



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

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

**Tratamiento de Aguas Residuales en Condiciones Salinas Mediante
la Aplicación de Membranas: Revisión sistemática**

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

AUTORES:

Curasma Poma, Rigo (orcid.org/0000-0002-6915-0299)

De La Cruz Huamani, Jhon Hemerson (orcid.org/0000-0001-7992-0587)

ASESOR:

Mg. Ugarte Alvan, Carlos Alfredo (orcid.org/0000-0001-6017-1192)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:

Desarrollo Sostenible y Adaptación al Cambio Climático

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

Dedicamos este trabajo a nuestros padres y hermanos por el apoyo incondicional para formarnos como buenos profesionales así también, como en nuestra etapa universitaria, gracias a ellos nos formamos con buenos valores.

A todas las personas que nos apoyaron, para realizar el presente trabajo como al docente y la universidad.

Agradecimiento

Primero agradecer a Dios, sin su bendición nada de esto sería posible.

Agradecemos al docente por la capacidad de enseñanza y apoyo para el desarrollo de la presente tesis, así también agradecer a la Universidad César Vallejo quien nos permitió realizar este reto.

Agradecemos a nuestros padres por el apoyo incondicional para llevar a cabo el presente investigación.

Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenidos	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de gráficos.....	vi
Índice de figuras.....	vi
Resumen	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
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	17
3.4. Participantes	17
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	17
3.6. Procedimiento	18
3.7. Rigor científico	19
3.8. Método de análisis de información.....	19
3.9. Aspectos éticos.....	20
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
V. CONCLUSIONES.....	21
VI. RECOMENDACIONES.....	33
REFERENCIAS	34
ANEXOS	

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Membranas poliméricas</i>	13
<i>Tabla 2. Tipo tecnología de membranas</i>	22
<i>Tabla 3. Características presentes en los diversos tipos de aguas residuales salinas</i>	25
<i>Tabla 4. Rendimiento porcentual de la aplicación de membranas</i>	28

Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Clasificación de aguas residuales</i> -----	9
<i>Gráfico 2. Principales fuentes de aguas residuales salinas</i> -----	11
<i>Gráfico 3. Procedimiento de recolección y selección de artículos</i> -----	19
<i>Gráfico 4. Porcentaje de tipos de tecnologías de membranas</i> -----	23

Índice de figuras

<i>Figura 1. Fuentes de aguas residuales salinas y salinidades correspondientes</i> -----	10
---	----

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la mayor importancia que puede tener el uso de membranas en el proceso de tratamiento de aguas residuales en situaciones relacionadas con la salinidad. Se utilizó como metodología un tipo fundamental de investigación con un diseño sistemático, y como instrumento de estudio se utilizó la ficha de recolección de datos. Se recogieron diferentes literaturas utilizando datos primarios como técnica.

Los resultados de la investigación revelaron que existen cinco tipos principales de tecnología de membrana: efecto sobre la salida, agua desionizada, ósmosis directa, destilación por membrana, electrodiálisis y biorreactor de membrana. La ósmosis directa (26%) y el biorreactor de membrana (22%), entre otros métodos, han sido ampliamente discutidos. La concentración de sólidos disueltos totales, que indica el nivel de sales solubles, y la conductividad eléctrica, que puede utilizarse para cuantificar el nivel de sales solubles, son dos formas de comunicar la oferta de lugares en los diferentes tipos de aguas residuales salinas tratadas. Porque, el uso de membranas típicamente arroja altos porcentajes de desempeño.

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

Abstract

The goal of this work was to ascertain the highest significance that may be produced by the use of membrane in the wastewater treatment process under salinity-related situations. A fundamental type of investigation with a systematic design was used as a methodology, and the data collection sheet was used as a study instrument. Different literatures were collected using primary data as a technique.

The research findings revealed that there are five main types of membrane technology: effect on the output, deionised water, direct osmosis, membrane distillation, electrodialysis, and membrane bioreactor. Direct osmosis (26%) and the membrane bioreactor (22%), among other methods, have been extensively discussed. Total dissolved solids concentration, which indicates the level of soluble salts, and electrical conductivity, which can be used to quantify the level of soluble salts, are two ways to communicate the places offer in the different kinds of treated saline wastewater. Because, the use of membranes typically yields high performance percentages.

Keywords: Biodegradation, waste, treatment, reactors, biofilm

I. INTRODUCCIÓN

La producción de aguas residuales aumenta como resultado de la mayor demanda de recursos hídricos, pero el tratamiento de aguas residuales suele ser difícil y costoso, y en muchas naciones es más común liberarlas sin mucho o ningún tratamiento (Mao Y. et al., 2022, p. .2).

Debido a estos factores, las aguas residuales sin tratar contienen con frecuencia productos químicos, gérmenes y patógenos, residuos de antibióticos y otros riesgos para la salud, lo que genera importantes problemas ambientales (Wang S. et al., 2022, p.2).

Entre estos, los impactos perjudiciales de las descargas de aguas residuales salinas han sido más evidentes en los últimos años, por lo que despiertan gran preocupación entre la población (Goh P. et al., 2022, p.1). Porque las aguas residuales salinas contienen una variedad de contaminantes orgánicos e iones inorgánicos disueltos, como las aguas residuales de las curtidurías, las aguas residuales textiles y las aguas residuales de la acuicultura (Kumar P. et al., 2017, p. 323).

Además, indica que la alta concentración de contaminantes en las aguas residuales salinas de diversas fuentes, incluidas las operaciones industriales y agrícolas, está dañando el ecosistema (Liang Yinxiu et al., 2017, p.1).

Siendo demostrado por Jhonson Andrew C., (2019, p.5), que las sales en las aguas residuales pueden dañar la vida acuática e impedir la germinación de plantas y semillas. El resultado es que este proceso alterará el medio ambiente ya que la variedad de especies está disminuyendo.

Además, se encontró que el agua de drenaje de las tierras agrícolas irrigadas tenía un valor de TDS superior a 1200 mg L⁻¹ en la región del Canal Arys Turkistan en el sur de Kazajstán, siendo los iones de sodio (Na⁺) y bicarbonato (HCO₃⁻) los componentes salinos predominantes. (Almuktar S. et al., 2018, p.2). En el canal de drenaje agrícola del lago Chagan de la provincia occidental, se observó un incidente similar. de Jilin (China) (Yang Y. et al., 2016, p.4).

Además, se encontraron altas concentraciones salinas en aguas residuales de drenaje del oeste del Valle de San Joaquín en el centro de California y en la entrada

de un humedal en el Valle de Salinas en los Estados Unidos, lo que presenta riesgos significativos directos o indirectos para los ecosistemas acuáticos en los humedales y en la tierra en cada caso. (Krone-Davis P. et al., 2014, p.4).

Por estas razones, en los últimos 20 años ha surgido la preocupación de que muchas de las sustancias químicas sintéticas presentes en las aguas residuales salinas estén dañando la fauna acuática (Turcios Ariel e. et al., 2021, p. 3). Además, el uso de efluentes salinos para el riego podría resultar en una salinización secundaria ya que la evaporación del agua deja residuos de sal en los suelos (Omotade I. et al., 2019, p.2).

Dados los problemas revelados, estas aguas residuales salinas pueden tratarse para brindar opciones para la reutilización del agua y la recuperación de nutrientes, además de cumplir con el requisito de descarga (Asad A. et al., 2020, p. dos). Debido a estos factores, la tecnología de membranas es un campo emergente que brinda opciones atractivas para el tratamiento eficiente de aguas residuales salinas (Mollahosseini A. and Abdelrasoul A., 2020, p.3).

Hay una amplia gama de membranas disponibles para construir el proceso, y la tecnología de membranas es un método de separación que aborda una amplia gama de problemas, desde partículas hasta moléculas (Ghasemzadeh K. et al., 2017, p.67).

En base a lo anterior, se propuso resolver el siguiente problema de estudio: PG: ¿Cuál es la mayor importancia que genera la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas?

Como problemas específicos, se plantearon las siguientes preguntas:

PE1: ¿Cuál es el tipo de tecnología de membranas más utilizada para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas?

PE2: ¿Cuáles son las características que presentan los distintos tipos de aguas residuales salinas tratadas mediante la aplicación de membranas?

PE3: ¿Cuál es el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas?

Así mismo se elaboró el objetivo de estudio: OG: Determinar cuál es la mayor importancia que se genera con la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas.

Como objetivos específicos:

OE1: Clasificar el tipo de tecnología de membranas más utilizada para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas

SO2: Analizar las características presentes en los distintos tipos de aguas residuales salinas tratadas mediante la aplicación de membranas

SO3: Definir el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas

El objetivo de este estudio es compilar la literatura sobre la tecnología de membranas como un instrumento flexible para el tratamiento de aguas residuales salinas. Para ello, se buscarán y recopilarán estudios actuales y se aportará una justificación teórica. De manera similar, el objetivo de este estudio es proporcionar a los académicos e ingenieros interesados en el campo del tratamiento información sobre algunas dificultades y perspectivas futuras relacionadas con la aplicación de membranas para el tratamiento de efluentes salinos.

II. MARCO TEÓRICO

Ochando Pulido J. et al., (2016, p.1); La caracterización fisicoquímica de las aguas residuales de almazara (OMW), que incluía precipitado orgánico, un proceso tipo Fenton, floculación-sedimentación y filtración en serie de hueso de aceituna, fue investigada por una empresa de aceite de oliva en Jaén, España. Se investigó si los niveles de OMW (OMW/ST) y electroconductividad peligrosa (EC) tratados secundariamente podrían mejorarse utilizando tecnología de membrana (2-3 mS cm⁻¹). Junto con los coloides supramicrónicos y los sólidos en suspensión, las partículas submicrónicas con un diámetro medio inferior a 1,5 μ m que, sin embargo, están presentes en cantidades considerables pueden verse en el rango de tamaños de partículas de OMW/ST. Se encontró que un alto porcentaje de contaminantes orgánicos (31,7%) con un diámetro medio inferior a 3 kDa juegan un papel importante en el ensuciamiento de la membrana. El desarrollo de bacterias aeróbicas mesófilas apunta a una posible contaminación biológica de la membrana. Usando un factor de recuperación del 90%, como lo indica el índice de saturación. Por último, pero no menos importante, el uso de la membrana NF elegida a una presión de 15 bares garantizó poca obstrucción, una eficiencia de rechazo significativa (55,5 % y 88,5 % del total para EC y DQO) y una alta generación de flujo (69,9 L h⁻¹ m²). Usando un factor de recuperación del 90%, como lo indica el índice de saturación. Finalmente, se aseguró un bajo ensuciamiento, una alta producción de flujo (69,9 L h⁻¹ m²) y una notable eficacia de rechazo (55,5 % y 88,5 % para EC y DQO) cuando se utilizó la membrana NF elegida a una presión de quince bares. usando el factor de recuperación sugerido del índice de saturación del 90%. Cuando la membrana NF seleccionada se utilizó a una presión de 15 bar, los resultados finales incluyeron incrustaciones insignificantes,

Ye Wenyuan et al., (2020, p.1); En su investigación, las membranas sueltas de nanofiltración (NF) se sometieron a codeposición del complejo de polidopamina-polietilenimina (PEI) usando persulfato como activador, lo que cambió significativamente las propiedades de la superficie de la membrana. En particular, después de un recubrimiento bioinspirado de 120 min, el tamaño de poro de las membranas NF bioinspiradas se redujo junto con una caída en el límite de peso molecular (MWCO) de 640 a 298 Da. lo que demostró una mejora en el rechazo de compuestos húmicos en la filtración de concentraciones de lixiviados del vertedero, pasando del 95,1% al 98,9%. Además, al agregar PEI con carga positiva, la carga de la superficie de la membrana se modificó para que fuera más positiva, lo que redujo

sustancialmente la fuerza de repulsión electrostática y mejoró la permeabilidad a la sal.

Sahinkaya Erkan et al., (2019, p.1); Con el fin de adquirir más datos para la predicción del rendimiento del proceso de RO a escala completa, su estudio operó un proceso de RO a escala piloto que comprende un elemento de membrana envuelto en espiral en tres modos operativos diferentes, a saber, concentrado, reciclado completo y continuo. Si bien el modo de operación continuo proporcionó condiciones extremadamente similares a las ejercidas sobre el elemento final de la membrana en un tren de proceso de RO a gran escala, se afirmó que el modo de operación de reciclaje completo imitó las condiciones de operación ejercidas sobre la primera membrana. La recuperación de agua y el caudal en el modo de operación concentrado y continuo fueron aproximadamente 70% y 19 L/m²/h, respectivamente (LMH).

Wu C. y Li Q., (2021, p.1); En su estudio, evaluó la efectividad de un sistema de membranas de ro de tubo de disco (DTRO) para este tipo de lixiviados adultos resistentes. Las características moleculares de los materiales orgánicos lixiviados luego se examinaron en busca de cambios (OM). Gracias al sistema DTRO, las propiedades dieléctricas de la descarga se redujeron a 0,15-0,22 ms/cm, y los contaminantes nitrogenados y que contienen carbono se llevaron a un nivel que permitió su eliminación. También se logró una tasa de recuperación de agua superior al 83%. Se eliminó con éxito la mayor parte de las sales, incluidos los iones de sal y sulfato, así como el MO refractario, tales como compuestos de relleno orgánicos disueltos y diferentes. El método DTRO se puede utilizar para eliminar con éxito una gran cantidad de compuestos altamente insaturados con DBE > 12 y algunos compuestos biológicos solubles poliméricos con números de carbono >23. Además, se eliminaron los complejos CHONS complicados con estructuras químicas complejas, que representan >80 % de las moléculas unidas al MO disuelto (DOM). También se eliminó más del 80 % de las moléculas conectadas al OM (DOM) que se estaba disolviendo, incluidos complejos complejos de CHONS con estructuras químicas complejas. La DOM en las concentraciones de la membrana resultante fue sorprendentemente comparable a la del lixiviado del vertedero sin tratar, a pesar de que la concentración era significativamente mayor. Se eliminó el 80% de los compuestos ligados a la MO disuelta (DOM), incluidas las moléculas complejas de

CHONS. La DOM en las concentraciones de membrana resultantes fue sorprendentemente similar a la de los lixiviados no tratados, a pesar de que la concentración fue significativamente mayor. Incluyendo moléculas complejas de CHONS, se eliminó el 80% de los químicos relacionados con la MO soluble (DOM). El DOM en las concentraciones de membrana creadas fue notablemente similar al de las aguas residuales de un basurero sin tratar, aunque significativamente más concentrado.

Samaei S. et al., (2020, p.1); En su estudio, evaluó la eficiencia de una planta de ósmosis inversa (OI) utilizada como método de postratamiento por una empresa minera australiana. La investigación de datos muestra que la unidad de RO mejora significativamente la calidad del permeado final antes de que se libere en los ríos y arroyos. Cuando se tiene en cuenta la eficiencia de rechazo promedio para todo el período de evaluación, la turbidez, los sólidos disueltos totales (TDS), el antimonio/arsénico, el níquel, el zinc y el hierro sérico disminuyen en un 85 %, 96 %, 95 %, 66 %, 82 %, 48% y 10%, respectivamente, en el permeado de RO en comparación con el agua de entrada. Si bien el valor del influente de RO estuvo en condiciones atractivas la mayoría de los días durante los años evaluados (aunque las concentraciones de TDS el 11 y 20 de octubre de 2016 y el 14 de noviembre de

Mahto Ashesh et al., (2017, p.2); Para abordar este importante problema, se han desarrollado numerosos enfoques, incluidos procedimientos químicos, tratamientos biológicos y enfoques basados en membranas de alta presión; sin embargo, la mayoría de ellos tienen ciertas limitaciones. Los solventes eutécticos profundos (DES) se analizan aquí en relación con su potencial para la extracción de agua reutilizada del agua de mar, aguas residuales y agua debido a su idoneidad como solución de extracción sostenible (DS) para los procedimientos de ósmosis directa (FO). Las aguas residuales contaminadas con colorantes y efluentes de curtiduría se utilizan para demostrar el procedimiento. En condiciones óptimas de proceso, se recuperó >90 % del agua reutilizable de varias soluciones de alimentación con un flujo de agua promedio de 5 L m⁻² h⁻¹. La separación de fases de la mezcla DES-agua obtenida al final del experimento se llevó a cabo a una temperatura de aproximadamente -5 °C debido a la gran diferencia en los puntos de congelación (T_f) entre el agua y el DES. Después de las pruebas por lotes (tres ciclos), se utilizó el DS recuperado y hubo

poca pérdida de flujo de agua. Se encontró que el agua recuperada tiene bajos niveles de contaminación, lo que la hace apropiada para una variedad de usos.

Meng Lijun et al., (2020, p.1); La tecnología de ósmosis directa (FO) se utilizó en su estudio para eliminar el Sb de los efluentes reales de teñido e impresión, así como de las aguas residuales utilizadas para simular el Sb. Una investigación de la producción de FO con diferentes concentraciones de NaCl y pH de la solución de alimentación reveló una relación inversa entre el flujo de agua y el flujo de sal inverso. El rechazo de Sb aumentó a medida que aumentaba el pH de la solución de alimentación, mientras que descendía cuando aumentaba el contenido de NaCl. La adición de Cr(VI) como iones coexistentes en la alimentación aumentó significativamente la eliminación de Sb en una variedad de concentraciones de NaCl y pH de la solución de alimentación. La eficiencia de remoción de Sb del método FO fue alta (>99).

Wu Zhenyu et al., (2018, p.1); Presentó e investigó una tecnología de prueba de concepto basada en ósmosis directa (FO) para la producción in situ de estruvita a partir de aguas residuales porcinas digeridas en su investigación. Este sistema de FO aprovechó el defecto del flujo inverso de soluto (RSF) al precipitar la estruvita con la ayuda del Mg²⁺ de flujo inverso. Al emplear 0,5 MgCl₂ como solución de extracción, se formó espontáneamente estruvita de alta pureza en la solución de alimentación y el flujo de agua a través de la membrana de FO alcanzó 3,12 LMH. Cuando se identificó la estruvita precipitada, se descubrió que su composición coincidía con la de la estruvita vendida comercialmente. Las aguas residuales porcinas digeridas por el sistema FO recuperan más del 50% de su agua y eliminan más del 93% de su nitrógeno amónico; en particular, recuperó más del 99% de su fosfato, que es mucho más que el 60,7% de eliminación lograda por la adición de MgCl₂ (sin tratamiento con FO). La estruvita y el agua que se recuperan podrían valer \$1.35 m³ en total. Usar los datos del estudio para determinar si es factible la recuperación de nitrógeno de los efluentes de las vacas con la ayuda del tratamiento con FO.

Wu Simiao et al., (2018, p.1); En su trabajo, el magnesio pretratado con calcio de un lixiviado de vertedero se recuperó como estruvita. Usando un método sumergido osmótico directo (FO), también se redujo el volumen de lixiviado, lo que redujo significativamente la huella y el gasto del tratamiento adicional. El magnesio y el calcio mostraron una feroz competencia por el fosfato en ausencia de pretratamiento. Después del tratamiento con tales, la eficiencia de Ca²⁺ fue alta (89,5 1,7 %) y la

pérdida de Mg^{2+} fue relativamente baja (24,1 2,0 %). En las siguientes circunstancias, la estruvita podría recuperarse con un contenido de magnesio del 98,6 % al 0,1 % y ($Mg + Ca$ residual) tiene una concentración de PO_4^{3-} residual muy inferior: relación molar P de 1: 1,5 y pH 9,5. (25 mg L⁻¹). La estruvita producida tiene una estructura cristalina comparable a la estruvita normal (19,3% Mg y 29,8% P)..

Chang Haiqing et al., (2020, p.1); En su investigación, examinó varios tipos de fertilizantes y orientaciones de membrana, y propuso la ósmosis directa de fertilizantes (FDFO) para obtener agua dulce del flujo de retorno y agua producida (FPW) de la extracción de gas de esquisto para riego. La solución de extracción (DS) de mejor rendimiento contenía $NH_4H_2PO_4$, pero la DS que contenía $(NH_4)_2HPO_4$ resultó en el peor ensuciamiento de la membrana. DS con KCl y KNO_3 generaron flujos inversos de soluto considerables. Cuando la capa activa de la membrana estaba en contacto con la solución de alimentación a diferencia del DS, la operación de FDFO funcionó mejor. Regamos rábano cereza y bok choy con muestras diluidas de DS y FPW. El riego de las plantas con agua desionizada diluida (DS; sólidos disueltos totales (TDS) = 350 mgL⁻¹) aceleró su crecimiento.

Luego de mostrar los antecedentes más relevantes sobre la aplicación de membranas, se describe el problema:

Mientras que la tasa mundial de extracción de agua subterránea aumentó gradualmente en un 1% por año durante la década de 1990, el crecimiento de la población y la expansión económica están ejerciendo una presión cada vez mayor sobre los suministros de agua dulce a nivel mundial. Ahora, el cambio climático está exacerbando aún más estas presiones (Ali I. et al., 2021, p.8).

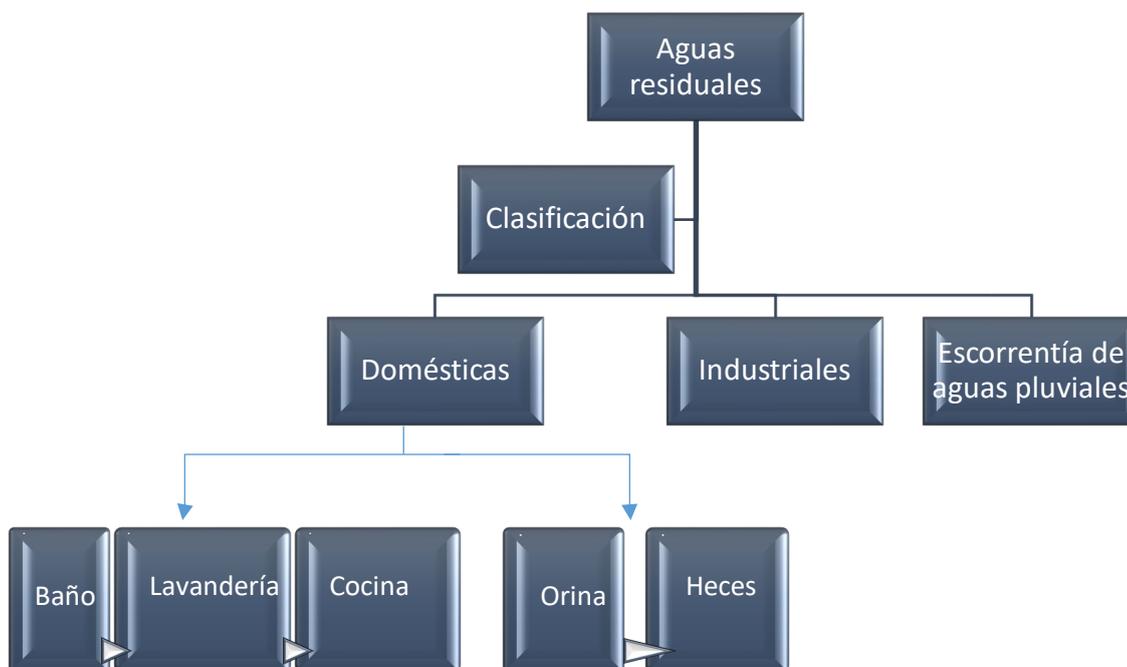
La producción de aguas residuales aumenta junto con la demanda de recursos hídricos, sin embargo, el tratamiento de aguas residuales suele ser difícil y costoso, y en muchas naciones es más común descargar aguas residuales que han recibido poco o ningún tratamiento (Wu C. et al., 2018, p. .1). Siendo así, las aguas residuales sin tratar contienen con frecuencia contaminantes, gérmenes y patógenos, residuos de antibióticos y otros riesgos para la salud, lo que provoca importantes problemas ambientales (Xue Dong S. et al., 2017, p.3).

Donde, La mayoría de las ciudades en los países en desarrollo generan 30-70 mm³ de aguas residuales por persona anualmente como resultado de la falta o insuficiencia de infraestructura de tratamiento de aguas residuales. Las fuentes de agua superficial comúnmente reciben aguas residuales y sus efluentes (Luján F. et al., 2018, p.2).

Las aguas residuales contienen cantidades significativas de sólidos (sólidos totales 350-1200 mg/l), materia disuelta y particulada (demanda química de oxígeno 250-1000 mg/l), microorganismos (hasta 109 números/ml), nutrientes, metales pesados y microcontaminantes (Srivastava A. et al., 2021, p.2).

Pudiéndose clasificar como aguas residuales domésticas e industriales y escorrentías pluviales como se muestra en la gráfica 1.

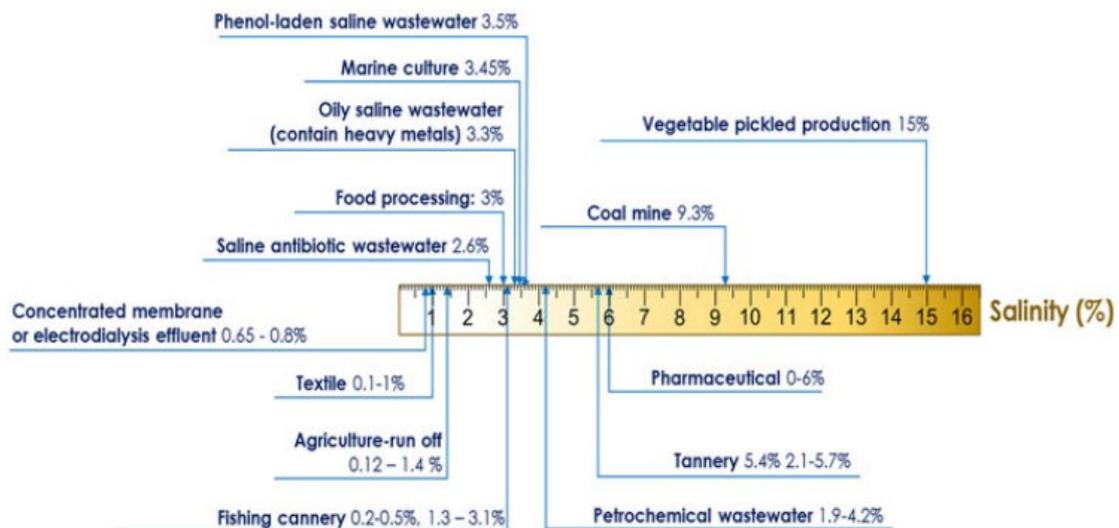
Gráfico No. 1: Clasificación de aguas residuales



Pero también existen aguas residuales salinas; considerados efluentes residuales que contienen gran cantidad de materia orgánica y sales (NaCl) (Ahmad N. et al., 2021, p.1). Las aguas residuales salinas pueden tener una composición muy complicada, pero lo que las diferencia de otros tipos de aguas residuales es su alto contenido de sal (Liang Y. et al., 2017, p.3).

Así, a través de la figura 1, se explica cómo diferentes fuentes de aguas residuales resultan en diferentes niveles de salinidad.

Figura N°1: Fuentes de aguas residuales salinas y salinidades correspondientes



Fuente: Extraído de Vo H. et al., (2019)

Las aguas residuales representan un peligro significativo para el ecosistema debido a sus altas concentraciones de sal, materia orgánica y otros contaminantes. Esto se debe al hecho de que las sales en las aguas residuales pueden dañar las especies acuáticas e impedir el crecimiento y la germinación de las plantas. semillas (Vo H. et al., 2020, p.4). En consecuencia, debido a la reducción en la variedad de especies, este proceso tendrá un impacto adverso en el medio ambiente (Wen J. et al., 2018, p.3).

Además, dado que la evaporación del agua dejaría residuos de sal en los suelos, la actividad de riego con efluentes salinos también puede resultar en una salinización secundaria (Guo N. et al., 2018, p.2).

Las fuentes de aguas residuales salinas determinan su contenido y concentración. Siendo mostrado por el gráfico 2.

Gráfico N°2: Principales fuentes de aguas residuales salinas



Asimismo, además de las sales (carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos y boratos), el nitrógeno (N) y el fósforo (P) de los fertilizantes químicos, el agua de drenaje de las tierras de cultivo salinas también transporta materiales orgánicos (por ejemplo, pesticidas no degradables o herbicidas y humus degradables) (Cataldo S. et al., 2016, p.2).

Además, investigaciones recientes muestran que las aguas residuales (tanto tratadas como sin tratar) se utilizan con frecuencia para cultivar vegetales en áreas urbanas debido a la escasez mundial de agua dulce (Shi X. et al., 2018, p. 2). Según se informa, las aguas residuales sin tratar (UTW, por sus siglas en inglés) se utilizan para regar 20 millones de hectáreas (el 7 % de todas las tierras de regadío), principalmente en países áridos y semiáridos (Song W. et al. al., 2018, p. 2).

Por lo tanto, las aguas residuales sin tratar pueden contaminar visualmente las fuentes de agua potable, la tierra utilizada para la agricultura, el medio ambiente y generar olores desagradables (Hulsen T. et al., 2019, p.2). Cuando se mezclan aguas residuales domésticas y industriales, que contienen compuestos nocivos, estos problemas pueden empeorar (Srivastava A. et al., 2021, p.4).

Considerando que, el uso excesivo de aguas residuales contaminadas degrada la estructura del suelo y tiene un impacto en sus factores fisicoquímicos (Zhang M. et al., 2022, p.3). La transmisión de metales pesados (HM) en el suelo está influenciada por las características fisicoquímicas del suelo como el pH, la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico (CEC), que pueden tener un impacto tanto positivo como negativo (Khalid S. et al., 2018, p.1).

Por ejemplo, cuando el pH del suelo es alcalino, el MF existente en el suelo se vuelve menos móvil y menos fitodisponible debido a la formación de complejos metálicos con OM (Shahid M. et al., 2020, p.3).

Además, como resultado, los efluentes salinos ofrecen peligros significativos directos o indirectos para los ecosistemas de humedales, acuáticos y terrestres (Ma Shou Chen et al., 2016, p.2).

Las sales presentes en los efluentes pueden afectar negativamente a diversos organismos acuáticos, como microbios, invertebrados, vertebrados y plantas (Yadav R. et al., 2016, p.2). Las sales pueden afectar la presión iónica interna de una célula, prevenir la germinación de plantas y reducir la supervivencia, el desarrollo y la producción de plántulas (Zhou W. et al., 2017, p.2).

Estos efectos alterarán aún más las comunidades de plantas acuáticas, microbianas y animales en el ecosistema al reducir la diversidad de especies o al sustituir especies halosensibles por especies halófilas (Zhao P. et al., p.1). Los efluentes salinos producirían más agua, lo que elevaría los niveles de agua de las masas de agua receptoras y provocaría más evaporación (Yan Z. et al., 2017, p.1).

Por ejemplo, se descubrió que el aumento de los niveles de agua en el río Hunter en Australia se atribuyó en parte a la descarga de escorrentías de minas de carbón, plantas de energía y drenaje, lo que podría dañar el ecosistema acuático al aumentar los niveles de salinidad (Ahmad T. et al., 2018, p.3).

Los efluentes que contienen sal, con o sin pretratamiento, pueden ser un recurso valioso para el riego en áreas con escasez de agua, particularmente en zonas secas y semiáridas (Ahmadi M. et al., 2017, p.5). Como resultado de la evaporación, que deja restos de sales en los suelos, la liberación de efluentes salinos en los cuerpos de agua receptores y el uso de efluentes salinos para el riego pueden conducir a la salinización secundaria (Goh P. e Ismael A., 2018, p. dos).

Las sales de metales pesados en las aguas residuales salinas son más perjudiciales para los ecosistemas ya que no son biodegradables y tienden a acumularse en los seres vivos a lo largo de la cadena alimentaria (Zhu w. et al., 2020, p. 1).

Debido a estos factores, en los últimos diez años se han reportado una serie de técnicas para tratar diversas formas de aguas residuales salinas de una variedad de sectores (Degermenci N. et al., 2016, p.1). donde el biorreactor de membrana (MBR) y la destilación por membrana son los dos métodos básicos para el tratamiento de aguas residuales salinas que se han reportado (MD) (Chen X. et al., 2019, p.1).

También se han utilizado otros métodos de procesamiento de membranas, incluidos contactores, electrodiálisis, ósmosis inversa, ósmosis directa, ultrafiltración y nanofiltración. membrana (MC) (Wang X. et al., 2016, p.2). Cabe mencionar que la mayoría de las membranas utilizadas en los MBR son del tipo UF, por lo que la UF juega un papel crucial en el tratamiento de aguas residuales salinas (Sathya U. et al., 2019, p. dos).

Se detalla en la tabla 1, utilizando varias membranas y sus ventajas e inconvenientes.

Tabla N°1: Membranas poliméricas

MEMBRANAS	VENTAJA	DESVENTAJAS
MEMBRANAS POLIMÉRICAS	simple de sintetizar y producir. fabricación económica; fuerte estabilidad mecánica En forma de módulo, el escalado y la variación son simples. La difusión de soluciones es un mecanismo de separación.	Bajo químico y térmico. estabilidad Plastificación Tamaño de poro incontrolable Sigue el intercambio entre permeabilidad y selectividad
MEMBRANAS INORGÁNICAS	mayor estabilidad mecánica, térmica y química diferentes tamaños de poros entre la permeabilidad y la selectividad hay una compensación modesta. funciona en circunstancias difíciles El tamizado molecular (6), la difusión superficial (10–20), la condensación capilar (30) y la difusión Knudsen (0,1 m) son los cuatro mecanismos de separación.	Frágil Caro Dificultad para escalar
MEMBRANAS DE MATRIZ MIXTA	mayor estabilidad térmica y mecánica reducción de la plastificación se necesita menos energía La compactación a alta presión supera el compromiso de permeabilidad y selectividad mayor eficiencia de	Frágil a alta fracción de rellenos en matriz polimérica Las estabilidades química y térmica dependen de la matriz polimérica.

separación en comparación con las
membranas de polímeros nativos
Proceso de separación: Membranas
poliméricas e inorgánicas
trabajando juntas

Fuente: Modificado de Mollahosseini A. et al., (2020)

La ósmosis directa (FO), comúnmente conocida como "ósmosis directa", "ósmosis manipulada" u "ósmosis artificial", es otra nueva tecnología de membrana (Asadollahi M. et al., 2017, p.4). Aunque el método se utilizó por primera vez en la década de 1970, últimamente ha aumentado el interés por él. Así lo demuestra el aumento de publicaciones de 2006 a 2016, que se tradujo en un total de 1.700 artículos sobre temas de AA (Biniáz P. et al., 2019, p. 5).

No se requieren fuentes de energía adicionales (más que una presión modesta) (alrededor de 2-3 bar para eliminar la resistencia por fricción en dos lados de la membrana) porque FO se basa en una fuerza impulsora natural) (Cassano A. et al., 2018, p.3). Esto también implica que, en comparación con las membranas de ósmosis inversa impulsadas por presión, se produce un ensuciamiento menos severo en la superficie de la membrana (Vickers N. et al., 2017, p.2).

Además, debido a la instalación de un recipiente de menor presión en la planta, la menor presión operativa se traduce en costos operativos y de capital más económicos. (Kamalo M. et al., 2019, p.6). Se utilizan numerosos procesos que se han aplicado con éxito, como la concentración y la deshidratación (Falizi N. et al., 2018, p.4).

Pero, dado que la desalinización del agua requiere un paso de purificación adicional, el uso de FO como procedimiento de desalinización no es rentable (Corzo B. et al., 2018, p.4).

Según los informes, el costo de la energía representa entre el 20% y el 35% (con valores informados estadísticamente más altos) del costo total del agua generada en el proceso de desalinización. Sin embargo, este porcentaje variará según el tamaño de la planta y el costo de energía y electricidad en cada ubicación (Shahbeig H. et al., 2017, p.2). Aunque no se puede usar como reemplazo de RO en la mayoría de las aplicaciones, la presión operativa más baja y el perfil de ensuciamiento más bajo en

el proceso de FO lo han convertido en un proceso de membrana intrigante. (Wang Z. et al., 2016, p.3).

Además, las membranas funcionalizadas podrían funcionar como catalizadores y filtros distintos al mismo tiempo (ya sea en su superficie o dentro de sus estructuras) (Mansourpanah Y. et al., 2017, p.9). Un mayor uso de procesos basados en membranas puede resultar en un menor uso de energía, un menor impacto ambiental, una necesidad de menor área de superficie y más eficiencia (Jafarinejad S. et al., 2019, p.2). Al hacerlo, en última instancia, podría proporcionar un producto menos costoso, como combustibles procesados, agua purificada y desalinizada, etc. (Ray S. et al., 2018, p.2).

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación.

En el presente estudio es cualitativo, porque la investigación cualitativa busca tener contacto directo con el investigador o el objeto a estudiar; donde, en esta investigación, se toman en cuenta los pensamientos de los estudiados, por lo que se considera un estudio subjetivo e interpretativo de la realidad de un momento específico (Salgado A., 2007, p. 71).

Asimismo, el tipo de investigación cualitativa es básica ya que la investigación básica busca ampliar el conocimiento con el fin de mejorar un estudio científico, ayudando a una mejor comprensión del tema que afecta a la sociedad (Carter S. et al., 2019, p.2). Por tal motivo se utiliza este tipo de investigación, ya que se realizará la búsqueda y análisis de diversos artículos a nivel nacional e internacional sobre la aplicación de membrana como tratamientos, buscando dar solución al problema de las aguas residuales en condiciones salinas.

Además, el método de investigación fue sistemático; Siendo este descrito por Sovacool B. et al., (2018, p.2), como un diseño circular que se elabora luego de combinar información de estudios realizados para luego resumir los hallazgos. Ante esto, se aplicó este tipo de diseño, porque se buscó estudiar, analizar y comparar diversa literatura científica sobre la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales y determinar cuál es la mayor importancia que se genera con la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales bajo condiciones salinas.

3.2. Matriz de categorías, subcategorías y categorizaciones

Las categorías y subcategorías elaboradas se describieron en el Anexo 1, donde se crearon con un nivel de jerarquía, donde las subcategorías fueron subconjuntos de las categorías y estas de los 3 objetivos específicos: Clasificar el tipo de tecnología de membrana más utilizada para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas, Analizar las características presentes en los distintos tipos de aguas residuales salinas tratadas mediante la aplicación de membranas, Definir el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas.

3.3. escenario de estudio

El escenario de estudio o lugar donde se realizó la investigación es el medio físico en el que se describen los actos experimentales y que busca la forma en que se llevó a cabo una investigación. Por ello, el escenario del presente trabajo, fue diverso, encontrándose en los artículos científicos utilizados y que se encuentran descritos en los documentos de los investigados; Esto se debe a que este trabajo de investigación presenta un enfoque sistemático.

3.4. Participantes

La selección de los participantes se considera un paso fundamental en la investigación, pues en una investigación cualitativa de diseño sistemático aseguran que los estudios seleccionados sean confiables. Así, este trabajo utilizó como participantes los portales web sciencedirect, scopus y Proquest.

Dichas plataformas virtuales brindan estudios indexados, siendo estos portales web confiables con acceso mundial a libros virtuales, artículos científicos, revistas científicas, citas textuales, entre otros; teniendo en cuenta solo artículos que tengan una antigüedad máxima de 6 años, en inglés.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

En el presente estudio la técnica utilizada fue el análisis documental, siendo esta una técnica de estudio cuya finalidad es sintetizar la información de un documento original a otro en el cual permitirá una mayor recuperación y análisis de su contenido.

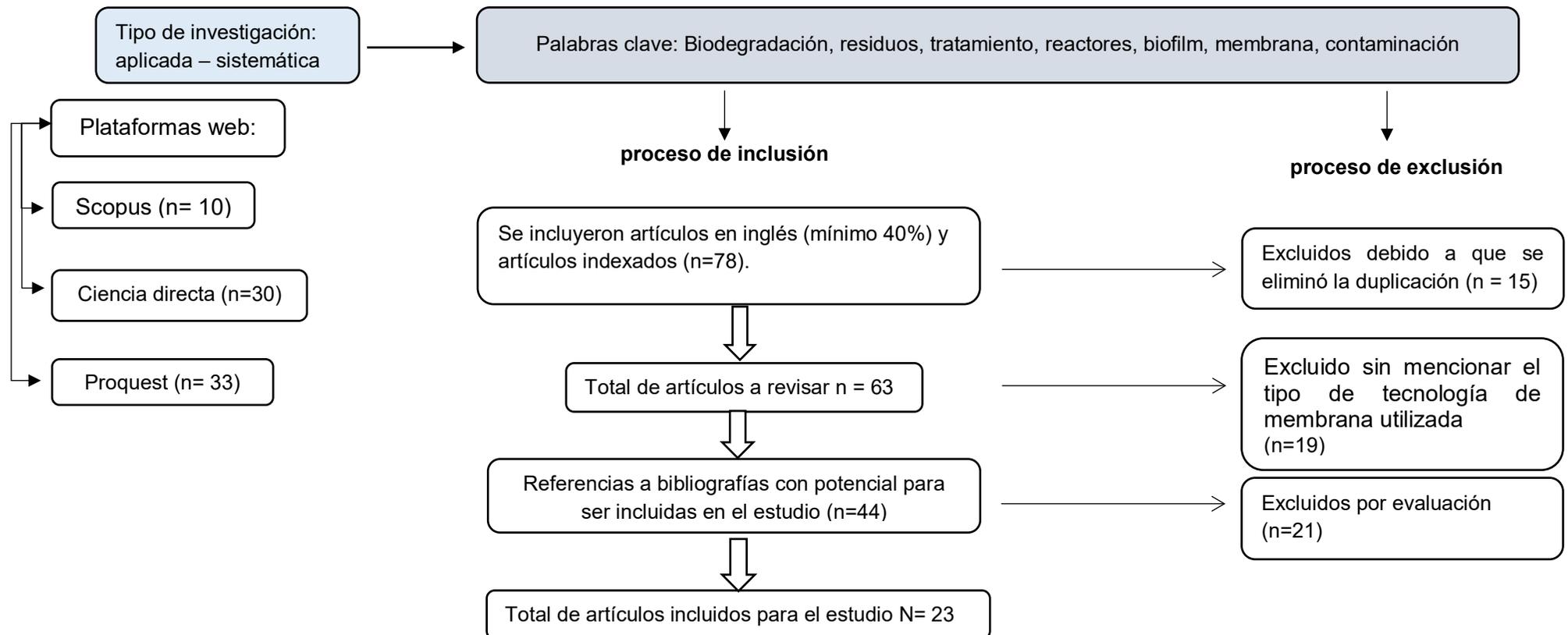
Por lo tanto, esta técnica utilizó el formulario de recolección de datos que se muestra en el Anexo 2, siendo utilizado como instrumento de estudio. Dicho documento o archivo permite reflejar la información que se extrae con la técnica de análisis documental y proporciona una rápida comprensión a los lectores.

El archivo propuesto cuenta con datos como: nombre del autor, datos del documento del investigador (tipo de estudio, objetivo, tipo de tecnología de membrana más utilizada, características presentes en los diversos tipos de aguas residuales salinas, rendimiento porcentual de la aplicación de membranas, resultados y conclusión.

3.6. Proceso

El Gráfico 3 muestra los criterios tomados para el proceso de selección de los artículos que fueron agregados al estudio.

Gráfico N°3: Procedimiento de recolección y selección de artículos



3.7. rigor científico

El rigor científico del trabajo de investigación se cumplió siguiendo 4 criterios: dependencia, confiabilidad, aplicabilidad y credibilidad; siendo descrito por Cornejo et al., (2011, p.15), a continuación:

Dependencia. - El primer criterio cumplido fue el de dependencia o consistencia; donde esto permita que los datos mostrados de un estudio de investigación presenten estabilidad en cuanto a su información; Por ello, cuando se aplica en un estudio cualitativo, la gran mayoría de investigadores entran en polémica al señalar que su estabilidad no es muy segura, por lo que la información es de estudios reales y por tanto no se puede repetir. Ante esto, este criterio se cumplió proporcionando la mayor cantidad de información posible a partir de los datos experimentales estudiados.

La confiabilidad. - Este segundo criterio, o también llamado confiabilidad, es el que se utiliza para determinar el grado de acuerdo que puede existir con un resultado con el nivel interpretativo de varios investigadores. Este criterio se logró mediante la comparación y discusión de los diversos autores que estudiaron la aplicación de membranas y llegaron a puntos de vista iguales o similares.

Aplicabilidad. - Este criterio es el tercero que se aplicó en el presente estudio, es el que permite que los resultados obtenidos puedan ser utilizados por otros investigadores para aplicarlos a través de otros contextos, y es con el nivel interpretativo de los resultados que cada investigador podrá realizar.

Credibilidad. - Este último criterio utilizado recae en el investigador hacia el estudio analizado, donde para llegar a una conclusión y tener certeza de lo planteado por el investigador en su estudio, revisa nuevamente la información y confirma los hallazgos; todo esto en el proceso de recolección de información. Este criterio se obtiene mediante el uso de técnicas como el análisis documental.

3.8. Método de análisis de información

El método utilizado para el desarrollo de la presente investigación fue la triangulación, ya que esta permite el uso de más de 2 técnicas o métodos, siendo así la aplicación del análisis documental o matriz apriorística; donde en el segundo se aplicaron

categorías y subcategorías para la elaboración y resolución de los resultados. Mostrando cada uno de ellos con mayor detalle a continuación:

Criterio (3): Tipo de tecnología, Características de los distintos tipos de aguas residuales salinas, Porcentaje de rendimiento

Subcategorías: MF, UF, NF y RO / pH, EC, DQO, TN / Tasa de recuperación (%), eliminación de SS (%), DQO, etc.

3.9. Aspectos éticos

El presente trabajo de investigación cumplió en primera instancia con las normas establecidas por la Universidad Cesar Vallejo, siguiendo la guía de Productos observables No. 0103-2018 de la UCV, así mismo, se cumplió con el derecho a la autoría, donde se realizó en el debida citación de los estudios investigados, utilizando para tal efecto la norma ISO 690-2, finalmente, se utilizó el programa turnitin, el cual le da al trabajo la certeza de que no existe incumplimiento de plagio. Siendo así que, cumpliendo con estos aspectos, el presente trabajo cumple con la debida autenticidad.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mayor importancia que se genera con la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas es la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales dependiendo del tipo de tecnología utilizada y teniendo en cuenta las diferentes propiedades de las aguas residuales salinas tratadas mediante el aplicación de membranas.

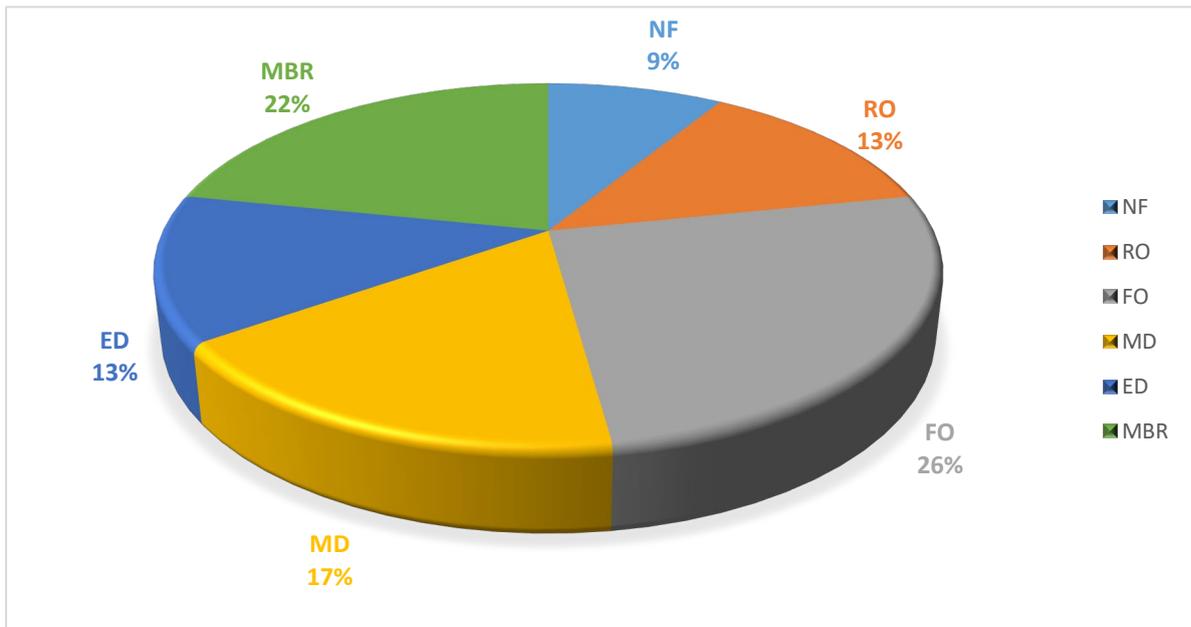
Para lo cual se elaboró la primera Tabla No. 2, en la cual se clasificó el tipo de tecnología de membranas más utilizada para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas.

Tabla N° 2: Tipo de tecnología de membrana

Membrana	fuelle de aguas residuales salinas	Fuente
NF	Aguas residuales de la almazara	Ochando Pulido J. et al., (2016, p.1)
	Concentrado de lixiviado de vertedero (China)	Ye Wenyuan et al., (2020, p.1)
RO	Aguas residuales textiles	Sahinkaya Erkan et al., (2019, p.1)
	lixiviados de vertederos	Wu C. y Li Q., (2021, p.1)
	Aguas residuales de la industria minera	Samaei S. et al., (2020, p.1)
para	Aguas residuales de la curtiduría	Mahto Ashesh et al., (2017, p.2)
	Tintura de aguas residuales de la industria textil y de impresión	Meng Lijun et al., (2020, p.1)
	aguas residuales agrícolas	Wu Zhenyu et al., (2018, p.1)
	lixiviados de vertederos	Wu Simiao et al., (2018, p.1)
	Agua producida por reflujo de gas de esquisto	Chang Haiqing et al., (2020, p.1)
	Aguas residuales textiles	Korenak J. et al., (2019, p.2)
Maryland	Aguas residuales textiles	Mokhtar N. et al., (2016, p.1)
	Aguas residuales textiles	Villalobos García J. et al., (2018, p.1)
	agua producida	Xu Jingli et al., (2018, p.1)
	Aguas residuales del campo de gas natural	Zhang X. et al., (2016)
Delaware	agua de reflujo	Peraki María et al., (2016, p.1)
	Agua subterránea contaminada por Tirupur	Annamalai S. et al., (2017, p.1)
	Aguas residuales	Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1)
MBR	Aguas residuales de almazara	Degermenci N. et al., (2016, p.1)
	Aguas residuales textiles	Albahnasawi A. et al., (2020, p.2)

Efluente de la planta de blanqueo	Mulopo J., (2017, p.2)
Aguas residuales del procesamiento de carne	Galib Mohamed et al., (2016, p.1)
Aguas residuales de tenería	Umaiyakunjaram R. et al., (2016, p.1)

Gráfico N°4: Porcentaje de tipos de tecnologías de membranas



Según el gráfico 4 y la tabla 2, las cinco categorías de membranas —nanofiltración (NF), ósmosis inversa (RO), ósmosis directa (FO), destilación por membrana (MD), electrodiálisis (ED) y biorreactor de membrana (MBR)— son las tecnologías de membranas más utilizadas para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas).

Dentro de los principales métodos para el tratamiento de aguas residuales de agua salada que se han descrito se encuentran la ósmosis directa (FO) y el biorreactor de membrana (MBR) los cuales han presentado el mayor uso con un 26% y 22%. Mahto Ashesh et al., (2017, p.2), Meng Lijun et al., (2020, p.1), Wu Zhenyu et al., (2018, p.1), Wu Simiao et al., (2018 , p.1), Chang Haiqing et al., (2020, p.1), Korenak J. et al., (2019, p.2); estudios aplicando FO y Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1), Degermenci N. et al., (2016, p.1), Albahnasawi A. et al., (2020, p.2), Mulopo J., (2017, p.2), Galib Mohamed et al., (2016, p.1), Umaiyakunjaram R. et al., (2016, p.1) aplicando MBR.

Ósmosis directa (FO), un método de separación basado en membranas que se basa en la diferencia de presión osmótica. Según Chang Haiqing et al., (2020, p.1), el proceso FO se utiliza en el tratamiento de aguas residuales salinas para separar el agua de la solución de alimentación para reutilizarla en el futuro y concentrar el efluente para otros procedimientos, como la recuperación de recursos.

Asimismo, es corroborado por Meng Lijun et al., (2020, p.1); Destaca los muchos beneficios de las membranas de FO, incluida su menor susceptibilidad al ensuciamiento que las membranas activadas por presión. Además, Liden T. et al. (2019, p.2), señalaron en su trabajo que el FO se puede utilizar para extraer agua del agua generada con alta salinidad (16 000–210 000 mg/L TDS), pero que el flujo finalmente disminuyó debido a problemas de equilibrio de concentración entre SD y solución de alimentación, ensuciamiento de la membrana y variación de temperatura.

Pero también, el biorreactor de membrana (MBR) fue uno de los más utilizados, debido a su eficiencia, simplicidad de uso, mínima generación de lodos y tamaño compacto (Albahnasawi A. et al., 2020, p.2). Sin embargo, Mulopo J., (2017, p.2), llama la atención sobre la posibilidad de que la salinidad de las aguas residuales salinas pueda funcionar como un estresor, causando que las poblaciones microbianas en la RBM se vuelvan inestables, disminuyendo su actividad metabólica y, posteriormente, cambiando la cinética. para eliminar las sustancias carbonáceas y nitrogenadas de su biomasa.

Pero lo afirmado es refutado por Goswami Lalit et al., (2018, p.2), quien menciona en su estudio Dado que los lodos activados contienen bacterias no halófilas que solo pueden adaptarse a condiciones de baja salinidad, se puede utilizar MBR convencional para tratar aguas residuales con bajo nivel de salinidad (10 g/L de NaCl).

Mientras tanto, se ha propuesto el tratamiento de aguas residuales de salinidad media (30-150 g/L NaCl) y alta (>150 g/L NaCl) utilizando sistemas MBR modificados/híbridos y bacterias muy halófilas (Tan Xu et al., 2019, p.1).

Por otro lado, se analizaron las características presentes en los distintos tipos de aguas residuales salinas tratadas mediante la aplicación de membranas en la tabla 3.

Cuadro N°3: Características presentes en los distintos tipos de aguas residuales salinas

fuelle de aguas residuales salinas	Característica	Fuelle
Aguas residuales de la almazara	CE = 3,2–3,6 mS/cm Cl ⁻ = 875,8–1045,1 mg/L Na ⁺ = 534,0–728,7 mg/L DOC = 150 mg/L	Ochando Pulido J. et al., (2016, p.1)
Concentrado de lixiviado de vertedero	CE = 10,74 mS/cm DQO = 2042,9 mg/L Cl ⁻ = 2887,1 mg/L Sustancia humato = 1473,9 mg/L Ácido húmico = 285,2 mg/L	Ye Wenyan et al., (2020, p.1)
Aguas residuales textiles	CE = 5500 µS/cm DOC = 1000 mg/L SS = 276 mg/L Cl ⁻ = 1000 mg/L	Sahinkaya Erkan et al., (2019, p.1)
lixiviados de vertederos	CE = 28,1-31,8 mS/cm Nitrógeno Total (TN) = 2911.70 mg/L DQO = 5690,70 mg/L Cl ⁻ = 6460,60 mg/L	Wu C. y Li Q., (2021, p.1)
Aguas residuales de la industria minera	TDS = 5660-7910 mg/L Turbidez = 39,4-160 UNT Antimonio = 36,4-50,2 mg/L	Samaei S. et al., (2020, p.1)
Aguas residuales de la curtiduría	TDS: 60.000 ppm (pretratado, libre de orgánicos)	Mahto Ashesh et al., (2017, p.2)
Tintura de aguas residuales de la industria textil y de impresión	CE >100 mS/cm Sb = 0,20 mg/L COD = 398,11 mg/L COT = 170,70 mg/L	Meng Lijun et al., (2020, p.1)
aguas residuales agrícolas	CE = 4,66 mS/cm DOC = 4166,67 mg/L Cl ⁻ = 104 mg/L PO ₄ ³⁻ P = 166,50 mg/L Mg ²⁺ = 15,07 mg/L NH ₄ ⁺ -N = 413,33 mg/L	Wu Zhenyu et al., (2018, p.1)
lixiviados de vertederos	CE = 35,8 mS/cm DOC = 69,470 mg/L NH ₄ ⁺ -N = 2753,0 mg/L miligramos = 722 miligramos por litro Cl = 5957 mg/L	Wu Simiao et al., (2018, p.1)
Agua producida por reflujo de gas de esquisto	CE = 36,34 mS/cm TDS = 22,530 mg/L Cl ⁻ = 13,020 mg/L Na ⁺ = 8350 mg/L Turbidez = 0,16 UNT	Chang Haiqing et al., (2020, p.1)

Aguas residuales textiles	CE = 2,2 mS/cm DOC = 2862 mg/L TDS = 1944 mg/L SST = 144 mg/L	Korenak J. et al., (2019, p.2)
Aguas residuales textiles	CE = 1294–1673 μ S/cm Turbidez = 22–25NTU TDS = 774–996 mg/L DQO = 405–477 mg/L DBO5 = 11–15 Color = 346–526 Pt/Co	Mokhtar N. et al., (2016, p.1)
Aguas residuales textiles	CE = 976 μ S/cm TDS = 605 mg/L Nitrógeno Total = 11mg/L Nitrato Total = 8mg/L DQO = 2830 mg/L	Villalobos García J. et al., (2018, p.1)
agua producida	CE = 82 mS/cm SDT = 84 000 mg/L TOC = 41 mg/L	Xu Jingli et al., (2018, p.1)
Aguas residuales del campo de gas natural	CE = 26.000 μ S/cm TDS = 15,700 mg/L Cloruro = 8732.6 mg/L DQO = 1083 mg/L COT = 307,5 mg/L	Zhang X. et al., (2016)
agua de reflujó	TDS = 100 000 mg/L	Peraki María et al., (2016, p.1)
Agua subterránea contaminada por Tirupur	CE = 9,135 mS/cm TDS = 8397 mg/L Dureza = 4300mg/L Ca ²⁺ = 2250 mg/L Mg ²⁺ = 2050 mg/L Cloruro = 3828 mg/L Sulfato = 512,48 mg/L	Annamalai S. et al., (2017, p.1)
aguas residuales agrícolas	CE = 23 mS/cm DQO = 2800 mg/L Cromo = 570 mg/L	Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1)
Aguas residuales de almazara	CE = 10,67 mS/cm DQO = 23,872 mg/L DBO = 18,876 mg/L Fenol total = 1610 mg/L	Degermenci N. et al., (2016, p.1)
Aguas residuales textiles	CE = 3680 mS/cm DQO = 750 mg/L DBO5 = 325mg/L COT = 260 mg/L Cloruro = 89,84 mg/L Nitrato = 8mg/L Sulfato = 394,6 mg/L	Albahnasawi A. et al., (2020, p.2)
Efluente de la planta de blanqueo	CE = 1196 mS/m DQO total = 1700 mg/L DQO soluble = 1330 mg/L Sulfato = 280 mg/L Cloruro = 1700 mg/L	Mulopo J., (2017, p.2)

	Hierro = 1,1 mg/L Manganeso = 6,3 mg/L	
Aguas residuales del procesamiento de carne	SST = 1640 mg/L Sólidos volátiles en suspensión (SSV) = 1460 mg/L DQO total = 4398 mg/L NH3-N = 77mg/L PO4 3-P = 101 mg/L	Galib Mohamed et al., (2016, p.1)
Aguas residuales de tenería	SST 8400–12,600 mg/L SVS 5900–9760 mg/L DQO soluble = 7560 mg/L	Umaiyakunjaram R. et al., (2016, p.1)

En general, las aguas residuales con sales disueltas y diversas formas de contaminantes se denominan aguas residuales saladas.

Así, de acuerdo con la Tabla 3, los sólidos disueltos totales (TDS) (mg/L), que reflejan el nivel de sales solubles, y la conductividad eléctrica (EC), que se pueden utilizar para cuantificar la cantidad de sales solubles, se utilizan para expresar las propiedades de los distintos tipos de aguas residuales salinas.

Con el apoyo de Ochando Pulido J. et al., (2016, p.1), Ye Wenyuan et al., (2020, p.1), Sahinkaya Erkan et al., (2019, p.1), Wu C. y Li Q., (2021, p.1), Samaei S. et al., (2020, p.1), Mahto Ashesh et al., (2017, p.2), Meng Lijun et al., (2020, p.1), Wu Zhenyu et al., (2018, p.1), Xu Jingli et al., (2018, p.1), Zhang X. et al., (2016), Peraki Maria et al. Alabama. , (2016, p.1), Annamalai S. et al., (2017, p.1), Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1).

Sathya U. et al., (2019, p.1); En su estudio, presenta una muestra de aguas residuales textiles, donde ofrece valores para los siguientes parámetros: pH, TDS, sólidos suspendidos totales (TSS), carbono orgánico total (TOC), demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno. (DBO), respectivamente, de 8,2, 1340 mg/L, 309 mg/L, 1970 mg/L y 540 mg/L.

También se ha descubierto que los muchos tipos de aguas residuales salinas provienen de fuentes secundarias, como instalaciones de tratamiento de agua, sectores industriales (como las industrias alimentaria, textil, curtiduría, pulpa/papel, minería, petróleo y carbón) y actividades agrícolas. . Como es el caso de Wu Zhenyu et al., (2018, p.1), quienes trataron aguas residuales agrícolas y Meng Lijun et al.,

(2020, p.1), trataron aguas residuales de tintura de la industria textil y estampación de la industria. sector.

Según Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1), Además de los iones de sal y los nutrientes de los fertilizantes, el drenaje agrícola de las tierras de cultivo saladas produce aguas residuales salinas que también contienen pesticidas y herbicidas. Del mismo modo, Wu Zhenyu et al. (2018) encontraron que las aguas residuales tratadas en su estudio tenían las siguientes concentraciones: $Cl^- = 104 \text{ mg/L}$, $PO_4^{3-} P = 166,50 \text{ mg/L}$, $Mg^{2+} = 15,07 \text{ mg/L}$ y $NH_4^+ - N = 413,33 \text{ mg/L}$.

Por otro lado, Degermenci N. et al., (2016, p.1), afirma que el uso de sal y salmuera en las plantas es la fuente de aguas residuales salinas, que provienen de la industria alimentaria. Los efluentes salinos se producen durante el procesamiento de alimentos de mariscos, vegetales en escabeche, carne enlatada y productos lácteos. Peraki Maria et al., (2016, p.1), Xu Jingli et al., (2018, p.1).

Asimismo, Chen G. et al., (2018, p.1); confirma la afirmación anterior al señalar que las sales de la salazón del queso y el procesamiento del suero se pueden encontrar en efluentes lácteos con un rango de TDS de 1800-2700 mg/L.

Por otro lado, el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas se determinó mediante la tabla 4.

Cuadro N° 4: Rendimiento porcentual de la aplicación de membranas

<i>Membrana</i>	<i>fuelle de</i>	<i>Rendimiento de la membrana</i>	<i>Fuente</i>
	<i>aguas residuales salinas</i>		
<i>NF</i>	Aguas residuales de la almazara	Flujo = 69.9 LMH Recuperación de alimento = 90% Eficiencias de eliminación: CE = 55,5% DOC = 88,5%	Ochando Pulido J. et al., (2016, p.1)
<i>NF</i>	Concentrado de lixiviado de vertedero (China)	Eficiencia de desalinización = 99,5%. Pureza de la sustancia húmica recuperada = 98,3%. Rechazo: Sustancia húmica = 98,9%	Ye Wenyan et al., (2020, p.1)

<i>RO</i>	Aguas residuales textiles	Sal = 6,5-7,5%. impregnar Flujo = 19 LMH Recuperación de agua 70% CE = 300 μ S/cm	Sahinkaya Erkan et al., (2019, p.1)
<i>RO</i>	lixiviados de vertederos	impregnar CE = 0,15-0,22 mS/cm Recuperación de agua >83% Eliminación de materia orgánica >80%.	Wu C. y Li Q., (2021, p.1)
<i>RO</i>	Aguas residuales de la industria minera	Turbidez 85% TDS 96% Antimonio 95% Arsénico 66% Níquel 82%	Samaei S. et al., (2020, p.1)
<i>para</i>	Aguas residuales de la curtiduría	Flujo osmótico promedio de ~1.5 LMH El contenido de NaCl en la solución de alimentación aumentó de 786 a 2732 mg/mL. Recuperación de agua >90%	Mahto Ashesh et al., (2017, p.2)
<i>para</i>	Tintura de aguas residuales de la industria textil y de impresión	Rechazo: Sb > 99,7% DQO y TOC ~ 90% Flujo de agua = 8,08–8,78 LMH	Meng Lijun et al., (2020, p.1)
<i>para</i>	aguas residuales agrícolas	Recuperación de agua >50% Caudal de agua = 3,12 LMH Recuperación de fosfato >99% Eliminación de nitrógeno amónico >93 %	Wu Zhenyu et al., (2018, p.1)
<i>para</i>	lixiviados de vertederos	Recuperación de estruvita (Mg) 98,6% Reducción del volumen de lixiviado 37% Recuperación de agua = 36,6%	Wu Simiao et al., (2018, p.1)
<i>para</i>	Agua producida por reflujo de gas de esquisto	Recuperación de flujo 92%	Chang Haiqing et al., (2020, p.1)
<i>para</i>	Aguas residuales textiles	Recuperación de agua 55% Rechazo: 100% tinte DQO 95 %, TDS, TSS, Cu ²⁺ , Zn ²⁺ > 99 %	Korenak J. et al., (2019, p.2)
<i>Maryland</i>	Aguas residuales textiles	Eficiencia de rechazo: Color = 95,3% CE = 93,7% Turbidez 93% SDT = 93,6%	Mokhtar N. et al., (2016, p.1)

Maryland	Aguas residuales textiles	DQO = 89,6% DBO5 = 90,8% Eficiencia de rechazo: CE = 99,5% TDS = 99,5 % Nitrógeno Total = 97.8%	Villalobos García J. et al., (2018, p.1)
Maryland	agua producida	DQO = 93,4% Rechazo de sal >99,5 %, Permeado EC = 195 μ S/cm	Xu Jingli et al., (2018, p.1)
Maryland	Aguas residuales del campo de gas natural	Recuperación de agua = 88,6% Eficiencia de desalinización= 99,8%	Zhang X. et al., (2016)
Delaware	agua de reflujó	-Reducción de TDS ~27% después de 7 horas de funcionamiento. -NaCl como electrolito presentó un comportamiento más estable y un desempeño más consistente que Na2SO4	Peraki María et al., (2016, p.1)
Delaware	Agua subterránea contaminada por Tirupur	Eficiencia de rechazo: cloruro (90%), sulfato (98%) y TDS (96%) después de 12 h de operación. -ED con 20 mA/cm redujo la CE a 0,795 mS/cm	Annamalai S. et al., (2017, p.1)
Delaware	Aguas residuales	Calidad del efluente tratado: CE = 1,5 mS/cm DQO = 364 mg/L Cromo = 0,0 mg/L	Deghles A. y Kurt U., (2016, p.1)
MBR	Aguas residuales de almazara	Efluente tratado: Fenol total promedio concentración = 59mg/L Eliminación de DQO 91–93% Eliminación total de fenol 80–87%	Degermenci N. et al., (2016, p.1)
MBR	Aguas residuales textiles	Eficiencia de eliminación de aminas aromáticas con: uno anillo aromático >80%. Dos anillos aromáticos <75%.	Albahnasawi A. et al., (2020, p.2)
MBR	Efluente de la planta de blanqueo	Flujo = 6 LMH Efluente tratado: DQO <45 mg/L SS < 15mg/L. Durante 85 días de funcionamiento.	Mulopo J., (2017, p.2)
MBR	Aguas residuales del procesamiento de carne	88-95 % de eliminación de DQO a una tasa de carga orgánica (OLR) de 0,4–3,2 kg DQO/m ³ -d	Galib Mohamed et al., (2016, p.1)

MBR	Aguas residuales de tenería	Flujo de permeado 6.8 LMH Permeado inicial TSS = 4140 mg/L Permeado inicial VSS = 2210 mg/L La eliminación de DQO fue del 90 % (día 49)	Umairakunjaram R. et al., (2016, p.1)
-----	-----------------------------	--	---------------------------------------

El rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas se definió mediante la comparación de los estudios presentados en la tabla 4, en los cuales se encontró que el aumento de la salinidad paralizó severamente la capacidad de proceso de algunos tipos de tecnología de membranas. lo que en consecuencia afecta el rendimiento de la membrana.

En general, en la mayoría de los tipos de membranas aplicadas, suelen presentar un alto rendimiento en la eliminación de derrames de líquidos y proporcionan agua limpia para su reutilización. Así lo corrobora el estudio de Ye Wenyuan et al., (2020, p.1); donde la eficiencia de desalación fue del 99,5%, la pureza de la sustancia húmica recuperada fue del 98,3% con la membrana NF. También, apoyando lo mencionado respecto al desempeño porcentual de la aplicación de membranas se encuentra Wu C. y Li Q., (2021, p.1), con una CE = 0.15-0.22 mS/cm, recuperación de agua >83 % y remoción de materia orgánica >80%.

Siendo este el caso de la MBR, en el estudio de Rodríguez Sánchez A. et al., (2019, p.1), donde la capacidad del proceso MBR para remover NH₄⁺ y TN se vio severamente paralizada por el aumento de la salinidad (de 27,7 -85,24% a 24,46-38,55% para aumento de salinidad de 4,5 mS/cm a 8,5 mS/cm), mostrando estrés por salinidad y perturbación en el desempeño de la MBR.

Esto también es corroborado por Albahnasawi A. et al., (2020, p.2); diciendo que el diseño y la operación cuidadosos del proceso MBR son esenciales, particularmente cuando la planta recibe aguas residuales con diferentes niveles de salinidad.

Además, Mannina Giorgio et al. informaron hallazgos comparables. (2016, p.1), donde se examinó el impacto de la salinidad y la presencia de hidrocarburos en el desempeño de la RBM; donde el aumento de la salinidad (de 12 g/L NaCl a 20 g/L NaCl) no tuvo un efecto perceptible en la eficiencia de reducción de DQO del MBR (alrededor del 90 %) durante las pruebas de la planta piloto, aunque la reducción biológica de DQO fue solo moderadamente silenciada (87 % al 64%).

V. CONCLUSIONES

La mayor importancia que se genera con la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas es que a través del presente trabajo se pudo estudiar diversas literaturas a través de las cuales se logró dar a conocer el desempeño de diversas tecnologías de membranas en el tratamiento de aguas. residuos salinos de diversas fuentes; donde se obtuvo que la mayor importancia que se genera con la aplicación de membranas es la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, teniendo en cuenta las difíciles propiedades de las aguas residuales salinas, además de ser estas tecnologías de membranas tratamientos económicos y de alto rendimiento.

Del mismo modo, cinco categorías de tecnología de membranas —nanofiltración (NF), ósmosis inversa (RO), ósmosis directa (FO), destilación por membrana (MD), electrodiálisis (ED) y biorreactor de membrana— se utilizan más comúnmente para el tratamiento de aguas residuales en circunstancias salinas (MBR). La ósmosis directa (FO) y el biorreactor de membrana (MBR), entre los principales métodos señalados para el tratamiento de aguas residuales salinas, han mostrado la mayor utilidad con un 26% y un 22%, respectivamente.

Los sólidos disueltos totales (TDS) (mg/L), que representan el nivel de sales solubles, y la conductividad eléctrica (EC), que se puede utilizar para caracterizar el nivel de sales solubles, son dos formas de expresar las características presentes en los diferentes tipos de aguas residuales salinas tratadas mediante el uso de membranas. Las prácticas agrícolas, las empresas industriales (como las industrias alimenticia, textil, de curtiduría, de pulpa/papel, minera, petrolera y química del carbón) y las fuentes secundarias que surgen de las plantas son otras fuentes de los muchos tipos de aguas residuales salinas. de tratar el agua.

El rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas suele ser alto, ya que, en general, en la mayoría de los tipos de membranas aplicadas, suelen presentar un alto rendimiento en la eliminación de vertidos líquidos y proporcionar agua limpia para su reutilización. . Ya que el aumento de la salinidad paraliza seriamente la capacidad de proceso de algunos tipos de tecnología de membranas, lo que en consecuencia afecta el desempeño de la membrana.

VI. RECOMENDACIONES

La investigación futura debe continuar examinando y avanzando en más áreas de desarrollo de tecnología de membrana si los procesos de membrana van a ser una alternativa práctica y económicamente atractiva, particularmente en el contexto del análisis económico, la optimización del rendimiento, el proceso a gran escala y la sostenibilidad. También se hacen las siguientes sugerencias:

Se recomienda que los futuros investigadores realicen experimentos utilizando muchas tecnologías de membrana en un método integrado para aumentar la eficacia de su uso.

Además, se advierte que es necesario explorar y mejorar más áreas del desarrollo de la tecnología de membranas en trabajos futuros para que los procesos de membrana sean una alternativa viable y atractiva desde el punto de vista financiero, en particular en el contexto del análisis económico, la optimización del rendimiento, los grandes procesos a gran escala y sostenibilidad.

Finalmente, se recomienda seguir estimulando ideas para mejorar la eficiencia y sostenibilidad del tratamiento en obras que apliquen tipos de tecnologías de membranas.

REFERENCIAS

1. AHMADI, Mehdi, et al. A novel salt-tolerant bacterial consortium for biodegradation of saline and recalcitrant petrochemical wastewater. *Journal of Environmental Management*, 2017, vol. 191, p. 198-208. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.010>
2. AHMAD, Nor Naimah Rosyadah, et al. Current advances in membrane technologies for saline wastewater treatment: A comprehensive review. *Desalination*, 2021, vol. 517, p. 115170. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115170>
3. AHMAD, Tausif; GURIA, Chandan; MANDAL, Ajay. Synthesis, characterization and performance studies of mixed-matrix poly (vinyl chloride)-bentonite ultrafiltration membrane for the treatment of saline oily wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018, vol. 116, p. 703-717. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.03.033>
4. ALBAHNASAWI, Ahmed, et al. Fate of aromatic amines through decolorization of real textile wastewater under anoxic-aerobic membrane bioreactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2020, vol. 8, no 5, p. 104226. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104226>
5. ALI, Imran, et al. Sources, classifications, constituents, and available treatment technologies for various types of wastewater: an overview. *Aquananotechnology*, 2021, p. 11-46. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821141-0.00019-7>
6. ALMUKTAR, Suhad AAAN; ABED, Suhail N.; SCHOLZ, Miklas. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 24, p. 23595-23623. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
7. ANNAMALAI, Sivasankar; SUNDARAM, Maruthamuthu; CURRAS, Marta Pazos. Integrated approach of chemical and electro dialysis process in textile effluent contaminated groundwater for irrigation. *Journal of environmental*

chemical engineering, 2017, vol. 5, no 4, p. 3190-3200. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.033>

8. ASAD, Asad; SAMEOTO, Dan; SADRZADEH, Mohtada. Overview of membrane technology. En *Nanocomposite membranes for water and gas separation*. Elsevier, 2020. p. 1-28. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816710-6.00001-8>
9. ASADOLLAHI, Mahdiah; BASTANI, Dariush; MUSAVI, Seyyed Abbas. Enhancement of surface properties and performance of reverse osmosis membranes after surface modification: a review. *Desalination*, 2017, vol. 420, p. 330-383. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.05.027>
10. BINIAZ, Parisa, et al. Water and wastewater treatment systems by novel integrated membrane distillation (MD). *ChemEngineering*, 2019, vol. 3, no 1, p. 8. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/chemengineering3010008>
11. CASSANO, Alfredo, et al. Nanofiltration and tight ultrafiltration membranes for the recovery of polyphenols from agro-food by-products. *International Journal of Molecular Sciences*, 2018, vol. 19, no 2, p. 351. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijms19020351>
12. CATALDO, Salvatore, et al. Combination of advanced oxidation processes and active carbons adsorption for the treatment of simulated saline wastewater. *Separation and Purification Technology*, 2016, vol. 171, p. 101-111. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.07.026>
13. CHANG, Haiqing, et al. On-site treatment of shale gas flowback and produced water in Sichuan Basin by fertilizer drawn forward osmosis for irrigation. *Environmental Science & Technology*, 2020, vol. 54, no 17, p. 10926-10935. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03243>
14. CHEN, Xi, et al. Nature-inspired polyphenol chemistry to fabricate halloysite nanotubes decorated PVDF membrane for the removal of wastewater. *Separation and Purification Technology*, 2019, vol. 212, p. 326-336. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.11.036>

15. CORZO, Beatriz, et al. Long-term evaluation of a forward osmosis-nanofiltration demonstration plant for wastewater reuse in agriculture. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 338, p. 383-391. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.042>
16. DEĞERMENCI, Nejdet, et al. Performance investigation of a jet loop membrane bioreactor for the treatment of an actual olive mill wastewater. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 184, p. 441-447. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.014>
17. DEGHLES, Abdalhadi; KURT, Ugur. Treatment of tannery wastewater by a hybrid electrocoagulation/electrodialysis process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2016, vol. 104, p. 43-50. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2016.02.009>
18. FALIZI, Nasim Jalilnejad, et al. Evaluation of MBR treated industrial wastewater quality before and after desalination by NF and RO processes for agricultural reuse. *Journal of water process engineering*, 2018, vol. 22, p. 103-108. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.01.015>
19. GALIB, Mohamed, et al. Energy-positive food wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Journal of environmental management*, 2016, vol. 182, p. 477-485. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.098>
20. Ghasemzadeh, K., Aghaeinejad-Meybodi, A., & Basile, A. Separation Theory of Silica Membranes. *Current Trends and Future Developments on (Bio-) Membranes*, 2017, 65–95. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63866-3.00004-2>
21. MANNINA, Giorgio, et al. Membrane bioreactors for treatment of saline wastewater contaminated by hydrocarbons (diesel fuel): an experimental pilot plant case study. *Chemical Engineering Journal*, 2016, vol. 291, p. 269-278. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.107>

22. GOH, P. S.; WONG, K. C.; ISMAIL, A. F. Membrane technology: A versatile tool for saline wastewater treatment and resource recovery. *Desalination*, 2022, vol. 521, p. 115377. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115377>
23. GOH, P. S.; ISMAIL, A. F. A review on inorganic membranes for desalination and wastewater treatment. *Desalination*, 2018, vol. 434, p. 60-80. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.07.023>
24. GOSWAMI, Lalit, et al. Membrane bioreactor and integrated membrane bioreactor systems for micropollutant removal from wastewater: a review. *Journal of water process engineering*, 2018, vol. 26, p. 314-328. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.10.024>
25. GUO, Ning, et al. The fate of antibiotic resistance genes and their potential hosts during bio-electrochemical treatment of high-salinity pharmaceutical wastewater. *Water research*, 2018, vol. 133, p. 79-86. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.020>
26. HÜLSEN, Tim; HSIEH, Kent; BATSTONE, Damien J. Saline wastewater treatment with purple phototrophic bacteria. *Water research*, 2019, vol. 160, p. 259-267. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.060>
27. JAFARINEJAD, Shahryar, et al. Concentrating ammonium in wastewater by forward osmosis using a surface modified nanofiltration membrane. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2019, vol. 5, no 2, p. 246-255. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EW00690C>
28. JOHNSON, Andrew C. Is freshwater macroinvertebrate biodiversity being harmed by synthetic chemicals in municipal wastewater?. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2019, vol. 11, p. 8-12. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.05.005>
29. KAMALI, Mohammadreza, et al. Sustainability considerations in membrane-based technologies for industrial effluents treatment. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 368, p. 474-494. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.075>

30. KHALID, Sana, et al. A review of environmental contamination and health risk assessment of wastewater use for crop irrigation with a focus on low and high-income countries. *International journal of environmental research and public health*, 2018, vol. 15, no 5, p. 895. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15050895>
31. KORENAK, Jasmina, et al. Efficiency and economic feasibility of forward osmosis in textile wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 2019, vol. 210, p. 1483-1495. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.130>
32. KRONE-DAVIS, Pamela, et al. Assessing pesticide reduction in constructed wetlands using a tanks-in-series model within a Bayesian framework. *Ecological engineering*, 2014, vol. 57, p. 342-352. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.053>
33. KUMAR, Ponnusamy Senthil; SARAVANAN, Anbalagan. Sustainable wastewater treatments in textile sector. En *Sustainable fibres and textiles*. Woodhead Publishing, 2017. p. 323-346. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102041-8.00011-1>
34. LIANG, Yinxiu, et al. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 2017, vol. 98, p. 275-285. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005>
35. LIDEN, Tiffany, et al. Comparison of the degree of fouling at various flux rates and modes of operation using forward osmosis for remediation of produced water from unconventional oil and gas development. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 675, p. 73-80. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.061>
36. LUJÁN-FACUNDO, Maria Jose, et al. The role of salinity on the changes of the biomass characteristics and on the performance of an OMBR treating tannery wastewater. *Water research*, 2018, vol. 142, p. 129-137. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.046>

37. MA, Shou-Chen, et al. Effects of mine wastewater irrigation on activities of soil enzymes and physiological properties, heavy metal uptake and grain yield in winter wheat. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 113, p. 483-490. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.031>
38. MANSOURPANAH, Yaghouh; OSTADCHINIGAR, Azadeh. Preparation of chemically attached polyamide thin film membrane using different diamines: separation and computational investigation. *Journal of Polymer Research*, 2017, vol. 24, no 2, p. 1-16. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10965-017-1186-7>
39. MAO, Yuanxiang, et al. Removal of micro organic pollutants in high salinity wastewater by comproportionation system of Fe (VI)/Fe (III): Enhancement of chloride and bicarbonate. *Water Research*, 2022, vol. 214, p. 118182. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118182>
40. MAHTO, Ashesh, et al. Sustainable water reclamation from different feed streams by forward osmosis process using deep eutectic solvents as reusable draw solution. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2017, vol. 56, no 49, p. 14623-14632. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b03046>
41. MENG, Lijun, et al. Rejection of antimony in dyeing and printing wastewater by forward osmosis. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 745, p. 141015. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141015>
42. MOKHTAR, N. M., et al. The potential of direct contact membrane distillation for industrial textile wastewater treatment using PVDF-Cloisite 15A nanocomposite membrane. *Chemical Engineering Research and Design*, 2016, vol. 111, p. 284-293. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.05.018>
43. MOLLAHOSSEINI, Arash; ABDELRASOUL, Amira. Introductory chapter: an overview of recent advances in membrane technologies. *Advances in Membrane Technologies*, 2020, p. 1. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.89552>

44. MULOPO, Jean. Bleach plant effluent treatment in anaerobic membrane bioreactor (AMBR) using carbon nanotube/polysulfone nanocomposite membranes. *Journal of environmental chemical engineering*, 2017, vol. 5, no 5, p. 4381-4387. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.08.027>
45. OCHANDO-PULIDO, Javier Miguel, et al. Physicochemical analysis and adequation of olive oil mill wastewater after advanced oxidation process for reclamation by pressure-driven membrane technology. *Science of the total environment*, 2015, vol. 503, p. 113-121. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.109>
46. OMOTADE, Ifeoluwa F.; ALATISE, Michael O.; OLANREWaju, Olawale O. Recycling of aquaculture wastewater using charcoal based constructed wetlands. *International journal of phytoremediation*, 2019, vol. 21, no 5, p. 399-404. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1537247>
47. PERAKI, Maria, et al. Electrodialysis: An application for the environmental protection in shale-gas extraction. *Separation and Purification Technology*, 2016, vol. 161, p. 96-103. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.040>
48. RAY, Saikat Sinha, et al. Developments in forward osmosis and membrane distillation for desalination of waters. *Environmental chemistry letters*, 2018, vol. 16, no 4, p. 1247-1265. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0750-7>
49. RODRIGUEZ-SANCHEZ, Alejandro, et al. Effect of variable salinity wastewater on performance and kinetics of membrane-based bioreactors. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2019, vol. 94, no 10, p. 3236-3250. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/jctb.6134>
50. SAHINKAYA, Erkan, et al. Performance of a pilot-scale reverse osmosis process for water recovery from biologically-treated textile wastewater. *Journal of Environmental Management*, 2019, vol. 249, p. 109382. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109382>

51. SAMAEI, Seyed Mohsen; GATO-TRINIDAD, Shirley; ALTAEE, Ali. Performance evaluation of reverse osmosis process in the post-treatment of mining wastewaters: Case study of Costerfield mining operations, Victoria, Australia. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, vol. 34, p. 101116. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101116>
52. SATHYA, U., et al. Evaluation of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment. *Journal of environmental management*, 2019, vol. 246, p. 768-775. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.039>
53. SHAHBEIG, Hossein, et al. Role of zeolite in reducing membrane fouling in a hybrid membrane bioreactor system applied for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 2017, vol. 98, p. 52-58. Disponible en: <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.21673>
54. SHAHID, Muhammad, et al. A critical analysis of wastewater use in agriculture and associated health risks in Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, p. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00702-3>
55. SHI, Xueqing, et al. Pretreatment of saline antibiotic wastewater using marine microalga. *Bioresource technology*, 2018, vol. 258, p. 240-246. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.110>
56. SONG, Weilong, et al. Performance of a novel hybrid membrane bioreactor for treating saline wastewater from mariculture: Assessment of pollutants removal and membrane filtration performance. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 331, p. 695-703. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.032>
57. SRIVASTAVA, Abhinav; MATHUR, Pradeep Kumar; SHARMA, Vinod Pravin. Studies of wastewater treatment techniques using low-cost biosorbents. En *Microbial Ecology of Wastewater Treatment Plants*. Elsevier, 2021. p. 395-410. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822503-5.00001-1>
58. SRIVASTAVA, Ashish, et al. Treatment of saline wastewater using physicochemical, biological, and hybrid processes: Insights into inhibition

mechanisms, treatment efficiencies and performance enhancement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021, vol. 9, no 4, p. 105775. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105775>

59. TAN, Xu, et al. A critical review on saline wastewater treatment by membrane bioreactor (MBR) from a microbial perspective. *Chemosphere*, 2019, vol. 220, p. 1150-1162. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.027>
60. TURCIOS, Ariel E., et al. From natural habitats to successful application-Role of halophytes in the treatment of saline wastewater in constructed wetlands with a focus on Latin America. *Environmental and Experimental Botany*, 2021, vol. 190, p. 104583. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104583>
61. UMAIYAKUNJARAM, R.; SHANMUGAM, P. Study on submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) treating high suspended solids raw tannery wastewater for biogas production. *Bioresource Technology*, 2016, vol. 216, p. 785-792. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.017>
62. VICKERS, Neil J. Animal communication: when i'm calling you, will you answer too?. *Current biology*, 2017, vol. 27, no 14, p. R713-R715. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.05.064>
63. VILLALOBOS GARCÍA, Jesús, et al. Membrane distillation trial on textile wastewater containing surfactants using hydrophobic and hydrophilic-coated polytetrafluoroethylene (PTFE) membranes. *Membranes*, 2018, vol. 8, no 2, p. 31. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/membranes8020031>
64. VO, Hoang Nhat Phong, et al. Microalgae for saline wastewater treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2020, vol. 50, no 12, p. 1224-1265. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1656510>
65. WANG, Shizong, et al. Removal of ammonia and phenol from saline chemical wastewater by ionizing radiation: Performance, mechanism and toxicity.

Journal of Hazardous Materials, 2022, vol. 433, p. 128727. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128727>

66. WANG, Xinhua; CHANG, Victor WC; TANG, Chuyang Y. Osmotic membrane bioreactor (OMBR) technology for wastewater treatment and reclamation: Advances, challenges, and prospects for the future. Journal of membrane science, 2016, vol. 504, p. 113-132. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.01.010>
67. WANG, Zhiwei, et al. A pilot-scale forward osmosis membrane system for concentrating low-strength municipal wastewater: performance and implications. Scientific reports, 2016, vol. 6, no 1, p. 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep21653>
68. WEN, Jia; DONG, Haoran; ZENG, Guangming. Application of zeolite in removing salinity/sodicity from wastewater: a review of mechanisms, challenges and opportunities. Journal of Cleaner Production, 2018, vol. 197, p. 1435-1446. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.270>
69. WU, Changyong, et al. Upgrading the Chinese biggest petrochemical wastewater treatment plant: Technologies research and full scale application. Science of the Total Environment, 2018, vol. 633, p. 189-197. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.164>
70. WU, Chuanwei; LI, Qibin. Characteristics of organic matter removed from highly saline mature landfill leachate by an emergency disk tube-reverse osmosis treatment system. Chemosphere, 2021, vol. 263, p. 128347. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128347>
71. WU, Simiao, et al. Enhancing recovery of magnesium as struvite from landfill leachate by pretreatment of calcium with simultaneous reduction of liquid volume via forward osmosis. Science of the total environment, 2018, vol. 610, p. 137-146. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.038>
72. WU, Zhenyu, et al. Forward osmosis promoted in-situ formation of struvite with simultaneous water recovery from digested swine wastewater. Chemical

Engineering Journal, 2018, vol. 342, p. 274-280. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.02.082>

73. XUE, Dong-sheng, et al. Halostable catalytic properties of exoglucanase from a marine *Aspergillus niger* and secondary structure change caused by high salinities. *Process Biochemistry*, 2017, vol. 58, p. 85-91. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.02.005>
74. XU, Jingli, et al. Polyoxadiazole hollow fibers for produced water treatment by direct contact membrane distillation. *Desalination*, 2018, vol. 432, p. 32-39. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.12.014>
75. YADAV, Ravindra Kumar, et al. Salinity induced physiological and biochemical changes in the freshly separated cyanobionts of *Azolla microphylla* and *Azolla caroliniana*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2016, vol. 106, p. 39-45. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.04.031>
76. YANG, Y. N., et al. Desalination of saline farmland drainage water through wetland plants. *Agricultural Water Management*, 2015, vol. 156, p. 19-29. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.001>
77. YAN, Zhou, et al. Biodegradation of 3, 5-dimethyl-2, 4-dichlorophenol in saline wastewater by newly isolated *Penicillium* sp. yz11-22N2. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, vol. 57, p. 211-220. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.02.012>
78. YE, Wenyuan, et al. Elevated nanofiltration performance via mussel-inspired co-deposition for sustainable resource extraction from landfill leachate concentrate. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 388, p. 124200. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124200>
79. ZHANG, Mengru, et al. The effect of salinity on ammonium-assimilating biosystems in hypersaline wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 829, p. 154622. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154622>
80. ZHANG, Xinmiao, et al. Exploration and optimization of two-stage vacuum membrane distillation process for the treatment of saline wastewater produced

by natural gas exploitation. *Desalination*, 2016, vol. 385, p. 117-125. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.01.021>

81. ZHAO, Pin, et al. The performance of forward osmosis in treating high-salinity wastewater containing heavy metal Ni²⁺. *Chemical Engineering Journal*, 2016, vol. 288, p. 569-576. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.038>

82. ZHOU, Weizhi, et al. Nutrients removal and recovery from saline wastewater by *Spirulina platensis*. *Bioresource technology*, 2017, vol. 245, p. 10-17. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.160>

83. ZHU, Weiqiang, et al. Enhancement of pollutants removal from saline wastewater through simultaneous anammox and denitrification (SAD) process with glycine betaine addition. *Bioresource Technology*, 2020, vol. 315, p. 123784. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123784>

ANEXOS:

Anexo N°1. Tabla de matriz de categorización apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Criterio 1
Clasificar el tipo tecnología de membranas más empleado para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas	¿Cuál es el tipo tecnología de membranas más empleado para el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas?	Tipo tecnología (Song W. et al., 2018, p.2).	MF UF NF RO Liang Y. et al., 2017, p.3).	De acuerdo a la cantidad de estudios que lo apliquen
Analizar las características presentes en los diversos tipos de aguas residuales salinas tratado mediante la aplicación de membranas	¿Cuáles son las características presentes en los diversos tipos de aguas residuales salinas tratado mediante la aplicación de membranas?	Características de los diversos tipos de aguas residuales salinas Srivastava A. et al., 2021, p.4).	pH CE COD TN (Ahmad N. et al., 2021, p.1).	De acuerdo a la fuente de aguas residuales
Definir el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas	¿Cuál es el rendimiento porcentual de la aplicación de membranas en el tratamiento de aguas residuales en condiciones salinas?	Rendimiento porcentual (Shahid M. et al., 2020, p.3).	Tasa de recuperación (%) Eliminación de SS (%), COD, etc. (Wen J. et al., 2018, p.3).	De acuerdo al tipo de membrana utilizada

Anexo 2: Ficha de análisis de contenido

 UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO		FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO	
PAGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACIÓN		LUGAR DE PUBLICACIÓN
	<input type="text"/>		<input type="text"/>
TIPO DE INVESTIGACIÓN:		AUTOR (ES):	
CÓDIGO			
PALABRAS CLAVES			
TIPO TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS			
CARACTERÍSTICAS PRESENTES EN LOS DIVERSOS TIPOS DE AGUAS RESIDUALES SALINAS			
RENDIMIENTO PORCENTUAL			
RESULTADOS			
CONCLUSIONES:			



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

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

Declaratoria de Autenticidad del Asesor

Yo, UGARTE ALVAN CARLOS ALFREDO, docente de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO SAC - LIMA ESTE, asesor de Tesis titulada: "Tratamiento de Aguas Residuales en Condiciones Salinas Mediante la Aplicación de Membranas: Revisión sistemática", cuyos autores son CURASMA POMA RIGO, DE LA CRUZ HUAMANI JHON HEMERSON, constato que la investigación tiene un índice de similitud de %, verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin, el cual ha sido realizado sin filtros, ni exclusiones.

Hemos revisado dicho reporte y concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la Tesis 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 nos sometemos a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

SAN JUAN DE LURIGANCHO, 28 de Noviembre del 2022

Apellidos y Nombres del Asesor:	Firma
UGARTE ALVAN CARLOS ALFREDO : 10473562 ORCID: 0000-0001-6017-1192	Firmado electrónicamente por: CUGARTEA el 28-11- 2022 10:48:34

Código documento Trilce: INV - 0957633