2 g-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) condujo a una mayor y más estable eliminación de nitrógeno total (TN). MABR con aireación intermitente aumentó la eliminación de TN de un promedio de 23 % a 69 %, mientras que MABR con aireación continua aumentó la eliminación de TN de 20 % a 50 %. El reactor de aireación continua eliminó un poco más de amoníaco (80-95 %) que el reactor de aireación por lotes (74-93 %), independientemente del enfoque de alimentación. el MABR con aireación continua y remoción de TN que va del 20% al 50%. El reactor

de aireación continua eliminó un poco más de amoníaco (80-95 %) que el reactor de aireación por lotes (74-93 %), independientemente del enfoque de alimentación. el MABR con aireación continua y remoción de TN que va del 20% al 50%. El reactor de aireación continua eliminó algo más de amoníaco (80-95 %) que el reactor de aireación por lotes (74-93 %) independientemente del método de alimentación.

Li Yi Z. et al., (2018, p.1); En su investigación, trató aguas superficiales contaminadas en un modo de flujo continuo utilizando un sistema MABR a escala piloto. Se investigó la eficacia de la eliminación de nitrógeno con diferentes condiciones de aireación, cargas hidráulicas y relaciones C/N. Los resultados demostraron que la tasa de desnitrificación aumenta principalmente por la presión dentro de la membrana. La dinámica de nitrificación del sistema MABR se vio favorecida por la baja relación C/N del afluente y la carga hidráulica, pero el proceso de desnitrificación está limitado por un sustrato bajo. La eliminación de nitrógeno se vio favorecida por una carga hidráulica óptima de 0,016 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup> día) (período de retención hidráulica de 36 h) y un aumento proporcional en la relación C/N del afluente. La eficiencia de extracción de carbono orgánico (TOC), amonio y nitrógeno total (TN) puede aumentar al 80,0%,

Li Peng et al., (2016, p.1); en su trabajo, analizó la viabilidad de MABR mejorados para el tratamiento de aguas superficiales. Para una aireación efectiva y adhesión microbiana, se creó un módulo de membrana adecuado. Para crear una biopelícula estable con una comunidad microbiana aeróbica y anaeróbica, que se requería para lograr los efectos simultáneos de acidificación hidrolítica, oxidación aeróbica y nitrificación-desnitrificación, en la Fase 1 solo se airearon las mitades de una tecnología de membrana. En la fase dos, todos los módulos de membrana se airearon y se utilizó PHA como fuente de carbono para promover el crecimiento microbiano. El nitrógeno y el fósforo se biotransformaron al mismo tiempo. El día 28, el MABR mejorado se eliminó por completo para evitar la liberación de los venenos en el agua. Por último, pero no menos importante, las lecturas de turbidez fueron 35 mg/l, 0,03 cm<sup>-1</sup>, 0,21 mg/l, 1,5 mg/l, y 0,23 mg/l, respectivamente. También incluyeron valores para UV 254, nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>-N), nitrógeno total (TN) y fósforo total (TP).

Wang Rongchang et al., (2019, p.1); el objetivo del estudio es crear una técnica de iniciación de dos pasos para crear una biopelícula multicapa en reactores de biopelícula aireada por membrana (MABR) que tratan aguas residuales con alta concentración de nitrógeno. Los resultados muestran que, en comparación con los

reactores que utilizan un iniciador de un paso, los MABR con un inicio de dos pasos tenían tasas específicas de eliminación de DQO y amoníaco que eran más del doble. El tiempo de inicio se puede acortar aplicando directamente un inóculo de biopelícula que ha estado expuesto a una gran cantidad de amoníaco. Después de 63 días de operación, se demostró que el inóculo de biopelícula nitrificante produjo dos órdenes de magnitud más de imagen en biopelículas MABR que el inóculo de lodo nitrificante.

Lin Jiayi et al., (2016, p.2); en sus estudios, demostró la eficiencia de la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales usando una MABR con una relación DQO/N de 10 a 3. Los resultados mostraron que la relación DQO/N del efluente tuvo un impacto en la eliminación de nitrógeno en la MABR, pero esta influencia se redujo cada vez que se redujo la relación DQO/N. 5 o mayor. Las eficiencias de eliminación de DQO, amonio y nitrógeno total fueron 83,7 %, 93,1 % y 84,6 %, respectivamente, cuando la DQO/N afluente fue 5. Por el contrario, las tasas de consumo de oxígeno por bacterias heterótrofas, bacterias oxidantes de amoníaco y bacterias oxidantes de nitrito fueron 35,7, 46,7 y 25,7 mgO<sub>2</sub>/(gMLVSSh), respectivamente. Cuando se compara con otros biorreactores, MABR tiene la ventaja de tener una alta eficiencia de eliminación de nitrógeno y una baja DQO/N efluente. También se investigó la diversidad y la actividad de las bacterias captadoras de nitrógeno con diversas proporciones DQO/N mediante PCR-DGGE. Junto con el cambio en la relación DQO/N, se encontraron y alteraron numerosas bacterias involucradas en el desarrollo de biopelículas, nitrificación, desnitrificación y oxidación anaeróbica de amonio. determinando que una relación DQO/N de 3 reducía mucho tanto la cantidad como la densidad bacteriana. Junto con el cambio en la relación DQO/N, se encontraron y alteraron varias bacterias involucradas en la formación de biopelículas, nitrificación, desnitrificación y oxidación anaeróbica de amonio. determinando que una relación DQO/N de 3 disminuyó masivamente tanto la cantidad como la densidad microbiana. Junto con el cambio en la relación DQO/N, numerosas bacterias participan en la formación de biopelículas, nitrificación, desnitrificación, y se encontraron y alteraron actividades de oxidación de amonio anaeróbico. determinando que al reducir drásticamente la relación DQO/N afluente a 3 se redujo la cantidad y densidad bacteriana.

Tian Hailong et al., (2016, p.1); estudiaron el uso de la tecnología del sistema de reactor oxigenado transmembrana vinculado (MABR), que incluía la oxidación del ozono como tratamiento previo, la técnica química MABR y la tecnología de

coagulación mejorada, para tratar efluentes intermedios farmacéuticos de alta concentración. - Después de un ciclo de tratamiento, floculación. Esto se hizo originalmente para comprender cómo la tasa de generación de ozono y el tiempo de respuesta afectaron la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DQO) y la relación demanda bioquímica de oxígeno (DBO 5)/DQO (B/C). En las condiciones de dosificación de 6 gh 1 y tiempo de respuesta de 30 min, se logró una reducción de la DQO del 53 % y un aumento de la relación B/C de 0,22 a 0,46. El efecto del tiempo de retención hidráulica (HRT), la presión de aireación, y la velocidad de flujo en las eliminaciones de C y N en el sistema MABR se examinaron a continuación utilizando experimentos multigrupo continuos. El método MABR fue capaz de eliminar el 95 % de la DQO y el 92 % del nitrógeno total con 24 horas de HRT, una presión de aireación de 0,15 MPa y una velocidad de flujo de 0,08 ms<sup>-1</sup> (NT). Por último, pero no menos importante, se utilizó coagulación-floculación mejorada para producir efluentes de excelente calidad utilizando cloruro de polialuminio (PAC, 1,2 g L<sup>-1</sup>), poliacrilamida (PAM, 2 mg L<sup>-1</sup>) y polvo magnético (8-10 g L<sup>-1</sup>). -1). El procedimiento MABR logró reducir el nitrógeno total (TN) en un 92 %, mientras que desapareció en gran medida el 95 % de la DQO a 15 MPa y un caudal de 0,08 ms<sup>-1</sup>. Por último, pero no menos importante, se utilizó coagulación-floculación mejorada para producir efluentes de excelente calidad utilizando policloruro de aluminio (PAC, 1,2 g L<sup>-1</sup>), poliacrilamida (PAM, 2 mg L<sup>-1</sup>), y polvo magnético (8-10 g L<sup>-1</sup>). El procedimiento MABR pudo reducir el nitrógeno total (TN) en un 92 % y, al mismo tiempo, eliminar el 95 % de la DQO a 15 MPa y un caudal de 0,08 ms<sup>-1</sup>. Finalmente, para producir aguas residuales de mayor calidad, se empleó coagulación-floculación mejorada utilizando cloruro de aluminio (PAC, 1.2 g L<sup>-1</sup>), poliacrilamida (PAM, 2 mg L<sup>-1</sup>) y polvo magnético (8-10 g L<sup>-1</sup>). 1).

Syron E. et al., (2016, p.1); empleó un reactor de biopelícula aireado por membrana de 60 L para tratar lixiviados de vertederos que tenían niveles extremadamente altos de DQO y amonio (MABR). A través de membranas de fibra hueca hechas de polidimetilsiloxano, se suministró aire u oxígeno puro al biorreactor. Con concentraciones de amonio en el afluente que oscilan entre 500 y 2500 mg/L y un período de retención hidráulica promedio de aproximadamente 5 días, el MABR logró una nitrificación del 80 al 99 % durante un año de operación. Se eliminaron simultáneamente 200-500 mg/L de DQO de los valores de entrada de 1000 a 3000 mg/L. Durante el experimento se alcanzaron tasas de transporte de oxígeno de hasta

35 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>-día. El funcionamiento a tasas de flujo de gas bajas sin tener un impacto negativo en las tasas de transferencia de oxígeno permitió lograr altas eficiencias de transferencia de oxígeno.

Derakhshan Zahra et al., (2018, p.1); el propósito del estudio fue evaluar cómo los choques hidráulicos y tóxicos afectaron la funcionalidad del reactor de biopelícula de lecho móvil anóxico (AnMBBR). Los hallazgos del estudio experimental demostraron que el sistema era razonablemente resistente a los choques aplicados y capaz de volver al estado estable; en condiciones ideales, las tasas más altas de eliminación de atrazina y de eliminación de la demanda química de oxígeno soluble (DQO) fueron del 74,82 % y el 99,29 %, respectivamente. Además, solo tres días después de que se redujera el contenido de nitrato del afluente, la biodegradación de atrazina del AnMBBR cayó rápidamente del 74 al 0,05 % en ausencia del 9,12 % de nitrato. La tasa máxima de eliminación de atrazina ( $U_{max} = 9,87 \text{ g ATZ/m}^3 \text{ d}$ ) se determinó analizando la cinética de los coeficientes utilizando el modelo Stover & Kincannon modificado.

Mei Xiang et al., (2019, p.2); para lograr una degradación eficiente de los ácidos grasos en un reactor de biopelícula aireado por membrana, se investigaron (MABR) la cinética de la degradación de los ácidos grasos y el mecanismo de degradación de los ácidos grasos en presencia de cosustrato de metanol (MeOH). De acuerdo con los hallazgos experimentales, la tasa promedio de remoción de AG fue de 97,15% cuando la carga de AG afluente fue de 2,99 kg HCHO/m<sup>3</sup> d. Las tasas promedio de eliminación de AG, DQO y MeOH fueron, respectivamente, 99,90 %, 81,50 % y 97,14 % cuando la concentración de AG afluente fue de 116,31 mg/L, el tiempo de retención hidráulica (TRH) fue de 4 h y la presión de aireación fue de 0,010 MPa. Con una concentración inicial de 500 mg/L, la degradación de FA en el MABR siguió el modelo cinético de pseudo primer orden, y la constante cinética de FA fue 1,23 h<sup>-1</sup>. A una concentración de FA de 500 mg/L, las bacterias no tuvieron ningún impacto en la descomposición de la sustancia. Sin embargo, quedó claro que la descomposición de MeOH se vio obstaculizada cuando aumentó el nivel de FA.

Wang Jing et al., (2013, p.1); Se utilizó un reactor de biopelícula de lecho móvil híbrido a escala de laboratorio para investigar la eliminación de cinco benzotriazoles y un benzotiazol de los efluentes municipales (HMBBR). Como resultado, la eliminación promedio de la sustancia objetivo osciló entre el 41 % (4-metil-1H-benzotriazol; 4TTR)



y el 88 %. (2-hidroxibenzotiazol; OHBTH). La mayor parte de la degeneración ocurrió en el primer biorreactor, con la excepción de 4TTR. Las constantes de biodegradación para OHBTH, 1H-benzotriazol (BTR) y xilitriazol se calcularon en experimentos por lotes y se aplicó el modelo utilizado para describir la eliminación de microcontaminantes en el sistema en estudio (XTR).

Dados los antecedentes mostrados, se presenta a continuación el problema que engloba el presente estudio:

El agua es necesaria para la vida, es con mucho el componente alimentario más vital y un recurso del que depende la sociedad moderna de muchas maneras diferentes, incluso para el agua potable, la agricultura, la industria y el disfrute (Victoria N et al., 2022, p.2).

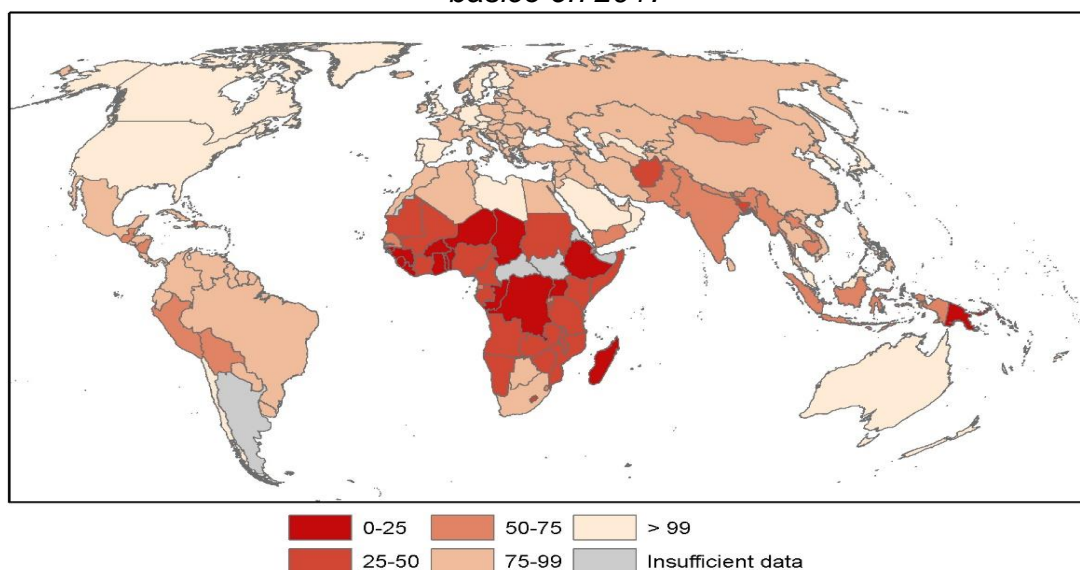
Para que cualquier comunidad funcione de manera sostenible, el agua es necesaria, y se debe preservar su seguridad en cantidad y calidad. Sin embargo, la ingeniería sanitaria o ambiental tal como la conocemos hoy en día tiene un pasado muy reciente (Kaiser J. y Lerch M., 2022, p.3). Cuando se reconoció la fuerte conexión entre la calidad del agua, el saneamiento y la salud pública a mediados del siglo XIX, surgieron los nombres de "ingeniería sanitaria" o "ingeniería de la salud pública" (Lai K. et al., 2022, p.2).

Siendo así, luego de los exámenes de estos lugares, se hicieron recomendaciones para garantizar un saneamiento urbano adecuado, ofrecer agua limpia e instalar un sistema de drenaje adecuado para deshacerse de los desechos humanos (Quan X. et al., 2018, p. 4). Después de este descubrimiento, los objetivos principales de todas las mejoras de ingeniería ambiental fueron ofrecer agua potable estéticamente agradable y sabrosa, prevenir enfermedades transmitidas por el agua y construir un sistema de recolección de aguas residuales (Cao M. et al., 2022, p.2).

Con el tiempo, el objetivo se amplió para abarcar la protección del medio ambiente del daño provocado por la contaminación de las aguas residuales (Williams M. et al., 2019, p.3). La contaminación del agua es un problema mundial porque las descargas de aguas residuales industriales sin tratar contaminan el agua dulce, lo que presenta una serie de riesgos tanto para la salud humana como para el medio ambiente (Zhang J. et al., 2021, p.2).

donde las aguas residuales domésticas e industriales se liberan al sistema de agua natural con mayor frecuencia y sin suficiente tratamiento, lo que reduce su capacidad de autopurificación (Lapointe Brian e. et al., 2016, p.3). En los países de ingresos altos, el tratamiento de las aguas residuales antes de verterlas en el medio ambiente es un procedimiento estándar, aunque no siempre es así en los LMIC debido a la infraestructura de saneamiento inadecuada. Ver figura 1.

**Figura N 1.** Proporción de la población con al menos instalaciones de saneamiento básico en 2017



Fuente: Sobkowiak J., 2019

Además, solo alrededor del 20 % de los efluentes de la actividad industrial y municipal en los países de ingresos bajos y medianos se trata antes de ser liberados al medio ambiente (Qadir M. y Scott C., 2022, p. 2).

Esto se ha hecho a pesar del hecho de que los hábitats contaminados, como las aguas residuales, podrían servir como un punto focal para el desarrollo y la propagación de la resistencia bacteriana, ya que incluyen antibióticos químicos, bacterias y enfermedades (Muserere S. et al., 2015, p. 4).

Las principales causas de la contaminación por nitrógeno de las aguas superficiales son, por lo tanto, el aumento de las descargas de aguas residuales no controladas, aguas residuales municipales, aguas residuales y el uso inadecuado de insecticidas y fertilizantes para cultivos (Bougnom B. Piddock L., 2017, p.4). Los contaminantes que contienen nitrógeno (amoníaco, nitrito y nitrato) presentan riesgos sustanciales para la salud humana y animal porque no solo causan eutrofización, lo que reduce la

calidad del agua y cambia el ecosistema de agua dulce (Bougnom B. et al., 2019, p. 2).

Como resultado, las aguas residuales que contienen formaldehído (AF) se descargan al medio ambiente a razón de 100–10 000 mg/L, mientras que la concentración máxima que las especies acuáticas pueden tragar sin dañarlas es de 1,61 mg/L (Mei X. et al., 2019, p.2). Además, la eutrofización, la proliferación de algas y la contaminación de las aguas subterráneas son provocadas por la liberación de nitrógeno y fósforo de las granjas ganaderas y los efluentes domésticos (Li Peng et al., 2016, p. 2).

Los helmintos, los protozoos, las zoonosis y las enfermedades bacterianas se han relacionado con la práctica de utilizar aguas residuales sin tratar para la agricultura urbana en los LMIC (Dickin Sarah K. et al., 2016, p. 2). Los agricultores y la gente de la ciudad que han tenido contacto directo con el agua o que han comido verduras frescas contaminadas con ella pueden tener bacterias resistentes a los medicamentos que pueden crecer en sus tractos gastrointestinales y propagarse entre la población a través de la vía fecal-oral (Sivasubramanian V., 2016, p.421).

Debido a los problemas antes mencionados, se ha llevado a cabo una mayor investigación a nivel mundial sobre el tratamiento eficiente de las aguas residuales sin tratar (Mishra virendra K. et al., 2021, p.3). Mientras que los métodos tradicionales de tratamiento de aguas residuales generalmente consumen más energía, tienen niveles más bajos de efectividad en la eliminación de contaminantes y producen contaminantes secundarios (Veleva Irina et al., 2022, p.2).

Esta investigación condujo a la creación del MABR, un novedoso método biológico de tratamiento de aguas residuales (Mei Xiang et al., 2020, p.2).

Los reactores de biopelícula aireada por membrana son un nuevo método de tratamiento aeróbico de aguas residuales (MABR) (Augusto Matheus R. et al., 2018, p.2). Con el suministro de oxígeno en la parte inferior de la biopelícula y las biopelículas creciendo sobre la membrana semipermeable, la idea de MABR se basa en la entrega de sustratos adicionales como amonio o carbono orgánico primero desde la interfaz de agua a granel. hacia arriba (Hibiya K. 2003, citado en Bunse Philipp et al., 2020, p.2).

Pudiéndose clasificar en dos categorías; que se muestra en el gráfico 1.

**Gráfico N 1. Clasificación MABR**

## Reactor de biofilm puro

- **Característico por:**
- Crece únicamente sobre transportadores sin fangos en suspensión y sin recirculación de fangos (Pratima B., 2017, p.6)
- Ideal para aplicarlo en el tratamiento de aguas residuales

## Reactor híbrido

- **Característico por:**
- Crece la biomasa tanto en forma de biopelícula sobre soportes como de lodo en suspensión; parte del lodo se recircula (Pratima B., 2017, p.6)
- Ideal para aplicarlo en el tratamiento de aguas residuales

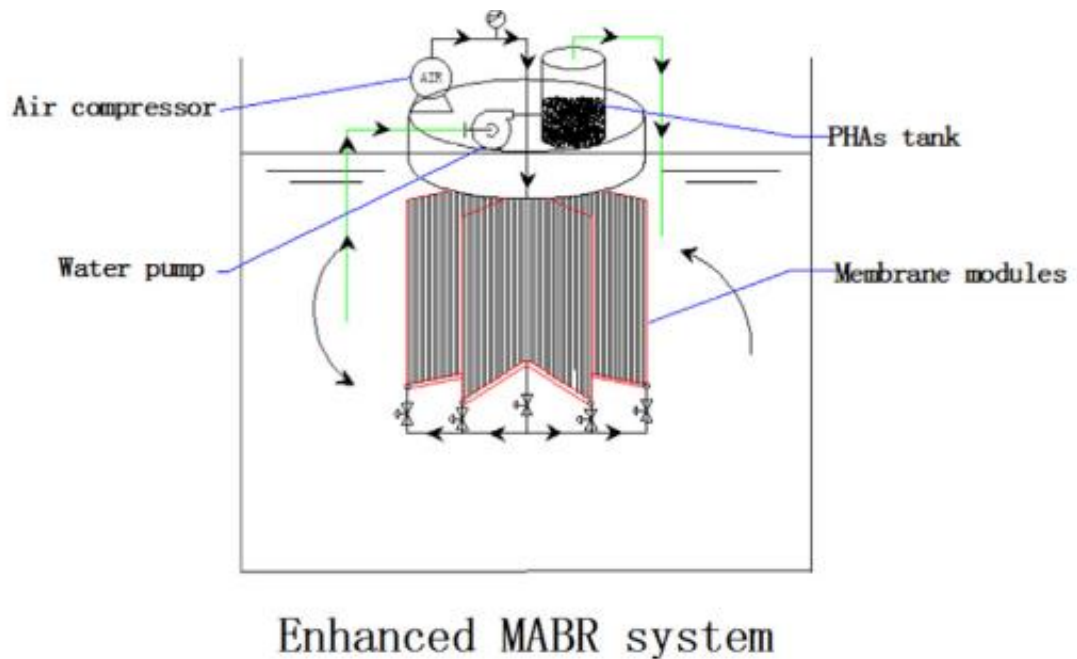
elaboración propia

En un reactor de este tipo, el oxígeno proporcionado en el lado de la biopelícula de la membrana se difunde en la biopelícula, donde tiene lugar la oxidación de los contaminantes, a través de los poros de la membrana de gas (Bunse Philipp et al., 2020, p.2).

MABR, un enfoque bioquímico de vanguardia para el tratamiento del agua, combina la aireación y la fijación microbiana a través de membranas de fibra hueca en el reactor finto (Lu Duowei et al., 2021, p.4). A diferencia de las tecnologías de membrana anteriores, la membrana permeable de MABR proporciona oxígeno líquido para el tratamiento de aguas residuales (los porcentajes de flujo de permeado se obtuvieron al 100 %) (Syron E. et al., 2016, p. 5).

En el sistema MABR, la membrana también funciona como un transportador de biopelículas y un difusor de oxígeno de aireación sin burbujas. (Ver figura 2).

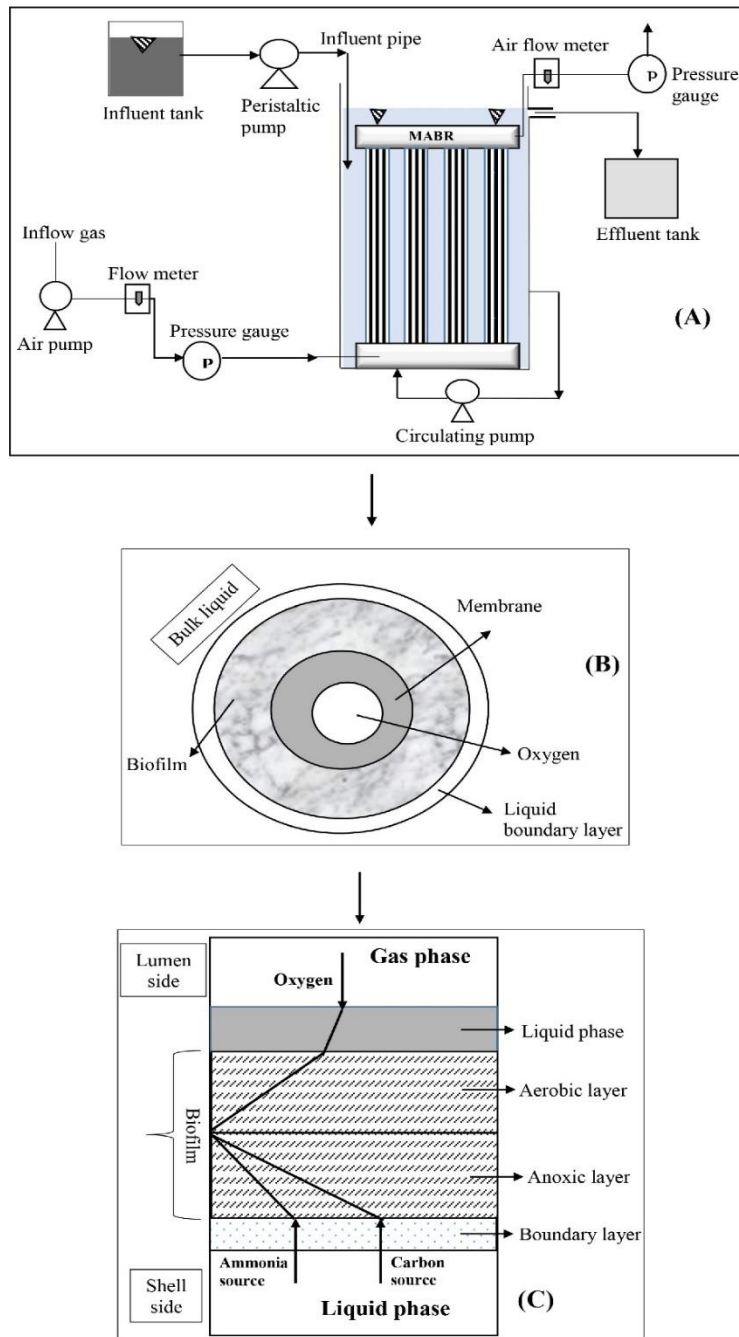
**Figura N 2.** Diagrama esquemático del sistema MABR mejorado



*Fuente: Veleva Irina et al., 2022*

Ocho unidades transmembrana, un recipiente de flotación y un tanque de PHA para almacenar partículas de PHA componían la mayor parte del conjunto MABR modificado que se ve en la Fig. 1. 200 membranas híbridas no tejidas con una longitud efectiva de 20 cm. El tanque de flotación y el compresor de aire permitieron que los módulos de membrana flotaran en la superficie del agua. Se agregaron hélices al proceso MABR mejorado para ayudar en la transferencia de masa de sustratos (como compuestos orgánicos, nitrógeno y fósforo) mediante la rotación de la solución integrada debido a la baja tasa de flujo del agua superficial.

**Figura N 3.** Descripción general de los esquemas MABR en el tratamiento de aguas residuales



Fuente: Bunse P. et al., 2020

Además, la biopelícula tiene la capacidad de generar una zona aeróbica y una zona anaeróbica al mismo tiempo, lo que permite la concurrencia de acidificación hidrolítica, oxidación aeróbica, nitrificación y desnitrificación, lo que está destinado a una alta eficiencia de eliminación de materia orgánica, TN y TP (Xu Yifeng et al., 2020, p.2).

La Figura 3 muestra el proceso para el tratamiento de aguas residuales, mostrando las cantidades, organización y orden en que se realiza, entre otras especificaciones, y la geometría de la MABR (B) (C).

Así, trabajos como el de Corsino S. y Torregrossa M., (2022, p.1), compararon el rendimiento de una planta piloto de un reactor de biopelícula aireado de membrana híbrida (MABR) con el de un sistema tradicional de lodos activados (CAS) en varios tiempos de retención de lodo (SRT) (20-3 días), y descubrió que el MABR superó al CAS en términos de TSS (86 % frente a 79 %), DQO (89 % frente a 85 %) y nitrógeno total (80 % frente a 79 %). % vs 65%).

# **METODOLOGÍA**

## **3.1. Tipo de diseño de investigación**

Esta investigación es cualitativa, ya que este tipo de investigación es intersubjetiva, esto quiere decir que el investigador observará, comprenderá y recogerá información sobre las experiencias del investigador (Salgado A., 2007, p. 71). Debido a esto, se aplica la investigación cualitativa, ya que ningún dato analizado se dará por sentado, se tendrá que estudiar a partir de la observación y análisis del contexto estudiado.

Ante esto, la investigación es útil porque examina comportamientos objetivos que son extremadamente pertinentes a la sociedad y que, en general, revelan rápidamente conexiones significativas entre el comportamiento y estímulos particulares (Carter S. et al., 2019, p.2). Además, pretende utilizar las teorías o técnicas geográficas existentes para comprender y resolver problemas empíricos específicos (Lozada J., 2014, p.5).

Debido a que una revisión sistemática busca producir una evaluación extensa, objetiva y replicable del estado del conocimiento sobre un tema bien definido, el diseño aplicado es sistemático (Sovacool B. et al., 2018, p.2). A la luz de esto, se realizará un análisis preliminar de la literatura, o un subconjunto de la literatura, en un campo determinado. De manera similar, las revisiones a priori, aquellas que comienzan con criterios o términos de búsqueda predeterminados, se pueden distinguir de las revisiones sistemáticas.

## **3.2. Matriz de categorías, subcategorías y categorizaciones**

Las categorías que se muestran en la tabla 1 fueron elaboradas por medio de los objetivos específicos; siendo 3 las categorías y sus respectivas subcategorías; donde estos fueron el tercer nivel de categorización que permitió generar lógicamente los resultados, en base al porcentaje promedio de remoción de los contaminantes tratados en las aguas residuales por el reactor de biopelícula aireada por membrana, el tipo de escala utilizada y los factores asociados al rendimiento.



**Tabla N 1. Tabla matriz de categorización a priorística**

<b>Objetivos específicos</b>	<b>Problemas específicos</b>	<b>Categoría</b>	<b>Subcategoría</b>	<b>critério 1</b>
<b>Identificar el porcentaje promedio de eliminación de contaminantes tratados en aguas residuales por el reactor de biopelícula aireado por membrana</b>	¿Cuál es el porcentaje promedio de eliminación de contaminantes tratados en las aguas residuales por el reactor de biopelícula aireado por membrana?	Porcentaje medio de eliminación (Veleva Irina et al., 2022, p.2).	porcentaje promedio alto porcentaje bajo porcentaje (Quan X. et al., 2018, p.4).	Según la tasa de eliminación
<b>Clasificar el tipo de escala utilizada por los reactores de biopelícula aireados por membrana para la biodegradación de aguas residuales sin tratar</b>	¿Cuál es el tipo de incrustación que utilizan los reactores de biopelícula de membrana aireada para la biodegradación de aguas residuales sin tratar?	Tipo de escala utilizada por los reactores de biopelícula aireados por membrana (Landes N. et al., 2021, p.2).	escala piloto escala de laboratorio biopelícula adaptada en MABR (Cao M. et al., 2022, p.2).	Según la fuente de contaminación
<b>Analizar los factores asociados al comportamiento de los biofilms aireados por membranas en los diferentes estudios de biodegradación de aguas residuales brutas.</b>	¿Cuáles son los factores asociados con el desempeño de las biopelículas aireadas por membrana en varios estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar?	Factores asociados al desempeño de biopelículas aireadas por membranas (Xu Yifeng et al., 2020, p.2).	espesor de biopelícula Oxígeno disuelto (OD) Tiempo de retención hidráulica (HRT) (Mei X. et al., 2019, p.2).	Según los factores asociados al desempeño de MABR

### **3.3. escenario de estudio**

Se considera escenario el lugar y/o medio físico donde se realizan o realizan los estudios experimentales de un trabajo de investigación; por lo tanto, al tratarse de un estudio sistemático, se tomaron en cuenta como escenarios los lugares donde las diversas literaturas llevaron a cabo sus prácticas de reactores de biopelículas aireadas por membrana; siendo el más común para los artículos los laboratorios universitarios.

### **3.4. Participantes**

Los participantes de un estudio son quienes intervienen en la realización del trabajo y son una pieza clave; Ante esto, en este trabajo sistemático, al no ser un estudio experimental, los participantes son los sitios web, en este caso fueron: sciencedirect, scielo, scopus y Proquest.

Estos portales presentan una amplia base de datos a nivel mundial, con contenidos de revistas científicas, libros electrónicos, artículos científicos, entre otros resúmenes documentales; y se utilizaron por su alto nivel de contenido y confiabilidad, presentando únicamente documentos indexados.

### **3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

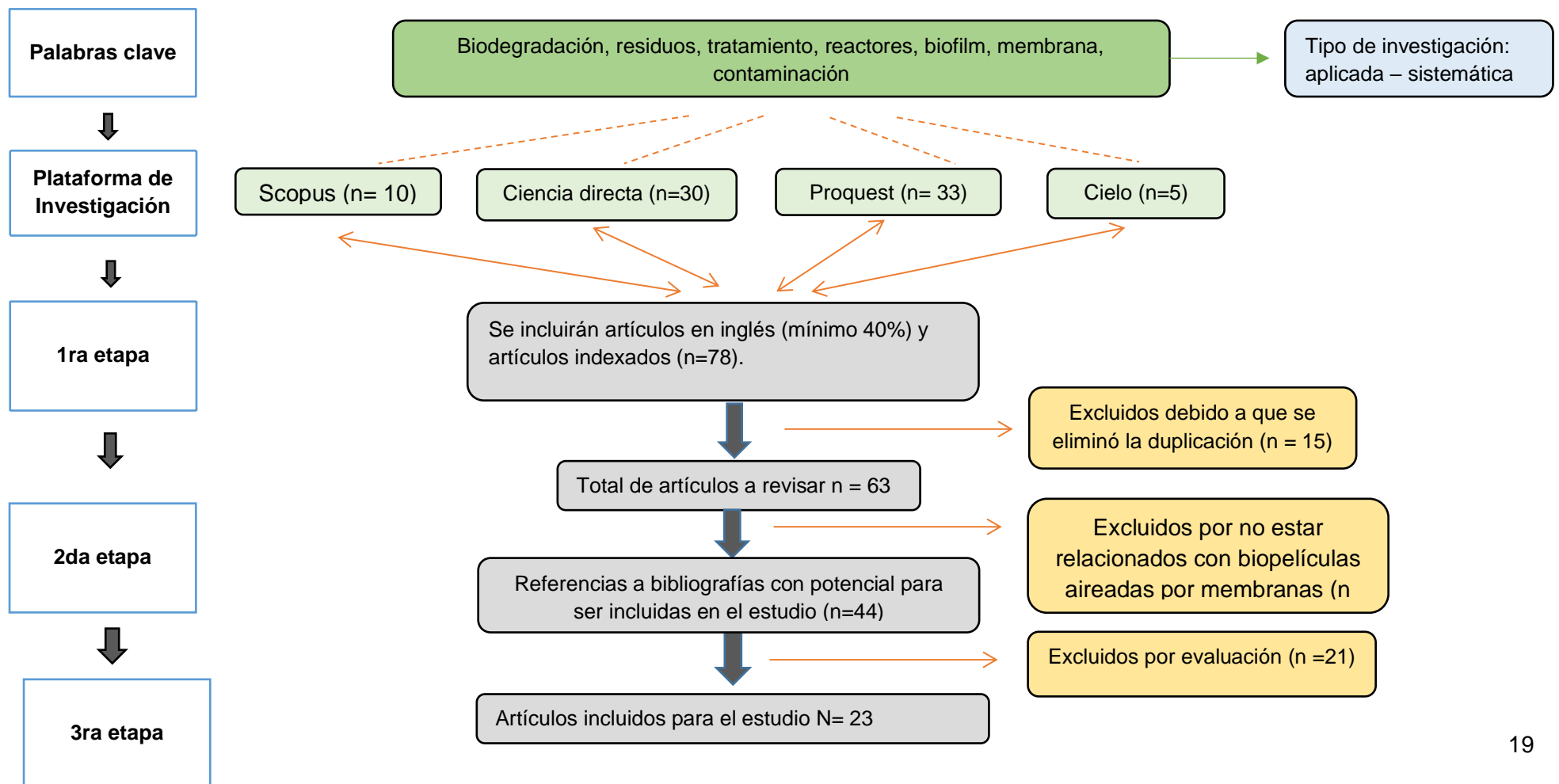
En el presente trabajo se utilizó como técnica de estudio el análisis documental, ya que este método es muy beneficioso cuando el objetivo es examinar cómo cambian situaciones, casos, etc. durante un período prolongado (Ocak G. y Ocak I., 2016, p.648). Además, se completó una evaluación cualitativa y de contenido de los datos cualitativos como parte del análisis de datos; donde, el análisis descriptivo se utiliza para resumir e interpretar los datos recopilados de muchas maneras diferentes y el análisis de contenido, por su parte, incluye la representación de temas que no se ven directamente en el conjunto de datos, pero que se aclaran a través de la codificación y clasificación conceptual, así como la relación entre los datos.

Por otro lado, esta técnica se aplica mediante el uso de la ficha propuesta en el anexo 2, siendo este el instrumento de recolección de datos utilizado; A través de dicho archivo se propusieron datos que permitieron que el documento original presente una rápida y práctica recuperación a través del mismo.

### 3.6. Proceso

El procedimiento seguido en este estudio se clasificó por etapas, siendo 3 las que se muestran en el gráfico 1; teniendo como criterio que se cumplieron los objetivos a desarrollar en el estudio.

**Gráfico N 2.** Procedimiento de recogida y selección de artículos



### **3.7. rigor científico**

El rigor científico es la calidad de un estudio que cumple con varios criterios de investigación; Cumpliéndose en este estudio los criterios de dependencia, confiabilidad, aplicabilidad y credibilidad; descrito a continuación citado por (Cornejo et.al., 2011, p.15).

La dependencia es el criterio más controvertido entre los investigadores, ya que se refiere a la estabilidad de la información de los datos y, según varios investigadores, señalan que no es posible tener total certeza o confianza en la exactitud de los datos cuando se trata de ellos. estudiar trabajos reales. Ante esto, el presente trabajo se encargó de brindar la transcripción de los estudios sin alterar la información de los mismos y sin presentar opiniones que pudieran modificar algún resultado, tratando de que sean lo más acertados posibles a los señalados en los estudios originales.

La confiabilidad es el criterio que indica la consistencia y coherencia de los resultados presentados, donde se deben producir los mismos resultados, aplicándose a un mismo tema específico. Este criterio se produce evitando emitir opiniones subjetivas sobre los resultados presentados en la investigación.

Aplicabilidad, este criterio es la posibilidad de que los resultados o interpretaciones mostrados puedan ser aplicados a otros estudios. Esto se consigue dejando la mayor cantidad de información posible de los estudios utilizados para que los investigadores que deseen aplicarla a otros contextos o campos puedan obtener resultados iguales o similares.

Credibilidad, este criterio se resume en los hallazgos que obtiene el investigador a través de lo obtenido por las preguntas o indagaciones realizadas a los autores, donde a través de dicha información recabada se producirán hallazgos y estos autores confirmarán como verdadero o cercano a lo que plantean. pensar o desear. dar a entender. Este criterio se obtuvo a través de la recopilación exhaustiva de los estudios, aplicando instrumentos y métodos para la recopilación de información.

### **3.8. Método de análisis de información**

El método de información consistió en el uso de la triangulación, porque la triangulación puede tomar varias formas, pero generalmente se refiere al uso de

múltiples fuentes de datos, métodos de recopilación de datos o investigadores. En general, el propósito de esto sería reducir los inconvenientes inherentes al uso de una sola fuente, método o fuente, método o investigador y señalar preocupaciones comunes acerca de evitar errores, pero introducir preocupaciones por el rigor, la confiabilidad y la validez en los análisis cualitativos. investigación (Cadena-Iñiguez, P. et al., 2017, p.7).

Ante esto, se utilizó la matriz apriorística, presentando las siguientes categorías y subcategorías que permitieron que los resultados mostrados fueran precisos.

Categorías: Porcentaje medio de eliminación, Tipo de incrustación utilizada por los reactores de biopelícula aireada por membrana, Factores asociados con el rendimiento de la biopelícula aireada por membrana.

Subcategorías: porcentaje medio, porcentaje alto, porcentaje bajo / Escala piloto, Escala laboratorio, Biofilm adaptado en MABR / Espesor de biofilm, Oxígeno disuelto (OD), Tiempo de retención hidráulica (HRT).

### **3.9. Aspectos éticos**

El aspecto ético se cumplió siguiendo la resolución No. 0103-2018 establecida por la Universidad Cesar Vallejo, así como la Norma ISO 690-2, con lo cual se cumplió con la autenticidad de los diversos investigadores que prestaron sus artículos para el desarrollo y realización. del trabajo

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

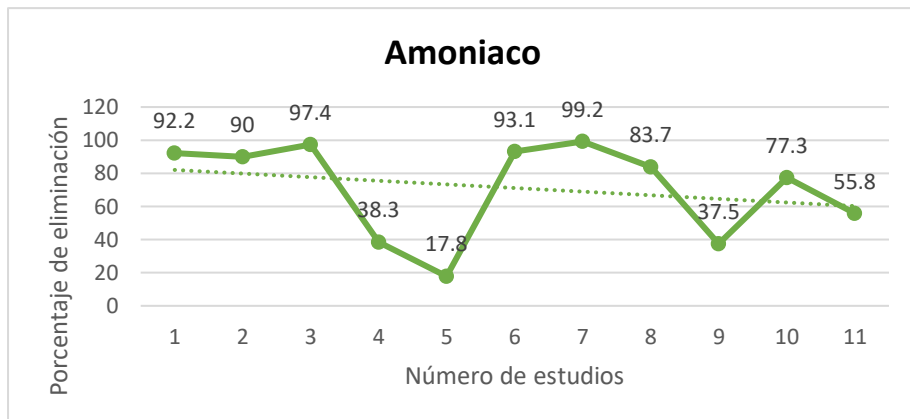
La eficiencia que presentan los reactores de biofilm de membrana aireada en los diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales crudas está determinada por el porcentaje promedio de remoción, el tipo de incrustación utilizada y los factores asociados a su desempeño. Donde se muestran en las tablas 2, 3 y 4.

**Tabla N 2.** *Porcentaje medio de eliminación por el reactor de biopelícula aireado por membrana*

CONTAMINANTE	ELIMINACIÓN (%)	TASA DE ELIMINACIÓN (g/m <sup>2</sup> )	REFERENCIA
<b>TOC</b>	80	No mostrada	Li Y. y Zhang K., (2018, pág.1)
<b>Amoníaco</b>	92.2	No mostrada	Li Y. y Zhang K., (2018, pág.1)
<b>Amoníaco</b>	90	No mostrada	Cao Wenping et al., (2013, p.1)
<b>Amoníaco</b>	97.4	No mostrada	Li Peng et al., (2016, pág.1)
<b>Amoníaco</b>	38	5.34	Rongchang W. et al., (2019, p.1)
<b>Amoníaco</b>	17	2.15	Rongchang W. et al., (2019, p.1)
<b>Amoníaco</b>	93.1	No mostrada	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<b>Amoníaco</b>	99.2	No mostrada	Tian Hailong et al., (2016, p.1)
<b>Amoníaco</b>	83.7	No mostrada	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<b>Amoníaco</b>	37.5	No mostrada	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<b>Amoníaco</b>	77	12.9	Rongchang W. et al., (2019, p.1)
<b>Amoníaco</b>	55	4.78	Rongchang W. et al., (2019, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	81.50	No mostrada	Mei Xiang et al., (2019, p.2)
<b>CÓDIGO</b>	83	No mostrada	Syron E. et al., (2016, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	80	No mostrada	Wang Jing et al., (2013, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	98	No mostrada	Tian Hailong et al., (2016, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	60.3	No mostrada	Li Yi Z. et al., (2018, p.1)

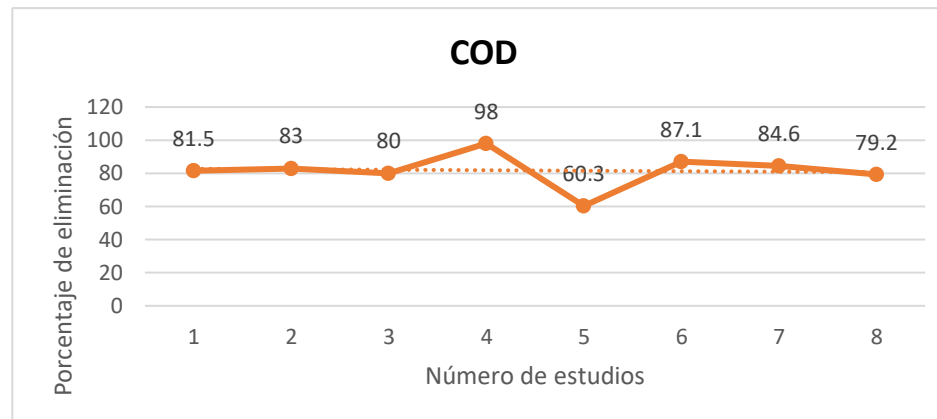
<b>CÓDIGO</b>	87.1	No mostrada	Li Peng et al., (2016, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	84.6	No mostrada	Li Peng et al., (2016, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	79.2	No mostrada	Terada et al., (2017, p.1)
<b>Tennessee</b>	99	No mostrada	Syron E. et al., (2016, p.1)
<b>Tennessee</b>	90.7	No mostrada	Tian H. et al., (2016, pág.2)
<b>Tennessee</b>	90	750	Xu Yifeng et al., (2020, p.1)
<b>Fósforo</b>	76	No mostrada	Li Peng et al., (2016, p.1)
<b>Formaldehído</b>	99.9	No mostrada	Mei Xiang et al., (2019, p.2)
<b>metanol</b>	97.14	No mostrada	Mei Xiang et al., (2019, p.2)
<b>DCA</b>	No mostrada	410 g/m3/hora	Bunse P. et al., (2020, pág.1)
<b>Turbiedad</b>	86.4	No mostrada	Li Peng et al., (2016, p.1)

**Gráfico No 3.** Porcentaje medio de eliminación del contaminante  $NH_4^+$  mediante la aplicación de reactores de biopelícula aireados por membrana

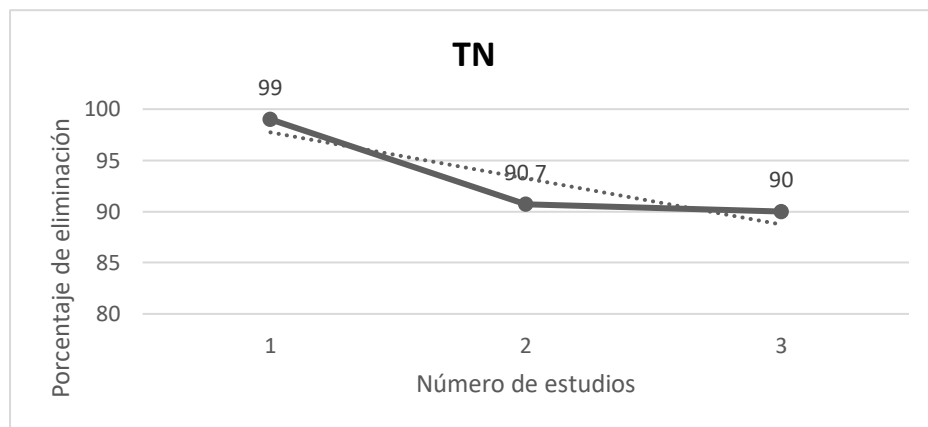


Elaboración propia Elaboración propia

**Gráfico N 4.** Eliminación porcentual promedio de la Demanda Química de Oxígeno mediante la aplicación de reactores de biofilm aireados por membrana

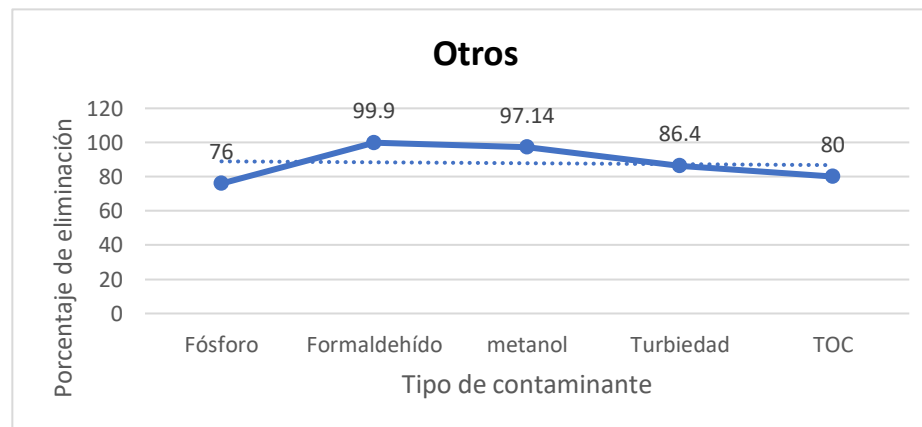


**Gráfico N 5.** Porcentaje medio de eliminación de nitrógeno total mediante la aplicación de reactores de biopelícula aireados por membrana



elaboración propia elaboración propia

**Gráfico N 6.** Porcentaje medio de eliminación de otros contaminantes presentes en las aguas residuales, mediante la aplicación de reactores de biofilm aireados por membrana





De acuerdo a los gráficos 3, 4, 5 y 6 con relación a la tabla 2, el reactor microbiológico carbonatado transmembrana tiene un alto porcentaje promedio de remoción de contaminantes de las aguas residuales, con porcentajes promedio que van del 80 al 100%.

El problema se puede superar en los reactores de biopelícula porque el crecimiento adjunto de microorganismos (AGM) permite un tiempo de retención de sólidos (SRT) ilimitado y elimina el requisito de TRH. A través de la absorción de nutrientes oxidativos y la desnitrificación anóxica, que son los pilares del tratamiento convencional de aguas residuales con amonio, el  $\text{NH}_4^+ -\text{N}$  se transforma en  $\text{NO}_3^- -\text{N}$  y luego en una molécula de gas casi atmosférica ( $\text{N}_2$ ) (Karna D. et al., 2019, p.4).

Por ello, existe un alto porcentaje medio de eliminación de contaminantes como el amoníaco en este proceso; siendo confirmado además por Mei Xiang et al., (2019, p.2), que la biopelícula forma simultáneamente zonas anaeróbicas y aeróbicas, lo que fomenta la coexistencia de procesos de nitrificación-desnitrificación y acidificación hidrolítica para aumentar la efectividad de la eliminación de nutrientes y desechos orgánicos. del agua superficial.

Donde, además, los contaminantes más tratados son el amoníaco y la demanda química de oxígeno; esto siendo corroborado por Li Y. y Zhang K., (2018, p.1), Cao Wenping et al., (2013, p.1), Li Peng et al., (2016, p.1), Wang Rongchang et al., (2019, p.1), Lin Jiayi et al., (2016, p.2), Tian Hailong et al., (2016, p.1) y Mei Xiang et al., (2019, p.2), Syron E. et al., (2016, p.1), Wang Jing et al., (2013, p.1), Tian Hailong et al., (2016, p.1), Li Yi Z et al., (2018, p.1), Li Peng et al., (2016, p.1), Terada et al., (2017, p.1).

Además, se ha demostrado que MABR tiene la capacidad de tratar aguas residuales mixtas que contienen carbono, nitrógeno; estar en el estudio de Karna D. y Visvanathan C., (2019, p.3); La eficiencia de eliminación de DQO, TN y  $\text{NH}_4^+ -\text{N}$  para la eliminación simultánea de contaminantes orgánicos y nitrogenados utilizando una membrana de fibra hueca de polivinilideno fluoruro (PVDF) modificada con l-3,4-dihidroxifenilalanina (DOPA) fue superior al 90 %, 84,2 % y 98,8%, respectivamente.

La Tabla 2 ilustra que los desechos mixtos industriales y municipales son los que tienen el mayor contenido de carga orgánica y se tratan mediante digestión anaerobia,

lo que da como resultado una mayor composición de las aguas residuales en el resultado final. nitrogenados, siendo corroborado por Syron E. et al., (2016, p.1), Tian H. et al., (2016, p.2) y Xu Yifeng et al., (2020, p.1).

Donde, Syron E. et al., (2016, p.1), confirmaron la efectividad del sistema MABR en fuentes de contaminación por lixiviados de vertederos al demostrar que su estudio logró 80-99% de nitrificación de nitrógeno, 80 a 83% de remoción de DQO y finalmente Transporte OTR a concentraciones de 500 a 2500 mg/L.

Sin embargo, la Tabla 3 usa la fuente de contaminación como un criterio para clasificar el tipo de incrustación usado por los tipos de reactores aireados por membrana para la biodegradación de aguas residuales no tratadas.

**Tabla N 3.** Tipo de escala utilizada por los reactores de biopelícula aireados por membrana

<b>Contaminante</b>	<b>Escala</b>	<b>fuelle contaminante</b>	<b>Condiciones</b>	<b>Referirse.</b>
<b>TOC</b>	MABR a escala piloto	Superficie agua	del Superficie específica de la membrana 54,1 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> , volumen 470 L, 12–48 h TRH	Li Y. y Zhang K., (2018, pág.1)
<b>Amoníaco</b>	MABR a escala piloto	Superficie agua	del Volumen de trabajo de 470 L, área específica transmembrana de 54,1 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> y TRH de 12 a 48 horas.	Li Y. y Zhang K., (2018, pág.1)
<b>CÓDIGO</b>	MABR a pequeña escala	lixiviado vertedero	del 1000–3000 mg/L, velocidades de combustión de 35 g/m <sup>2</sup> /d y concentración de DQO.	Syron E. et al., (2016, p.1)
<b>CÓDIGO</b>	MABR a escala piloto	Superficie agua	del Superficie específica de la membrana 54,1 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> , volumen 470 L, TRH 12–48 h.	Li Yi Z. et al., (2018, p.1)
<b>Tennessee</b>	MABR a pequeña escala	lixiviado vertedero	del Influye en tasas de transferencia de oxígeno de 35 gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /d y	Syron E. et al., (2016, p.1)

<i>Tennessee</i>	MABR a escala piloto	Aguas residuales		concentraciones de amonio de 500 a 2500 mg/L. Influye en tasas de transferencia de oxígeno de 35 gO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /d y concentraciones de amonio de 500 a 2500 mg/L.	Xu Yifeng et al., (2020, p.1)
<b>escala de laboratorio</b>					
<i>Amoníaco</i>	báscula laboratorio MABR	de aguas residuales industriales		30 °C, pH 7,5, relación C/N 1,0, concentración de suciedad 2,0–2,5 g/l	Cao Wenping et al., (2013, p.1)
<i>Amoníaco</i>	Escala laboratorio MABR mejorada	de Superficie agua	del	Concentración de amoníaco afluente de 8,04 mg/L y concentración de efluente de 0,21 mg/L	Li Peng et al., (2016, pág.1)
<i>Amoníaco</i>	báscula laboratorio MABR	de Aguas residuales		Influente C/N era 5	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<i>Amoníaco</i>	báscula laboratorio MABR	de Aguas residuales		Influente C/N era 5	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<i>Amoníaco</i>	Escala laboratorio MABR mejorada	de Superficie agua	del	DQO afluente 56 mg/L	Lin Jiayi et al., (2016, p.2)
<i>CÓDIGO</i>	escala laboratorio	de aguas residuales sintéticas		Concentración inicial de DQO: 76 mg/L, 0,03 MPa y 6 h TRH	Wang Jing et al., (2013, p.1)
<i>CÓDIGO</i>	Laboratorio MABR mejorado	Superficie agua	del	1,5 mg/l de efluente y 11,6 mg/l de afluente	Li Peng et al., (2016, p.1)
<i>CÓDIGO</i>	báscula laboratorio MABR	de Aguas residuales		cuando C/N del afluente era 5	Li Peng et al., (2016, p.1)
<i>CÓDIGO</i>	laboratorio MABR	Concentrado de Osmosis Inversa Municipal	de	24 h TRH, presión de aireación de 0,02 MPa, relación C/N de 5,8	Terada et al., (2017, p.1)
<i>Fósforo</i>	Laboratorio MABR mejorado	Superficie agua	del	Conc. fósforo total entrante 0,96 miligramos por litro	Li Peng et al., (2016, p.1)
<i>CÓDIGO</i>	laboratorio MABR	Aguas residuales		Afluente FA conc. 116,31 mg/L, 4 h TRH, presión de	Mei Xiang et al., (2019, p.2)

				aireación 0,010 MPa	
<i>DCA</i>	báscula laboratorio MABR	de aguas subterráneas		Concentración de DCA 4 miligramos por litro	Bunse P. et al., (2020, pág.1)
<i>CÓDIGO</i>	báscula laboratorio MABR	de aguas residuales farmacéuticas		DBO 456 mg/L, pH 7.2, DQO conc. 2058 mg/L, TN 62,6 mg/L, NH 4 + -N 12,4 mg/L.	Tian Hailong et al., (2016, p.1)
<i>Turbiedad</i>	Escala laboratorio MABR mejorada	de Superficie agua	del	Influyente 23 UNT	Li Peng et al., (2016, p.1)
<i>Amoníaco</i>	Puesta en marcha en dos pasos de MABR	de aguas residuales sintéticas		250 mg/L de nitrógeno, 0,0045 m <sup>2</sup> de superficie total y 25,13 m <sup>2</sup> de superficie específica por metro cúbico	Wang Rongchang et al., (2019, p.1)
<i>Amoníaco</i>	Puesta en marcha en dos pasos de MABR	de aguas residuales sintéticas		área total 0.0045 m <sup>2</sup> , área específica 25.13 m <sup>2</sup> , y m <sup>3</sup>	Wang Rongchang et al., (2019, p.1)
<i>Amoníaco</i>	puesta en marcha en un solo paso de MABR	de aguas residuales sintéticas		0,0045 m <sup>2</sup> de superficie total, 25,13 m <sup>2</sup> de superficie específica por metro cuadrado	Wang Rongchang et al., (2019, p.1)
<i>Amoníaco</i>	Puesta en marcha en un solo paso de MABR	de aguas residuales sintéticas		Área específica 25,13 m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> , área total 0,0045 m <sup>2</sup>	Wang Rongchang et al., (2019, p.1)
<i>Amoníaco</i>	MABR combinado: coagulación-floculación y oxidación OO/ozono	de aguas residuales farmacéuticas		pH = 7,2 DQO = 2058 mg/L n = 12,4	Tian Hailong et al., (2016, p.1)
<i>Tennessee</i>	Combinación de oxidación, coagulación y floculación de ozono MABR	de residuos farmacológicos		TN 62,6 mg/L, pH 7,2, DQO conc. 2058 miligramos por litro	Tian H. et al., (2016, pág.2)
<i>Formaldehído</i>	MABR con cosustrato de metanol	de Aguas residuales		Concentración de metanol de influencia, 116,31 mg/L, 4 horas de TRH y 0,010 MPa	Mei Xiang et al., (2019, p.2)

<i>metanol</i>	MABR cosustrato metanol	con de	Aguas residuales	Concentración de metanol de influencia, 116,31 mg/L, 4 horas de TRH y 0,010 MPa	Mei Xiang et al., (2019, p.2)
----------------	-------------------------------	-----------	------------------	--	-------------------------------------

De acuerdo con la Tabla 3, los reactores de biopelícula aireados por membrana utilizan escalas piloto y de laboratorio para la biodegradación de aguas residuales sin tratar.

Numerosas investigaciones han examinado la eliminación de contaminantes refractarios del agua y las aguas residuales utilizando reactores de biopelícula aireada de membrana de tamaño piloto y de laboratorio, como nutrientes, formaldehído (FA), contaminantes farmacéuticos combinados, demanda química de oxígeno (DQO) y desechos orgánicos. como lo confirman Mei Xiang et al., (2019, p.2), Tian Hailong et al., (2016, p.1), Li Peng et al., (2016, p.1), Terada et al., (2017, pág. 1)

Varios estudios a escala de laboratorio muestran que la marca es diferente y los microorganismos n-damo que coexisten en un mismo reactor pueden eliminar metano y nitrógeno simultáneamente, en contraste con la afirmación anterior realizada por Bunse P. et al. (2020, p.1).

Asimismo, Syron E. et al., (2016, p.1), examinaron el uso de un sistema MABR a escala piloto para el tratamiento de lixiviados de vertederos.

Pero, Li Y. y Zhang K., (2018, p.1), a pequeña escala en modo de flujo continuo, el sistema MABR se empleó para tratar aguas superficiales contaminadas, lo que condujo a una reducción casi constante de errores y aguas residuales. completando de 2 y 14,5 mg/L para TOC y amoníaco, respectivamente. Con relaciones C/N de 5 y 8, respectivamente, TN mostró eficiencias de remoción de 39.8% y 60.3%, mientras que amoníaco y TOC mostraron eficiencias de remoción de 97% y 81%, respectivamente. Esto mostró cómo la tecnología MABR podría aumentar ilustra a pequeña escala.

Apoyando la declaración anterior está Wei et al. (2014, p.1), Con un material que se sabe oxigenado, la capacidad máxima de remoción de MABR fue de 1311 g DQO/m<sup>3</sup>/d, 48.2 g NH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>/d, y 45% de consumo de oxígeno. Más del 90 % de la DQO y el 98 % del amoníaco se eliminaron mediante la técnica MABR. Para el

tratamiento de aguas residuales farmacéuticas mixtas de alta carga, crearon e investigaron un sistema WWT integrado a escala piloto. Debido a esto, a lo largo de un largo período operativo, la estrategia inclusiva de WWT basada en MABR a escala piloto dio como resultado una mayor eficiencia de extracción y desechos líquidos.

Asimismo, se analizaron los factores asociados al comportamiento de los biofilms aireados por membranas en los distintos estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar; donde lo mostró la tabla 4, tomando como criterio los factores asociados al desempeño.

**Tabla N 4. Factores asociados al desempeño de biopelículas aireadas por membranas**

<b>factores</b>	<b>Factores asociados con el rendimiento de MABR</b>	<b>Fuente</b>
<b>espesor de biopelícula</b>	La capacidad de los sustratos para llegar a la población microbiana objetivo con biopelícula dentro del sistema MABR puede verse severamente limitada si el espesor de la biopelícula está por debajo del valor previsto (es decir, 1600 m).	Karna D. y Visvanathan C., (2019, p.4) Pereira J. et al., (2022, p.2)
<b>Oxígeno disuelto (OD)</b>	La distribución de oxígeno (DO) ideal para la nitrificación y la desnitrificación está entre 0,3 y 4,0 mg/l y entre 0,5 y 1 mg/l, respectivamente. Esto demuestra que las condiciones anóxicas son necesarias para que el contenido de DO dentro del mecanismo MABR esté presente.	Duvall C., (2017, p.2)
<b>Tasa de suministro de oxígeno (OSR)</b>	La biopelícula en el lado opuesto (exterior) de la membrana se separa cuando se suministra oxígeno más rápidamente. La adhesión de la biopelícula a la membrana podría no ocurrir a una tasa de oxígeno más baja.	Sánchez H. et al., (2022, p.5) Werkneh A., (2022, p.3)
<b>Tiempo de retención hidráulica (HRT)</b>	HRT es una consideración importante al evaluar las necesidades de energía y los costos operativos del sistema de operaciones MABR. Se obtendrá una mayor eficiencia ya que una HRT más alta proporcionará al sistema de membrana una mayor oportunidad de reaccionar a los contaminantes.	Dong R. et al., (2022, p.3) Sánchez H. et al., (2022, p.5)
<b>pH</b>	Los rangos de pH de 6,5 a 8,5 y de 7 a 8 son nuevamente los mejores para el crecimiento de bacterias que liberan tóxicos y biopelículas, respectivamente. Para que los procesos de nitrificación y gentrificación ocurran simultáneamente, el MABR debe mantenerse a un pH neutro.	Tian Hailong et al., (2016, p.1) Cao Wenping et al., (2013, p.1)

	Adicionalmente, el aumento del pH implica procesos de aumento y desnitrificación, mientras que la caída del pH demuestra mecanismos que favorecen la nitrificación.	
<b>Tasa de carga orgánica (OLR)</b>	El área de superficie particular del MABR y la capacidad operativa de la configuración del reactor definen la tasa de carga orgánica (OLR). Se requiere una mayor diversidad bacteriana para una OLR más alta, sin embargo, el proceso de descomposición se ralentiza por un suministro finito de sustrato orgánico.	Gautam R. et al., (2022, p. 6) Jung S. y Pandit S., (2019, p.13)
<b>Tasa de carga de amonio (ALR)</b>	permite el cálculo de los niveles de $\text{NH}_4^+$ ; con ALR más bajos, existe una mayor probabilidad de que las bacterias nitrificantes tengan limitaciones de amonio.	Karna D. y Visvanathan C., (2019, p.4)

De acuerdo con la tabla 4, se encuentra que los factores asociados al desempeño de biopelículas aireadas por membranas en los diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales crudas son el espesor de biopelícula, el oxígeno disuelto (OD), la tasa de suministro de oxígeno (OSR), tiempo de retención hidráulica (HRT), pH, tasa de carga orgánica (OLR) y tasa de carga de amonio (ALR).

Ante esto, Pereira J. et al. (2022, p.2) citan la necesidad de más investigación para determinar cómo el desprendimiento de biopelículas afecta a la comunidad microbiana en operaciones a gran escala, así como la necesidad de más investigación para regular la materia orgánica en biopelículas multiespecies y la tasa de "retrodifusión de gas". " en las especies gaseosas que producen biopelículas (porque tiene un impacto potencial en el rendimiento de MABR para la eliminación de contaminantes de alta resistencia).

Dado lo anterior, Sanchez H. et al., (2022, p.7); confirma los resultados, señalando que el espesor de la biopelícula es un componente crucial en el desempeño de las biopelículas aireadas por membrana, y que, para manejar el espesor de la biopelícula, se deben utilizar métodos automatizados efectivos. El crecimiento de biopelículas en la investigación de Pereira J. et al. reveló que la presión de oxígeno intramembrana y el grosor de la biopelícula eran los factores más cruciales que afectaban el rendimiento de MABR, mientras que el impacto de la estructura de la biopelícula era menos pronunciado.

Pero, Tian Hailong et al., (2016, p.1) y Cao Wenping et al., (2013, p.1), mencionan que el pH es una de las variables que influye en qué tan bien funcionan las biopelículas producidas por las membranas, como una caída en pH indica que se está mejorando la nitrificación, mientras que un aumento en el pH indica desnitrificación y aumento.

Esto es corroborado por Tian Hai Long et al., (2016, p.2), quien señala que los métodos completamente integrados tuvieron una efectividad de remoción de 95% para DQO y 92% para TN a concentraciones iniciales de 2058 mg/L de DQO. , 62,6 mg/L de TN y un pH de 7,2.



## V. CONCLUSIONES

La eficiencia que presentan los reactores de biopelícula aireada por membrana en diversos estudios para la biodegradación de aguas residuales crudas es óptima para contaminantes refractarios, donde su desempeño depende de factores asociados al desempeño de la biopelícula aireada y el tipo de incrustación utilizada. por los reactores; quedando así detallada con los siguientes tres puntos:

- 1) El reactor de biopelícula aireado por membrana elimina constantemente un alto porcentaje de los contaminantes tratados de las aguas residuales, con un promedio de entre el 80 y el 100 %. El amoníaco y la demanda química de oxígeno son los contaminantes que más se tratan, y MABR tiene el potencial para tratar aguas residuales que contienen una mezcla de carbono y nitrógeno.
- 2) Los reactores de biopelícula aireada por membrana utilizan escalas piloto y de laboratorio para la biodegradación de aguas residuales sin tratar, donde se descubrió que se lograban mejores eficiencias de eliminación de contaminantes refractarios del agua y las aguas residuales. utilizando una escala a nivel de laboratorio y piloto a residuales, tales como nutrientes, formaldehído (FA).
- 3) En varios estudios para la biodegradación de aguas residuales sin tratar, el rendimiento de las biopelículas aireadas por membrana está influenciado por el espesor de la biopelícula, el oxígeno disuelto (OD), la tasa de suministro de oxígeno (OSR), el tiempo de retención hidráulica (HRT), el pH, la tasa de carga orgánica (OLR) y tasa de carga de amonio (ALR).

## **VI. RECOMENDACIONES**

A través de los estudios analizados, se pudo observar la escasa información y los estudios actuales aplicados a los reactores de biofilm aireados por membranas para biodegradar contaminantes de aguas residuales sin tratar; Pudiendo señalar que se deben ampliar los estudios en este campo ya que los reactores bifilm también pueden ser aplicables para la eliminación de otros contaminantes en otros recursos. Por estas razones, se hacen las siguientes recomendaciones prácticas:

Se recomienda a los futuros investigadores que combinen los MABR con otras técnicas de respuesta para crear MABR combinados a fin de mejorar el rendimiento de eliminación de estos materiales.

Se recomienda aplicar métodos adicionales de postratamiento cuando se utilizan reactores de biopelícula aireados por membrana para que las aguas residuales puedan reciclarse o liberarse al medio ambiente sin dañar el proceso biológico.

Para combinar los beneficios de un procedimiento MABR más los de varios métodos de tratamiento previo y posterior, como la ozonización con carbón activo, se recomienda emplear MABR híbrido.

## REFERENCIAS

1. AIT-MOUHEB, Nassim, et al. Efecto del riego por goteo de aguas residuales no tratadas o recuperadas para lechugas y puerros en el rendimiento, el suelo y los indicadores fecales. *Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad*, 2022, vol. 8, pág. 100053. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100053>
2. AUGUSTO, Matheus Ribeiro; CAMILOTI, Priscila Rosseto; DE SOUZA, Theo Syrto Octavio. Puesta en marcha rápida de la eliminación de nitrógeno en una sola etapa mediante anammox y nitrificación parcial (SNAP) a partir de lodos activados convencionales en un reactor de biofilm aireado por membrana. *Tecnología de biorecursos*, 2018, vol. 266, pág. 151-157. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.068>
3. BOUGNOM, Blaise P.; PIDDOCK, Laura JV. Aguas residuales para la agricultura urbana: un factor importante en la diseminación de la resistencia a los antibióticos. 2017. Disponible en:<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01852>
4. BOUGNOM, Blaise P., et al. Aguas residuales utilizadas para la agricultura urbana en África occidental como reservorio para la diseminación de resistencia antibacteriana. *Investigación ambiental*, 2019, vol. 168, pág. 14-24. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.022>
5. BUNSE, Philipp, et al. RETIRADO: Reactores de biopelícula aireada de membrana para la corriente principal de nitrificación parcial/anammox: experiencias con aguas residuales municipales reales. *Investigación sobre el agua*, 2020, vol. 186, pág. 116351. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116351>
6. CADENA-IÑIGUEZ, Pedro, et al. Métodos cuantitativos, métodos cualitativos o combinación de investigación: un enfoque en las ciencias sociales. *Revista Mexicana de Ciencias Agropecuarias*, 2017, vol. 8, no 7, pág. 1603-1617. ISSN 2007-0934
7. CAO, Meixian, et al. Las aguas residuales domésticas causan contaminación por nitratos en una cuenca agrícola, China. *Ciencia del medio ambiente total*,

- 2022, vol. 823, pág. 153680. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153680>
8. CAO, Wenping, et al. Biorremediación de aguas superficiales contaminadas mediante el uso de biopelículas en bambú filamentoso. *Ingeniería ecológica*, 2012, vol. 42, pág. 146-149. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.018>
  9. CARTER, Stacy L.; WHEELER, John J. El manual de validez social: evaluación subjetiva de las intervenciones. Prensa académica, 2019. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816004-6.00001-1>
  10. CORSINO, Santo Fabio; TORREGROSSA, Michele. Lograr la nitrificación completa por debajo del SRT de lavado con un reactor de biopelícula aireado de membrana híbrida (MABR) que trata las aguas residuales municipales. *Revista de ingeniería química ambiental*, 2022, vol. 10, no 1, pág. 106983. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106983>
  11. DERAKHSHAN, Zahra, et al. Biodegradación de atrazina de aguas residuales utilizando un reactor de biopelícula de lecho móvil en condiciones de reducción de nitrato: un estudio cinético. *Revista de gestión ambiental*, 2018, vol. 212, pág. 506-513. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.043>
  12. DICKIN, Sarah K., et al. Una revisión de los riesgos para la salud y las vías de exposición al uso de aguas residuales en la agricultura. *Perspectivas de salud ambiental*, 2016, vol. 124, núm. 7, pág. 900-909. Disponible en:<https://doi.org/10.1289/ehp.1509995>
  13. DONG, Renjie, et al. Tecnologías de tratamiento y reciclaje de estiércol. En *Economía Circular y Sostenibilidad*. Elsevier, 2022. pág. 161-180. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821664-4.00009-1>
  14. DUVALL, Craig. Nitrificación de baja energía de aguas residuales utilizando reactores de biofilm aireados por membrana. 2017. Tesis Doctoral. Universidad de Guelph. Disponible en:<http://hdl.handle.net/10214/12139>
  15. GAUTAM, Rahul, et al. Oportunidades sostenibles emergentes para convertir residuos en bioenergía: una descripción general. *Enfoques de conversión de*

residuos en energía hacia cero residuos, 2022, pág. 1-55.

Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85387-3.00001-X>

16. HAN, Dongmei; CURRELL, Mateo J.; CAO, Guoliang. Profundos desafíos para la guerra de China contra la contaminación del agua. *Contaminación ambiental*, 2016, vol. 218, pág. 1222-1233. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.078>
17. JUNG, Sokhee P.; PANDIT, Soumya. Factores importantes que influyen en el rendimiento de las pilas de combustible microbianas. En *Tecnología electroquímica microbiana*. Elsevier, 2019. pág. 377-406. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64052-9.00015-7>
18. KAISER, Jerónimo; LERCH, Mathias. Lípidos fecales sedimentarios como indicadores de la contaminación por aguas residuales del Mar Báltico y el crecimiento de la población desde 1860 d.C. *Investigación ambiental*, 2022, vol. 204, pág. 112305. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112305>
19. KARNA, Deepak; VISVANATHAN, Chettiyappan. Del proceso convencional de lodos activados a los reactores de biopelícula aireados por membrana: alcance, aplicaciones y desafíos. En *Tecnologías de Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales*. Springer, Singapur, 2019. pág. 237-263. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-981-13-3259-3\\_12](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3259-3_12)
20. KOBAYASHI, Masumi, et al. Suministro eficiente de oxígeno y rápida formación de biopelículas mediante una nueva membrana de elastómero de poliestireno compuesto para su uso en un reactor de biopelícula aireado por membrana. *Revista de Ingeniería Bioquímica*, 2022, p. 108442. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108442>
21. LAI, Keng Po, et al. Los microplásticos actúan como portadores de bacterias patógenas transmitidas por aguas residuales en las aguas residuales. *Quimiosfera*, 2022, pág. 134692. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134692>

22. LANDES, Nick, et al. Rendimiento de un reactor de biopelícula aireado por membrana a escala de laboratorio que trata aguas residuales basadas en el espacio con nitrógeno dominante mediante nitrificación-desnitrificación simultáneas. *Revista de ingeniería química ambiental*, 2021, vol. 9, no 1, pág. 104644. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104644>
23. LAPOINTE, Brian E., et al. Evidencia de eutrofización impulsada por aguas residuales y floraciones de algas nocivas en Indian River Lagoon de Florida. *Algas nocivas*, 2016, vol. 43, pág. 82-102. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.01.004>
24. LI, Peng, et al. El tratamiento de aguas superficiales con un reactor mejorado de biopelícula aireado por membrana (MABR). *Ciencias de la ingeniería química*, 2016, vol. 144, pág. 267-274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2016.01.030>
25. LI, Yi; ZHANG, Kaisong. Tratamiento a escala piloto de aguas superficiales contaminadas utilizando un reactor de biopelícula aireado por membrana (MABR). *Biotecnología y equipos biotecnológicos*, 2018, vol. 32, nº 2, pág. 376-386. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/13102818.2017.1399826>
26. LIN, Jiayi, et al. Efecto de la relación DQO/N sobre la eliminación de nitrógeno en un reactor de biopelícula aireado por membrana. *Biodeterioro internacional y biodegradación*, 2016, vol. 113, pág. 74-79. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.01.009>
27. LI, Jibin, et al. Conjuntos de membranas prensadas en caliente que mejoran la formación de biopelículas y la eliminación de nitrógeno en un reactor de biopelículas aireado por membrana. *Ciencia del medio ambiente total*, 2022, vol. 833, pág. 155003. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155003>
28. LI, Peng, et al. El tratamiento de aguas superficiales con un reactor mejorado de biopelícula aireado por membrana (MABR). *Ciencias de la ingeniería química*, 2016, vol. 144, pág. 267-274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2016.01.030>

29. LI, Xiang, et al. Desarrollo de un nuevo ensayo basado en la reacción en cadena de la polimerasa cuantitativa con fagos de *Bifidobacterium* para el seguimiento de aguas residuales no tratadas. *Ciencia del Medio Ambiente Total*, 2022, p. 155815. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155815>
30. LI, Yi; ZHANG, Kaisong. Tratamiento a escala piloto de aguas superficiales contaminadas utilizando un reactor de biopelícula aireado por membrana (MABR). *Biotecnología y equipos biotecnológicos*, 2018, vol. 32, nº 2, pág. 376-386. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/13102818.2017.1399826>
31. LOZADA, José. Investigación aplicada: Definición, propiedad intelectual e industria. *CienciAmérica: Revista de divulgación científica de la Universidad Tecnológica Indoamérica*, 2014, vol. 3, no 1, pág. 47-50. ISSN-e 1390-9592
32. LU, Duowei, et al. Avances recientes en reactores de biofilm aireados por membrana. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2021, vol. 51, nº 7, pág. 649-703. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1734432>
33. MEI, Xiang, et al. Tratamiento de aguas residuales con formaldehído mediante un reactor de biopelícula aireado por membrana (MABR): la degradación del formaldehído en presencia del cosustrato metanol. *Revista de ingeniería química*, 2019, vol. 372, pág. 673-683. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.184>
34. MEI, Xiang, et al. Un sistema novedoso para el tratamiento de descarga cero de aguas residuales que contienen acetonitrilo de alta salinidad: combinación de pervaporación con un biorreactor aireado por membrana. *Revista de ingeniería química*, 2020, vol. 384, pág. 123338. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123338>
35. MERCHUK, Jose C. Diseño de fotobiorreactores. En *Handbook of Microalgae-Based Processes and Products*. Prensa Académica, 2020. p. 101-126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818536-0.00005-1>

36. MERCHUK, José C.; GARCÍA-CAMACHO, Francisco; MOLINA-GRIMA, E. Fotobiorreactores-modelos de fotosíntesis y efectos relacionados. En Ingeniería Fundamentos de la Biotecnología. Elsevier Inc., 2019. pág. 320-360. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64046-8.00081-1>
37. MISHRA, Virendra Kumar; SHUKLA, Reetika; SHARMA, Naveen Kumar. Aplicación de humedales construidos; Un sistema de tratamiento natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas ambientalmente sostenible. En Limpieza Ambiental Sostenible. Elsevier, 2021. pág. 105-129. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823828-8.00005-0>
38. MUSERERE, Simon Takawira; HOKO, Zvikomborero; NHAPI, Inocente. Caracterización de aguas residuales sin tratar y evaluación del rendimiento de los tanques de sedimentación primarios en la planta de tratamiento de aguas residuales de Firle, Harare, Zimbabue. Física y Química de la Tierra, Partes A/B/C, 2014, vol. 67, pág. 226-235. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.10.004>
39. PEREIRA, Joao, et al. El control en tiempo real del espesor de la biopelícula permite determinar las limitaciones de acetato en los bioánodos. Informes de tecnología de biorecursos, 2022, vol. 18, pág. 101028. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101028>
40. QADIR, Manzoor; SCOTT, Christopher A. Compensaciones del riego con aguas residuales. 2022. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00018-5>
41. QUAN, Xiao, et al. Rendimiento de eliminación de nitrógeno del concentrado de ósmosis inversa municipal con baja relación C/N mediante un reactor de biopelícula aireado por membrana. Fronteras de la ciencia e ingeniería ambientales, 2018, vol. 12, nº 6, pág. 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1047-6>
42. SANCHEZ-HUERTA, Claudia, et al. Influencia del espesor del biofilm en la eliminación de trece microcontaminantes orgánicos diferentes a través de un reactor de biofilm aireado por membrana (MABR). Revista de materiales



- peligrosos, 2022, vol. 432, 128698. Disponible  
pág. en:[https://doi.org/10.1016/  
j.jhazmat.2022.128698](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128698)
43. SCHRECONGOST, Alyse, et al. Saneamiento inclusivo en toda la ciudad: un enfoque de servicio público para alcanzar los ODS de saneamiento urbano. *Fronteras en la ciencia ambiental*, 2020, vol. 8, pág. 19. Disponible en:<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00019>
44. SIVASUBRAMANIAN, V. Ficoremediación y perspectivas de negocio. En *Biorremediación y bioeconomía*. Elsevier, 2016. pág. 421-456. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00017-4>
45. SOBKOWIAK, Jarosław A. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible y la Iglesia Católica, 2019. ISBN: 978-0-367-50635-3 (hbk) e ISBN: 978-1-003-05362-0 (ebk)
46. SOVACOOOL, Benjamín K.; AXSEN, Jonn; SORRELL, Steve. Promoción de la novedad, el rigor y el estilo en las ciencias sociales de la energía: hacia códigos de práctica para métodos y diseños de investigación apropiados. *Investigación energética y ciencias sociales*, 2018, vol. 45, pág. 12-42. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.07.007>
47. SYRON, Eoín; SEMMENS, Michael J.; CASEY, Eoín. Análisis de rendimiento de un reactor de biopelícula aireado de membrana a escala piloto para el tratamiento de lixiviados de vertedero. *Revista de ingeniería química*, 2016, vol. 273, pág. 120-129. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.043>
48. SZOPIŃSKA, Małgorzata, et al. Productos farmacéuticos y otros contaminantes de preocupación emergente en Admiralty Bay como resultado de la descarga de aguas residuales sin tratar: Estado y posibles consecuencias ambientales. *Ciencia del Medio Ambiente Total*, 2022, p. 155400. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155400>
49. TIAN, Hailong, et al. Tratamiento de aguas residuales farmacéuticas para su reutilización mediante un sistema de reactor de biopelícula aireado por membrana acoplado (MABR). *Avances en RSE*, 2016, vol. 5, núm. 85, pág. 69829-69838. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C5RA10091G>

50. TIAN, Hai-Long, et al. Cambio de la comunidad bacteriana junto con los cambios en las condiciones operativas en un reactor de biopelícula aireado por membrana. *Microbiología aplicada y biotecnología*, 2015, vol. 99, núm. 7, pág. 3279-3290. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6204-7>
51. VAN WIJNEN, Jikke; RAGAS, Ad MJ; KROEZE, Carolina. Exportación fluvial de triclosán de la tierra al mar: un enfoque de modelado global. *Ciencia del medio ambiente total*, 2018, vol. 621, pág. 1280-1288. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.100>
52. VELEVA, Irina, et al. Tratamiento de condensados petroquímicos mediante reactores de biopelícula aireados por membrana: un estudio piloto. *Revista de ingeniería química*, 2022, vol. 428, pág. 131013. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131013>
53. VICTORIA, Nanthini Sahaya; KUMARI, T. Sree Devi; LÁZARO, Bakthasingh. Evaluación del impacto de las aguas residuales en la contaminación costera y la distribución de bacterias patógenas fecales con referencia a la resistencia a los antibióticos en la zona costera del Cabo Comorín, India. *Boletín de contaminación marina*, 2022, vol. 175, pág. 113123. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113123>
54. WANG, Jing, et al. Biodegradación de Acid Orange 7 y su producto de decoloración autooxidativo en un reactor de biopelícula aireado por membrana. *Biodeterioro internacional y biodegradación*, 2013, vol. 67, pág. 73-77. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.12.003>
55. WANG, Rongchang, et al. La puesta en marcha en dos pasos mejora la eliminación de contaminantes en reactores de biopelícula aireados por membrana que tratan aguas residuales nitrogenadas de alta concentración. *Ciencias ambientales: investigación y tecnología del agua*, 2019, vol. 5, no 1, pág. 39-50. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EW00668G>
56. DESGASTE, Stephanie L., et al. Contaminación por aguas residuales, disminución de la salud del ecosistema y colaboración intersectorial. *Conservación biológica*, 2021, vol. 255, pág. 109010. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109010>

57. WERKNEH, Adhena Ayaliew. Aplicación del reactor de biopelícula aireado por membrana en la eliminación de contaminantes de agua y aguas residuales: avances actuales, lagunas de conocimiento y necesidades de investigación: una revisión. *Desafíos ambientales*, 2022, pág. 100529. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100519>
58. ABASTECIMIENTO CONJUNTO DE AGUA OMS/UNICEF; PROGRAMA DE MONITOREO DE SANEAMIENTO. *Avances en saneamiento y agua potable: actualización 2015 y evaluación de los ODM*. Organización Mundial de la Salud, 2015. ISBN: 9 789241 509145
59. WILLIAMS, Mike, et al. Contaminantes emergentes en un río que recibe aguas residuales sin tratar de un centro urbano indio. *Ciencia del Medio Ambiente Total*, 2019, vol. 647, pág. 1256-1265. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.084>
60. XU, Yifeng, et al. Modelado de la biodegradación de melamina en un reactor de biopelícula aireado por membrana. *Revista de ingeniería de procesos de agua*, 2020, vol. 38, pág. 101626. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101626>
61. ZHANG, Jing; ZOU, Tianyuan; LAI, Yuequn. Método novedoso para la detección de emisarios de aguas residuales industriales: monitoreo de la contaminación del agua basado en rastreadores web y técnicas de interpretación de sensores remotos. *Revista de Producción más Limpia*, 2021, vol. 312, pág. 127640. Disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127640>

## ANEXOS:

### Anexo No. 1. Ficha de análisis de contenido

 UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	<b>FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO</b>
---	---------------------------------------

**TÍTULO:**

<b>PÁGINAS UTILIZADAS</b>	<b>AÑO DE PUBLICACION</b>	<b>LUGAR DE PUBLICACIÓN</b>
<b>TIPO DE INVESTIGACIÓN:</b>	<b>AUTOR (ES):</b>	
<b>CÓDIGO</b>		
<b>PALABRAS CLAVE</b>		
<b>PORCENTAJE PROMEDIO DE ELIMINACIÓN</b>		
<b>ESCALA UTILIZADA POR LOS REACTORES</b>		
<b>FACTORES ASOCIADOS AL RENDIMIENTO</b>		
<b>RESULTADOS</b>		
<b>CONCLUSIONES:</b>		



**UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

### **Declaratoria de Autenticidad del Asesor**

Yo, SERNAQUE AUCCAHUASI FERNANDO ANTONIO, docente de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO SAC - CALLAO, asesor de Tesis Completa titulada: "Biodegradación de Aguas Residuales Sin Tratar Mediante Reactor de biopelícula Aireado por Membrana: Revisión sistemática", cuyo autor es CONDORI LUPACA RAINNER ALEX, constato que la investigación tiene un índice de similitud de 12.00%, verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin, el cual ha sido realizado sin filtros, ni exclusiones.

He revisado dicho reporte y concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la Tesis Completa cumple con todas las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la Universidad César Vallejo.

En tal sentido, asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

LIMA, 06 de Enero del 2023

<b>Apellidos y Nombres del Asesor:</b>	<b>Firma</b>
SERNAQUE AUCCAHUASI FERNANDO ANTONIO <b>DNI:</b> 07268863 <b>ORCID:</b> 0000-0003-1485-5854	Firmado electrónicamente por: FSERNAQUEA el 06- 01-2023 16:21:16

Código documento Trilce: TRI - 0511475