



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Tratamiento de Aguas Residuales Mediante la Aplicación de Micro-
Nanoburbujas: Revisión Sistemática**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Barrientos Minaya, Miguel Angel (orcid.org/ 0000-0002-6263-4450)

Salas Aller, Alexander (orcid.org/ 0000-0002-0997-0922)

ASESOR:

Mg. Herrera Diaz, Marco Antonio (orcid.org/ 0000-0002-8578-4259)

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

Dedico con todo mi corazón mi tesis a mis padres, sin su apoyo no podría llegar a tal logro. Muchas gracias por su cariño y su comprensión, muchos de mis logros se los debo a ustedes entre los que se incluye este.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que me apoyaron e hicieron posible este trabajo que realice con mucho amor y dedicación de igual manera agradezco al asesor por su gran apoyo y experiencia en la materia, sin sus conocimientos no podría haber realizado este trabajo de tesis con éxitos.

Índice de Contenido

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
Índice de Tablas.....	v
Índice de Figuras.....	vi
Índice de Gráficos	vii
Resumen.....	ix
Abstract.....	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	15
3.1. Tipo y diseño de investigación	15
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización.....	15
3.3. Escenario de estudio	16
3.4. Participantes	17
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	17
3.6. Procedimiento	17
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	30
VI. RECOMENDACIONES.....	32
REFERENCIA	
ANEXOS	

Índice de Tablas

<i>Tabla 1. Lista de compuestos farmacéuticos</i>	<u>4</u>
<i>Tabla 2. Matriz de Categorización Apriorística</i>	<u>16</u>
<i>Tabla 3. Procesos más usados con la aplicación de micro - nanoburbujas</i>	<u>21</u>
<i>Tabla 4. Contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas</i>	<u>24</u>
<i>Tabla 5. Mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas</i>	<u>26</u>

Índice de Figuras

<i>Figura 1. Demanda de agua industrial en un periodo de 40 años</i> -----	7
<i>Figura 2. Presiones de Laplace y electrostática</i> -----	9

Índice de Gráficos

<i>Gráfico 1. Fármacos encontrados en el agua</i>	6
<i>Gráfico 2. Principales contaminantes textiles</i>	7
<i>Gráfico 3. Procedimiento de selección de artículos</i>	18
<i>Gráfico 4. Porcentaje de contaminantes más tratados</i>	25

Índice de Abreviaturas

MNB	: micro-nanoburbujas
WW	: aguas residuales
TDS	: sólidos disueltos totales
DQO	: demanda química de oxígeno
OD	: oxígeno disuelto
MLVSS	: sólidos suspendidos volátiles de licor mixto
TOC	: carbono orgánico total

Resumen

El objetivo del presente trabajo consistió en determinar los tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas más usados; donde la metodología elegida para dicho desarrollo consistió en un tipo de estudio aplicada de diseño no experimental bibliográfico, donde mediante el análisis documental se recolectaron 89 estudios de los cuales quedaron seleccionados para el desarrollo 26.

Los resultados mostraron que, los procesos más usados se dan mediante la aplicación de ozono, siendo corroborado por 12 de los 26 estudios equivalente al 46%, seguido del proceso de aireación con un 31.5 y por último el proceso de flotación con un 23%. Los contaminantes más tratados de las aguas residuales son los contaminantes orgánicos y metales pesados, presentando un total del 72%; siendo estos conformados por el 13% de los metales pesados, 13% de los aceites, 4% de los tintes agroquímicos, y 42% de los CODs. Por último, la mayor eficiencia de remoción se da a través de los BMN de ozono; ya que son muy eficaces para reducir los contaminantes y la biodegradabilidad en las aguas residuales; además, en los procesos de flotación, cuanto menor sea el tamaño de la burbuja, mayor será la mejora en la eficiencia de separación.

Palabras clave: nanoburbujas, aguas residuales, industriales, domésticas, flotación.

Abstract

The objective of the present work consisted of determining the most used wastewater treatments through the application of nanobubbles; where the methodology chosen for this development consisted of a type of applied study of non-experimental bibliographic design, where 89 studies were collected through documentary analysis, of which 26 were selected for the development.

The results showed that the most used processes are the application of ozone, which was corroborated by 12 of the 26 studies, equivalent to 46%, followed by the aeration process with 31.5% and finally the flotation process with 23%. The most treated pollutants in wastewater are organic pollutants and heavy metals, with a total of 72%; these are made up of 13% of heavy metals, 13% of oils, 4% of agrochemical dyes, and 42% of CODs. Finally, the highest removal efficiency is given through ozone BMNs; since they are very effective in reducing pollutants and biodegradability in wastewater; in addition, in flotation processes, the smaller the bubble size, the greater the improvement in separation efficiency.

Keywords: nanobubbles, wastewater, industrial, domestic, flotation.

I. INTRODUCCIÓN

A lo largo del tiempo los efluentes líquidos vienen siendo una preocupación constante ya que la demanda del agua ha ido incrementando y con ello la incrementación de aguas residuales (Sivasubramanian V et al., 2016, p.1). Los tratamientos para estos suelen ser costosos por ello en muchos casos y en muchos países estas aguas suelen ser descargadas con poco tratamiento o sin haber recibido ninguno (Turcios A. et al., 2021, p.1).

Existían más de 300 IZ en Vietnam en 2019, que generaron alrededor de 3 millones de m³/d de aguas residuales (Sabelfeld M. et al., 2022, p.2). Alrededor del 30% de estas aguas residuales ingresan a los cuerpos de agua superficiales adyacentes y, por lo tanto, al medio ambiente sin un tratamiento suficiente (Fuhrmann S. et al., 2017, p.1).

En Europa, el 71 % de las aguas residuales municipales e industriales generadas son tratadas (Carvalho L. et al., 2019, p.1). Mientras que en América solo se trata el 20 % países americanos, desde 1990, la contaminación del agua ha ido en aumento en la mayoría de los ríos de África, Asia y América Latina debido al aumento cantidades de aguas residuales (Barile P. et al., 2018, p.557). Esto da como resultado del crecimiento demográfico, aumento actividad económica y la expansión de la agricultura, así como la liberación de aguas residuales sin tratamiento (Baines P. et al., 2018, p.1).

Las aguas residuales no tratadas a menudo contienen productos químicos, microbios y patógenos, residuos de antibióticos, lo que plantea graves preocupaciones ambientales (Mishra V. et al., 2021, p.105). También, pueden causar la contaminación de las fuentes de agua potable, la contaminación del suelo con fines agrícolas, la contaminación visual y la generación de malos olores (Scholz M. et al., 2016, p.1). Estas los problemas pueden agravarse cuando las aguas residuales domésticas se combinan con aguas residuales de fábricas, que contienen sustancias tóxicas (Mclachlan A. et al., 2018, p.1).

Las aguas residuales representan un alto riesgo para la salud humana por ejemplo encontramos fuentes de contaminación fecal como son las heces humanas donde se

presencian virus entéricos específicos de humanos, estos restos fecales son aún más riesgosos que las heces de los animales (Ahmed W. et al.,2018, p.245).

El acceso para obtener agua segura a nivel mundial aun es camino largo, según estadísticas mil millones de personas no acceden a aguas seguras ocasionando así la muerte de aproximadamente 3 millones de personas al año como consecuencia de enfermedades relacionadas con el agua y que podrían ser evitadas (Li X. et al., 2016, p.179).

Las micro-nanoburbujas (MNB) son burbujas diminutas con diámetros en la escala micrométrica y nanométrica junto con el tamaño pequeño (Hu L. et al., 2018, p.1). Estos tienen un área de superficie específica grande un alto potencial zeta, largos tiempos de residencia en el agua y una alta eficiencia de transferencia de oxígeno (Haris S. et al., 2020, p.1).

Ante lo mencionado anteriormente se plantea como problema de estudio: **¿Cuáles son los tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas más usados?**, de lo cual se va a desarrollar las siguientes preguntas:

PE1: ¿Cuáles son los procesos más usados con la aplicación de micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales?

PE2: ¿Cuáles son los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas?

PE3: ¿Cuál es la mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales?

Además, bajo lo mencionado se tiene el siguiente objetivo general: **Determinar los tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas más usados**; y como objetivos específicos:

OE1: Clasificar cuales los procesos más usados con la aplicación de con micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales.

OE2: Determinar los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas.

OE3: Identificar la mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales

El presente estudio se realizó con la finalidad de crear un portal de información para los investigadores y los futuros investigadores interesados en elegir el mejor método para el tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, este estudio presenta una justificación teórica; ya que se realizará una revisión sistemática de diversos estudios actualizados, para despertar el interés en los nuevos investigadores que busquen una mejora por las contaminaciones que se ocasionan debido al uso de aplicación de Micro-Nanoburbujas y que se puedan llevar a estudios prácticos los métodos más eficientes en base a los estudios de otros autores y descartar o aprobar su viabilidad.

II. MARCO TEÓRICO

En la actualidad, la presencia de compuestos farmacéuticos y sus metabolitos, considerados microcontaminantes orgánicos emergentes, en el medio acuático es una gran preocupación a nivel mundial (De Oliveira M. et al., 2020, p.1). La razón principal para explicar la ocurrencia de productos farmacéuticos en las aguas se encuentra en su amplio consumo y la remoción incompleta en las plantas de tratamiento de aguas residual (WW) (Biel M. et al., 2018. p.649).

En Arabia Saudí, el consumo de agua en el 2018 fue alrededor de 3360 millones de m³, fue casi 70% más alto que en 2007 (Alkhudhiri A. et al., 2019, p.1). De igual manera, el total de aguas residuales municipales aumentó constantemente y se prevé que aumente drásticamente entre 2025 y 2050 para alcanzar los 5090 millones de m³ (Mu'azu N. et al., 2020, p.1). El agua tratada aumentó casi un 200 % entre 2007 y 2018 y se espera que crezca un 4 % anual entre 2025 y 2050 (Alahdal H. et al., 2021, p.1).

Por otro lado, para el Perú, se realizó un estudio de investigación de 38 productos farmacéuticos, se encontró alrededor del 60 % de los productos farmacéuticos en aguas superficiales (Couto C. et al., 2019, p.1). En Puno, el acetaminofén fue el fármaco encontrado en mayor concentración, y estuvo presente en todas las muestras de aguas residuales tratadas alcanzando valores promedio superiores a 100 µg/L (Nieto J. et al., 2021, p.1). En aguas superficiales, la mayor concentración correspondió también al paracetamol (28,70 µg/L) seguido del sulfametoxazol (4,36 µg/L) (Peña G. et al., 2019, p.408). Lista de compuestos farmacéuticos diana identificados en las aguas residuales de la PTAR de Perú (Ver tabla N°1).

Tabla N°1. Lista de compuestos farmacéuticos

Compuestos (abreviatura)	
Antibióticos <ul style="list-style-type: none">• Azitromicina (AZM)• Ciprofloxacina (CIP)• Claritromicina (CLR)• Clindamicina (CLI)• Eritromicina (ERY)• Flumequina (gripe)• Furaladona (FUR)• Lincomicina (LCM)• Metronidazole (MTZ)	Analgésicos, antiinflamatorios <ul style="list-style-type: none">• Acetaminofén (ECA)• Diclofenac (DIC)• Fenazona (PHZ)• Tramadol (TRA) Antiepilépticos <ul style="list-style-type: none">• Carbamazepina (CBZ)• Gabapentina (GBP)• Primidona (PMD)

Compuestos (abreviatura)	
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Ácido nalidíxico (NAL)</i> • <i>Norfloxacina (NOR)</i> • <i>Ácido oxolínico (OXA)</i> • <i>Roxitromicina (ROX)</i> • <i>Sulfadiazina (SDZ)</i> • <i>Sulfametoxazol (SMX)</i> • <i>Tetraciclina (TET)</i> • <i>Trimetoprima (TMP)</i> 	<p>Antihipertensivos</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Enalapril (ENA)</i> • <i>Irbesartán (SII)</i> • <i>Losartán (LST)</i> • <i>Valsartán (VST)</i> <p>ansiolíticos</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Alprazolam (APZ)</i> • <i>Lorazepam (LZP)</i>
<p>Diverso</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Atorvastatina (AT; regulador de lípidos)</i> • <i>Iopromida (IPD; agente de contraste)</i> • <i>Levamisol (LEV; antihelmíntico)</i> • <i>Metoprolol (MP; betabloqueante)</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Sulfuro de omeprazol (OMEP; PPI)</i> • <i>Pantoprazol (PAN; PPI)</i> • <i>Salbutamol (SBL; beta-agonista)</i> • <i>Venlafaxina (VNX; antidepresivo)</i>

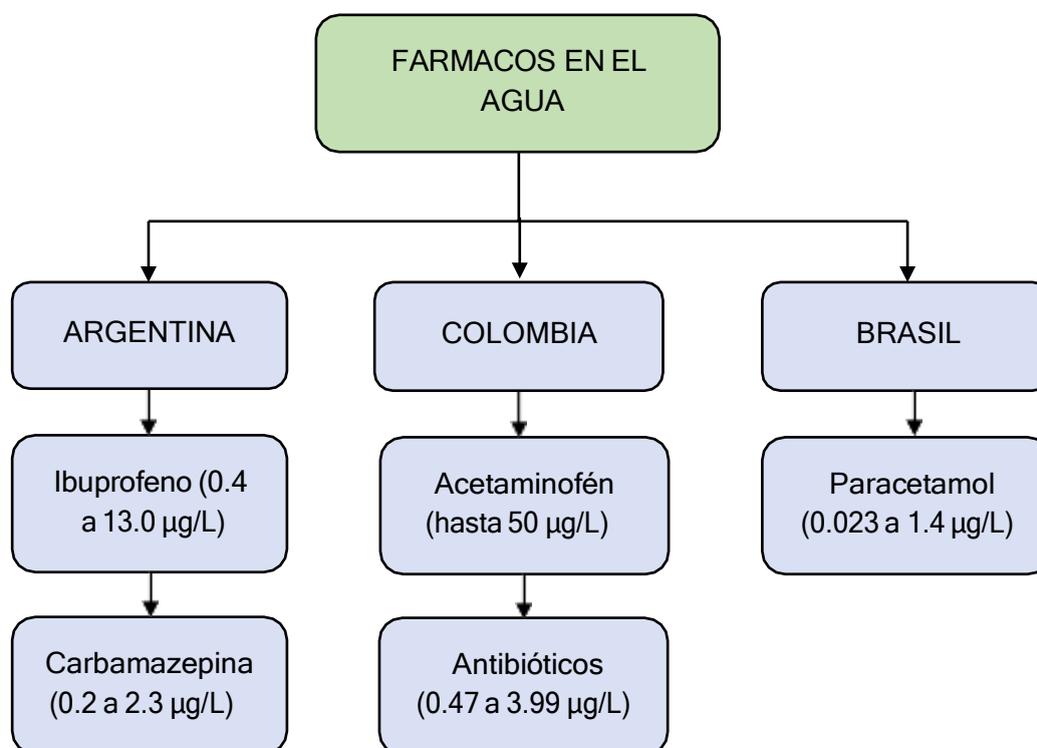
Fuente: Botero C. et al., 2018

La distribución de compuestos farmacéuticamente activos en el medio ambiente ha sido reportada en diversos trabajos en los que se han identificado las plantas de tratamiento de aguas residuales como la principal fuente de estos compuestos al medio ambiente (Alquwaizany A et al., 2022, p.1). Las concentraciones de estos compuestos pueden variar ampliamente no solo durante el día sino también a lo largo del año, debido a los patrones de consumo estacional de algunos productos farmacéuticos (Rivera J. et al., 2018, p.1).

La razón principal para explicar la ocurrencia de productos farmacéuticos en las aguas se encuentra en su amplio consumo y la remoción incompleta en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Hernández F. et al., 2019, p.447). Por lo tanto, los residuos de medicamentos llegan a aguas superficiales, aguas subterráneas y agua de mar (Alygizakis N. et al., 2016, p.1). Dentro del amplio grupo de compuestos farmacéuticos, los antibióticos son los que más preocupan debido a los impactos negativos que pueden generar sobre los ecosistemas acuáticos y la salud humana (Botero C. et al., 2018, p.1).

Por ejemplo, en el grafico N°1 se muestra la presencia de los fármacos más comunes encontrados en un estudio realizado en América del Norte.

Gráfico N°1: Fármacos encontrados en el agua

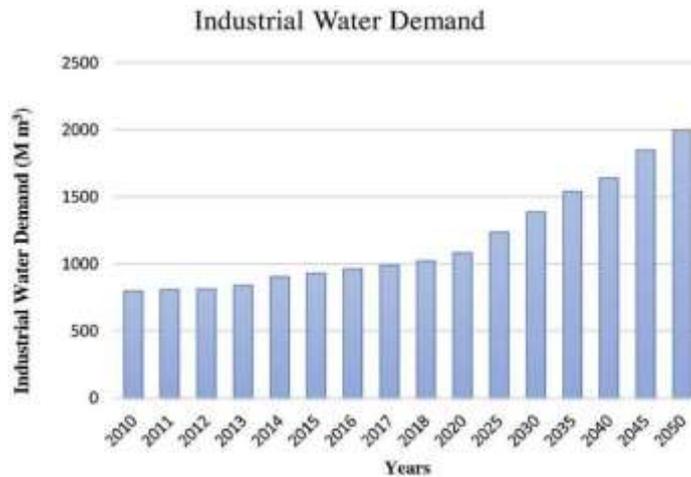


Elaboración propia

En términos de su impacto ambiental, se estima que la industria textil usa más agua que cualquier otra industria a nivel mundial y casi todas las aguas residuales vertidas están altamente contaminadas (Jegatheesan V. et al., 2016, p.1). Las fábricas textiles de tamaño promedio consumen agua alrededor de 200 L por kg de tela procesada por día; el teñido de textiles y el tratamiento de acabado que se le da a un tejido genera alrededor del 17 al 20 por ciento de las aguas residuales industriales (Holkar C. et al., 2016, p.1). En la figura N°1 se muestra el aumento de la demanda de agua industrial en un período de cuarenta años desde 2010 hasta 2050.

La contaminación residual por la industria textil es debido a la baja absorción de los tintes por parte de los tejidos (Testolin R. et al., 2021, p.1). Los componentes encontrados en este tipo de agua residual son tintes, sólidos disueltos, sólidos en suspensión y metales tóxicos (Khan S. et al., 2018, p.1). El tinte es el componente más difícil de tratar debido a su forma de variar diariamente o incluso cada hora, dependiendo de la campaña (Gulzar T. et al., 2019, p.1).

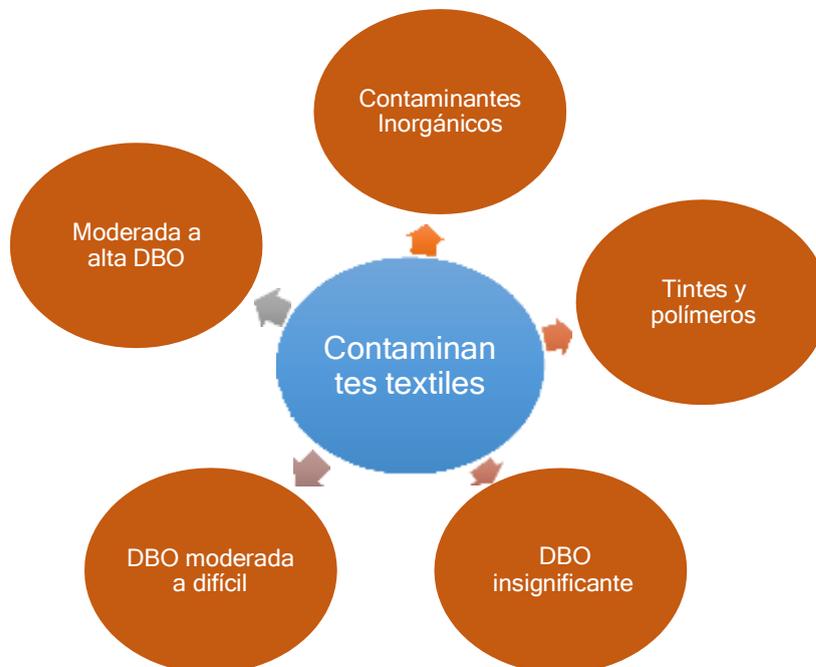
Figura N°1. Demanda de agua industrial en un periodo de 40 años



Fuente: Bushra F. et al., 2019

De igual forma, el principal factor a considerar en los efluentes textiles son los sólidos disueltos totales (TDS), debido al uso de sal común y sal de Glauber, el nivel de TDS aumenta en las aguas residuales textiles (Kumar P. et al., 2017, p.1). La descarga directa de efluentes textiles puede aumentar el nivel de TDS en aguas subterráneas y superficiales (Siddiqui S. et al., 2019, p.472). En el gráfico N°2 se muestra los contaminantes principales en los efluentes textiles.

Gráfico N°2: Principales contaminantes textiles



Elaboración propia

La industria del cuero es un sector manufacturero muy antiguo que produce una amplia gama de productos, como calzado de cuero, bolsos de cuero, prendas de cuero, etc (Kluska J. et al., 2018, p.23). Durante todo el proceso de curtición se vierte una gran cantidad de agua y contaminantes de lo cual el proceso convencional de precurtido y curtido representan casi el 90% de la contaminación total de una tenería (Sivaram N. et al., 2019, p.55). El proceso de precurtido provoca variaciones en el pH y provoca un aumento de la demanda química de oxígeno (DQO) sólidos disueltos totales (TDS), cloruros y sulfatos en las aguas residuales (Fei Y. et al., 2016, p.1).

La presencia de los sólidos disueltos totales TDS (alta o baja concentración) en el agua puede afectar el equilibrio osmótico, causando hinchazón o deshidratación en los organismos acuáticos y un cambio en el sabor (Salavor O. et al., 2022, p.1). Cuando el contenido de sal aumenta, contamina el agua y la vuelve inadecuada para uso doméstico, industrial y agrícola (Prazeres A. et al., 2017, p.318).

También tienen un impacto en la vida acuática debido a la baja penetración de la luz y al consumo de oxígeno (Shabbir et al., 2021, p.645). Asimismo, puede ser letal para ciertas formas de vida marina debido a la presencia de componentes metálicos y cloro (Zhang Z. et al., 2020, p.1). Estas partículas suspendidas pueden asfixiar las branquias de los peces y matarlos (Calderon L. et al., 2019, p.1).

De igual forma, esta agua residual textil altamente coloreada afecta severamente la función fotosintética en las plantas (Sandin G. et al., 2018. P.354). El uso de sulfuro de sodio no sólo tiene consecuencias desfavorables para el medio ambiente, sino que también afecta a la eficacia de las plantas de tratamiento de efluentes (De-la-Ossa-Carretero J. et al., 2016, p.1). También disminuyen la capacidad de las algas para producir alimento y oxígeno (Rodriguez C. et al., 2017, p.1).

Para el ser humano las bacterias y los virus pueden dar pie a infecciones, especialmente a hepatitis A (Qu, X et al., 2016, p.1). También se han informado síntomas respiratorios, fatiga y dolor de cabeza de igual forma aumento del riesgo de cáncer de laringe, hígado o próstata o de leucemia (Verbug I. et al., 2021, p1).

Las microburbujas (MB) y las nanoburbujas (NB) son burbujas diminutas con un diámetro respectivo de $>1 \mu\text{m}$ y $<1 \mu\text{m}$ aproximadamente (Xiao W. et al., 2020, p.1). Tiene amplias aplicaciones y perspectivas para el tratamiento del agua en términos

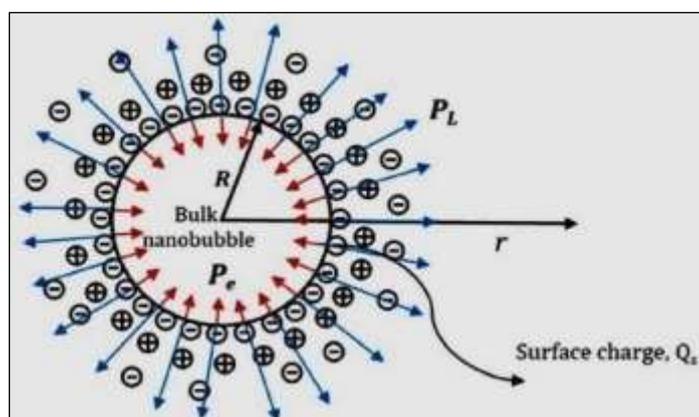
de potenciar la transferencia de masa gas-líquido, mejorar la utilización de los radicales libres oxidantes y la capacidad oxidante debido a sus características (Zhang M, et al., 2020, p.1).

En general, hay dos tipos de NB: NB de superficie en la superficie acuosa y NB a granel en solución acuosa (Fan W. et al., 2020, p.1). Estos atributos hacen que los micro-nanoburbujas (MNB) sean más efectivos que las macroburbujas convencionales en la aspersión de aire para propósitos de remediación de aguas residuales (Yasui K. et al., 2018, p.260).

Las técnicas de aspersión de aire convencionales emplean macroburbujas con diámetros de milímetros o centímetros, que tienen tiempos de residencia cortos en las aguas subterráneas y son ineficaces para el proceso de transferencia de oxígeno (Wang Y. et al., 2019, p.25). Esto genera una pequeña zona de influencia (ZOI) alrededor de las burbujas y una baja actividad de los microorganismos aeróbicos (Alheshibri M. et al., 2019, p.138). Se encontró que los coeficientes de transferencia de masa para las macroburbujas eran aproximadamente constantes, mientras que para los BMN (menos de 40 μm) aumentan con la disminución del diámetro lo que los convierte en una técnica más efectiva (Rosa A. et al., 2018, p.179).

En la Figura N°2 se muestra la representación esquemática de las presiones de Laplace y electrostática que actúan sobre un NB a granel (Donde el radio de NB es R , carga superficial Q_s , presión electrostática P_e , presión de Laplace P_L , radio de distribución de carga r).

Figura N° 2. Presiones de Laplace y electrostática



Fuente: Nirmalkar et al., 2018

Para el tamaño de las partículas, hay muchas técnicas disponibles comercialmente: dispersión de luz dinámica, dispersión de luz estática, microscopía electrónica, microscopía de fuerza atómica, escáneres láser, espectroscopía acústica, microscopía óptica, análisis de imágenes, etc (Hain N. et al., 2019, p.163). Entre ellos, los más comunes son la dispersión dinámica de la luz, la microscopía de fuerza atómica y el análisis de imágenes (Wu M. et al., 2022, p.1).

Para el uso eficiente de los BMN en las técnicas de tratamiento, es necesario obtener una comprensión completa de su estabilidad a largo plazo y el mecanismo subyacente (El A. et al., 2017, p.1). Por lo tanto, es esencial realizar un examen completo para determinar el tamaño de la burbuja, la distribución del tamaño, la velocidad de ascenso, la transferencia de masa del gas, los potenciales zeta y la generación de radicales libres de los BMN (Ryskie S. et al., 2020. P.1).

Debido al papel importante del tamaño de la burbuja y su distribución local en la hidrodinámica del sistema y el rendimiento del proceso, la determinación de la distribución del tamaño y la velocidad de la burbuja puede contribuir a la optimización del diseño y las condiciones operativas de los biorreactores (Wang H. et al., 2017, p.34). El tamaño de la burbuja y la distribución del tamaño de la burbuja se pueden estimar utilizando varios métodos, como técnicas basadas en láser, atenuación de rayos X, mediciones de electrorresistividad, análisis de imágenes y también correlaciones empíricas o semiempíricas basadas en la dinámica de fluidos (Achar J. et al., 2020, p.1).

Los procesos de aireación, desinfección, flotación y oxidación avanzada son los procesos más utilizados en el campo del tratamiento de aguas mediante la técnica de burbuja (Sun Y. et al., 2016, p.178). Los MNB de aireación comprende una tecnología innovadora para el tratamiento de aguas residuales que puede mejorar la eficiencia de remediación de compuestos orgánicos, inorgánicos, metales pesados, colorantes y desinfección del agua (Sakr M. et al., 2021, p.1).

Xia Z. y Hu L., (2018); en su estudio examinó los efectos del pH y la salinidad en la eficiencia del tratamiento de los BMN de ozono. Para lo cual utilizó un generador de micro-nano-burbujas de flujo líquido en espiral (ASUPU ASK3, Asupu Co., Ltd., Suntogun, Shizuoka, Japón) para generar MNB y se bombeó agua al generador y el flujo de líquido se hizo girar a alta velocidad para formar una cavidad similar a un

torbellino. Se inyectó ozono en el generador y se generaron MNB de ozono a través del efecto de centrifugación. Donde, la mayor eficiencia se observó en condiciones ácidas débiles y un aumento en la salinidad mejoró significativamente la eficiencia del tratamiento; además, el tratamiento con BMN de ozono tuvo un efecto considerable en las aguas residuales que, de otro modo, serían difíciles de tratar con otros métodos.

Menende D. y Flores J., (2017); tuvo como objetivo reducir aguas residuales hospitalarias mediante micro-nanoburbujas de ozono-aire. El tratamiento se desarrolló empleando un equipo generador de micro-nano burbujas con sistema continuo. Se obtuvieron micro-nano burbujas de $0.024\mu\text{m}$ de diámetro promedio. Para el tratamiento se tomaron dos muestras; Muestra 1 (a las 8:00am) y muestra 2(a las 11:00am). Luego de aplicar el tratamiento con micro-nano burbujas de ozonoaire, se logró reducir las concentraciones iniciales de la muestra 1: DBO5 de 132mg/L a 14mg/L, DQO de 374mg/L a 30mg/L y de la muestra 2: DBO5 de 127mg/L a 21mg/L y DQO de 297mg/L a 36mg/L. La eficiencia obtenida a los 15 minutos de la muestra 1 de DBO5 fue de 90.2% y de DQO fue de 92.51% y de la muestra 2 de DBO5 fue de 83.5% y de DQO fue de 87.9%

Cheng W. et al., (2018); en su estudio investigó la degradación del fenol en solución acuosa mediante un proceso integrado que consiste en un sistema de $\text{O}_3/\text{Ca}(\text{OH})_2$ y un reactor de gas-líquido de microburbujas recientemente desarrollado. e estudiaron los efectos de parámetros operativos como la dosificación de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, la presión del reactor, la temperatura de la fase líquida, la concentración inicial de fenol y la concentración de ozono de entrada sobre la degradación y mineralización (remoción de TOC) con el fin de conocer el rendimiento de ozonización de este nuevo proceso integrado. . Se demuestra que la eficiencia de degradación y eliminación de TOC aumentó con el aumento de la concentración de ozono de entrada y el aumento de la dosis de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ antes de 2 g/L, así como la disminución de la concentración inicial de fenol. El $\text{Ca}(\text{OH})_2$ óptimola dosis debe exceder la solubilidad de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en fase líquida. La presión del reactor y la temperatura de la fase líquida tienen pocos efectos sobre la eliminación y la eficiencia de eliminación de TOC. Cuando la dosis de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ superaba los 3 g/L, la degradación y la eliminación del TOC del fenol alcanzaban casi el 100 % a los 30 y 55 min, respectivamente.

Zheng T. et al., (2016); en su trabajo investigó la ozonización con microburbujas para el tratamiento de aguas residuales refractarias de fibra acrílica hilada en húmedo en comparación con la ozonización con macroburbujas. DQO cr , NH₃-N y UV 254 de las aguas residuales se eliminaron en un 42 %, 21 % y 42 %, respectivamente, en la ozonización con microburbujas, siendo un 25 %, 9 % y 35 % superiores a las tasas de eliminación logradas por ozonización con macroburbujas a la misma dosis de ozono. Las microburbujas (con un diámetro promedio de 45 µm) tenían una alta concentración de $3,9 \times 10^5$ cuentas/mL a un caudal de gas de 0,5 L/min. La retención de gas, el coeficiente de transferencia de masa de ozono total y la eficiencia media de utilización del ozono en la ozonización con microburbujas fueron 6,6, 2,2 y 1,5 veces superiores a los de la ozonización con macroburbujas. En el proceso de ozonización con microburbujas también se observó una mayor generación de radicales hidroxilos y un mayor potencial zeta de las burbujas. Además, la biodegradabilidad de las aguas residuales también mejoró significativamente mediante la ozonización con microburbujas, que se atribuyó a la mayor degradación de alcanos, compuestos aromáticos y muchos otros compuestos orgánicos biorrefractarios en las aguas residuales.

Gao Yue et al., (2019); en su estudio investigó métodos para intensificar el tratamiento de ozonización, utilizando una combinación de microburbujas e irradiación ultravioleta (UV) (UV/MBO). La alta eficiencia del método se ilustró mediante el tratamiento de agua de río que contenía componentes refractarios derivados de efluentes secundarios en una planta de tratamiento de aguas residuales. Los resultados mostraron que el coeficiente de transferencia de masa de ozono en un sistema de microburbujas era de un orden de magnitud en comparación con un sistema de macroburbujas convencional en la etapa inicial y el sistema UV/MBO alcanzó la demanda química de oxígeno (DQO), UV254 y UV 400 tasas de rendimiento de eliminación de hasta 37,50 %, 81,15 % y 94,74 %, respectivamente. Concluyendo que la combinación de la técnica UV/microburbujas con la ozonización podría proporcionar un enfoque eficiente para el tratamiento avanzado de aguas residuales.

Liu Chun et al., (2018); investigó el rendimiento del tratamiento avanzado de aguas residuales químicas de carbón biotratadas reales (BCCW) mediante una combinación novedosa de ozonización catalítica de microburbujas y proceso biológico. Los compuestos refractarios en BCCW podrían degradarse de manera efectiva mediante

el tratamiento de ozonización catalítica con microburbujas, lo que resultó en una eliminación eficiente de DQO, liberación de nitrógeno inorgánico y una mejora significativa de la biodegradabilidad. El oxígeno disuelto (OD) suministrado por la ozonización catalítica de microburbujas también fue suficiente para la digestión aeróbica en el siguiente tratamiento biológico incluso sin aireación. Además, no hubo necesidad de tratar el ozono de los gases de escape debido a la alta eficiencia de utilización del ozono cercana al 100 %; la ozonización catalítica con microburbujas, la eficiencia de eliminación de DQO fue del 32,16 %, la relación entre la dosis de ozono y la DQO eliminada fue de 1,38 mg/mg y la eficiencia de utilización del ozono fue del 98,0 %. Para el tratamiento biológico, la eficiencia de eliminación de DQO fue del 41,93%.

Zhang Jing et al., (2018); en su estudio tuvo como objetivo principal determinar el rendimiento de la ozonización con microburbujas catalíticas (MB) usando un carbón activado (AC) granular comercial como catalizador en el tratamiento de aguas residuales. La eficiencia promedio de utilización de ozono en la ozonización catalítica de MB fue tan alta como 98.3%. El efecto sinérgico del colapso de los MB de ozono y la actividad catalítica de la AC mejoró al punto radicaloxidación de los radicales hidroxilo (OH) en la ozonización catalítica de MB que proporcionó aproximadamente el 75 % de la capacidad oxidativa para la eliminación de TOC, incluso a un pH bajo. La oxidación mejorada punto radicalde OH fue crucial para la mineralización del rojo ácido 3R en la ozonización catalítica de MB donde algunos secuestrantes de punto radicalOH podrían hacer que la eliminación de TOC fuera menos eficiente, especialmente Na_2CO_3 . Además, la actividad catalítica de este aire acondicionado comercial parecía estable después de cinco ciclos de reciclaje. Concluyendo que la ozonización catalítica MB con CA granular comercial fue una solución prometedora para el tratamiento de aguas residuales mediante el proceso de ozonización.

Mory T. y Ye Y., (2019); en su estudio investigó la reducción de lodos por ozonización con tecnología de aireación con catalizadores y microburbujas. Se utilizó H_2O_2 para reducir la cantidad de ozono y aumentar la biodegradabilidad de los lodos. Los resultados mostraron que la biodegradabilidad de los lodos y el contenido de aceite disminuyó del 77,48% al 51,7% tras la ozonización debido al contenido de ozono, el catalizador y el tiempo de ozonización. Los MLSS y MLVSS de los lodos se vieron afectados por la ozonización y dependieron de la tecnología de aireación con

microburbujas, disminuyeron de 53,54% a 31,42% y aumentaron de 17,15% a 36,5% durante la ozonización. La DQO y el NH_4^+ aumentaron significativamente en 220,8% y 26,2% después de la ozonización, pero la tendencia de la DQO fue muy alta, 392,45%, cuando el volumen de H_2O_2 era superior a 34 ml; además, el catalizador H_2O_2 afectó al pH de los lodos durante la ozonización hasta la zona neutra.

Cruz R. y Flores J., (2017); en su estudio realizó análisis preliminares de las aguas residuales domésticas del distrito de Carhuaz - Perú, con coliformes totales (a 35°C) de 240.000 UFC/100 mL y coliformes termotolerantes (a 44,5°C) de 130.000 UFC/100 mL a pH 7,17 superando los valores ambientales estándar. Donde la metodología experimental consistió en que los tratamientos se realizaran con el generador de micro-nanoburbujas aire-ozono con un caudal de agua de 4,67 L/min y una presión de la mezcla aire-ozono de 90 PSI, consiguiendo una reducción de coliformes totales de hasta 100 UFC/100 mL (99,96%) y coliformes fecales hasta 100 UFC/100mL (99,92%).

Abate B. y Valverde J., (2017); en su investigación científica, se probaron las microburbujas de agua de mar (MNB) de aire-ozono para reducir esta considerable cantidad de coliformes termotolerantes. Estas microburbujas fueron generadas por un dispositivo para generación de Micro Nanoburbujas inventado por el Dr. Jhonny Valverde Flores. La relación de volumen aire / ozono fue de 3/1, el tamaño de las MNB fue de 7 μm , con un flujo de agua de 4,67 L / min y una presión de la mezcla aire-ozono de 90 PS en Lima - Perú. Como resultado de la investigación, la presencia de coliformes termotolerantes de la muestra A disminuyó a 56 NMP / 100mL, de la muestra B disminuyó a 79 NMP / 100mL y de la muestra C disminuyó a 130 NMP / 100mL, logrando una eficacia del 96%, 94,36% y 90,71%, respectivamente.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Este estudio prestó una metodología de tipo aplicada, ya que, este se usa cuando se busca resolver una problemática de la sociedad, buscando poner a prueba y comprobarla mediante estudios existentes, así mediante estos aspectos científicos resolver el problema planteado (Tamayo y Tamayo., 2006, p.1). Siendo en este trabajo el objetivo determinar los tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas más usados.

Mientras que el diseño usado fue el no experimental - bibliográfico; siendo este descrito por Jubb M., (2012, p.53), como el diseño que se aplica para la búsqueda bibliográfica con el fin de recopilar los documentos representativos para un estudio; además, dado que los documentos a seleccionar y su contenido forman la base del análisis, la búsqueda bibliográfica es una etapa clave en el proceso.

Así también se sabe que un diseño bibliográfico se aplica cuando los datos ya existen en otras investigaciones y han sido estudiados. Por tal motivo se aplicó este diseño, ya que, se recopilarán artículos científicos que traten de tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas.

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Las categorías descritas en la tabla 2 se elaboraron mediante los problemas específicos del estudio, permitiendo así generar las subcategorías mostradas para brindar mayor precisión en el desarrollo de cada uno de los tres objetivos específicos.

Tabla N° 2. Matriz de Categorización Apriorística

<i>Objetivos específicos</i>	<i>Problemas específicos</i>	<i>Categoría</i>	<i>Subcategoría</i>	<i>Unidad de análisis</i>
<i>Clasificar cuales los procesos más usados con la aplicación de con micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales</i>	<i>¿Cuáles son los procesos más usados con la aplicación de micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales?</i>	procesos más usados	Ozonización Flotación por aire disuelto Aireación	(Kluska J. et al., 2018, p.23), (Sivaram N. et al., 2019, p.55), (Fei Y. et al., 2016, p.1).
<i>Determinar los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas</i>	<i>¿Cuáles son los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas?</i>	contaminantes más tratados	De fuentes industriales De fuentes hospitalarios De fuentes domiciliarios	(Salavor O. et al., 2022, p.1), (Prazeres A. et al., 2017, p.318), (Hain N. et al., 2019, p.163).
<i>Identificar la mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales</i>	<i>¿Cuál es la mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales?</i>	eficiencia de remoción	MNB MB NB	(Calderon L. et al., 2019, p.1), (Sandin G. et al., 2018. P.354), (Wang Y. et al., 2019, p.25).

Elaboración propia

3.3. Escenario de estudio

El presente trabajo de investigación tomó como escenario de estudio a los lugares donde se los autores de los artículos seleccionados realizaron los estudios experimentales para los tratamientos de aguas residuales; como es en la mayoría de casos los laboratorios de los campus universitarios.

3.4. Participantes

Los participantes en este estudio no serán considerados como personas, ya que, al ser una revisión, serán las fuentes involucradas en brindar los estudios científicos, siendo estos participantes los portales web como: Scopus, Sciencedirect y Pubmed. Dichas páginas permitieron el acceso a una variedad de documentos científicos como artículos científicos; todos de fuentes confiables, ya que son páginas indizadas.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

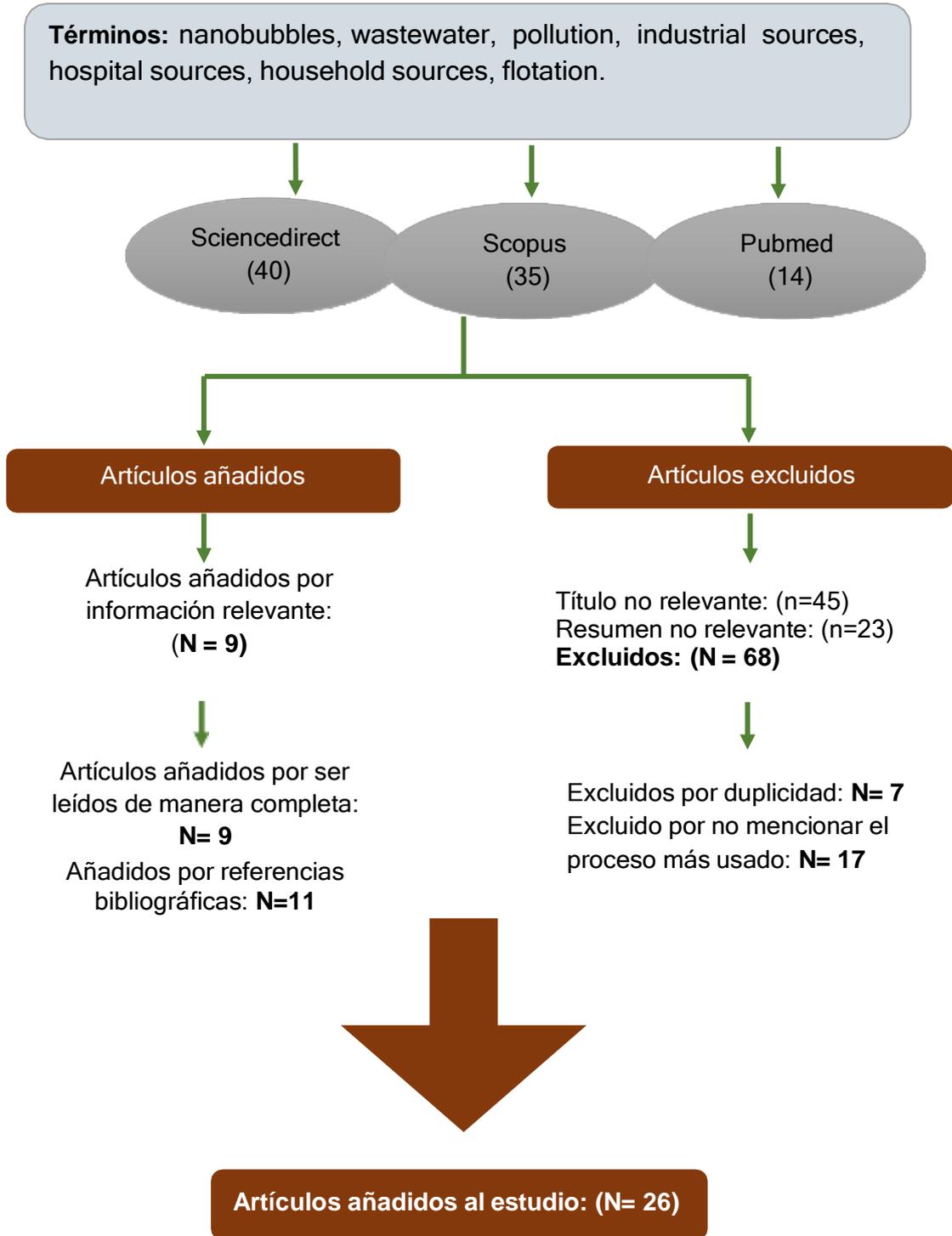
El análisis documental es la técnica que se utiliza para extraer información de un documento original a otro que va a permitir que los lectores puedan tener el contexto de la información; permitiendo esta técnica representar mediante ciertas nociones el documento original, esto con el fin de que los lectores puedan tener la información resumida, pero sin perder los datos relevantes (Hernández et al., 2014, p.415). Dicho ello, esta técnica es la usada en el presente estudio y el instrumento utilizado fue la ficha de análisis de contenido.

Donde la ficha viene a ser una síntesis de un documento, con menos contenido, pero sin perder la información relevante. Detallándose datos del autor, tipo de estudio, año, tipo de proceso usado, tipo de contaminante estudiado, eficiencia de remoción, resultados y conclusiones.

3.6. Procedimiento

El procedimiento seguido constó de tres procesos; selección exclusión e inclusión; donde los dos últimos procesos costaron de los criterios del año de antigüedad, el tipo de documento, y que cumplan con las categorías planteadas en la matriz apriorística; así mismo, en el gráfico 3 se detalla con mayor precisión.

Gráfico N°3. Procedimiento de selección de artículos



Elaboración propia

3.7. Rigor científico

Los criterios que se cumplieron y se esforzó por cumplirlos y que permitieron contar con el rigor científico del estudio fueron la credibilidad, confirmabilidad, transferencia y consistencia; siendo estos criterios descritos en el estudio de Guba et al., (1989, p.241); como se detallan continuación:

El criterio de la credibilidad, es la calidad que se le brinda a la información, siendo este juzgado por el lector, donde este, se encarga de aceptar o señalar como creíbles y verdaderas las informaciones.

La confirmabilidad es el criterio permite que se tenga neutralidad por los resultados, siendo esto comprobado por los investigadores que realizan el mismo estudio y obtienen resultados similares o iguales y esto solo se puede lograr siguiendo las pistas dejadas por el autor.

La transferencia es el grado en el que un estudio puede ser transferible a otro, con otros contextos y ello recae en el autor, ya que si mayor es la información que puede brindar mayores serán las posibilidades que se pueda cumplir con la transferibilidad.

La consistencia es el grado en el que los resultados de un estudio podrían volver a salir en otro estudio, siguiendo y cumpliendo con el mismo contexto al intentar realizar un estudio similar.

3.8. Método de análisis de información

El análisis de la información del estudio consistió en utilizar la información planteada en las categorías y sub categorías presentes en la matriz del estudio; para brindar sintetizar la información plasmada en los resultados.

- **Las Categorías fueron:**
 - procesos más usados
 - contaminantes más tratados
 - eficiencia de remoción
- **Las Sub categorías fueron:**
 - Ozonización
 - Flotación por aire disuelto

Aireación

De fuentes industriales

De fuentes hospitalarios

De fuentes domiciliarios

MNB

MB

NB

3.9. Aspectos éticos

El presente informe de investigación fue realizado mediante los lineamientos establecidos por el consejo universitario N° 0103-2018 de la UCV, también se siguió la elaboración del estudio mediante la guía de productos observables brindada por la Universidad Cesar Vallejo y cada cita fue realizada mediante la Norma ISO 690-2, teniendo como certeza que la información brindada es auténtica.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos de aguas residuales mediante la aplicación de nanoburbujas más usados se clasifican mediante los procesos más usados entre los 26 estudios analizados, mediante los contaminantes más tratados y la mayor eficiencia de remoción que cada tratamiento presente; siendo estos detallados por la tabla 3, 4 y 5.

Siendo así que, en la tabla 3 se detalla los procesos más usados con la aplicación de con micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales donde se detalla el tiempo empleado por cada proceso.

Tabla N° 3. Procesos más usados con la aplicación de micro - nanoburbujas

Parámetros de proceso		Referencia
Proceso de ozonización	Tiempo (min)	
MNB	840	Xia Z. y Hu L., 2018
MNB	15	Menéndez D. y Flores V., 2017
MB y Ca(OH) ₂	30	Chen W. et al., 2018
	55	
MB	hasta 120	Zheng T. et al., 2016
Macro-B		
MB y UV	30	Gao Yue et al., 2019
Macro-B y UV		
MB catalítico y proceso biológico	No indica	Liu Chun et al., 2018
Solo MB catalíticos	60	
Sólo proceso biológico	360	
MB catalíticos y CA	15	Zhang Jing et al., 2018
MB	25	
MB catalíticos y CA	120	
MB		
Macro-B	50 120	
MB y Ca(OH) ₂	6	Quan X. et al., 2017
	25	
	360	
	130	
MBscatalyzer ozono/peróxido de hidrógeno	120	Mory T. et al., 2019
MNB	24	Valenzuela L. y Flores J., 2018
desinfección MNB	No indica	Cruz R. y Flores J., 2017

desinfección MNB	No indica	Abate B. y Flores J., 2017
Procesos de flotación y DAF		
Flotación Aérea MBs & NBs	5.5-16 (flotación)	Oliveira R. et al., 2017
MNB-DAF	60	Lee J. et al., 2020
Notas-DAF	7	Xiao W. et al., 2018
MB y NBsDAF	5 (flotación) 30 (saturación)	Etchepare R. et al., 2017
Flotación con NB aislados	10 (flotación) 30 (saturación)	
MB y NB-DAF	5 (flotación) 10 (condición)	Amaral Filho J. et al., 2016
MB (FCSMC)	18.75	Li X. et al., 2016
DAF		
Proceso de aireación		
MNB	15	Vicente C. y Flores V., 2017
MNB	8	García P. y Flores J., 2017
MNB	90	Leyva M. y Flores V., 2018
MNB	No indica	Reyes R. y Flores J., 2017
NB Aireación	No indica	Xiao W. y Xu G., 2020
Aireación CB		
Aireación de MB	No indica	Yao K. et al., 2016
Aireación de burbujas convencional	No indica	
Aireación de burbujas finas y sistema de infiltración WW subsuperficial profundo	No indica	Wang H. y Zhang L., 2017
F900 + polímero + MNB (pretratados)	120	Sharifuzzaman M. et al., 2017

Elaboración propia

Mediante la tabla 3 se tiene que los procesos más usados con la aplicación de nanoburbujas se da mediante la aplicación de ozono, siendo corroborado por 12 de los 26 estudios equivalente al 46%, seguido del proceso de aireación con un 315 y por último el proceso de flotación con un 23%.

Ello es debido a que el ozono es un oxidante extremadamente potente y es capaz de convertir contaminantes orgánicos e inorgánicos en subproductos no tóxicos, por lo que la ozonización es un proceso de tratamiento favorable (Xia Z. y Hu L., 2018, p.1).

Así también, Gao Yue et al., (2019, p.2), apoya la afirmación anterior, donde señala mediante su estudio que, en la desinfección de aguas residuales, el ozono exhibe una fuerte naturaleza oxidante que puede destruir virus, bacterias e incluso protozoos formadores de quistes que son difíciles de desinfectar debido a su resistencia a varios desinfectantes. Además, se investigó la ozonización catalítica por MB para tratar aguas residuales químicas de carbón biotratadas reales mediante una combinación novedosa de ozonización catalítica por MB con el proceso biológico, que se confirmó como un proceso de tratamiento eficaz y económicamente avanzado (Liu chun et al., 2018, p.2).

Así mismo, lo respaldan: Xia Z. y Hu L., 2018, Menéndez D. y Flores V., 2017, Chen W. et al., 2018, Zheng T. et al., 2016, Gao Yue et al., 2019, Liu Chun et al., 2018, Zhang Jing et al., 2018, Quan X. et al., 2017, Mory T. et al., 2019, Valenzuela L. y Flores J., 2018, Cruz R. y Flores J., 2017 y Abate B. y Flores J., 2017.

Mientras que, Tekile A. et al., (2017, p.3), descubrió que en los colorantes de aguas residuales la ozonización destruye eficazmente los dobles enlaces conjugados que generalmente se asocian con los colores, y también evita el problema de la generación de lodos, incluso cuando se utiliza una menor cantidad de ozono y un medio ácido.

Pero, por otro lado, Wang H. y Zhang L., (2017, p.3), examinaron la combinación de la aireación de burbujas finas con el sistema de infiltración de aguas residuales del subsuelo profundo para estimar la eliminación de nitrógeno y el mecanismo de degradación, donde las aguas residuales fueron tratadas con éxito con el sistema combinado. Siendo ello, apoyado por Xiao W. y Xu G., (2020, p.2), donde menciona que el proceso de aireación se puede utilizar para tratar biológicamente el agua contaminada proporcionando oxígeno a las bacterias para la degradación de los materiales orgánicos.

Pero Leyva M. y Flores V., (2018, p.5), refuta lo expuesto sobre la aireación, mencionando que, aunque, el tratamiento aeróbico de aguas residuales requiere la

aireación como proceso fundamental, este representa entre el 45% y el 75% del costo de energía de la planta, que se considera la fracción más grande de sus costos.

Por otro lado, se determinó los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbuja mediante la clasificación de la tabla 4; teniendo como criterios a la fuente contaminación y el tipo de muestra extraída.

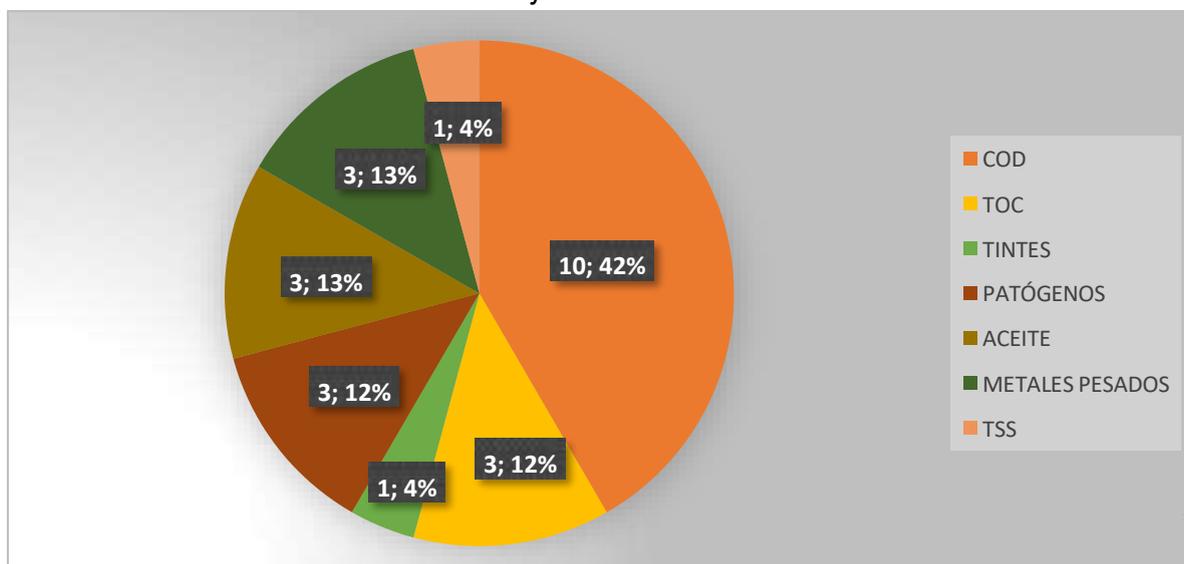
Tabla N° 4. Contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas

Descripción general			Referencia
Fuente de contaminación	Tipo de muestra	Contaminante	
Aguas residuales de alta salinidad	Real	COD	Xia Z. y Hu L., 2018
Aguas residuales que contiene fenol	Sintético	Fenol TOC	Chen W. et al., 2018
Aguas residuales de la industria de fibra acrílica	Real	COD NH ₃ -N COD NH ₃ -N	Zheng T. et al., 2016
Efluente secundario en planta de tratamiento de aguas residuales	Real	COD	Gao Yue et al., 2019
Químico de carbón biotratado	Real	COD	Liu Chun et al., 2018
Aguas residuales de teñido	Sintético	Tinte o colorante TOC Tinte o colorante TOC	Zhang Jing et al., 2018
Aguas residuales de teñido	Sintético	Rojo ácido 18 TOC	Quan X. et al., 2017
Aguas residuales de la industria de refinería de petróleo	Real	MLVSS MLVSS	Mory T. et al., 2019
Aguas residuales de la depuración de gases	Real	Plomo Silicio	Valenzuela L. y Flores J., 2018
Aguas residuales domésticas	Real	coliformes totales coliformes fecales	Cruz R. y Flores J., 2017

Aguas residuales domésticas	Real	coliformes termotolerantes	Abate B. y Flores J., 2017
Petróleo crudo emulsionado en agua salina	Sintético	Petróleo	Oliveira R. et al., 2017
Aguas residuales de aceite refractario	Real y Sintético	COD	Lee J. et al., 2020
Aguas residuales	Sintético	Partícula de Pb	Xiao W. et al., 2018
Petróleo crudo emulsionado en agua salina	Sintético	Petróleo	Etchepare R. et al., 2017
Aguas residuales de industrial	Sintético	Sulfatos	Amaral Filho J. et al., 2016
Emulsión de aceite en agua	Sintético	Petróleo	Li X. et al., 2016
Aguas residuales de minería	Real	Plomo Zinc	Vicente C. y Flores V., 2017
Aguas residuales de baterías de plomo ácido	Real	Aluminio Plomo	García P. y Flores J., 2017
Aguas residuales de industria azucarera	Real	COD TSS	Leyva M. y Flores V., 2018
Aguas residuales domésticas	Real	Coliformes totales	Reyes R. y Flores J., 2017
Aguas residuales	Sintético	COD	Xiao W. y Xu G., 2020
Aguas residuales municipales	Sintético	COD	Yao K. et al., 2016
Aguas residuales del subsuelo	Sintético	COD NH ₄ ⁺ -N TP	Wang H. y Zhang L., 2017
Aguas residuales de la petroquímica (resinas sintéticas)	Real	Fluoruro COD	Sharifuzzaman M. et al., 2017

Elaboración propia

Gráfico N° 4. Porcentaje de contaminantes más tratados



Elaboración propia

De acuerdo con el gráfico 4 respecto a la tabla 4 los contaminantes más tratados de las aguas residuales son los contaminantes orgánicos y metales pesados, presentando un total del 72%; siendo estos conformados por el 13% de los metales pesados, 13% de los aceites, 4% de los tintes agroquímicos, y 42% de los CODs.

Ello debido a que, las aguas residuales son una matriz compleja que contiene concentraciones significativas de sólidos (sólidos totales 350-1200 mg/l), materia disuelta y particulada (demanda química de oxígeno 250-1000 mg/l), microorganismos (hasta 109 número/ml), nutrientes, metales pesados y microcontaminantes; pero en especial una gran cantidad de contaminantes orgánicos, como los tintes, los productos petroquímicos y los agroquímicos, siendo estos los principales contaminantes de las aguas residuales.

Así también, Lee J. et al., (2020, p.2); manifiesta que los compuestos orgánicos emergentes y los metales pesados más peligrosos representan una amenaza para la salud humana; debido a ello son los que requieren tratamientos para su eficiencia de eliminación. Por su parte Chen W. et al., 2018, Zhang Jing et al., 2018, Oliveira R. et al., 2017, Etchepare R. et al., 2017, Li X. et al., 2016, también trataron las aguas residuales de aceite, colorantes y efluentes industriales. Al igual que Xiao W. y Xu G., 2020, Yao K. et al., 2016, Lee J. et al., 2020, Gao Yue et al., 2019, Liu Chun et al., 2018, Xia Z. y Hu L., 2018 en la tabla 4 con los CODs de las aguas residuales.

Por otro lado, buscó identificar la mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales, mediante la comparación de estudios en la tabla 5, donde se analizan los parámetros de calidad del agua y el tamaño de burbuja.

Tabla N° 5. Mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas

Descripción general	Parámetros de burbuja	Parámetros de calidad del agua				Referencia
		pH	T(°C)	Co (mg/ L) o (UFC/10 0 mL) o	RE %	
Fuente de WW	Tamaño de la burbuja (µm)					

				(NMP/100 mL)			
WW de alta salinidad	0,04-0,37	9.9	20	No indica	63	Xia Z. y Hu L., 2018	
WW que contiene fenol	20-30	4.5-6	25	300-750	100	Chen W. et al., 2018	
				No indica	100		
	44-69			21			
	290-350			17			
	1000			44-69	12		
Efluente secundario en planta de tratamiento de WW	2.35	7.61 - 8.25	15-18	22.5	37.5	Gao Yue et al., 2019	
	3000			22.5	No indica		
Químico de carbón biotratado	No indica	8.8	...	283.8	60.82	Liu Chun et al., 2018	
			26.7	283.8	32.16		
			22.2	283.8	41.93		
Teñido WW	50-51,4	7.24		No indica	99	Zhang Jing et al., 2018	
				No indica	99		
				No indica	91.2		
				No indica	77,9		
	No indica			7.84	No indica		100
					No indica		36.2
Teñido WW	20-30	-	25	450	100	Quan X. et al., 2017	
				145	100		
Industria de refinería de petróleo WW	No indica	7.4	No indica	1680	53.54	Mory T. et al., 2019	
				541	36		
Depuración de gases WW	0.024	8	20	32.26	99.7	Valenzuela L. y Flores J., 2018	
		10		70.49	81.6		
WW doméstico	7	7.17	15	240.000	99.96	Cruz R. y Flores J., 2017	
				130.000	99.92		
WW doméstico	7	7.13	44.5	1400	96	Abate B. y Flores J., 2017	
Petróleo crudo emulsionado en agua salina	MB = 5-80, NB = 0,05-0,3	7	No indica	>200	99	Oliveira R. et al., 2017	
Aceite refractario WW	1-100	5.3-5.6		399.92	95	Lee J. et al., 2020	
WW	0,1-0,2	No indica	No indica	No indica	90% de recuperación	Xiao W. et al., 2018	

Petróleo crudo emulsionado en agua salina	MB = 30-40, NB = 0,15-0,35	7	22	334-484	99	Etchepare R. et al., 2017
	RN aislados = 0,15-0,35			34	90	
Industrial WW	MB = 30-100, NB = 0,15-0,8	4.5	25	1800	80-82	Amaral Filho J. et al., 2016
Emulsión de aceite en agua	No indica	-	No indica	475.05	92.19	Li X. et al., 2016
				475.05	76.65	
Minería WW	2.2	11.9 9-11.8 2	21-22	51.3	97.48	Vicente C. y Flores V., 2017
				17.6	98.52	
Baterías de plomo ácido WW	7	6-9	21.8	14.967	92.14	García P. y Flores J., 2017
				4.227	98.46	
Industria azucarera WW	2.75	8.92	23.1	412.15	85	Leyva M. y Flores V., 2018
				620	79	
WW doméstico	7	6.77	23,9	14,500	66.21	Reyes R. y Flores J., 2017
WW	No indica	No indica	No indica	No indica	53.48	Xiao W. y Xu G., 2020
				No indica	48.48	
WW municipales	2.6	---	15	200, 400 y 600	No indica	Yao K. et al., 2016
	15-1000	-	15	200, 400 y 600	No indica	
Subsuelo WW	No indica	8.02 - 8.20	18-29	464-506	95.12	Wang H. y Zhang L., 2017
				184-226	98.52	
				16-25	99.98	
Petroquímica (resinas sintéticas) WW	No indica	No indica	No indica	No indica	76.7	Sharifuzman M. et al., 2017
				No indica	63.6	

Elaboración propia

Según los estudios analizados en la tabla 5, se tiene que la mayor eficiencia de remoción se da a través de los BMN de ozono; ya que son muy eficaces para reducir los contaminantes y la biodegradabilidad en el tratamiento de aguas residuales.

Así también, en los procesos de flotación, cuanto menor sea el tamaño de la burbuja, mayor será la mejora en la eficiencia de separación; ello debido a que, en el tratamiento del agua, las propiedades especiales de los NB ayudan a los MB a formar

agregados y, por lo tanto, los MB mejoran la eficiencia de eliminación de agregados en el proceso de flotación (Temesgen T. et al., 2017, p.1).

Por otro lado, se tiene que, los MNB de aire han mostrado resultados significativos en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales de diferentes fuentes utilizando tamaños de burbuja que oscilan entre 2,2 y 7 μm .

Así lo respalda Leyva M. y Flores V., (2018, p.1), obteniendo que los contenidos de DQO y sólidos suspendidos totales (TSS) se redujeron en un 85 % y un 79 % en 90 min, respectivamente.

De acuerdo con Liu Chun et al., (2018, p.3); reducir el tamaño de la burbuja mejora el proceso de tratamiento con un aumento en la concentración de entrada de ozono y una mejor utilización del ozono; sin embargo, la tasa de ozonización óptima depende de la condición del proceso, el contaminante y la fuente de las aguas residuales.

La ozonización catalítica MB mostró una eficiencia de utilización de ozono promedio de 98,3%, el coeficiente de transferencia de masa de ozono fue de 0,253 min^{-1} , la eficiencia del coeficiente de descomposición de ozono fue de 0,093 min^{-1} , la constante de tasa de decoloración fue de 0,342 min^{-1} y la eliminación de TOC la constante de velocidad fue 0,0242 min^{-1} . La eficiencia de eliminación del TOC final después de la decoloración fue dos veces mayor que la de la ozonización CB, alcanzando el 77,9 % después de 120 min debido al colapso de los MB de ozono que promovieron la generación de OH (Zhang Jing et al., 2018, p.5).

Ello también es respaldado por Liu chun et al., (2018, p.2), quien Los resultados del uso de MB demostraron que la DQO se eliminó de manera eficiente, se liberó nitrógeno inorgánico y se mejoró la biodegradabilidad, después de lo cual el tratamiento biológico eficiente dio como resultado una mayor eliminación de DQO y NH_3 biodegradables. $-\text{N}$ fue liberado en el tratamiento de ozonización catalítica MB.

Pero por otro lado, Wang H. y Zhang L., (2017, p.3), examinaron la combinación de la aireación de burbujas finas con el sistema de infiltración de aguas residuales del subsuelo profundo, donde las aguas residuales fueron tratadas con éxito obteniendo que, los porcentajes de remoción alcanzaron 95,12% para DQO, 98,52% para NH_4^+-N , y 99,98% para TP (fósforo total), concluyendo que el uso de aireación con burbujas

finas mejoró la capacidad de eliminar nitrógeno y redujo la adaptación a la temperatura para el sistema de infiltración de suelo profundo.

V. CONCLUSIONES

Mediante los resultados llegados se puede concluir que el tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología de micro - nano burbujas es una técnica eficaz debido a su especial caracterización de las burbujas; donde los tratamientos que utilizan aire, oxígeno y ozono son los más empleados.

Los procesos más usados con la aplicación de con micro - nanoburbujas para el tratamiento de aguas residuales se da mediante la aplicación de ozono, siendo corroborado por 12 de los 26 estudios equivalente al 46%, seguido del proceso de aireación con un 31% y por último el proceso de flotación con un 23%. Ello es debido a que el ozono es un oxidante extremadamente potente y es capaz de convertir contaminantes orgánicos e inorgánicos en subproductos no tóxicos, por lo que la ozonización es un proceso de tratamiento favorable.

Los contaminantes más tratados de las aguas residuales por la aplicación de tratamientos con micro - nanoburbujas son los contaminantes orgánicos y metales pesados, presentando un total del 72%; siendo estos conformados por el 13% de los metales pesados, 13% de los aceites, 4% de los tintes agroquímicos, y 42% de los CODs. Debido a que los principales contaminantes de las aguas residuales presentan una gran cantidad de contaminantes orgánicos, como los tintes, los productos petroquímicos y los agroquímicos.

La mayor eficiencia de remoción con la aplicación de los diferentes tamaños de micro - nanoburbujas en los tratamientos de aguas residuales se da a través de los MBN de ozono; ya que son muy eficaces para reducir los contaminantes y la biodegradabilidad en el tratamiento de aguas residuales. Además, se tiene que, en los procesos de flotación, cuanto menor sea el tamaño de la burbuja, mayor será la mejora en la eficiencia de separación; ello debido a que, en el tratamiento del agua, las propiedades especiales de los NB ayudan a los MB a formar agregados y en los MBN de aire han mostrado resultados significativos en el tratamiento de aguas residuales

domésticas e industriales de diferentes fuentes utilizando tamaños de burbuja que oscilan entre 2,2 y 7 μm .

VI. RECOMENDACIONES

Mediante la aplicación de micro y nano burbujas existe un gran potencial para nuevas aplicaciones por descubrir y explorar; por ello se recomienda ahondar en el tema y realizar mayores estudios; así mismo se recomienda los siguientes puntos:

Se recomienda realizar estudios mediante combinación de tratamientos como la ozonización catalítica de microburbujas y el proceso biológico; ya que, los contaminantes que se generan como la DQO biodegradable y el nitrógeno amoniacal liberados en el tratamiento de ozonización catalítica con microburbujas podrían eliminarse aún más en el tratamiento biológico de manera eficiente.

Debido a que los sistemas de microburbujas superan a los sistemas convencionales es que las microburbujas se contraen, colapsan y generan espontáneamente radicales hidroxilos que se cree que mejoran la velocidad de eliminación del compuesto; por tal motivo, se recomienda comparar sistemas de ozonización de microburbujas (diámetro medio 37 μm) y burbujas convencionales (diámetro medio 5,4 mm) en condiciones idénticas.

Aunque los tratamientos de MNB pueden eliminar diversos contaminantes de las aguas residuales algunos contaminantes aún necesitan un examen adicional de su eficiencia de eliminación cuando se usa la tecnología MNB, por ejemplo, como los compuestos orgánicos emergentes y los metales pesados más peligrosos.

REFERENCIAS

1. ABATE, Benazir; VALVERDE, J. Reduction of thermotolerant coliforms present in the sea water by means of micro-nanobubbles of air-ozone of the beach Los Pavos, Lima, Peru. *Chemical Engineering Transactions*, 2017, vol. 60, p. 313-318. ISSN 2283-9216
2. ACHAR, Jerry Collince, et al. Microbubble ozonation of the antioxidant butylated hydroxytoluene: Degradation kinetics and toxicity reduction. *Environmental Research*, 2020, vol. 186, p. 109496. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109496>
3. AHMED, Warish, et al. Quantitative microbial risk assessment of microbial source tracking markers in recreational water contaminated with fresh untreated and secondary treated sewage. *Environment international*, 2018, vol. 117, p. 243-249. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.012>
4. ALAHDAL, Hadil M., et al. A review on Saudi Arabian wastewater treatment facilities and available disinfection methods: Implications to SARS-CoV-2 control. *Journal of King Saud University-Science*, 2021, vol. 33, no 7, p. 101574. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101574>
5. ALHESHIBRI, Muidh; CRAIG, Vincent SJ. Generation of nanoparticles upon mixing ethanol and water; Nanobubbles or Not?. *Journal of colloid and interface science*, 2019, vol. 542, p. 136-143. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.01.134>
6. ALKHUHDHIRI, Abdullah; DARWISH, Nawaf Bin; HILAL, Nidal. Analytical and forecasting study for wastewater treatment and water resources in Saudi Arabia. *Journal of Water Process Engineering*, 2019, vol. 32, p. 100915. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100915>
7. ALQUWAIZANY, Abdulaziz S.; HUSSAIN, Ghulam; AL-ZARAH, Abdullah I. Changes in physico-chemical composition of wastewater by growing *Phragmites australis* and *Typha latifolia* in an arid environment in Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18369-3>

8. ALYGIZAKIS, Nikiforos A., et al. Occurrence and spatial distribution of 158 pharmaceuticals, drugs of abuse and related metabolites in offshore seawater. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 541, p. 1097-1105. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.145>
9. AMARAL FILHO, J., et al. Removal of sulfate ions by dissolved air flotation (DAF) following precipitation and flocculation. *International Journal of Mineral Processing*, 2016, vol. 149, p. 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2016.01.012>
10. Baines, P. et al. Non-Rotating Gravity Currents ☆. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 2019, vol. 3, p. 17-23. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.04243-3>
11. BARILE, Peter J. Widespread sewage pollution of the Indian River Lagoon system, Florida (USA) resolved by spatial analyses of macroalgal biogeochemistry. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, vol. 128, p. 557-574. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.046>
12. BIEL-MAESO, Miriam, et al. Occurrence, distribution and environmental risk of pharmaceutically active compounds (PhACs) in coastal and ocean waters from the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 612, p. 649-659. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.279>
13. BOTERO-COY, Ana Maria, et al. An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 642, p. 842-853. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.088>
14. CALDERÓN, L. G. C., et al. Effect of a microbial consortium on the effectiveness of wastewater treatment, Trujillo, Peru. *Arnaldoa*, 2019, vol. 26, no 1, p. 433-446. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26123>.
15. CARVALHO, Laurence, et al. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive.

Science of the Total Environment, 2019, vol. 658, p. 1228-1238. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>

16. CHENG, Wen, et al. Ozonation of phenol-containing wastewater using O₃/Ca (OH)₂ system in a micro bubble gas-liquid reactor. Ozone: Science & Engineering, 2018, vol. 40, no 3, p. 173-182. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/01919512.2017.1399791>
17. COUTO, Carolina F.; LANGE, Lisete C.; AMARAL, Miriam CS. Occurrence, fate and removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) in water and wastewater treatment plants—A review. Journal of Water Process Engineering, 2019, vol. 32, p. 100927. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100927>
18. CRUZ, Rudy; FLORES, Jhonny Valverde. Reduction of coliforms presents in domestic residual waters by air-ozone micro-nanobubbles in Carhuaz city, Perú. Journal of Nanotechnology, 2017, vol. 1, no 1, p. 9-17. ISSN 2522-6908
19. DE-LA-OSSA-CARRETERO, Jose Antonio, et al. Monitoring the effects of wastewater treatment strategies. Environmental monitoring and assessment, 2016, vol. 188, no 2, p. 1-11. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5092-y>
20. DE OLIVEIRA, Milina, et al. Pharmaceuticals residues and xenobiotics contaminants: occurrence, analytical techniques and sustainable alternatives for wastewater treatment. Science of The Total Environment, 2020, vol. 705, p. 135568. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135568>
21. EL ALFY, Mohamed, et al. Assessing the hydrogeochemical processes affecting groundwater pollution in arid areas using an integration of geochemical equilibrium and multivariate statistical techniques. Environmental Pollution, 2017, vol. 229, p. 760-770. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.052>
22. ETCHEPARE, R., et al. Separation of emulsified crude oil in saline water by dissolved air flotation with micro and nanobubbles. Separation and Purification

Technology, 2017, vol. 186, p. 326-332. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.06.007>

23. FAN, Wei, et al. Solubilization and stabilization for prolonged reactivity of ozone using micro-nano bubbles and ozone-saturated solvent: A promising enhancement for ozonation. Separation and Purification Technology, 2020, vol. 238, p. 116484. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116484>
24. FEI, Y.; LIU, C. Detoxification and resource recovery of chromium-containing wastes. En Environmental materials and waste. Academic Press, 2016. p. 265-284. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00012-3>
25. FUHRIMANN, Samuel, et al. Disease burden due to gastrointestinal infections among people living along the major wastewater system in Hanoi, Vietnam. Advances in Water Resources, 2017, vol. 108, p. 439-449. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2016.12.010>
26. GAO, Yue, et al. Intensifying ozonation treatment of municipal secondary effluent using a combination of microbubbles and ultraviolet irradiation. Environmental Science and Pollution Research, 2019, vol. 26, no 21, p. 21915-21924. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05554-8>
27. GARCIA, Priscila; FLORES, Jhonny Valverde. Reduction of metals in production plant's effluents by applying air Micro-Nanobubbles in a factory of Lead Acid Batteries of the district of Puente Piedra, Lima. Journal of Nanotechnology, 2017, vol. 1, no 1, p. 1-8. ISSN 2522-6908
28. GULZAR, Tahsin, et al. Green chemistry in the wet processing of textiles. En The impact and prospects of green chemistry for textile technology. Woodhead Publishing, 2019. p. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102491-1.00001-0>
29. HAIN, Nicole, et al. Multimodal microscopy-based identification of surface nanobubbles. Journal of colloid and interface science, 2019, vol. 547, p. 162-170. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.03.084>
30. HARIS, Sabeera, et al. The use of micro-nano bubbles in groundwater remediation: A comprehensive review. Groundwater for Sustainable

Development, 2020, vol. 11, p. 100463. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100463>

31. HERNÁNDEZ, FELIX, et al. Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 363, p. 447-456. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.027>
32. HU, Liming; XIA, Zhiran. Application of ozone micro-nano-bubbles to groundwater remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, vol. 342, p. 446-453. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.030>
33. HOLKAR, Chandrakant R., et al. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 182, p. 351-366. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>
34. JEGATHEESAN, Veeriah, et al. Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: a critical review. *Bioresource technology*, 2016, vol. 204, p. 202-212. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.006>
35. Jubb, M. *The scholarly ecosystem*. 2012, Academic and Professional Publishing, 53-77. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-1-84334-669-2.50003-2>
36. KHAN, Sana; MALIK, Abdul. Toxicity evaluation of textile effluents and role of native soil bacterium in biodegradation of a textile dye. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, no 5, p. 4446-4458. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0783-7>
37. KLUSKA, Jacek; TURZYŃSKI, Tomasz; KARDAŚ, Dariusz. Experimental tests of co-combustion of pelletized leather tannery wastes and hardwood pellets. *Waste Management*, 2018, vol. 79, p. 22-29. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.023>
38. 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>

39. LEE, Jieun, et al. Refractory oil wastewater treatment by dissolved air flotation, electrochemical advanced oxidation process, and magnetic biochar integrated system. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, vol. 36, p. 101358. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101358>
40. LEYVA, Milagros; FLORES, Jhonny Valverde. Reduction of COD and TSS of waste effluents from a sugar industry through the use of air micro-nanobubbles. *Journal of Nanotechnology*, 2018, vol. 2, no 1, p. 7-12. ISSN 2522-6908
41. LI, Xiaobing, et al. Cyclonic state micro-bubble flotation column in oil-in-water emulsion separation. *Separation and Purification Technology*, 2016, vol. 165, p. 101-106. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.021>
42. LI, Xinpeng; PASHLEY, Richard M. A study on the characteristics of upflow matrix filter materials for the treatment of domestic sewage water. *Journal of Water Process Engineering*, 2016, vol. 9, p. 179-187. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.12.008>
43. LIU, Chun, et al. Advanced treatment of bio-treated coal chemical wastewater by a novel combination of microbubble catalytic ozonation and biological process. *Separation and Purification Technology*, 2018, vol. 197, p. 295-301. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.01.005>
44. McLachlan, A., & Defeo, O. Human Impacts. *The Ecology of Sandy Shores*, p. 375-420. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809467-9.00015-1>
45. MENENDEZ, Deessiree; FLORES, Jhonny Valverde. Reduction of hospital wastewater through ozone-air micro-nanobubbles. *Journal of Nanotechnology*, 2017, vol. 1, no 2, p. 59-72. ISSN 2522-6908
46. MISHRA, Virendra Kumar; SHUKLA, Reetika; SHARMA, Naveen Kumar. Application of constructed wetland; a natural treatment system for environmentally sustainable domestic sewage treatment. *En Sustainable Environmental Clean-up*. Elsevier, 2021. p. 105-129. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823828-8.00005-0>

47. MORY TRAORE, Ye YaPing, et al. Improvement of Sludge Reduction Efficiency of Ozonation by Microbubble Aeration Technology and Catalysis. 2019. ISSN: 2395-0056
48. MU'AZU, Nuhu Dalhat; ABUBAKAR, Ismaila Rimi; BLAISI, Nawaf I. Public acceptability of treated wastewater reuse in Saudi Arabia: Implications for water management policy. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 721, p. 137659. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137659>
49. NIETO-JUÁREZ, Jessica I., et al. Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, 2021, vol. 155, p. 106674. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674>
50. PEÑA-GUZMÁN, Carlos, et al. Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: a review of the current literature. *Journal of environmental management*, 2019, vol. 237, p. 408-423. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
51. PRAZERES, Ana R., et al. Hydroponic system: A promising biotechnology for food production and wastewater treatment. En *Food Biosynthesis*. Academic Press, 2017. p. 317-350. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811372-1.00011-7>
52. QU, Xiaoyan, et al. Health effects associated with wastewater treatment, reuse, and disposal. *Water Environment Research*, 2016, vol. 88, no 10, p. 1823-1855. Disponible en: <https://doi.org/10.2175/106143016X14696400495776>
53. QUAN, Xuejun, et al. Ozonation of acid red 18 wastewater using O₃/Ca (OH)₂ system in a micro bubble gas-liquid reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, vol. 5, no 1, p. 283-291. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.12.007>
54. REYES, Romulo; FLORES, Jhonny Valverde. Efficiency of micro-nanobubbles for wastewater treatment in puerto bermúdez, oxapampa, pasco. *Journal of Nanotechnology*, 2017, vol. 1, no 1, p. 18-24. ISSN 2522-6908

55. RIVERA-JAIMES, José Abraham, et al. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 613, p. 1263-1274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.134>
56. RODRÍGUEZ-CASTILLO, Tamara, et al. Effects of sewage effluents and seasonal changes on the metabolism of three Atlantic rivers. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 599, p. 1108-1118. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.067>
57. ROSA, A. F.; RUBIO, J. On the role of nanobubbles in particle-bubble adhesion for the flotation of quartz and apatitic minerals. *Minerals Engineering*, 2018, vol. 127, p. 178-184. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.08.020>
58. RYSKIE, Sébastien, et al. Efficiency of ozone microbubbles for ammonia removal from mine effluents. *Minerals Engineering*, 2020, vol. 145, p. 106071. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.106071>
59. SABELFELD, Marina, et al. Optimization potentials for wastewater treatment and energy savings in industrial zones in Vietnam: Case studies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2022, vol. 5, p. 100169. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100169>
60. SAKR, Marwa, et al. A critical review of the recent developments in micro-nano bubbles applications for domestic and industrial wastewater treatment. *Alexandria Engineering Journal*, 2021. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aej.2021.11.041>
61. SANDIN, Gustav; PETERS, Greg M. Environmental impact of textile reuse and recycling-A review. *Journal of cleaner production*, 2018, vol. 184, p. 353-365. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.266>
62. Scholz, M. et al. *Water Microbiology. Wetlands for Water Pollution Control*, 2016, p. 115-28. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63607-2.00018-6>

63. SHABBIR, Muhammad Asim, et al. Revitalization of wastewater from the edible oil industry. En Valorization of Agri-Food Wastes and By-Products. Academic Press, 2021. p. 645-663. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824044-1.00028-3>
64. SHARIFUZZAMAN, M. D., et al. Performance comparison of micro-nano bubble, electro-oxidation and ozone pre-treatment in reducing fluoride from industrial wastewater. Engineering in agriculture, environment and food, 2017, vol. 10, no 3, p. 186-190. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eaef.2017.01.005>
65. SIDDIQUI, Sharf Ilahi, et al. Recent advances in remediation of synthetic dyes from wastewaters using sustainable and low-cost adsorbents. The impact and prospects of green chemistry for textile technology, 2019, p. 471-507. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102491-1.00015-0>
66. SIVARAM, N. M.; BARIK, Debabrata. Toxic waste from leather industries. En Energy from toxic organic waste for heat and power generation. Woodhead Publishing, 2019. p. 55-67. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00005-5>
67. SIVASUBRAMANIAN, V. Phycoremediation and business prospects. En Bioremediation and bioeconomy. Elsevier, 2016. p. 421-456. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00017-4>
68. SUN, Yujin, et al. Stability theories of nanobubbles at solid-liquid interface: A review. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2016, vol. 495, p. 176-186. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2016.01.050>
69. TEKILE, Andinet; KIM, Ilho; LEE, Jai-Yeop. Applications of ozone micro-and nanobubble technologies in water and wastewater treatment. Journal of Korean Society of water and wastewater, 2017, vol. 31, no 6, p. 481-490. Disponible en: <https://doi.org/10.11001/jksww.2017.31.6.481>
70. TEMESGEN, Tatek, et al. Micro and nanobubble technologies as a new horizon for water-treatment techniques: A review. Advances in colloid and interface

science, 2017, vol. 246, p. 40-51. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.cis.2017.06.011>

71. TESTOLIN, Renan C., et al. Using textile industrial sludge, sewage wastewater, and sewage sludge as inoculum to degrade recalcitrant textile dyes in a co-composting process: an assessment of biodegradation efficiency and compost phytotoxicity. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, vol. 28, no 36, p. 49642-49650. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14211-y>
72. 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>
73. VALENZUELA, Luzmila; FLORESA, Jhonny W. Valverde. Reduction of lead and silicon in wastewater from gas scrubbing of a company using micronanobubbles of air-ozone. *CHEMICAL ENGINEERING*, 2018, vol. 67. ISBN 978-88-95608-64-8
74. VERBURG, Ilse, et al. Effects of Clinical Wastewater on the Bacterial Community Structure from Sewage to the Environment. *Microorganisms*, 2021, vol. 9, no 4, p. 718. Disponible en:
<https://doi.org/10.3390/microorganisms9040718>
75. VICENTE, Celeny; FLORES, Jhonny Valverde. Removal of lead and zinc from mining effluents by applying air micro-nanobubbles. *Journal of Nanotechnology*, 2017, vol. 1, no 2, p. 73-78. ISSN 2522-6908
76. WANG, Hongqiang; ZHANG, Lieyu. Research on the nitrogen removal efficiency and mechanism of deep subsurface wastewater infiltration systems by fine bubble aeration. *Ecological Engineering*, 2017, vol. 107, p. 33-40. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.005>

77. WANG, Yi, et al. Statistical analysis of jet drop generation based on bubble size measurements in the pickling process. *Building and Environment*, 2019, vol. 155, p. 25-33. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.03.044>
78. WU, Mian, et al. Micro-nano bubbles production using a swirling-type venturi bubble generator. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 2022, vol. 170, p. 108697. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2021.108697>
79. XIA, Zhiran; HU, Liming. Treatment of organics contaminated wastewater by ozone micro-nano-bubbles. *Water*, 2018, vol. 11, no 1, p. 55. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w11010055>
80. XIAO, Wanting; XU, Guoren. Mass transfer of nanobubble aeration and its effect on biofilm growth: Microbial activity and structural properties. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 703, p. 134976. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134976>
81. XIAO, Wei, et al. The role of nanobubbles in the precipitation and recovery of organic-phosphine-containing beneficiation wastewater. *Langmuir*, 2018, vol. 34, no 21, p. 6217-6224. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.8b01123>
82. YAO, Kangning, et al. The effect of microbubbles on gas-liquid mass transfer coefficient and degradation rate of COD in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 2016, vol. 73, no 8, p. 1969-1977. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.018>
83. YASUI, Kyuichi; TUZUUTI, Toru; KANEMATSU, Wataru. Mysteries of bulk nanobubbles (ultrafine bubbles); stability and radical formation. *Ultrasonics sonochemistry*, 2018, vol. 48, p. 259-266. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.05.038>
84. ZHANG, Jing, et al. Synergistic effect of microbubbles and activated carbon on the ozonation treatment of synthetic dyeing wastewater. *Separation and Purification Technology*, 2018, vol. 201, p. 10-18. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.02.003>

85. ZHANG, Ming, et al. Stability-specific enrichment of typical engineered metal (oxide) nanoparticles by surface-functionalized microbubbles from waters. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 719, p. 137526. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137526>
86. ZHANG, Zhiqi; CHEN, Yinguang. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 382, p. 122955. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122955>
87. ZHENG, Tianlong, et al. Microbubble enhanced ozonation process for advanced treatment of wastewater produced in acrylic fiber manufacturing industry. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, vol. 287, p. 412-420. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.069>

ANEXO

Anexo N° 1. Instrumento de recolección de datos

	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO	
INVESTIGACIÓN:		
DATOS DEL AUTOR:		
PAGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACION	LUGAR DE PUBLICACION
TIPO DE INVESTIGACION:		
CÓDIGO:	ISBN	DOI
PALABRAS CLAVES:	nanobubbles, wastewater, pollution, industrial sources, hospital sources, household sources, flotation.	
TIPOS DE PROCESOS:		
TIPOS DE CONTAMINANTES:		
EFICIENCIA DE REMOCIÓN (%):		
RESULTADOS:		
CONCLUSIONES:		

Elaboración propia