



**Universidad de Concepción**

Facultad de Ciencias Ambientales  
Programa de Magíster en Ciencias Ambientales

Título

Bases experimentales para la utilización de micro-nano burbujas en  
un contexto de remediación lacustre

Tesis para optar al grado de  
Magíster en Ciencias Ambientales

Ricardo Antonio Ruiz Silva

CONCEPCIÓN-CHILE  
2025



**Universidad de Concepción**

Facultad de Ciencias Ambientales  
Programa de Magíster en Ciencias Ambientales

**Título**

**Bases experimentales para la utilización de micro-nano burbujas en  
un contexto de remediación lacustre**

Tesis para optar al grado de  
Magíster en Ciencias Ambientales

Ricardo Antonio Ruiz Silva

Profesor Guía: Dr. Ricardo Figueroa Jara

Profesor Co-Guía: Dr. Víctor Parra Ramírez

Dpto. de Sistemas Acuáticos Continentales, Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

CONCEPCIÓN-CHILE

2025

*-¿Bubbles?*

*- Oh come on Sharon, I'm Ozzy Osbourne The Prince of Darkness*

*- Evil*

*- Evil*

*- ¿What's evil about a butload of bubbles?*

*RIP OZZY OSBOURNE*

## AGRADECIMIENTOS

Partir por agradecer a mis padres, Rita y Christian, gracias por brindarme el capital cultural necesario para llegar hasta acá. Por darme las oportunidades y el tiempo necesario para forjar mi futuro. Los amo.

A mis hermanas, por estar y alentarme a seguir adelante. A mi sobrina, que en un futuro cercano espero acercarte a los ríos y lagos, y los veas como los vio tu abuelo el profesor Víctor H. Ruiz (QEPD).

En todo este proceso, existió una cadena de académicos que me instaron y motivaron a seguir esta senda de las ciencias ambientales. La Dra. Daniela López y profesora Cindy Figueroa de la USS que estuvieron muy presentes en mi pregrado. Pero por sobre todo, agradecer a la Dra Katherine Brintrup, este trabajo no hubiese sido posible sin las gestiones, buena voluntad y cariño de ella. Tal como se lo dije una vez, estaré siempre agradecido de su presencia en mi vida y formación académica.

Siguiendo con esa cadena, agradecer a Kichy, por aceptarme como su alumno tesista en pregrado y por dejarme entrar a su mundo y hacerme parte de él hasta el día de hoy. Al profe Figue, mi guía, jefe y colega que día a día me hacía fascinarme por la asistencia técnica, llevándome a terrenos y enseñándome a combatir la frustración como un mero macho. Qué bueno que se le cruzo por la mente esto de las nano burbujas, gracias, gracias, gracias.

Agradecer a mi profesor y amigo Dr. Víctor Parra, gracias por todo tu apoyo y charlas eternas sobre la tesis, política y música en vinilo. ¡Que nunca deje de girar!

Al Laboratorio de Bioindicadores de Calidad de Aguas, mi segundo hogar, el lugar que vi llegar amistades que hasta el día de hoy conservo, los cuales me gustaría ...y lo haré: Fanny Araya, Carlos Campos, JavitaMargot, Luciana Silva, el Xan, Whiscris, La Pola y finalmente a mí, más que un hermano, un brother, Cristóbal Peña. Gracias a todxs por su tiempo, amistad, conversas, cafés etc. Son grandes personas que destaco en esta sitcom llamada Magister.

A mis amistades de magister, Pamela Margarita, Cami Santelices, Julio Echeverria y Joaquín Araya, que bueno haberme cruzado con ustedes, volvió este proceso más llevadero.

Y finalmente y muy importante en todo esto, a la persona que amo, a mi Xavita. Gracias por tu amor infinito, tus palabras, mimos, abrazos, carrot cakes y onces con huevito salado, no me imagino este trabajo sin tu presencia y apoyo. Este trabajo también es tuyo, ya que tu compañía fue el motor y motivación para llegar hasta este momento, te amo mucho xoxo.

## INDICE

RESUMEN.....	10
Abstract .....	12
1. MARCO TEORICO .....	14
1.1 Sistemas acuáticos.....	14
1.3 Medidas de gestión.....	17
1.4 Tecnologías de remediación .....	18
1.4.1 Sistemas de aireación .....	18
1.4.2 Platos perforados.....	20
1.4.3 Venturi.....	21
1.4.4 Micro nano burbujas (MNB) .....	22
2. HIPOTESIS Y OBJETIVOS .....	26
2.1 Hipótesis.....	26
2.2 Objetivo.....	26
2.3 Objetivos específicos .....	26
3. METODOLOGIA .....	28
3.1 Área de estudio.....	28
3.2 Contexto histórico .....	29
4. Capítulo 1: Hydrodynamic Cavitation for Eutrophic Lake Remediation: A Low-Cost Approach to Enhance Water Quality .....	32
ABSTRACT .....	33
INTRODUCTION.....	34
MATERIAL AND METHODS .....	36

Experimental setup .....	36
Experimental design .....	39
Statistical analyses .....	39
<b>RESULTS AND DISCUSSION.....</b>	<b>40</b>
<b>Experimental application .....</b>	<b>40</b>
<b>Intervals times .....</b>	<b>44</b>
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>47</b>
<b>ACKNOWLEDGEMENTS .....</b>	<b>48</b>
<b>CONFLICT OF INTEREST.....</b>	<b>48</b>
<b>REFERENCES.....</b>	<b>49</b>
<b>5. Capitulo 2: Respuesta de las comunidades planctónicas a la cavitación hidrodinámica: Evaluación experimental en mesocosmos .....</b>	<b>54</b>
<b>5.1 Introducción .....</b>	<b>54</b>
<b>5.2 Materiales y métodos .....</b>	<b>56</b>
<b>5.3 Muestreo y análisis de comunidades zooplantónicas.....</b>	<b>56</b>
<b>Resultados y discusión .....</b>	<b>58</b>
<b>5.4.1 Análisis de las comunidades planctónicas.....</b>	<b>58</b>
<b>5.5 Conclusión .....</b>	<b>61</b>
<b>5.6 Referencias.....</b>	<b>62</b>
<b>6. Capitulo 3: Recomendaciones para la utilización de cavitación hidrodinámica en sistemas lacustres.....</b>	<b>66</b>
<b>6.1 Introducción .....</b>	<b>66</b>
<b>6.1.1 Principios físicos de la cavitación hidrodinámica .....</b>	<b>66</b>
<b>6.1.2 Caudal y presión .....</b>	<b>69</b>

<b>6.1.3</b>	<b>Tiempo de exposición y numero de pasadas .....</b>	<b>69</b>
<b>6.1.4</b>	<b>Componente biótico.....</b>	<b>70</b>
<b>6.1.5</b>	<b>Temperatura .....</b>	<b>72</b>
<b>6.1.6</b>	<b>pH.....</b>	<b>75</b>
<b>6.2</b>	<b>Conclusiones .....</b>	<b>76</b>
<b>6.3</b>	<b>Referencias.....</b>	<b>77</b>
<b>7.</b>	<b>Conclusión general .....</b>	<b>80</b>
	<b>REFERENCIAS MARCO TEORICO .....</b>	<b>82</b>

## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Métodos de generación de cavitación. ....	19
<b>Tabla 2.</b> Características morfológicas del Lago Las Tres Pascualas (Lc: Perímetro, As: Superficie, V: Volumen, Am: Ancho máximo, Lm: Longitud máxima, Zmax: Profundidad máxima, Zm: Profundidad media, Zr: Profundidad relativa, DIc: Desarrollo línea de costa. (Fuente: Almanza-Marroquín et al. (2016); CREA (2018)) .....	29
<b>Tabla 3.</b> Valores de abundancia (Ind*m <sup>3</sup> ) por especie e índices comunitarios. ....	60

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Diferencias entre un lago eutrofizado y un lago natural .....	16
<b>Figura 2.</b> Circuito y dispositivos de cavitación hidrodinámica. (a) diagrama de circuito HC, b) dispositivos de platos perforados y c) dispositivos de venturi) Extraído de Panda et al. (2020). ....	20
<b>Figura 3.</b> Perfil de presión de un dispositivo de placas. ( $P_1$ : presión inicial, $P_2$ : presión de descarga, $P_v$ : presión de vapor del fluido). Extraído de (Lunnbäck, 2016).....	21
<b>Figura 4.</b> Representación gráfica de un dispositivo de Venturi. ....	22
<b>Figura 5.</b> Publicaciones relacionadas con MNB durante la última década. ....	23
<b>Figura 6.</b> Localización del Lago Las Tres Pascualas. ....	29
<b>Figura 7.</b> Plano del sector Tres Pascualas en 1856. ....	30
<b>Figura 8.</b> Club de regatas Arturo Prat y canotaje realizado en la Laguna Tres Pascualas (Extraído de: Google.cl). ....	31
<b>Figura 9.</b> Laguna Tres Pascualas (a) y lugar de la rivera donde se trabajó en el experimento (b)..	57
<b>Figura 10.</b> Diagrama propuesto para el módulo de captación con sus respectivas medidas y rombos con malla. ....	72
<b>Figura 11.</b> Recomendación de un nuevo sistema experimental con bypass en base al modelo propuesto originalmente. ....	75

## RESUMEN

Gran parte de los sistemas fluviales y lacustres, especialmente con influencia urbana, presentan un estado trófico deficiente. Estos sistemas son complejos y poseen procesos biogeoquímicos internos más lentos que la presión antrópica ejercida sobre ellos, por lo que, el estudio de procesos de restauración internos se vuelve urgente para la disponibilidad hídrica. Este estudio explora el potencial de las micro nano burbujas (MNB) mediante un estudio de mesocosmos, utilizando agua de un lago urbano altamente eutrofizado en la ciudad de Concepción, Chile, con el objetivo de: (i) analizar los tiempos de aplicación que permitan modificar significativamente las expresiones fisicoquímicas asociadas al proceso de eutrofización, (ii) caracterizar las respuestas de las comunidades zooplanctónicas y (iii) proponer recomendaciones para extrapolar en un sistema natural. Las MNB fueron generadas mediante cavitación hidrodinámica (CH) utilizando el método Venturi, un método de bajo costo, y que ha sido utilizado en distintas áreas productivas y de desarrollo. Se aplicó MNB en estanques experimentales de 150 L, durante intervalos de tiempo de 10, 15, 20, 30, 45 y 60 minutos, donde se evaluaron variables fisicoquímicas (oxígeno disuelto, temperatura, ORP, conductividad, pH), nutrientes (nitrato, nitrito y cloruro) y comunidades zooplanctónicas. Adicionalmente, se agregó una toma de muestra 24 horas posterior a la aplicación, evaluándose DBO<sub>5</sub> y turbidez, más las variables fisicoquímicas ya mencionadas.

Durante los 60 min de aplicación se observaron aumentos significativos de pH, OD y temperatura a partir de T<sub>30</sub>, con sobresaturación de OD y estabilización posterior; el ORP mostró variaciones marcadas entre tiempos. Mientras que, a las 24 horas, se evidenció una disminución de la DBO<sub>5</sub> y del OD. Sin embargo, las fluctuaciones de temperatura, OD y la variabilidad en la dinámica de los nutrientes indican la necesidad de realizar estudios a más largo plazo (por ejemplo, ciclos de 60 minutos mantenidos durante semanas o meses) para evaluar los posibles impactos ecológicos y la escalabilidad de este método en entornos naturales. Los tiempos de aplicación no deben exceder una hora, ya que las variables medidas tienden a estabilizarse más allá de este punto, lo que reduce la eficacia del tratamiento a escala mesocosmos.

La comunidad zooplanctónica (6 taxa, 5 órdenes, 4 familias) pasó de *Mesocyclops* y nauplios dominantes en T<sub>0</sub> a *Keratella cochlearis* dominante en T<sub>60</sub>; los índices comunitarios

(Shannon, Simpson y Equidad) reflejaron el colapso de la comunidad sensible y la sustitución por un rotífero tolerante. Sin embargo, se requieren mayores experimentos en plazos más extensos y exposiciones controladas.

## Abstract

Many river and lake systems, especially those influenced by urban areas, are in poor trophic condition. These systems are complex and undergo internal biogeochemical changes more slowly than those caused by anthropogenic pressure, making the study of internal restoration processes urgent for water availability. This study explores the potential of micro nano bubbles (MNBs) through a mesocosm study, using water from a highly eutrophicated urban lake in the city of Concepción, Chile, with the aim of: (i) analyzing the application times that allow for significant modification of the physicochemical expressions associated with the eutrophication process, (ii) characterize the responses of zooplankton communities, and (iii) propose recommendations for extrapolation to a natural system.

MNBs will be generated by hydrodynamic cavitation (HC) using the Venturi perforate plates method, which is a low-cost method that has been used in different productive and development areas. MNB was applied in 150 L ponds for intervals of 10, 15, 20, 30, 45, and 60 minutes, while long-term analyses (0 minutes, 60 minutes, and 24 hours later) were integrated. Physicochemical variables (dissolved oxygen, temperature, ORP, conductivity, pH), nutrients (nitrate, nitrite, and chloride), and zooplankton were evaluated.

During the 60 min of application, significant increases in pH, DO, and temperature were observed starting at T30, with DO supersaturation and subsequent stabilization; ORP showed marked variations between times. However, temperature fluctuations and variability in nutrient dynamics indicate the need for longer-term studies (e.g., 60-minute cycles maintained for weeks or months) to assess the potential ecological impacts and scalability of this method in natural environments. Application times should not exceed one hour, as the measured variables tend to stabilize beyond this point, reducing the effectiveness of the treatment at the mesocosm scale.

The zooplankton community (6 taxa, 5 orders, 4 families) changed from *Mesocyclops* and nauplii dominant at T0 to *Keratella cochlearis* dominant at T60, with extreme homogenization at T24 and a one-off recovery of richness in one replicate; Community indices (Shannon, Simpson, equity) reflected the collapse of the sensitive community and its

replacement by a tolerant rotifer. However, further experiments are required over longer periods and controlled exposures.

# 1. MARCO TEORICO

## 1.1 Sistemas acuáticos

La escasez hídrica, definida como el desbalance entre demanda y disponibilidad de agua dulce (Krueger et al., 2019), constituye una crisis global agravada por el crecimiento poblacional (Gu, 2019), urbanización acelerada (Huang et al., 2021) y el cambio climático (Grison et al., 2023). Liu et al. (2024), evaluaron 304 grandes ciudades y concluyen que entre el 88,8 % y el 99,7 % de ellas enfrentarán un aumento de los riesgos hídricos hacia 2050. Además, aproximadamente un tercio de estas ciudades se verá expuesto simultáneamente a riesgos de escasez y de calidad del agua. Trayendo consigo graves impactos en la salud pública y equidad social (Krueger et al., 2019). Este escenario se ve exacerbado por el deterioro de la calidad del agua, frecuentemente excluido de los indicadores tradicionales de escasez (Schewe et al., 2014; Sinha et al., 2017). Si bien existen marcos de evaluación como la huella hídrica (Hoekstra et al., 2012), persisten limitaciones al ignorar dimensiones socioambientales (Johns, 2021). En respuesta, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) buscan integrar una gestión sostenible, de calidad y acceso equitativo al recurso hídrico (ODS N°6), destacando la urgencia de abordar esta problemática de manera holística.

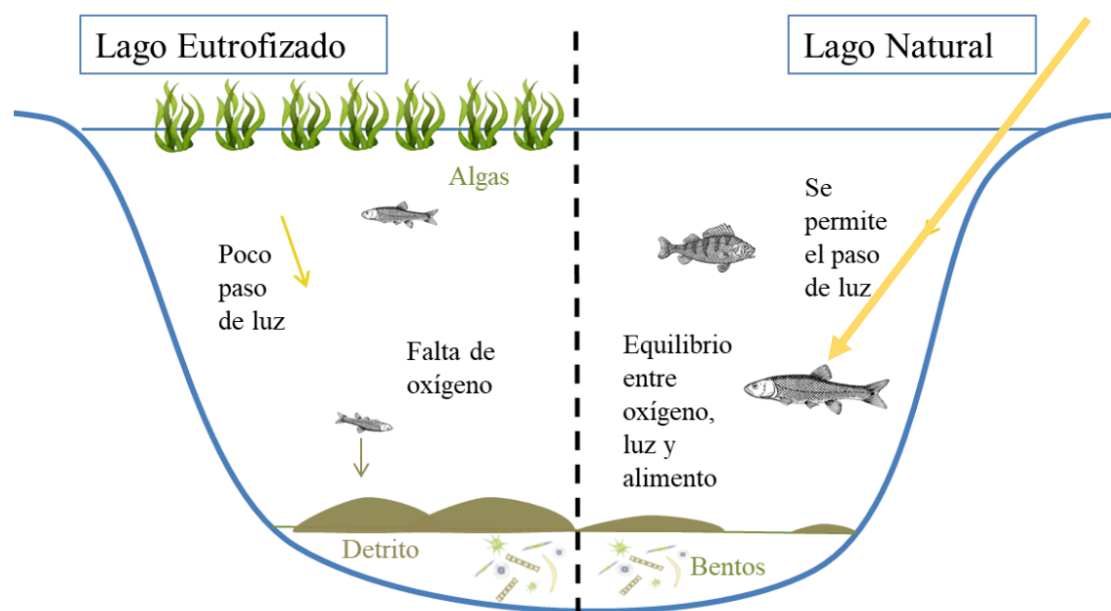
Al respecto, los lagos urbanos constituyen ecosistemas acuáticos críticos para la sostenibilidad de las ciudades (Costadone & Sytsma, 2022), caracterizados por su multifuncionalidad ecológica (Garay & Fernández, 2013), social (Tzoulas *et al.*, 2007) y regulatoria de evento naturales (Grizzetti et al., 2016). En este sentido los lagos urbanos proveen Servicios Ecosistémicos (SE) fundamentales para el bienestar humano y la sostenibilidad ambiental, tanto de aprovisionamiento (como fuente de agua), regulación (clima local) y culturales (valor paisajístico y de esparcimiento), según el marco del MEA (2005) los cuales, han sido recogidos y adaptado de diversos trabajos (Costanza et al., 1997; Daily, 1997; Haines-Young et al., 2009).

Estos sistemas presentan una dinámica singular de materia orgánica (MO), donde las fracciones disueltas (MOD) y particuladas (MOP) interactúan mediante procesos biogeoquímicos mediados por radiación UV y la actividad microbiana (Artifon et al., 2019; Mostofa et al., 2012). La MOD, particularmente relevante en ambientes urbanos (Ren et al.,

2023), deriva de fuentes alóctonas (Jurado et al., 2008; Romera-Castillo et al., 2018), autóctonas (Sillanpää, 2014) y antrópicas (Gu, 2019; Konrad & Booth, 2005), constituyendo el sustrato energético fundamental para las redes tróficas superiores (He et al., 2021; Kirchman, 2018). Sin embargo, la urbanización altera drásticamente estos procesos mediante: (1) aportes excesivos de nutrientes y MO vía escorrentía superficial (Likens, 2010), (2) modificación de los márgenes del sistema que reduce la capacidad de filtración natural (Taylor et al., 2007) y (3) contaminación por metales pesado; generando desequilibrios que exceden la capacidad de carga del sistema (Bangyou et al., 2011). Esta condición se ve agravada por el cambio climático, que intensifica la estratificación térmica y la hipoxia (Birk et al., 2020; Paerl, 1997), requiriendo enfoques de gestión adaptativa que consideren la conectividad hidrológica urbana y la mantención o restauración de los servicios ecosistémicos.

De esta forma, los ecosistemas acuáticos enfrentan presiones que alteran su estructura y funcionamiento (Jilbert et al., 2020), destacando la expansión urbana (Seto et al., 2012) y las actividades agropecuarias como los principales impulsores de cambio (Beresford, 2001). Estas presiones reducen la calidad del agua y desencadenan procesos de eutrofización cultural, caracterizados por el enriquecimiento excesivo de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P), que promueven floraciones algales, hipoxia (Pacheco et al., 2014) y pérdida de biodiversidad (Figura 1) (EEA, 2018; Pacheco et al., 2014; Schindler, 2012). Históricamente la gestión se enfocó en el P (Schindler & Fee, 1974), pero evidencia reciente destaca el rol del N en la dinámica trófica y en la severidad de las floraciones (Paerl et al., 2020; Scott et al., 2019). Este panorama se ve agravado por nutrientes históricamente acumulados en los sedimentos, que mediante la liberación de fosfato bajo condiciones reductoras y la mineralización del amonio, pueden sostener concentraciones elevadas aun cuando disminuyen los aportes externos (Van Meter et al., 2016; Yang et al., 2020). Casos emblemáticos como el lago Taihu (China) y Erie (EE.UU.), ilustran los impactos socio ecológicos de este fenómeno que van desde crisis sanitarias (Qin et al., 2010) hasta pérdidas económicas (Carmichael & Boyer, 2016), evidenciando la necesidad de estrategias integrales que consideren: (1) las fuentes difusas y puntuales de nutrientes, (2) la interacción N-P en la productividad primaria, y (3) la restauración de servicios ecosistémicos como objetivo clave,

especialmente en contextos urbanos donde la valoración estética y recreativa del agua, es fundamental para el bienestar humano (Walker et al., 2012; Xu et al., 2020).



**Figura 1.** Diferencias entre un lago eutrofizado y un lago natural.  
Extraído de: Bruning González (2018).

Sin embargo, como se evidenció previamente con los casos de eutrofización en los lagos Taihu y Erie, el 66% de los SE a nivel global se han degradado por actividades antrópicas, particularmente debido al cambio de usos de suelo (Blumstein & Thompson, 2015) y la alteración de procesos biogeoquímicos clave (Keeler et al., 2012). Esta degradación refleja una interdependencia crítica entre la pérdida de SE de regulación que exagera la eutrofización, lo que a su vez compromete los SE culturales y de aprovisionamiento, generando un círculo vicioso de deterioro socio ecológico (Burkhard et al., 2014; Peng et al., 2017). La restauración efectiva de estos sistemas, ante los nutrientes acumulados y las presiones urbanas (Seto et al., 2012; Sharpley et al., 2013), requiere enfoques que integren la conectividad funcional entre componentes hidrológicos, biológicos y sociales, la valoración multidimensional de los SE y estrategias adaptativas que consideren las escalas espacio-

temporales de los impactos generados a estos sistemas (Du & Huang, 2017; Haines-Young & Potschin, 2018).

### **1.3 Medidas de gestión**

La gestión de lagos urbanos es fundamental para preservar la calidad del agua, promover la biodiversidad y proteger el entorno natural (Kapsalis & Kalavrouziotis, 2021; Mitroi et al., 2022). Esta gestión varía según el tipo de cuerpo de agua y los actores involucrados, y debe abordar tanto las fuentes externas como los procesos internos que contribuyen a la eutrofización (Cooke et al., 2016). Las estrategias de remediación *ex situ*, debe abordar el control de entrada y estructuras como la arborización de zonas litorales o humedales artificiales. Mientras que las *in situ*, intervienen directamente en los procesos biogeoquímicos del sistema (Jilbert et al., 2020; Thornton et al., 2013). La remediación *in situ* se vuelve urgente frente a la limitada eficacia de las medidas de gestión externas que suelen aplicarse de manera aislada y con escasa coordinación. Para ser efectiva, esta debe adaptarse a las características específicas del lago, considerando aspectos como la calidad del agua, fuentes de nutrientes, tasa de renovación y los recursos disponible (Kapsalis & Kalavrouziotis, 2021; Pereira & Mulligan, 2023).

Además una gestión efectiva requiere coordinación entre instituciones y la participación activa de las comunidades locales, ya que esto genera conocimiento y fortalece la resiliencia frente a amenazas ecológicas (Biggs et al., 2017; Rivera & Vallejos-Romero, 2015). En este sentido, la Gestión Integrada de Cuencas Lacustres (ILBM por sus siglas en inglés), promueve un enfoque holístico y gradual basado en seis pilares de gobernanza: instituciones, políticas, tecnología, información y finanzas (ILEC, 2011). Sin embargo, el pilar tecnológico es uno de los más débiles, debido a la falta de soluciones adecuadas a contextos locales (T. Y. Wu et al., 2012), por lo que superar esta limitación es clave para lograr una gestión sostenible que aborde las causas del deterioro ecológico y no solo sus síntomas (Moldan et al., 2012)

## **1.4 Tecnologías de remediación**

### **1.4.1 Sistemas de aireación**

La eutrofización en lagos urbanos está frecuentemente asociada a una sobrecarga de materia orgánica y nutrientes provenientes de fuentes externas, lo que provoca una disminución del oxígeno disuelto (OD) y un deterioro progresivo de la calidad del agua (Almanza-Marroquín et al., 2016; Liang et al., 2020). Aunque el control de las cargas externas ha sido promovido como estrategia de remediación (Isaac & de Loë, 2020; Osgood, 2017), su efectividad es limitada debido a la persistencia de fuentes internas como los sedimentos, que liberan nutrientes acumulados históricamente (Jarvie et al., 2013; Scheffer, 1998). En este contexto, la aireación artificial se ha consolidado como una técnica común, al aumentar el OD en la columna de agua, promoviendo la oxidación de compuestos y la mejora de las condiciones redox en el sistema (Lu et al., 2013).

Dentro de los sistemas de aireación, la flotación por aire disuelto y la aireación hipolimnética han sido ampliamente estudiadas. El primero favorece la remoción de algas y partículas mediante burbujas de aire de gran tamaño (Jeong et al., 2021), mientras que la aireación hipolimnética, busca oxigenar directamente el hipolimnion sin alterar la estratificación térmica (Naderi et al., 2022). No obstante, su eficacia puede verse comprometida por condiciones ambientales adversas y complejas interacciones biogeoquímicas relacionadas con la liberación interna de nutrientes, lo que lleva a considerar estrategias complementarias para mejorar la transferencia de oxígeno hacia los sedimentos (Horppila et al., 2015).

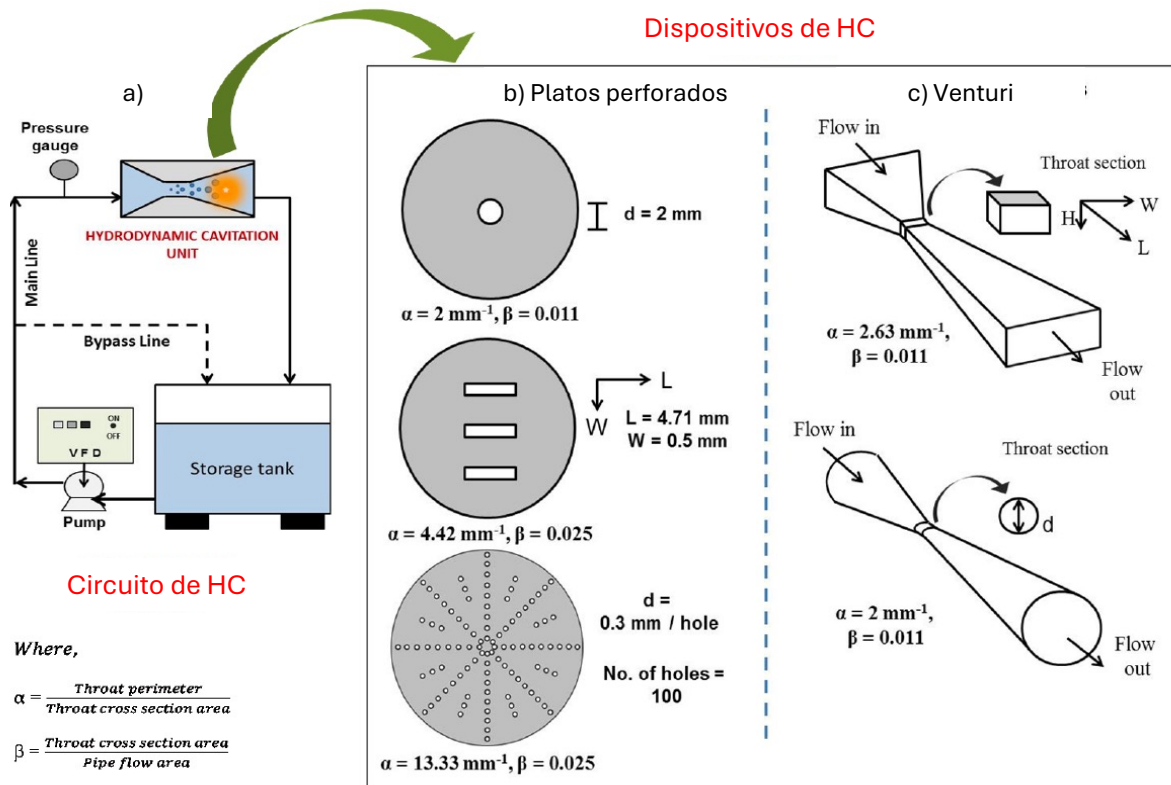
En este escenario, la cavitación hidrodinámica (CH) ha emergido como una alternativa tecnológica, con bajo impacto ambiental y prometedoras aplicaciones en el tratamiento de aguas (Arrojo & Benito, 2008; M. Ge et al., 2022). El principio de la CH consiste en inducir una caída de presión en un fluido mediante el cambio de la geometría de desplazamiento, generando cavidades que colapsan violentamente y producen condiciones extremas capaces de generar especies reactivas, como radicales de hidroxilo que son responsables de efectos oxidativos (Franc & Michel, 2006; Long et al., 2016). Esta técnica ha demostrado ser eficaz en procesos de oxidación avanzada y remoción de contaminantes orgánicos y microalgas (Bhat & Gogate, 2021; Dular et al., 2016; Kim et al., 2017).

Existen diversas formas de inducir cavitación, entre ellas la cavitación acústica, óptica o de partículas y, particularmente, la cavitación hidrodinámica (Tabla 1), que destaca por su elevada generación de burbujas, buena escalabilidad, bajo costo de implementación y notable potencial para aplicaciones ambientales (Fedorov et al., 2023; Movahed & Sarmah, 2021). Estas condiciones inducen la homólisis del agua, generando radicales hidróxilo e hidrógeno, capaces de romper enlaces moleculares de compuestos orgánicos (Bhat & Gogate, 2021). De esta forma, la CH permite la fragmentación de moléculas y la generación de especies altamente reactivas que potencian procesos de oxidación avanzada (Jangir et al., 2017).

**Tabla 1.** Métodos de generación de cavitación.

<b>Método de cavitación</b>	<b>Descripción</b>
Hidrodinámica	Ocurre debido a las fluctuaciones de presión inducidas por la alteración de las velocidades de flujo en un medio líquido (Arrojo & Benito, 2008).
Acústica o ultrasónica	Las ondas ultrasónicas con una frecuencia que varía 20 kHz y 1 MHz se difunden a través de un medio líquido, creando vibraciones mecánicas y presiones locales negativas, que resultan en cavitación acústica (Shah et al., 1999).
Óptica	La cavitación óptica ocurre un líquido es irradiado con luz de alta potencia, como un láser. Este absorbe la energía de la luz y genera calor localmente. Si la temperatura alcanza la el punto de ebullición del líquido, se forman burbujas de vapor que se expanden y colapsan (Gogate & Pandit, 2001).

Los sistemas de CH suelen incluir un circuito de recirculación compuesto por una bomba de desplazamiento positivo, un recipiente de almacenamiento y válvulas de presión, como se observa en la Figura 5. La bomba se conecta a la base del recipiente o directamente a la columna de agua, dependiendo de la aplicación. En la línea principal del circuito se pueden incorporar dispositivos tipo Venturi, placas perforadas, o ambas, en función de los objetivos del tratamiento.

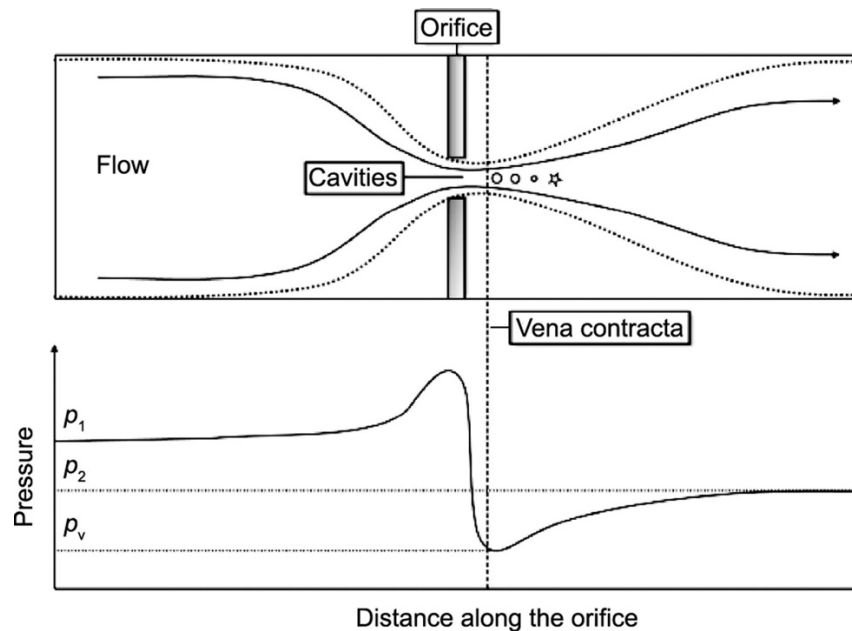


**Figura 2.** Circuito y dispositivos de cavitación hidrodinámica. (a) diagrama de circuito HC, b) dispositivos de platos perforados y c) dispositivos de venturi) Extraído de Panda et al. (2020).

### 1.4.2 Platos perforados

En los dispositivos de placas perforadas, el flujo líquido atraviesa una o varias constricciones dispuestas en una placa (Gogate & Kabadi, 2009). La intensidad del colapso de las cavidades depende del tamaño y número de orificios, aunque estas tienden a formarse predominantemente en los bordes de los orificios, lo que limita la cantidad de núcleos de gas disponibles (Sharma et al., 2008). Esta limitación puede reducirse mediante configuraciones con múltiples perforaciones, las cuales incrementan el perímetro de contacto y, por ende, la superficie activa para la formación de burbujas (Gogate & Kabadi, 2009). Este tipo de dispositivos ofrece la ventaja de ajustar la intensidad cavitacional según la aplicación deseada (Gogate & Pandit, 2008). Al igual que otros métodos de cavitación hidrodinámica, depende fundamentalmente de la restricción del flujo y la consecuente caída de presión ( $P_2$ ) hasta

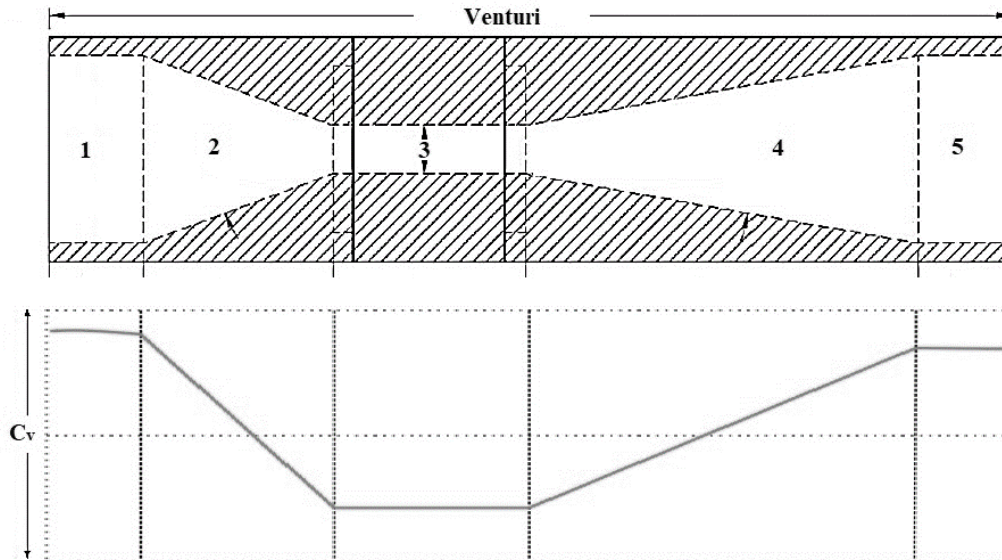
alcanzar la presión de vapor del líquido ( $P_v$ ), como se ilustra en la Figura 3 (Sharma et al., 2008).



**Figura 3.** Perfil de presión de un dispositivo de placas. ( $P_1$ : presión inicial,  $P_2$ : presión de descarga,  $P_v$ : presión de vapor del fluido). Extraído de (Lunnbäck, 2016).

### 1.4.3 Venturi

Los dispositivos de tipo Venturi operan bajo una lógica similar a las placas perforadas, aunque presentan una geometría distinta. Como se muestra en la Figura 4, el Venturi consta de una sección convergente, una constricción y una sección divergente (Li et al., 2019), pudiendo adoptar formas rectangulares, circulares o elípticas. La sección convergente facilita la aceleración del flujo y la generación de cavitación justo antes de la zona de mínima presión. La sección divergente, en cambio, se expande gradualmente en la dirección del flujo, promoviendo el colapso controlado de las cavidades generadas (J. Carpenter et al., 2017; De Oro Ochoa et al., 2022). Esta expansión progresiva evita una recuperación abrupta de presión, lo cual representa una ventaja frente a dispositivos con placas perforadas, que suelen generar recobros de presión más violentos (Huang et al., 2019).



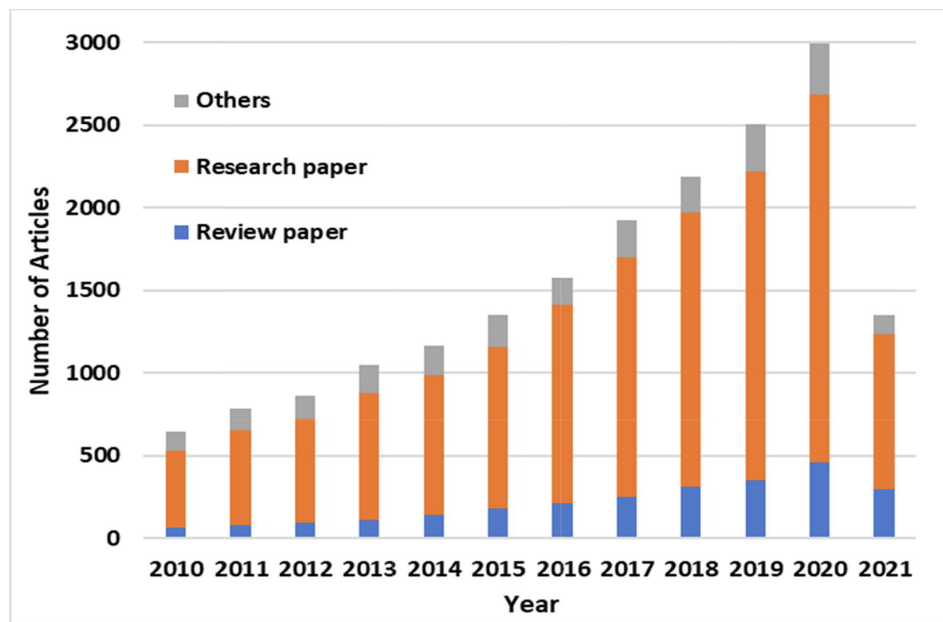
**Figura 4.** Representación gráfica de un dispositivo de Venturi.  
 (Extraída de: Gutierrez-Mosquera (2018); Los números corresponden a 1. Ingreso del fluido, 2. Zona de convergencia, 3. Constricción, 4. Zona de divergencia, 5. Descarga)

#### 1.4.4 Micro nano burbujas (MNB)

Las micro nano burbujas (MNB) son cavidades de gas con diámetros entre 10 nm y 1  $\mu\text{m}$  que pueden permanecer estables en el agua o en la interfaz sólido-líquido (Alheshibri et al., 2016; Sakr et al., 2022). A diferencia de las burbujas convencionales, presentan propiedades únicas como alta presión interna, baja tasa de ascenso y gran área superficial (Lee et al., 2019) lo que las hace particularmente útiles en aplicaciones ambientales, agrícolas y biomédicas (Fan et al., 2012; Wang et al., 2020). Estas características motivaron un creciente interés científico, con publicaciones que se incrementaron significativamente desde el año 2000 y alcanzaron su punto máximo en 2020, como se muestra en la figura 5. Sin embargo, han sido orientados a sistemas de tratamientos de aguas residuales de productos biorefractarios o método de desinfección (Sun et al., 2020; Yeneneh et al., 2024), existiendo pocas referencias a sistemas naturales, siendo el contexto de agua subterránea el más estudiado en ese sentido (véase Li et al. (2014) y Haris et al. (2020)).

Según Taukhid et al. (2025), la evolución reciente de la literatura sobre MNB (2021 – 2024) muestra que, a partir de un análisis bibliométrico la palabra clave “microbubble” es la palabra clave más frecuente (76 ocurrencias), seguida de “microbubbles” (42) y “microbubble

generator” (39), lo que confirma el énfasis simultáneo en aplicaciones y en la ingeniería del dispositivo. Procesos asociados como “flotation” (11) y “cavitation” (10), así como “ultrasound” (9), aparecen como líneas complementarias de operación o caracterización. Términos operativos y de desempeño, “bubble size distribution”, “dissolved oxygen”, “venturi” y “venturi tube”, registran 8 ocurrencias cada uno, subrayando el interés por métricas comparables de aireación y por la geometría del generador.



**Figura 5.** Publicaciones relacionadas con MNB durante la última década.  
Extraído de: Sakr et al. (2022).

Los primeros indicios sobre las propiedades únicas de las MNB fueron observados por Sebba (1971), quien las describió como emulsiones de gas con comportamientos atípicos. Más tarde, Johnson and Cooke (1981) documentaron la formación de burbujas estables en agua de mar sometida a cizallamiento, las cuales mostraban una respuesta elástica frente a variaciones de presión. Estos hallazgos cimentaron el desarrollo del campo de investigación sobre burbujas de pequeño tamaño, aunque su consolidación como tecnología útil se dio recién en las últimas dos décadas, con avances en su generación y caracterización (Movahed & Sarmah, 2021).

Desde el punto de vista físico-químico, las MNB destacan por su potencial zeta negativo y su elevada área interfacial, lo cual acelera reacciones catalíticas y facilita la generación de radicales hidroxilos (OH) mediante el colapso de cavidades (Gogate, 2011; Kim et al., 2018; Lee et al., 2019). Esta propiedad ha sido aprovechada en procesos de oxidación avanzada y en la degradación de contaminantes orgánicos (Michailidi et al., 2020; Yao et al., 2021). Además, su estabilidad coloidal y prolongado tiempo de residencia en el medio acuático permite una interacción más efectiva con partículas suspendidas, mejorando los procesos de tratamiento de agua (Gumustas et al., 2017; Sakr et al., 2022).

Una de las ventajas más relevantes de las MNB es su alta eficiencia en la transferencia de masa gas-líquido, debido a su reducido tamaño, alta presión interna y mayor área superficial (Yao et al., 2016), propiedad ha sido aplicada exitosamente en la eliminación de la demanda biológica de oxígeno (DBO), donde las MNB generan radicales OH que transforman compuestos no biodegradables en otros susceptibles de degradación microbiana (Takahashi et al., 2007). Asimismo, su capacidad de almacenar y liberar oxígeno de forma controlada contribuye a mantener procesos redox en ambientes acuáticos, lo cual resulta prometedor para su aplicación en cuerpos de agua naturales (Xiao & Xu, 2020; Yadav et al., 2021).

Diversos estudios han demostrado que la aplicación de MNB, generadas mediante CH puede mejorar significativamente procesos con altas cargas orgánicas (Moftakhari Anasori Movahed et al., 2023; Szaja et al., 2022; Yeneneh et al., 2024). Wu et al. (2012) evidenciaron que la combinación de CH con platos perforados y ozono permitió eliminar hasta un 99% de algas en suspensión en tan solo 10 minutos. El estudio destacó que la cavitación por succión aislada y el ozono por separado, solo lograban eliminar el 15% y 35% respectivamente en el mismo periodo, subrayando la importancia de los efectos sinérgicos y el tiempo de tratamiento para optimizar la eficiencia del proceso. Estos resultados sugieren que ajustar el método de aplicación y el tiempo de exposición puede hacer de esta tecnología una opción escalable y controlable para el tratamiento de agua.

En el ámbito del tratamiento de aguas residuales, las MNB también han demostrado resultados prometedores Zhang and Guiraud (2017). Un ejemplo concreto es el caso de la planta de tratamiento de Ancon, en Perú, donde Daza et al. (2020) utilizaron una combinación

de MNB de aire y grafeno, logrando una reducción del 78.8% en la DBO<sub>5</sub>. El tratamiento, aplicado durante 60 minutos con 18 gramos de grafeno, mostró ser altamente efectivo, validando el potencial de los sistemas híbridos basados en MNB para la eliminación de contaminantes orgánicos y biológicos.

Si bien las MNB generadas mediante CH han mostrado una eficiencia significativa para acelerar procesos oxidativos y a la vez reducir cargas orgánicas, la literatura también evidencia limitaciones que condicionan el uso de este método en sistemas naturales. En ese mismo sentido, la eficiencia del tratamiento depende de la cantidad de tiempo en que un fluido se ve expuesto a las MNB, pero también, de la sensibilidad de los organismos planctónicos presente a la cavitación y oxidación respectiva. Esto introduce incertidumbre sobre cuáles son los beneficios fisicoquímicos por sobre los efectos biológicos no deseados. Asimismo, existen vacíos en la definición de rangos operativos que permitan equilibrar eficiencia de degradación, como también, un método accesible para la generación de MNB.

## **2. HIPOTESIS Y OBJETIVOS**

### **2.1 Pregunta de investigación**

¿En qué medida la aplicación de cavitación hidrodinámica, bajo un tiempo de exposición óptimo, permite modular variables fisicoquímicas relacionadas a la eutrofización sin generar efectos negativos sobre las comunidades planctónicas en muestras de aguas con altas carga orgánica?

### **2.3 Hipótesis**

Si la cavitación hidrodinámica ha demostrado eficacia en sistemas con altas cargas orgánicas, entonces, al identificar un tiempo de exposición óptimo, será posible modular variables fisicoquímicas asociadas a la eutrofización, sin afectar negativamente a las comunidades planctónicas.

### **2.2 Objetivo**

Evaluar tiempos de aplicación de MNB que permitan acelerar la degradación de la materia orgánica en sus expresiones fisicoquímicas, sin provocar daños a las comunidades biológicas existentes.

### **2.3 Objetivos específicos**

1. Analizar, a nivel de mesocosmos, tiempos de aplicación de MNB que permitan modificar significativamente las expresiones fisicoquímicas asociadas al proceso de eutrofización identificando rangos operativos.
2. Caracterizar, a nivel de mesocosmos, las respuestas de las comunidades planctónicas con el fin de determinar patrones comunitarios.
3. Proponer recomendaciones para extrapolar, en un sistema natural, la disminución de expresiones fisicoquímicas de interés tras la aplicación de MNB.

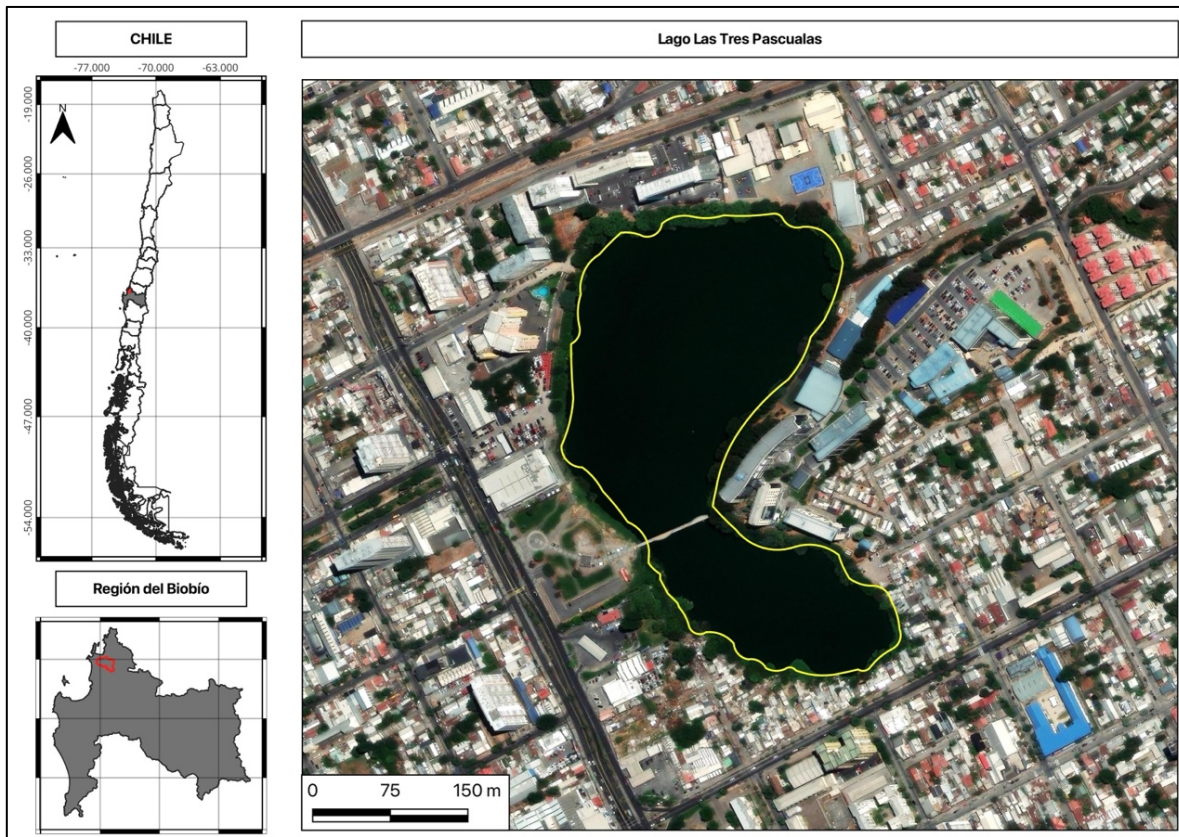


### **3. METODOLOGIA**

#### **3.1 Área de estudio**

El área de estudio se encuentra en la ciudad de Concepción, Chile. El lago Las Tres Pascualas ( $36^{\circ} 48' 50''$ ,  $73^{\circ} 02' 30''$ ), corresponde a uno de los seis lagos urbanos presentes en el Concepción Metropolitano que, junto a Lo Galindo y Lo Méndez, son de origen fluvial, relictos de meandros y paleocanales del Río Biobío (Parra, 2009; Almanza et al., 2016). Esta, se encuentra emplazada en pleno casco urbano cercana a las principales avenidas de Concepción, rodeada de diversos conjuntos habitacionales y servicios como universidades, supermercados, restaurant y colegios, que son elementos característicos de un área con un explosivo desarrollo urbano (Gu, 2019). La superficie construida en la cuenca del lago alcanza el 95,64% ( $1.211.395 \text{ m}^2$ ), siendo una de las con mayor ocupación de las seis (CREA, 2018). Esta condición favorece el aumento de escorrentía urbana, incrementando los aportes de nutrientes y contaminación difusa al sistema. Debido a esto, Las Tres Pascualas se encuentra en un avanzado estado de eutrofización (Almanza-Marroquín et al., 2016; CREA, 2018). Situación que se torna preocupante considerando que su uso cultural e histórico dentro de la población, se pone en peligro a nivel paisajístico y recreacional.

La morfología del sistema, posee forma arriñonada con dos cubetas de fondo plano, un área superficial de  $79.951 \text{ m}^2$  y una profundidad media de 9.3 m. Debido a sus dimensiones, la hace uno de los lagos con mayor tamaño y volumen del casco urbano de Concepción (Almanza-Marroquín et al., 2016; CREA, 2018). Para una mayor dimensionalidad, en la Tabla X, se resumen las principales características morfométricas de Las Tres Pascualas.



**Figura 6.** Localización del Lago Las Tres Pascualas.

**Tabla 2.** Características morfológicas del Lago Las Tres Pascualas (Lc: Perímetro, As: Superficie, V: Volumen, Am: Ancho máxima, Lm: Longitud máxima, Zmax: Profundidad máxima, Zm: Profundidad media, Zr: Profundidad relativa, DÍc: Desarrollo línea de costa. (Fuente: Almanza-Marroquín et al. (2016); CREA (2018))

Tres Pascualas	Lc (m)	As (m <sup>2</sup> )	V (m <sup>3</sup> )	Am (m)	Lm (m)	Zmax (m)	Zm (m)	Zr %
Morfología	1609.1	79.951	381.625	167.8	531.9	9.3	4.77	2.9

### 3.2 Contexto histórico

A nivel histórico, La Laguna Las Tres Pascualas está asociado al crecimiento de la ciudad de Concepción. *“A pesar de que el cuerpo acuático no era considerado como parte del plano urbano de la comuna, principalmente por su condición húmeda y pantanosa que otorgaba la laguna, esta ha sido testigo de una serie de modificaciones paisajísticas a través de los años. En un comienzo, se consideraba una laguna periférica y lejana a ser poblada, condición que se revierte gracias a la modificación de la ordenanza municipal del año 1844*

*que permitió que algunas industrias se instalarán en el sector, alejándolas de la zona céntrica de la ciudad. Esto causó un quiebre en el desarrollo de sus inmediaciones, ya que muchas familias se instalaron cercano a estas industrias poblando la zona. Varias acciones en termino de desarrollo inmobiliario surgieron a raíz de este quiebre, transformándose de una zona eriaz a un proyecto de expansión urbana de la ciudad de Concepción” (Cartes, 2014).*

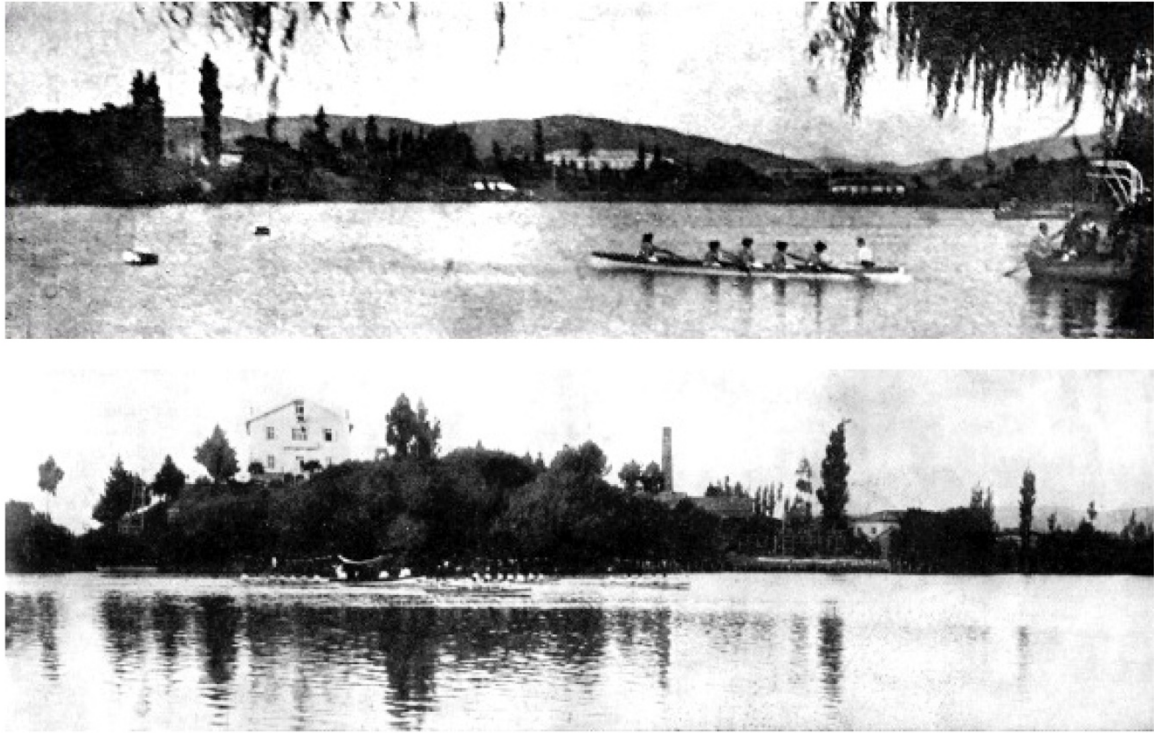
Como se logra ver en la Figura 7, la laguna poseía una extensión mayor de la que se conoce actualmente. Ya hacia el siglo XX, el desarrollo urbano establecido en el norponiente del área comienza a desplazar a la laguna. Según información periodística de la época, en 1940, la laguna llegaba hasta Janequeo con Bulnes, teniendo un área de inundación diferente a la que conocemos hoy en día (Cartes, 2014).



**Figura 7.** Plano del sector Tres Pascualas en 1856.  
Extraído de Cartes (2014).

Las Tres Pascualas posee un vínculo directo con las actividades recreacionales y su belleza paisajística. En 1899, se reconoció a la laguna como “lugar de recreo”, esto sumado al fortalecimiento del Club de Regatas (Figura 8), transformó a la laguna en un punto de celebración, competencia y fiestas en torno a dicha organización. Sin embargo, al transcurrir los años, la organización comenzó a decaer hasta que finalmente el club desapareció. Debido al déficit habitacional producto del terremoto de 1939, nuevos pobladores se asentaron en el lugar, lo que llevó al inicio de la contaminación de la laguna producto de las aguas servidas descargadas en la ribera de la laguna (Cartes, 2014). En consecuencia, se generó una

acumulación histórica de sedimentos, con una elevada carga de nutrientes que han llevado a la laguna avanzar hacia un estado avanzado de eutrofización de sus aguas.



**Figura 8.** Club de regatas Arturo Prat y canotaje realizado en la Laguna Tres Pascualas (Extraído de: Google.cl).

#### **4. Capítulo 1: Hydrodynamic Cavitation for Eutrophic Lake Remediation: A Low-Cost Approach to Enhance Water Quality**

Este capítulo está basado en:

Ricardo Ruiz, Ricardo Figueroa, María E. Díaz & Víctor Parra

Enviado a: AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society

# Hydrodynamic Cavitation for Eutrophic Lake Remediation: A Low-Cost Approach to Enhance Water Quality

Ricardo Ruiz<sup>ab\*</sup>, Ricardo Figueroa<sup>bc\*</sup>, ME Díaz<sup>b</sup> and Victor Parra<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Master's Program in Environmental Sciences, Faculty of Environmental Sciences, University of Concepción, Concepción, Chile.

<sup>b</sup> Environmental Science Faculty and EULA Center, University of Concepcion, Chile.

<sup>c</sup> Water Research Center for Agriculture and Mining (CRHIAM), Concepción 4070411, Chile (CRHIAM/ANID15130015).

\*Corresponding author. E-mail: rruiz@udec.cl

## ABSTRACT

Ongoing urbanization has intensified the demand for water resources and, consequently, has accelerated eutrophication processes in urban lakes. Innovative and cost-effective remediation techniques are increasingly necessary within integrated water management and ecosystem restoration frameworks. This study evaluated the application of hydrodynamic cavitation at mesocosm scale as a low-cost treatment method for eutrophic water bodies. The response of key physicochemical parameters was assessed across varying exposure times. Results demonstrated that prolonged exposure (>30 minutes) induced significant alterations in water quality variables. However, beyond 45 minutes, modulating parameters such as temperature, pH, and oxidation-reduction potential (ORP) tended to stabilize within the mesocosm system. Notably, both biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) and turbidity showed significant reductions compared to initial conditions, indicating enhanced fragmentation of organic matter and stimulation of metabolic processes. While the observed changes suggest potential for this technology in eutrophication control, further research is required to assess cavitation effects and long-term performance under natural field conditions.

**Keywords:** aeration, eutrophication, hydrodynamic cavitation, micro nanobubbles, perforated plates, venturi.

## HIGHLIGHTS (up to 425 characters total)

- Low-cost hydrodynamic cavitation system was applied to a mesocosm with water from a highly eutrophicated lagoon
- The dissolved oxygen content increased significantly.

- The efficiency of BOD<sub>5</sub> reached 38% after 60 minutes.

## **INTRODUCTION**

Freshwater scarcity has been exacerbated by population growth, poor water governance, and increasing demand for water resources (Julio et al., 2022). In this context, identifying alternative water sources becomes essential, and the restoration of stressed water bodies emerges as a necessary strategy. Urban lakes represent a clear example, as they are subject to multiple anthropogenic pressures, including the accumulation of organic matter in sediments, excessive nutrient loads in the water column, and consequently, an accelerated process of eutrophication (Kapsalis & Kalavrouziotis, 2021). These conditions severely impair the lakes' ability to provide key ecosystem services, such as water purification, nutrient recycling, landscape aesthetics, and flood regulation, leading to negative socio-ecological impacts (Shackleton et al., 2016). Eutrophication not only compromises urban quality of life (Huang et al., 2021; van Vliet et al., 2021), and the primary productivity of aquatic ecosystems (Velpuri & Senay, 2013), but also alters native aquatic biota (Istvánovics, 2010), positioning it as one of the most pressing environmental challenges of the 21st century a challenge further intensified by the impacts of climate change (Sinha et al., 2017).

Despite ongoing efforts to address eutrophication through the control of external nutrient inputs, the issue often persists, suggesting the presence of more complex internal drivers. In this regard, Qin et al. (2020) emphasize the need for a deeper understanding of internal processes within aquatic systems. Thornton et al. (2013) describe eutrophication as a "wicked problem," one that generates unintended consequences and cannot be resolved through standardized approaches, as each system exhibits unique characteristics that require holistic and context-specific strategies (Kapsalis & Kalavrouziotis, 2021). For instance, in Lake Shagawa, United States, a classical remediation approach focused on controlling external nutrient

loading (*ex situ*) was implemented; however, the lake did not respond as expected and retained high nutrient concentrations (Malueg et al., 1975). Subsequent research identified two key contributing factors: internal nutrient loading from sediment release and diffuse pollution inputs. The latter is commonly linked to land use practices in the watershed, while internal loading is exacerbated by anoxic conditions that prevail near the sediment–water interface (Naselli-Flores, 2008). These findings highlight the need for alternative or combined treatment strategies that can trigger significant and synergistic changes within aquatic systems. An effective management framework should integrate both *ex situ* and *in situ* interventions, tailored to the specific conditions and limitations of each water body (Pereira & Mulligan, 2023).

*In situ* remediation methods are defined as those that involve the direct management of nutrient concentrations, either in the water column or within sediments (Jilbert et al., 2020). These approaches can be classified as physical, chemical, combined, or emerging techniques (Pereira & Mulligan, 2023). One emerging technique is advanced oxidation, which uses physical mechanisms of a fluid to enhance chemical processes without the addition of external reagents that may generate further environmental impacts (J. Carpenter et al., 2017). A promising alternative is cavitation, a phenomenon triggered by a sudden drop in pressure due to changes in flow geometry or conditions, leading to the formation, growth, and violent collapse of gas-filled cavities or bubbles within the fluid medium (Holkar et al., 2019). The collapse of these cavities creates extreme localized conditions of temperature and pressure, as well as high rates of oxidation at specific points within the fluid. This collapse alters the physicochemical properties of the medium, enabling water molecules to disassociate and generate highly reactive oxidative species, which subsequently interact with organic and inorganic compounds present in the system (Saharan et al., 2012).

Various methods have been developed to induce cavitation, among which acoustic cavitation and hydrodynamic cavitation (HC) are the most extensively studied (Gogate & Pandit, 2001; Zheng et al., 2022). Acoustic cavitation has been widely applied in

biotechnology and the petrochemical industry; however, it is characterized by high operational costs and low energy efficiency (Sutkar & Gogate, 2009). In contrast, HC has been successfully applied in both chemical and physical processes such as disinfection, cell disruption, biodiesel synthesis, nano emulsion production, and polymer degradation (Moftakhari Anasori Movahed et al., 2023; Zheng et al., 2022). Notably, HC offers the potential for large-scale implementation with improved energy efficiency, making it a viable option for transformation and water treatment processes (Rajoriya et al., 2016).

However, the intense implosive forces generated by HC can fracture molecular bonds in organic contaminants and induce thermal decomposition of microbial cell walls (Fedorov et al., 2023). While this makes HC a promising technique for industrial applications, its use in lacustrine ecosystems, particularly in the context of eutrophication, remains underexplored. The present study investigates the application of micro-nanobubbles (MNBs), generated via a low-cost HC system, for the treatment of eutrophic lake water. At the mesocosm scale, the study analyzes exposure durations capable of inducing significant changes in the water column, with a focus on phosphorus concentrations, nitrogen species ( $\text{NH}_3$  and  $\text{NH}_2$ ), and key physicochemical parameters.

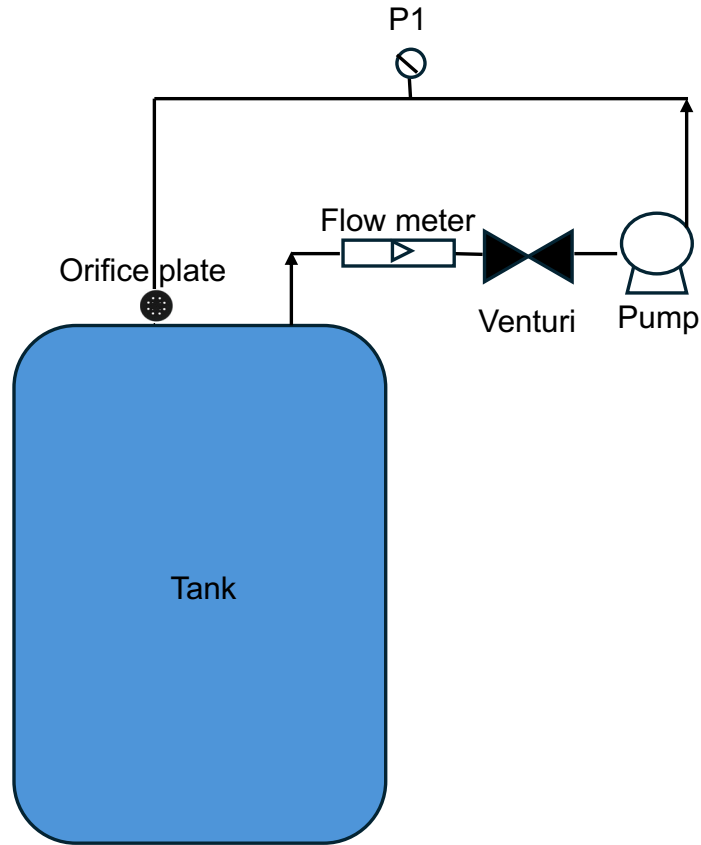
## **MATERIAL AND METHODS**

### **Experimental setup**

An experimental recirculation system was designed, consisting of storage tanks (150 L), dual-stage centrifugal pumps (1.2 hp), a Venturi injector (1"), a faucet-type perforated plate aerator, pressure gauges (bar), and digital flow meters (L/s). The schematic diagram of the HC reactor setup is shown in Figure 1, while technical specifications for each component are provided in Table 1.

Although various types of HC reactors exist, this study focuses on a hybrid system combining a Venturi device with perforated plates. These systems are among the most widely used and studied worldwide for wastewater treatment due to their scalability and the ability to adjust treatment intensity (J. Carpenter et al., 2017; Chen et al., 2023b; Thanekar & Gogate, 2018). They offer efficient contaminant load reduction and can be effectively integrated with other biological processes, lowering operational costs by facilitating subsequent biological treatment (Buthiyappan et al., 2016).

During cavity nucleation in the HC process, vapor-based micro-nanobubbles (MNBs) are generated, comprising both microbubbles (0–50  $\mu\text{m}$ ) and nanobubbles (<200 nm). These bubbles exhibit unique properties such as low rise velocity, high specific surface area, and enhanced mass transfer efficiency (Zheng et al., 2022). Due to their small size, MNBs slowly release the gas contained within them, extending their residence time and improving overall efficiency. For these reasons, HC combined with MNB generation has emerged as a validated, scalable, and cost-effective technology for the removal of emerging contaminants (Rajoriya et al., 2016).



**Fig. 1** | Schematic diagram of one of the hydrodynamic cavitation experimental devices.

**Table 1.** Composition of the hydrodynamic cavitation setup.

<b>Items</b>	<b>Model or material</b>
Centrifugal pump	Model: GC-GP 1250 (Einhell Germany AG)
Storage tank	PVC
Flow meter	LLW -25 (Allsome)
Pressure gauge	Alton 65 mm
Rotameter	LZT-6T (LOUCHEM ZM)
Venturi device	Model: 113 (EDR) 1"
Perforated plate	Tap aerator
Main pipes	PVC (3/4 ")

## Experimental design

Subsurface water was extracted using a centrifugal pump from Las Tres Pascualas Lagoon, located in Concepción, Biobío Region, Chile (36°48'50"S, 73°02'30"W). This lagoon was selected due to its long history of anthropogenic pressure associated with urban expansion and its classification as hypereutrophic for several decades (Almanza-Marroquín et al., 2016; Parra, 2009). The collected water was stored in three tanks labeled R1, R2, and R3, placed along the shoreline to maintain exposure to uncontrolled environmental conditions such as light and temperature, replicating those of the natural system. Each tank received micro-nanobubble (MNB) aeration through the hybrid Venturi-perforated plate system for 60 minutes at an aeration rate of 5 mg/L, a constant pressure of 3.5 bar, and a flow rate of 9.1 L/min.

Sampling times were defined as  $T_0$ ,  $T_{60}$  and  $T_{24 \text{ hrs}}$  to detect changes in the evaluated parameters before treatment, immediately after, and 24 hours post-treatment. Parameters measured included temperature, oxidation-reduction potential (ORP), dissolved oxygen (DO), conductivity, pH,  $\text{NH}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , total phosphorus (TP), biological oxygen demand ( $\text{BOD}_5$ ), and turbidity. In addition, intermediate sampling points at  $T_{10}$ ,  $T_{15}$ ,  $T_{20}$ ,  $T_{30}$  and  $T_{45}$  minutes were included to track temporal variations during the 60-minute treatment period.

Nutrient analyses were conducted at the Environmental Chemistry Laboratory of the EULA-Chile Center, following the procedures outlined in *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd Edition (Rice et al., 2012). Physicochemical parameters were measured *in situ* using a Hanna Instruments HI98194 multiparameter probe, while turbidity was measured with a Hanna Instruments HI93703 turbidimeter.

## Statistical analyses

A non-parametric Kruskal–Walli's test was applied, followed by a post hoc Dunn's test, to assess statistically significant differences among the  $T_0$ ,  $T_{60}$  and  $T_{24 \text{ hrs}}$ , as well as

across the intermediate time intervals between  $T_0$  and  $T_{60}$ . Subsequently, a principal component analysis (PCA) was performed to identify patterns in the behavior of the measured variables over time. All statistical analyses were conducted using RStudio (v2025.05.0+496) with the packages *ggplot2*, *dplyr*, and *dunn.test*.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Experimental application

The values obtained at  $T_0$ ,  $T_{60}$ , and a subsequent control after 24 hours of sample rest are presented in Table 2. Differences were observed between the replicates and  $T_0$ , as the experimental water was collected directly from the lake without controlling for environmental variables (Figure 2). This approach is recommended to strengthen the linkage between exposure and stressor responses under realistic conditions (Liber et al., 2007).

Between  $T_0$  and  $T_{60}$ , the system was exposed to MNB treatment, resulting in significant differences ( $p < 0.05$ ) in turbidity,  $BOD_5$ , and ORP. Initial ORP values averaged 109.5 mV but sharply decreased to a range between 34.1 and 47.8 mV. Turbidity increased from initial values below 6 NTU to peak levels of 9.22 NTU. Low turbidity values suggest the formation of suspended aggregates, while higher values indicate a greater presence of dispersed solids a known consequence of cavitation processes (Zhou et al., 2016).  $BOD_5$  initially presented values close to 2 mg/L, followed by an increase to an average of 3.6 mg/L. Regarding the efficiency of MNBs in reducing  $BOD_5$ , initial removal rates reached 31.6%. At  $T_{60}$ ,  $BOD_5$  increased to 38.6%, and subsequently decreased to 29.9% post-treatment.

The increase observed at  $T_{60}$  suggests a temporary rise in  $BOD_5$  due to the HC process, potentially caused by the breakdown of complex organic molecules into smaller, more biodegradable compounds (Save et al., 1997). This behavior is consistent with the observed variations in turbidity and ORP, both of which showed statistically significant

changes between  $T_0$  and  $T_{60}$  ( $p < 0.05$ ). After 24 hours,  $BOD_5$  levels declined, likely due to microbial degradation of the additional biodegradable organic matter released during cavitation. This supports the hypothesis that CH facilitates organic matter degradation in stages, initially through physical fragmentation, followed by biological breakdown. The observed post-treatment increase in  $BOD_5$  is a commonly reported phenomenon in this type of study (Szaja et al., 2022). Patil et al. (2023), for instance, reported  $BOD_5$  removal efficiencies exceeding 30% using similar pressure and exposure times (60 min), aligning with the present results.

However,  $BOD_5$  removal efficiencies observed in this study differed from those reported by Ayala RR. (2017), who applied MNB treatment at the mesocosm scale to reduce  $BOD_5$  in the lower Chillón River basin. In that study,  $BOD_5$  concentrations decreased from 173 mg/L to 57 mg/L—an efficiency close to 70%. It is important to note, however, that differences in equipment, system conditions, and experimental contexts complicate direct comparisons. Most research on this parameter has been conducted in the context of wastewater treatment (Wang et al., 2021), highlighting the need for further investigation of MNB treatment effectiveness in lacustrine ecosystems.

Between  $T_{60}$  and  $T_{24\text{ hrs}}$ , where the system was not exposed to new applications of NMB, the only variable showing significant differences was the temperature, which fell from an average value of 20 °C to approximately 12 °C. However, this is not attributable to the experiment, but rather to an environmental condition, since a large body of water can retain heat, but the experimental mesocosms cooled rapidly during the night. Finally, after application, the recovery of the system and stabilization allow us to deduce that the recovery phase is complemented by the MNB still available in the system.



**Fig 2** | *In situ* experiment near Las Tres Pascualas lagoon (Concepción, Chile).

**Table 2 |** Sample values between T<sub>0</sub>, T<sub>60</sub> & T<sub>24 hrs</sub> and respective replicates (R1- R3).

Variables	Unit	T <sub>0</sub>			T <sub>60</sub>			T <sub>24 hrs</sub>		
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
DO	mg/L	6,81	6,05	8,33	8,15	8,5	8,34	7,59	8,82	7,05
pH	-	6,73	7,31	7,59	7,71	7,65	7,69	7,64	7,7	7,56
Temperature	°C	19,09	19,24	19,32	20,83	20,01	20,28	13,26	12,94	12,77
BOD <sub>5</sub>	mg/L	2,53	1,91	1,97	2,53	3,92	2,9	2,21	2,29	2,58
Turbidity	NTU	4,71	5,67	4,75	9,22	9,1	8,89	7,18	6,87	6,71
Chloride	mg/L	20,03	20,11	20,33	20,31	20,36	20,36	20,42	20,32	20,28
Nitrite	mg/L	0,03	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04
Nitrate	mg/L	2,66	2,7	2,72	2,74	2,75	2,72	2,75	2,69	2,67
Total P	mg/L	0,01	0,03	0,04	0,04	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03
ORP	mV	96	109,6	123	34,1	45,9	47,8	77,1	80,5	95,1
Conductivity	μS/cm	363	359	356	350	354	359	350	358	357

## Intervals times

The variables recorded during the 60-minute MNB application (Figure 3) showed significant differences in pH, ORP, DO, and temperature at specific time points. For instance, pH, DO, and temperature (Figures 3a, 3c, and 3d, respectively) exhibited similar variation patterns, with a significant increase from T30 onwards ( $p < 0.05$ ). The average pH reached 7.70, DO exceeded 9 mg/L, and temperature rose by 1.6 °C.

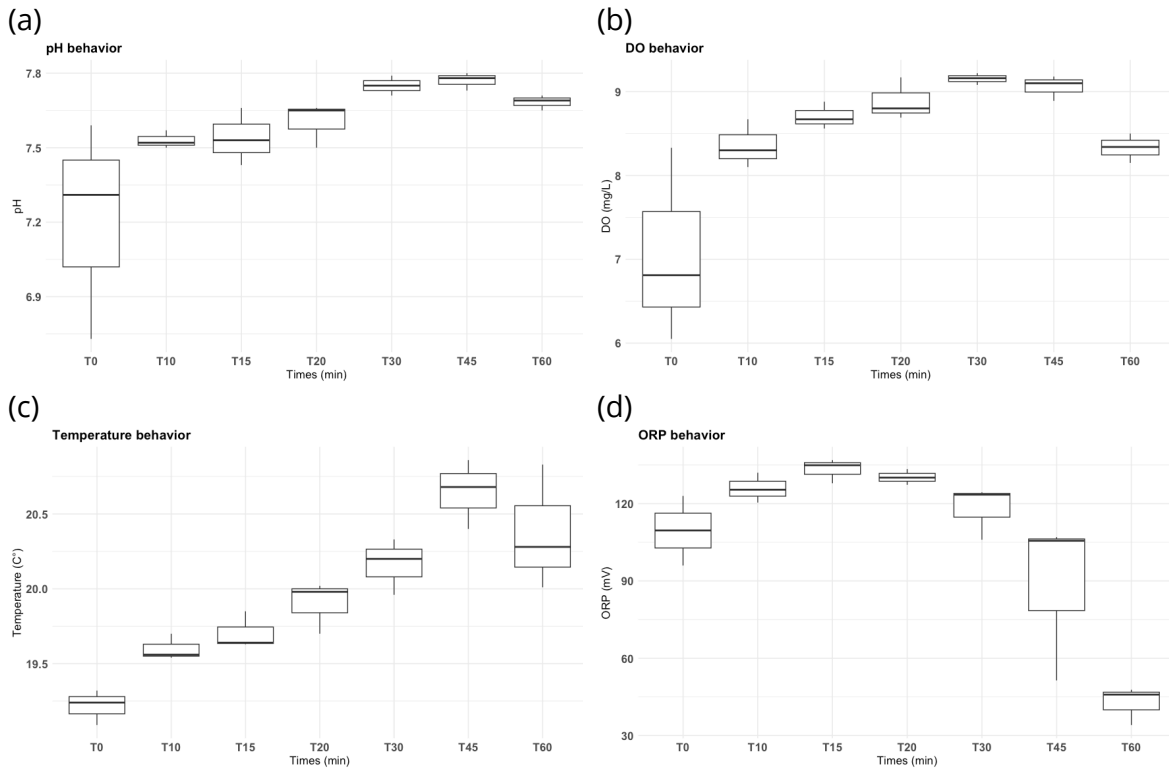
DO and pH, along with their respective ranges, are important factors that influence the biological purification of water bodies (Xiao et al., 2019). The values reached after MNB application align with those reported in similar studies (Baylar & Ozkan, 2006; De Oro Ochoa et al., 2022; Kim et al., 2018; Yao et al., 2021; Zhou et al., 2022). While DO increase notably during the first 30 minutes of application, a progressive decline was observed between 30 and 45 minutes. This may be attributed to the collapse of MNBs, which release dissolved gases and reduce mass transfer efficiency as the medium becomes saturated. When exposure is extended (>45 min), MNBs tend to coalesce, reaching a DO steady state that remains higher than the initial level (Zhou et al., 2022). This may be related to the increase in temperature, which often reduces gas solubility in liquids (Wan et al., 2015) and affects MNB stability (Escobar Reyes, 2023). The effective mass transfer responsible for the DO increase is driven by mechanical effects of cavitation that enhance gas-liquid contact by increasing interfacial area. In this experiment, the aeration rate (5 mg/L) introduced air that promoted greater bubble nucleation (Jin et al., 2020).

The significant increase in pH may be associated with hydroxyl radical generation during hydrodynamic cavitation (HC). Cavitation cavities thermally decompose and diffuse to the gas-liquid interface, disrupting hydrogen bonds in water molecules (Hordieiev et al., 2024). However, the observed pH increase remains within the typical

diel range reported in similar aquatic environments, which can range from 5.70 to 8.25 (Almanza-Marroquín et al., 2016).

ORP (Figure 3b) significantly decreased at  $T_{60}$  compared to  $T_{15}$  and  $T_{20}$  ( $p < 0.05$ ), which had shown an increase relative to  $T_0$ , surpassing 130 mV before declining. Initially, the system exhibited an oxidizing environment that gradually weakened with extended exposure time, though it did not shift to a reducing condition, as ORP values remained positive. This trend is consistent with findings by Shelenkova et al. (2021), where initial application led to a slight increase followed by sharp declines at longer intervals (>10 min). According to Hozhenko et al. (2024), a decrease in ORP suggests an increase in renewable substances in the system, whereas a rise indicates the presence of oxidizing agents.

Other evaluated variables—conductivity, TDS, nitrates, chloride, and nitrites—showed no significant differences ( $p > 0.05$ ) across time points. This suggests the need for a longer or intermittent experimental period. An increase in turbidity was observed, which may help explain changes in other variables such as  $BOD_5$ , but was insufficient to alter nutrient forms (e.g., nitrite levels remained stable throughout the 60 minutes). This contrasts with similar short-term in situ experiments (Li et al., 2023; Zhu et al., 2024). The degradation rate of organic matter largely depends on temperature, which also influences bubble nucleation (Fedorov et al., 2023). This may enable nutrient transformation processes, although it is essential to identify an optimal temperature range in which MNBs generated via hydrodynamic cavitation do not interfere with this process—especially considering that the local temperature rise from cavitation can promote oxygen release (Hozhenko et al., 2024).

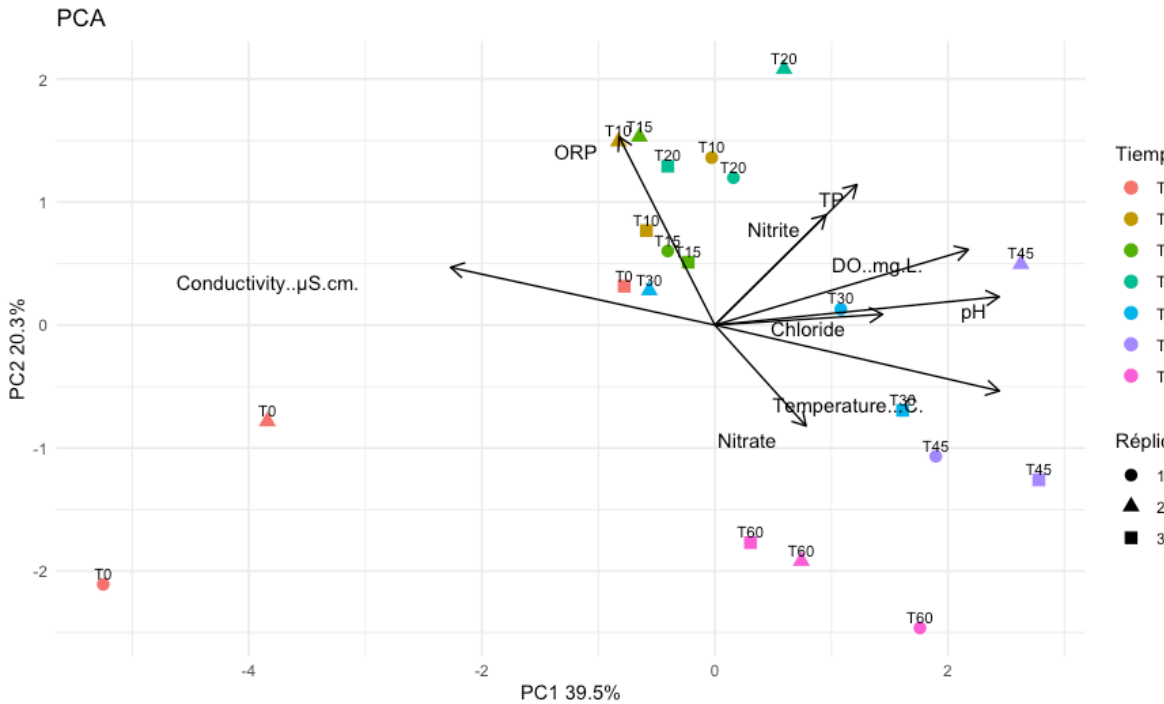


**Fig. 3** | Boxplots of behavior as a function of time.

The results of the PCA revealed that 39.5% of the total data variance was explained by the PC1, which was associated with pH ( $r = 0.46$ ), DO ( $r = 0.41$ ), and temperature ( $r = 0.47$ ). The PC2 accounting for 20.3% of the variance, was primarily related to ORP ( $r = 0.62$ ).

PC1 appeared to reflect oxidative processes and temperature increases previously described, with a rapid shift in values from T0 to T30 and T45. These time points clustered closely along the PC1 vector, suggesting a coordinated response of the associated variables. Beyond these intervals, the variables tended to realign along the same axis, indicating a return to initial conditions.

The expression of oxidative phenomena—likely linked to organic matter removal (as inferred from increased turbidity)—was captured by PC2. This component was marked by a rising ORP trend that subsequently declined at the final time point. This pattern supports the hypothesis that, in this low-cost cavitation system, exposure durations between 20 and 60 minutes are critical and should be carefully considered in future applications, particularly when treatments are applied consecutively.



**Fig 4 |** Principal Components analysis of physical chemical variables on interval time.

**CONCLUSIONES**

This study represents an initial experimental application of HC at the mesocosm scale aimed at improving water quality in a eutrophic lake in Chile. The approach enabled the assessment of key physicochemical variables in relation to treatment duration, demonstrating the potential of HC to modulate critical water quality parameters.

The main findings are: (1) a significant increase in dissolved oxygen (DO) from 6.7 mg/L to 9.1 mg/L, attributed to enhanced mass transfer facilitated by micro-nanobubbles (MNBs); (2) an increase in biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) removal efficiency from 31.6% at T<sub>0</sub> to 38.6% at T<sub>60</sub>, followed by a decrease to 29.9% at T<sub>24 hrs</sub>, suggesting that HC promotes fragmentation of organic matter into more bioavailable compounds; and (3) modulation of pH and oxidation-reduction potential (ORP), driven by hydroxyl radical generation during cavitation events.

However, temperature fluctuations and variability in nutrient dynamics indicate the need for longer-term studies (e.g., 45-minute cycles sustained over weeks or months) to evaluate potential ecological impacts and the scalability of this method in natural environments. Application times should not exceed one hour, as the measured variables tend to stabilize beyond this point, reducing treatment efficiency at the mesocosm scale. Furthermore, due to the low-cost and accessible components of the experimental system, this technology may offer a viable remediation alternative for developing countries dealing with eutrophication in urban lakes.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

The authors thank the Water Research Center for Agriculture and Mining (CHRIAM) ANID/FONDAP/15130015.

## **CONFLICT OF INTEREST**

The authors declare there is no conflict of interest.

## **ETHICS STATEMENT**

Ethics: Human participants

The manuscript does not report studies involving human participants, human data, or human tissue.

## REFERENCES

- ALMANZA-MARROQUÍN, V., FIGUEROA, R., PARRA, O., FERNÁNDEZ, X., BAEZA, C., YAÑEZ, J. & URRUTIA, R. 2016. Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin american journal of aquatic research*, 44, 313-326.
- AYALA RR., P. P., VALVERDE FLORES JW 2017. Reduction of the Biochemical Oxygen Demand of the water samples from the lower basin of the Chillón River. *Journal of Nanotechnology*.
- BAYLAR, A. & OZKAN, F. 2006. Applications of Venturi Principle to Water Aeration Systems. *Environmental Fluid Mechanics*, 6, 341-357.
- BUTHIYAPPAN, A., ABDUL AZIZ, A. R. & WAN DAUD, W. M. A. 2016. Recent advances and prospects of catalytic advanced oxidation process in treating textile effluents. *Reviews in Chemical Engineering*, 32, 1-47.
- CARPENTER, J., BADVE, M., RAJORIYA, S., GEORGE, S., SAHARAN, V. K. & PANDIT, A. B. 2017. Hydrodynamic cavitation: an emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry. *Reviews in Chemical Engineering*, 33.
- CHEN, Y., YIN, C. & SONG, Y. 2023. Application of hydrodynamic cavitation in the field of water treatment. *Chemical Papers*, 77, 3521-3546.
- DE ORO OCHOA, E., CARMONA GARCIA, M., DURANGO PADILLA, N. & MARTINEZ REMOLINA, A. 2022. Design and experimental evaluation of a Venturi and Venturi-Vortex microbubble aeration system. *Heliyon*, 8, e10824.
- ESCOBAR REYES, N. S. 2023. Evaluation of nanobubble technology for the reduction of suspended solids and turbidity in Lake Amatitlán, Guatemala. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 8, 52-56.
- FEDOROV, K., CAKO, E., DINESH, K., SOLTANI, R. D. C., WANG, Z., KHAN, J. A. & BOCZKAJ, G. 2023. Cavitation-Based Processes for Water and Wastewater Treatment. In: NASR, M. & NEGM, A. M. (eds.) *Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies: Engineered Systems*. Cham: Springer International Publishing.
- GOGATE, P. R. & PANDIT, A. B. 2001. Hydrodynamic cavitation reactors: a state of the art review. *Reviews in chemical engineering*, 17, 1-85.

- HOLKAR, C. R., JADHAV, A. J., PINJARI, D. V. & PANDIT, A. B. 2019. Cavitationally Driven Transformations: A Technique of Process Intensification. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 58, 5797-5819.
- HORDIEIEV, A., KALDA, G., PASHECHKO, M., HANZYUK, A., TKACHUK, V. & KOSTIUK, N. 2024. Study of the Influence of Cavitation and Magnetic Field on the Change of Water Properties and its Purification in a Vibrating Machine with Determination of Drive Modes. *Advances in Science and Technology-Research Journal*, 18, 234-245.
- HOZHENKO, L. P., IVANITSKY, G. K., TSELEN, B. Y., RADCHENKO, N. L. & NEDBAILO, A. Y. 2024. The application of hydrodynamic cavitation methods to increase the efficiency of the process of extracting biologically active substances from the walnut septums. *Acta Periodica Technologica*, 215-223.
- HUANG, Z., YUAN, X. & LIU, X. 2021. The key drivers for the changes in global water scarcity: Water withdrawal versus water availability. *Journal of Hydrology*, 601.
- ISTVÁNOVICS, V. 2010. Eutrophication of lakes and reservoirs. *Lake Ecosystem Ecology; Elsevier: San Diego, CA, USA*, 47-55.
- JILBERT, T., COUTURE, R.-M., HUSER, B. J. & SALONEN, K. 2020. Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847, 4343-4357.
- JIN, J., WANG, R., TANG, J., YANG, L., FENG, Z., XU, C., YANG, F. & GU, N. 2020. Dynamic tracking of bulk nanobubbles from microbubbles shrinkage to collapse. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 589, 124430.
- JULIO, N., FIGUEROA, R. & PONCE OLIVA, R. D. 2022. Advancing toward water security: addressing governance failures through a metagovernance of modes approach. *Sustainability Science*, 17, 1911-1920.
- KAPSALIS, V. C. & KALAVROUZOTIS, I. K. 2021. Eutrophication—A worldwide water quality issue. *Chemical Lake Restoration: Technologies, Innovations and Economic Perspectives*, 1-21.
- KIM, S., KIM, H., HAN, M. & KIM, T. 2018. Generation of sub-micron (nano) bubbles and characterization of their fundamental properties. *Environmental Engineering Research*, 24, 382-388.
- LI, Y., LIU, Y., WANG, H., ZUO, Z., YAN, Z., WANG, L., WANG, D., LIU, C. & YU, D. 2023. In situ remediation mechanism of internal nitrogen and phosphorus regeneration and release in shallow eutrophic lakes by combining multiple remediation techniques. *Water Research*, 229, 119394.

- LIBER, K., GOODFELLOW, W., DEN BESTEN, P., CLEMENTS, W., GALLOWAY, T., GERHARDT, A., GREEN, A. & SIMPSON, S. 2007. In situ-based effects measures: Considerations for improving methods and approaches. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3, 246-258.
- MALUEG, K. W., LARSEN, D. P., SCHULTS, D. W. & MERCIER, H. T. 1975. A six-year water, phosphorus, and nitrogen budget for Shagawa Lake, Minnesota. Wiley Online Library.
- MOFTAKHARI ANASORI MOVAHED, S., CALGARO, L. & MARCOMINI, A. 2023. Trends and characteristics of employing cavitation technology for water and wastewater treatment with a focus on hydrodynamic and ultrasonic cavitation over the past two decades: A Scientometric analysis. *Sci Total Environ*, 858, 159802.
- NASELLI-FLORES, L. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. Proceedings of Taal2007: the 12th world lake conference, 2008. 1337.
- PARRA, O. 2009. Situación ambiental de las lagunas de Concepción. *Seminario "recuperemos las lagunas para los habitantes de concepción"*. Concepción, Chile: Municipalidad de Concepción, ESSBIO, Universidad de Concepción, Centro EULA.
- PATIL, Y., SONAWANE, S. H., SHYAM, P., SUN, X. & MANICKAM, S. 2023. Hybrid hydrodynamic cavitation (HC) technique for the treatment and disinfection of lake water. *Ultrasonics Sonochemistry*, 97, 106454.
- PEREIRA, A. C. & MULLIGAN, C. N. 2023. Practices for Eutrophic Shallow Lake Water Remediation and Restoration: A Critical Literature Review. *Water*, 15.
- QIN, B., ZHOU, J., ELSER, J. J., GARDNER, W. S., DENG, J. & BROOKES, J. D. 2020. Water Depth Underpins the Relative Roles and Fates of Nitrogen and Phosphorus in Lakes. *Environ Sci Technol*, 54, 3191-3198.
- RAJORIYA, S., CARPENTER, J., SAHARAN, V. K. & PANDIT, A. B. 2016. Hydrodynamic Cavitation: An Advanced Oxidation Process for the Degradation of Bio-Refractory Pollutants. *Rev. Chem. Eng.*, 32, 379.
- RICE, E. W., BRIDGEWATER, L. & ASSOCIATION, A. P. H. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American public health association Washington, DC.
- SAHARAN, V. K., PANDIT, A. B., SATISH KUMAR, P. S. & ANANDAN, S. 2012. Hydrodynamic Cavitation as an Advanced Oxidation Technique for the Degradation of Acid Red 88 Dye. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 51, 1981.

- SAVE, S. S., PANDIT, A. B. & JOSHI, J. B. 1997. Use of Hydrodynamic Cavitation for Large Scale Microbial Cell Disruption. *Food Bioprod. Process.*, 75, 41.
- SHACKLETON, C. M., RUWANZA, S., SANI, G. K. S., BENNETT, S., DE LACY, P., MODIPA, R., MTATI, N., SACHIKONYE, M. & THONDHLANA, G. 2016. Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems*, 19, 587-600.
- SHELENKOVA, V. V., KULAGINA, T. A., STEBELEVA, O. P. & SAPOZHNIKOVA, E. S. 2021. Determination of the Relaxation Time of Physico-Chemical Characteristics of Water After Cavitation Treatment. *Journal of Siberian Federal University. Engineering & Technologies*, 14, 550-563.
- SINHA, E., MICHALAK, A. M. & BALAJI, V. 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 357, 405-408.
- SUTKAR, V. S. & GOGATE, P. R. 2009. Design Aspects of Sonochemical Reactors: Techniques for Understanding Cavitation Activity Distribution and Effect of Operating Parameters. *Chem. Eng. J.*, 155, 26.
- SZAJA, A., MONTUSIEWICZ, A. & LEBIOCKA, M. 2022. Challenges of Hydrodynamic Cavitation of Organic Wastes. *Applied Sciences* [Online], 12.
- THANEKAR, P. & GOGATE, P. 2018. Application of Hydrodynamic Cavitation Reactors for Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants: Intensification Using Hybrid Approaches. *Fluids*, 3.
- THORNTON, J. A., HARDING, W. R., DENT, M., HART, R. C., LIN, H., RAST, C. L., RAST, W., RYDING, S.-O. & SLAWSKI, T. M. 2013. Eutrophication as a 'wicked' problem. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 18, 298-316.
- VAN VLIET, M. T. H., JONES, E. R., FLÖRKE, M., FRANSSSEN, W. H. P., HANASAKI, N., WADA, Y. & YEARSLEY, J. R. 2021. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16.
- VELPURI, N. & SENAY, G. 2013. Analysis of long-term trends (1950–2009) in precipitation, runoff and runoff coefficient in major urban watersheds in the United States. *Environmental Research Letters*, 8, 024020.
- WAN, M., FENG, Y. & TER HAAR, G. 2015. Cavitation in biomedicine. *Netherlands: Springer*.
- WANG, B., SU, H. & ZHANG, B. 2021. Hydrodynamic cavitation as a promising route for wastewater treatment – A review. *Chemical Engineering Journal*, 412, 128685.

- XIAO, Z., AFTAB, T. B. & LI, D. 2019. Applications of micro–nano bubble technology in environmental pollution control. *Micro & Nano Letters*, 14, 782-787.
- YAO, G. J., REN, J. Q., ZHOU, F., LIU, Y. D. & LI, W. 2021. Micro-nano aeration is a promising alternative for achieving high-rate partial nitrification. *Sci Total Environ*, 795, 148899.
- ZHENG, H., ZHENG, Y. & ZHU, J. 2022. Recent Developments in Hydrodynamic Cavitation Reactors: Cavitation Mechanism, Reactor Design, and Applications. *Engineering*, 19, 180-198.
- ZHOU, S., NAZARI, S., HASSANZADEH, A., BU, X., NI, C., PENG, Y., XIE, G. & HE, Y. 2022. The effect of preparation time and aeration rate on the properties of bulk micro-nanobubble water using hydrodynamic cavitation. *Ultrason Sonochem*, 84, 105965.
- ZHOU, W., CHEN, H., OU, L. & SHI, Q. 2016. Aggregation of ultra-fine scheelite particles induced by hydrodynamic cavitation. *International Journal of Mineral Processing*, 157, 236-240.
- ZHU, L., LI, P., WANG, C., HU, J., ZHANG, L. & LI, J. 2024. In-situ algal control by two-stage nanobubble technology in Taihu Lake: Efficacy and ecological impact. *Environmental Research*, 263, 120077.

## **5. Capítulo 2: Respuesta de las comunidades planctónicas a la cavitación hidrodinámica: Evaluación experimental en mesocosmos**

### **5.1 Introducción**

El crecimiento acelerado de las zonas urbanas ejerce una presión significativa sobre los ecosistemas acuáticos (Bogard et al., 2020). Los lagos urbanos poco profundos, se ven particularmente afectados por actividades antropogénicas, como las descargas de aguas servidas y la escorrentía superficial, que introducen nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) en estos sistemas (Pereira & Mulligan, 2023; Qin et al., 2020). Estas fuentes, tanto puntuales como difusas, promueven procesos de eutrofización que alteran la calidad del agua, la reducción de oxígeno disuelto y la estructura de las comunidades acuáticas en escalas temporales relativamente cortas. La investigación sobre los factores detonantes y efectos de la eutrofización, junto con el desarrollo de metodologías para su control, continúa siendo una prioridad, dada su incidencia directa en la disponibilidad de los recursos hídricos, sobre todo en un contexto de crisis climática (Istvánovics, 2010; Tang et al., 2012)

Los cuerpos de agua urbanos desempeñan variados servicios ecosistémicos, entre los que destacan la depuración natural del agua, mitigación de eventos de inundación, hábitat para la vida silvestre, belleza paisajística y reciclaje de nutrientes (Biggs et al., 2017; Liu, 2014). En particular, el reciclaje de nutrientes de los sedimentos, es decir la carga interna, constituye un factor determinante en el retraso en la respuesta de las microalgas a la disminución de cargas externas (Brookes & Carey, 2011), influyendo en la percepción de los usuarios por la apariencia desfavorable u olores desagradables del sistema. Ante estos fenómenos, los tomadores de decisiones deben hacer frente a conflictos de uso e incompatibilidades entre los criterios de uso y gestión, siendo la preferencia estética y visual del sistema una cuestión clave (Mishra et al., 2020).

Históricamente, se priorizó el control de fuentes puntuales de nutrientes como una estrategia de gestión, sin embargo, aquel enfoque no ha tenido resultados favorables a largo plazo, donde varios sistemas lagunares volvieron a un estado eutrófico (Kagalou et al., 2008). Principalmente por que la liberación de nutrientes acumulados en los sedimentos hacia la columna de agua suele ser intensa y persistente, neutralizando temporalmente los esfuerzos

de mejora, incluso tras implementar medidas de reducción de aportes externos (Soendergaard et al., 2005). Ante esto, el enfoque tradicional del control de cargas externas se volvió parte de un set de medidas, considerando medidas *in situ* y *ex situ*, como parte de una gestión holística de un sistema lagunar.

La cavitación hidrodinámica (CH) es un método de remediación emergente que ha demostrado ser muy prometedor para el tratamiento de aguas residuales, incluida la eliminación de productos farmacéuticos, cianobacterias, algas y otros contaminantes, con ventajas como la eficiencia energética y escalabilidad (Chen et al., 2023a; Dular et al., 2016). Sin embargo, a pesar de estos prometedores resultados en laboratorio y a escala piloto, la mayoría de las aplicaciones de CH, aún no se han probado en sistemas lacustres. Esto se debe principalmente a los retos logísticos que plantea la escala de dichos entornos y a las preocupaciones relativas a los posibles impactos sobre la biota acuática durante los periodos de tratamientos (Carpenter et al., 2017; Yadav et al., 2021). Los efectos físicos y químicos generados por la cavitación, como elevar la temperatura local, la presión y la producción de radicales de hidroxilo, plantean riesgos ecológicos potenciales para organismos presentes, lo que hipotéticamente puede alterar el equilibrio del ecosistema si se aplica directamente.

En ese sentido, las intervenciones de restauración suelen enfocarse en la vegetación acuática, que mejora la calidad del agua al reducir nutrientes, compite con los bloom fitoplanctónicos, aumenta la biodiversidad de otros componentes y tiende a estabilizar los procesos ecosistémicos (Hu et al., 2023; Li et al., 2023). Así, la gestión y restauración de la biota acuática son clave para intervenciones efectivas en lagos eutróficos. En ese sentido, el objetivo de este trabajo es evaluar, a nivel de mesocosmos, la respuesta de las comunidades planctónicas a la aplicación de CH a tiempos controlados.

## 5.2 Materiales y métodos

Se utilizó la configuración experimental propuesta por Ruiz *et al.*, (en revisión), el cual consiste en un circuito cerrado, compuesto de una bomba centrífuga de doble etapa de 1,2 HP. La línea de succión posee un caudalímetro acoplado a un dispositivo de Venturi (1”), y este a un rotámetro que regula el volumen de aire entrante. Al final del circuito, se utilizó un aireador de grifo, el cual posee un plato perforado. Se recolectaron en total 450 L de agua de la ribera sur oeste del lago Las Tres Pascualas (Figura 1a, b). El sitio de muestreo se seleccionó por su fácil acceso y proximidad al suministro eléctrico. El agua fue transportada y distribuida equitativamente en tres recipientes de polipropileno, cada uno correspondiente a una réplica experimental (R1, R2 y R3).

## 5.3 Muestreo y análisis de comunidades zooplantónicas

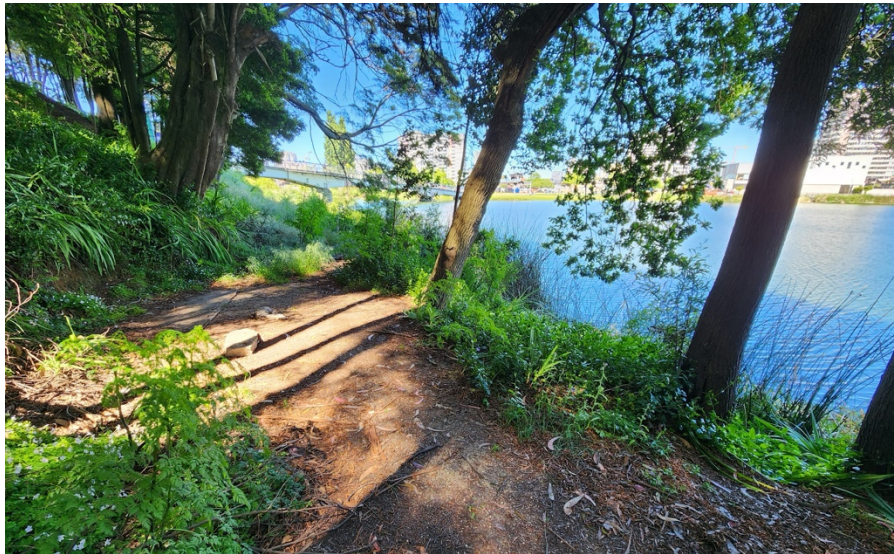
Los muestreos se realizaron en tres tiempos: antes de la aplicación ( $T_0$ ), al finalizar el tratamiento ( $T_{60}$ ), y a las 24 horas posteriores ( $T_{24hrs}$ ), con el objetivo de evaluar tanto la respuesta inmediata como la capacidad de recuperación del sistema. En cada tiempo, se filtraron *in situ* 50 L de agua subsuperficial mediante una red de plancton de 200  $\mu\text{m}$  de abertura, el material retenido fue depositado en frascos de polietileno de 250 mL, y fijado con solución de Lugol al 1%, para su posterior análisis en el Laboratorio de Bioindicadores de Calidad del Agua del Centro EULA-Chile. De igual manera y en los mismos tiempos, se midieron parámetros fisicoquímicos utilizando la multiparamétrica Hanna HI98194, turbidez con el equipo Hanna HI93703, mientras que los nutrientes y  $\text{DBO}_5$  fueron trasladados al laboratorio de ensayos del Centro EULA-Chile.

El análisis del zooplancton se realizó siguiendo la metodología adaptada por Díaz (2011), basada en Wetzel and Likens (2000). El protocolo incluye: (1) filtración de muestras recolectadas *in situ*, (2) concentración del material en frascos graduados hasta volúmenes finales de 10-250 mL, ajustándose a la densidad de organismos presentes en cada muestra. En laboratorio, se extrajeron cinco submuestras (alícuotas) de 1 mL de cada muestra principal, utilizando una micropipeta SOCOREX Swiss (rango 100-1000  $\mu\text{L}$ ). Cada alícuota fue transferida a una cámara de conteo Sedgwick Rafter, donde se procedió a la identificación y cuantificación de organismos mediante un microscopio óptico binocular (Zeiss Germany).

Los individuos fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible. La abundancia fue expresada en una matriz de ind/m<sup>3</sup>, sobre la cual se estimaron índices ecológicos como abundancia total, riqueza específica (S), índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H' \log_2$ ), índice de dominancia de Simpson (D) y equidad de Pielou (J) para describir la estructura comunitaria y su respuesta al tratamiento.



(a)



(b)

**Figura 9.** Laguna Tres Pascualas (a) y lugar de la rivera donde se trabajó en el experimento (b).

## Resultados y discusión

### 5.4.1 Análisis de las comunidades planctónicas

La composición taxonómica del zooplancton en los tres tiempos evaluados se encuentra en la Tabla 1, y fue representada solo por 6 taxa, pertenecientes a 5 órdenes, correspondiendo a 4 familias zooplanctónicas, donde *Mesocyclops* sp. y Nauplio destacaron como dominantes en T<sub>0</sub>, mientras que *Chydorus* sp. y Acari aparecieron como taxones minoritarios. Los índices comunitarios mostraron una respuesta marcada a la aplicación de CH.

En el tiempo inicial (T<sub>0</sub>), los valores de diversidad (H') oscilaron entre 0,8 y 1,18, con una dominancia (D) entre 0,5 y 0,6, lo que muestra una comunidad moderadamente diversa lo que es reflejo de la baja riqueza y particularmente la abundancia de *Mesocyclops* sp. (alcanzó 1380 y 780 ind/m<sup>3</sup> en dos de las réplicas). La equitatividad (J) varió entre 0,8 y 0,9, indicando una distribución relativamente homogénea, aunque como se indicará, existe una baja riqueza y la presencia de Acari en una de las réplicas. En este sentido, las expresiones de diversidad (H', J y D) si bien proporcionan resúmenes útiles de las comunidades, no logran captar la complejidad y una descripción certera de los patrones comunitarios (Morris et al., 2014). Sobre todo, en un contexto, donde se requieren muestreos exhaustivos. Esta condición se hace más relevante para los tiempos T<sub>60</sub>, donde aparece como especie más dominante *Keratella cochlearis* y única para las réplicas 1 y 2, mientras que la réplica 3 persistió, pero en menores abundancias de *Mesocyclops* sp. y Nauplio.

De manera similar, a las 24 horas, la comunidad permaneció dominada por *Keratella cochlearis*, y se observó un aumento en la riqueza en R2 (4 especies), evidenciando que, pese al bajo número taxa inicial y cambio en la comunidad en T<sub>60</sub>, algunos táxones como *Chydorus* sp. y Acari fueron capaces de mantenerse. También se observó Poduridae, estos pequeños hexápodos han sido descritos para pozas y riberas de pequeñas lagunas, con capacidad de flotar y desplazarse en la superficie del agua (Fanciulli et al., 2013)

*Keratella cochlearis* es un rotífero cosmopolita y ampliamente distribuido en sistemas acuáticos continentales (Stemberger & Lazorchak, 1994), conocido por su alta tolerancia y adaptabilidad ambiental. Su predominio se asocia a su capacidad para resistir condiciones

adversas y a su flexibilidad alimentaria, incluyendo tanto algas como detritos y materia orgánica (Ferdous & Muktadir, 2009). Además, es resistente a variaciones de temperatura, pH y oxígeno disuelto (Chakrabarti, 2023; Ramos-Rodríguez et al., 2020). En contraste, especies como copépodos (Cyclopidae) y cladóceros (Chydoridae), que mostraron una reducción notoria tras la exposición a CH, son particularmente vulnerables a las fuerzas de cizallamiento (Kim et al., 2017). En este sentido, estudios previos han reportado eliminaciones superiores al 98% en copépodos (Cvetković et al., 2016), y la casi total desaparición del zooplancton tras el tratamiento (Muraoka & Soyama, 2010). Aunque estas especies presentan adaptaciones estructurales para su alimentación, como estructuras dentales que los protegen del daño mecánico durante la captura de presas, no parecen estar protegidas contra las fuerzas mecánicas generales generadas por la CH (Michels & Gorb, 2015; Xu et al., 2024).

Una explicación plausible se relaciona con la disrupción celular. Según Save et al. (1994), las ondas de choque y el impulso de presión producidos por el colapso de cavidades serían la principal causa de este fenómeno. Estas generan remolinos de fluidos que imparten energía cinética variable, y cuando dicha energía excede la resistencia estructural de la célula, esta se desintegra (Doulah, 1977; Kolmogoroff, 1941). Sin embargo, a pesar de los cambios comunitarios observados, las muestras analizadas no mostraron restos estructurales, por lo cual se requieren más estudios que aborden directamente los efectos estructurales de la CH en el zooplancton observadas *in situ*, puesto se requiere determinar si el efecto es real en un sistema natural y la distancia a la cual puede tener este efecto.

A las 24 horas ( $T_{24 \text{ hrs}}$ ) después del tratamiento, la comunidad mostró una dominancia en todas las réplicas ( $D \geq 0,93$ ) de *Keratella cochlearis* que alcanzó 5600 ind/m<sup>3</sup> en R1 y 2560 ind/m<sup>3</sup> en R3, representando más del 98% de la abundancia total. Este resultado indica una fuerte homogenización de la estructura comunitaria. Sus mecanismos de reproducción y dispersión, que incluyen propágulos con cáscaras gruesas, cerdas, espinas y protuberancias, favorecen la flotabilidad, resistencia y dispersión en ambientes alterados (Nogrady, 1993). Donde los cambios en la columna de agua, posterior a la aplicación, mostraron que la CH también contribuye a fragmentar compuestos orgánicos, aumentando la biodisponibilidad de materia para consumidores heterótrofos como los rotíferos (Save et al., 1997). En este

contexto, la elevada abundancia de *Keratella* en T<sub>24 hrs</sub> podría atribuirse tanto a su rápida capacidad colonizadora (Cáceres & Soluk, 2002; Langley et al., 2001) como a las condiciones tróficas favorables inducidas por el tratamiento. Asimismo, queda pendiente resolver cambios a largo plazo con aplicaciones continuas de CH (ej. Tiempos <60 minutos/diarios).

**Tabla 3.** Valores de abundancia (Ind\*m<sup>3</sup>) por especie e índices comunitarios.

	T0 R1	T0 R2	T0 R3	T60 R1	T60 R2	T60 R3	T24 R1	T24 R2	T24 R3
	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3	Ind*m3
<i>Mesocyclops</i> sp.	1380	60	780	0	0	100	0	0	0
Nauplio	960	0	360	0	0	60	0	0	0
<i>Chydorus</i> sp.	100	0	0	0	0	0	0	20	0
Acari spp.	0	20	0	0	0	0	0	20	0
<i>Keratella</i> cochlearis	0	0	0	500	260	160	5600	1200	2560
Poduridae	0	0	0	0	0	0	0	80	0
<b>Riqueza específica</b>	3	2	2	1	1	3	1	4	1
<b>Abundancia total (ind*m3)</b>	2440	80	1140	500	260	320	5600	1240	2560
<b>Shannon (H')</b>	0,5	0,6	0,6	1,0	1,0	0,4	1,0	0,9	1,0
<b>Simpson (D)</b>	1,2	0,8	0,9	0,0	0,0	1,5	0,0	0,2	0,0
<b>Equitatividad (J)</b>	0,7	0,8	0,9	0,0	0,0	0,9	0,0	0,2	0,0

(T: Tiempos 0 minutos, 60 minutos y 24 horas; R= réplicas 1, 2 y 3).

La importancia de la presencia de estos organismos a nivel sistémico, es que son esenciales para el flujo de energía, el ciclo de nutrientes y el mantenimiento del equilibrio de las redes tróficas acuáticas (Burns & Schallenberg, 2001; Sommer & Sommer, 2006). En ese sentido, la disminución de poblaciones zoo planctónicas posterior a la aplicación, debe ser objeto de estudio en futuras investigaciones. Si bien la CH se ha utilizado en muchos casos como disruptor celular y para el control de algas y bacterias (Batista et al., 2017; Kim et al., 2017; Mittal & Ranade, 2023; Save et al., 1997; Wu et al., 2012; Yadav et al., 2021; Zhu et al., 2024), para llevar este método a un sistema natural, hay que prever o controlar la mortalidad total de las comunidades planctónicas en la columna de agua. El método por cavitación posee mecanismos de acción invasivos en su desarrollo, lo que invita a modificar o complementar las técnicas actuales para su aplicación en sistemas naturales, aun cuando estos ya se encuentran en estados tróficos avanzados.

## 5.5 Conclusión

La aplicación de cavitación hidrodinámica (CH) generó un cambio drástico en la estructura de la comunidad zooplanctónica, evidenciado por la rápida disminución de riqueza de especies como copépodos y cladóceros, junto con la emergencia dominante de *Keratella cochlearis*. Esta especie mostró una marcada resistencia y capacidad de colonización frente post disturbio físico-químico inducido por la CH, alcanzando más del 98% de la abundancia total a las 24 horas post tratamiento. Los resultados sugieren que la CH favorece especies con adaptaciones morfológicas y ecológicas específicas, lo que conduce a una rápida homogenización de la comunidad. Este fenómeno refleja no solo una alteración estructural significativa, sino también una potencial disrupción funcional del ecosistema acuático, lo que subraya la necesidad de investigaciones adicionales para evaluar los efectos ecológicos a mediano y largo plazo de esta tecnología. Asimismo, el potencial de restauración de cuerpos acuáticos también invita a modificar las actuales técnicas de aplicación y monitoreos de largo plazo para establecer las respuestas de variables ambientales asociado a la eutrofización y de las comunidades zoo y fitoplanctónicas.

## 5.6 Referencias

- Batista, M. D., Anhê, A. C. B. M., & de Souza Inácio Gonçalves, J. C. (2017). Use of Hydrodynamic Cavitation for Algae Removal: Effect on the Inactivation of Microalgae Belonging to Genus *Scenedesmus*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3624-x>
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3-39.
- Bogard, M. J., Vogt, R. J., Hayes, N. M., & Leavitt, P. R. (2020). Unabated nitrogen pollution favors growth of toxic cyanobacteria over chlorophytes in most hypereutrophic lakes. *Environmental science & technology*, 54(6), 3219-3227.
- Brookes, J. D., & Carey, C. C. (2011). Resilience to blooms. *Science*, 334(6052), 46-47.
- Burns, C., & Schallenberg, M. (2001). Calanoid copepods versus cladocerans: Consumer effects on protozoa in lakes of different trophic status. *Limnology and oceanography*, 46. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.6.1558>
- Cáceres, C. E., & Soluk, D. A. (2002). Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia*, 131(3), 402-408.
- Carpenter, J., Badve, M., Rajoriya, S., George, S., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. (2017). Hydrodynamic Cavitation: An Emerging Technology for the Intensification of Various Chemical and Physical Processes in a Chemical Process Industry. *Rev. Chem. Eng.*, 33, 433.
- Chakrabarti, S. (2023). Taxonomy of Rotifers of Genus *Keratella* with Concise Notes on Percentage Composition, Seasonal Variations and Water Quality Factors. *Advances in Zoology and Botany*. <https://doi.org/10.13189/azb.2023.110405>
- Chen, Y., Yin, C., & Song, Y. (2023). Application of hydrodynamic cavitation in the field of water treatment. *Chemical Papers*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s11696-023-02754-y>
- Cvetković, M., Grego, M., & Turk, V. (2016). The efficiency of a new hydrodynamic cavitation pilot system on *Artemia salina* cysts and natural population of copepods and bacteria under controlled mesocosm conditions. *Marine pollution bulletin*, 105 1, 341-350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.030>
- Doulah, M. (1977). Mechanism of disintegration of biological cells in ultrasonic cavitation. *Biotechnology and bioengineering*, 19(5), 649-660.

- Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Krivograd Klemencic, A., Oder, M., Petkovsek, M., Racki, N., Ravnikar, M., Sarc, A., Sirok, B., Zupanc, M., Zitnik, M., & Kompare, B. (2016). Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. *Ultrason Sonochem*, 29, 577-588.  
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.10.010>
- Fanciulli, P. P., Gottardo, M., & Dallai, R. (2013). The spermatogenesis and oogenesis of the springtail *Podura aquatica* Linné, 1758 (Hexapoda: Collembola). *Tissue and Cell*, 45(3), 211-218.
- Ferdous, Z., & Muktadir, A. (2009). A review: potentiality of zooplankton as bioindicator.
- Hu, S., Chen, X., Huang, X., & Wu, C. (2023). Submerged Macrophyte Restoration in Enclosure: A Proper Way for Ecological Remediation of Shallow Lakes? *Water*, 15(7). <https://doi.org/10.3390/w15071317>
- Istvánovics, V. (2010). Eutrophication of lakes and reservoirs. *Lake Ecosystem Ecology; Elsevier: San Diego, CA, USA*, 47-55.
- Kagalou, I., Papastergiadou, E., & Leonardos, I. (2008). Long term changes in the eutrophication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: Response after the reduction of external load. *Journal of Environmental Management*, 87(3), 497-506.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.039>
- Kim, D., Kim, E. K., Koh, H. G., Kim, K., Han, J.-I., & Chang, Y. K. (2017). Selective removal of rotifers in microalgae cultivation using hydrodynamic cavitation. *Algal Research*, 28, 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.026>
- Kolmogoroff, A. (1941). Dissipation of energy in the locally isotropic turbulence. *Cr Acad. Sci. URSS*, 32, 16-18.
- Langley, J., Shiel, R., Nielsen, D., & Green, J. (2001). Hatching from the sediment egg-bank, or aerial dispersing?—the use of mesocosms in assessing rotifer biodiversity. *Hydrobiologia*, 446(1), 203-211.
- Li, Y., Liu, Y., Wang, H., Zuo, Z., Yan, Z., Wang, L., Wang, D., Liu, C., & Yu, D. (2023). In situ remediation mechanism of internal nitrogen and phosphorus regeneration and release in shallow eutrophic lakes by combining multiple remediation techniques. *Water Research*, 229, 119394.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119394>
- Liu, Y. B. (2014). Dynamic evaluation on ecosystem service values of urban rivers and lakes: A case study of Nanchang City, China [Article]. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 17(2), 161-170. <https://doi.org/10.1080/14634988.2014.907223>

- Michels, J., & Gorb, S. (2015). Mandibular Gnathobases of Marine Planktonic Copepods—Structural and Mechanical Challenges for Diatom Frustules. 59-73. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-9398-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-017-9398-8_4)
- Mishra, H. S., Bell, S., Vassiljev, P., Kuhlmann, F., Niin, G., & Grellier, J. (2020). The development of a tool for assessing the environmental qualities of urban blue spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 49, 126575.
- Mittal, R., & Ranade, V. (2023). Bioactives from microalgae: A review on process intensification using hydrodynamic cavitation. *Journal of Applied Phycology*, 35(3), 1129-1161. <https://doi.org/10.1007/s10811-023-02945-w>
- Morris, E., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., & Rillig, M. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4, 3514-3524. <https://doi.org/10.1002/ece3.1155>
- Muraoka, T., & Soyama, H. (2010). 0417 Extermination of Zooplankton by Hydrodynamic Cavitation. <https://doi.org/10.1299/jsmfed.2010.153>
- Nogrady, T. (1993). Rotifera, vol. 1: biology, ecology and systematics. *Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*.
- Pereira, A. C., & Mulligan, C. N. (2023). Practices for Eutrophic Shallow Lake Water Remediation and Restoration: A Critical Literature Review. *Water*, 15(12). <https://doi.org/10.3390/w15122270>
- Qin, B., Zhou, J., Elser, J. J., Gardner, W. S., Deng, J., & Brookes, J. D. (2020). Water Depth Underpins the Relative Roles and Fates of Nitrogen and Phosphorus in Lakes. *Environ Sci Technol*, 54(6), 3191-3198. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05858>
- Ramos-Rodríguez, E., Moreno, E., & Conde-Porcuna, J. (2020). Intraspecific variation in sensitivity to food availability and temperature-induced phenotypic plasticity in the rotifer *Keratella cochlearis*. *Journal of Experimental Biology*, 223. <https://doi.org/10.1242/jeb.209676>
- Save, S. S., Pandit, A. B., & Joshi, J. B. (1994). Microbial Cell Disruption: Role of Cavitation. *Chem. Eng. J. Biochem. Eng. J.*, 55, B67.
- Save, S. S., Pandit, A. B., & Joshi, J. B. (1997). Use of Hydrodynamic Cavitation for Large Scale Microbial Cell Disruption. *Food Bioprod. Process.*, 75, 41.

- Soendergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2005). Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, 50(10), 1605-1615.
- Sommer, U., & Sommer, F. (2006). Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, 147, 183-194. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0320-0>
- Stemberger, R. S., & Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(11), 2435-2447.
- Tang, X., Wu, M., Yang, W., Yin, W., Jin, F., Ye, M., Currie, N., & Scholz, M. (2012). Ecological strategy for eutrophication control. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 723-737.
- Wetzel, R. G., & Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer Science & Business Media.
- Wu, Z., Shen, H., Ondruschka, B., Zhang, Y., Wang, W., & Bremner, D. H. (2012). Removal of blue-green algae using the hybrid method of hydrodynamic cavitation and ozonation. *J Hazard Mater*, 235-236, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.034>
- Xu, H., Chen, F., Zhang, X., Zhang, Z., Pan, K., & Liu, H. (2024). Grazer-induced changes on mechanical properties of diatoms frustule: A new proof for a watery arms race. *Limnology and Oceanography Letters*, 9. <https://doi.org/10.1002/lol2.10419>
- Yadav, M., Sharma, J., Yadav, R. K., & Gole, V. L. (2021). Microbial disinfection of water using hydrodynamic cavitational reactors. *Journal of Water Process Engineering*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102097>
- Zhu, L., Li, P., Wang, C., Hu, J., Zhang, L., & Li, J. (2024). In-situ algal control by two-stage nanobubble technology in Taihu Lake: Efficacy and ecological impact. *Environmental Research*, 263, 120077. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120077>

## **6. Capítulo 3: Recomendaciones para la utilización de cavitación hidrodinámica en sistemas lacustres**

### **6.1 Introducción**

La eutrofización de lagos y embalses, especialmente en entornos con alta presión antrópica, como áreas urbanas y agrícolas, y escasa gestión ambiental, representa un desafío persistente para la calidad del agua y la integridad ecológica (Ansari et al., 2010). Este fenómeno, derivado del exceso de nutrientes y materia orgánica, compromete múltiples usos del recurso hídrico, incluyendo el consumo humano, la recreación y la conservación de la biodiversidad acuática, lo que afecta directamente la salud pública y el equilibrio de los ecosistemas (Istvánovics, 2010; Yang et al., 2008).

Si bien existen diversas estrategias de remediación, muchas presentan altos costos operativos, limitaciones técnicas o impactos que restringen su aplicabilidad a gran escala (Zhang et al., 2020). En este contexto, la cavitación hidrodinámica (CH) emerge como una alternativa prometedora debido a su potencial para inducir procesos de oxidación avanzada, fragmentación de materia orgánica y control de comunidades planctónicas, todo ello con una infraestructura relativamente simple con un bajo requerimiento energético (Batista et al., 2017; Shokoohi et al., 2022).

El presente capítulo integra los hallazgos obtenidos en el experimento de mesocosmos de Ruiz *et al.*, (en revisión) que evaluó los efectos de la cavitación hidrodinámica sobre la calidad del agua y la respuesta de la biota planctónica, con el objetivo de generar recomendaciones prácticas para su aplicación en sistemas naturales. A partir de los resultados experimentales y la revisión de literatura, se proponen lineamientos para el uso racional de esta técnica en contextos de remediación lacustre, considerando sus beneficios, limitaciones y condiciones óptimas de implementación.

#### **6.1.1 Principios físicos de la cavitación hidrodinámica**

La CH se basa en la formación y colapso violento de cavidades dentro de un fluido, fenómeno inducido por la caída local de presión al pasar por una constricción geométrica, como un dispositivo de Venturi (Hong et al., 2023; Wang et al., 2022). Aunque sus fundamentos

físicos han sido ampliamente descritos en la literatura y mencionados en los capítulos anteriores, esta sección se centra en los parámetros técnicos que controlan su eficiencia y que resultan críticos para su diseño, escalamiento e implementación en sistemas acuáticos naturales.

A diferencia de otras formas de cavitación, como la acústica o la ultrasónica, que requieren equipos especializados y altos consumos energéticos, la CH se basa en inducir una caída de presión controlada en el flujo, generando cavidades que colapsan violentamente y liberan energía suficiente para alterar tanto la composición química como la biológica del medio (Gevari et al., 2020). Esta diferencia tecnológica hace que el diseño del sistema y los parámetros de operación adquieran un papel central en la optimización del proceso (Braeutigam et al., 2012). Además, la cavitación ultrasónica tiende a generar microburbujas de menor tamaño, con efectos localizados, mientras que la hidrodinámica puede inducir una cavitación más amplia a lo largo del flujo, con potencial de mayor interacción con el medio acuático cuando se diseña adecuadamente (M. Ge et al., 2022).

La eficiencia de la CH como tecnología de tratamiento en ecosistemas acuáticos depende críticamente del control y ajuste de sus parámetros operacionales (Gogate et al., 2001). Variables como la presión de entrada, el caudal del fluido y la temperatura del sistema, interactúan de forma compleja para determinar tanto la formación como la intensidad del fenómeno cavitacional (Arrojo & Benito, 2008). Una presión insuficiente o una mala relación entre las secciones del Venturi, por ejemplo, puede generar un régimen de flujo insuficiente que limite la formación de cavidades o que induzca una cavitación inestable. Asimismo, el caudal determina no solo el volumen de agua tratado, sino también la velocidad del flujo, condicionando la magnitud de la caída de presión en la zona de constricción, aspecto fundamental para alcanzar condiciones de cavitación efectiva (J. Carpenter et al., 2017; Sun et al., 2020). En este contexto, la comprensión de estos parámetros no solo es relevante para el diseño del sistema, sino también para su adaptación a diferentes escalas de aplicación (Panda et al., 2020). Una herramienta clave para caracterizar y predecir el comportamiento del sistema en distintas condiciones hidráulicas es el número de cavitación ( $C_v$ ), el cual integra en un solo valor la relación entre la presión de operación y la energía cinética del flujo, regulando de esta forma la intensidad de la cavitación. De esta forma, el número de

cavitación ( $C_v$ ), es un valor adimensional que correlaciona la presión de entrada y la velocidad del fluido en la garganta del dispositivo de cavitación (Gogate & Pandit, 2001).

Donde el valor de  $C_v$  se expresa como:

$$C_v = \frac{p_2 - p_v}{\frac{1}{2}\rho v_0^2}$$

Siendo  $p_2$  la presión de descarga (Pa),  $p_v$  es la presión de vapor del líquido a la temperatura de trabajo (Pa),  $\rho$  es la densidad del fluido ( $\text{kg/m}^3$ ) y  $v_0$  es la velocidad media en la garganta (m/s). En síntesis, entre mayor sea la caída de presión, ocasionada por un gran aumento de la velocidad en el flujo, se incrementará el número y la fuerza de compresión de las burbujas (Gutierrez-Mosquera, 2018). Valores bajos de  $C_v$  ( $<1$ ) indican condiciones favorables para la cavitación, mientras que valores altos implican regímenes donde la formación de cavidades es improbable (Panda et al., 2020). En aplicaciones ambientales, como la remediación de cuerpos de agua, ajustar este número permite modular la intensidad del colapso de cavidades y, por tanto, el nivel de energía liberada, lo que influye directamente en la producción de especies reactivas y en la eficiencia del tratamiento (Arrojo et al., 2008).

En el presente estudio, si bien se implementó un sistema Venturi y platos perforados para inducir cavitación en un entorno controlado de mesocosmos, no se realizó una estimación directa del número de cavitaciones durante la fase de diseño o ejecución. Esta omisión representa una limitación técnica que impidió establecer con mayor precisión el régimen de cavitación alcanzado y, por ende, ajustar de forma más controlada su intensidad sobre las variables fisicoquímicas (y biológicas) evaluadas. Incorporar este parámetro en futuros ensayos no solo permitiría replicabilidad técnica, sino también avanzar hacia una estandarización del uso de esta tecnología en contextos ecológicos. Sin embargo, se debe indicar que el número de cavitación no reflejaría por completo todas las complejidades del proceso, ya que está fuertemente influenciado por otras propiedades físicas (Kuimov et al., 2023; Omelyanyuk et al., 2022).

### **6.1.2 Caudal y presión**

En los sistemas de cavitación hidrodinámica, la presión de entrada y salida, junto con el caudal, constituyen parámetros clave que determinan la intensidad del colapso de las cavidades y, por ende, la eficiencia global del proceso (Li et al., 2019). Una presión de entrada suficientemente alta favorece la aceleración del fluido en la zona de constricción, reduciendo la presión local hasta alcanzar el umbral de formación de cavidades. La presión de salida, aunque a menudo menos considerada, influye en el gradiente de presión total y en la velocidad de colapso de las burbujas, afectando la magnitud de las ondas de choque y de las fuerzas de cizallamiento (Baylar & Ozkan, 2006; Baylar et al., 2007). El caudal, estrechamente vinculado a ambas presiones, determina la velocidad de paso por la garganta, el tiempo de residencia y el número de núcleos de cavitación disponibles.

Para aplicaciones a mayor escala, un diseño experimental más robusto debería incluir mediciones simultáneas de presión y caudal en puntos estratégicos (antes y después de la garganta, y en el retorno), junto con la posibilidad de modularlos mediante un bypass. Esta configuración permitiría ajustar el número de cavitación en tiempo real, maximizando la generación de cavidades cuando se requiera un efecto oxidativo intensivo, o reduciéndola para minimizar daños mecánicos sobre la biota. Con ello, la cavitación hidrodinámica podría implementarse de forma versátil y selectiva, ajustándose a objetivos de remediación físico-químico.

En el experimento de mesocosmos, si bien se mantuvo un caudal estable definido por la bomba y el diámetro de la garganta, no se controló de forma independiente la presión de salida, lo que impide calcular con precisión el número de cavitaciones alcanzado como también el número de pasadas por el sistema cavitante.

### **6.1.3 Tiempo de exposición y numero de pasadas**

Un factor crítico en la eficiencia de la CH es el tiempo de exposición efectiva del agua en los dispositivos de cavitación. A mayor duración del tratamiento, un volumen acumulativo mayor atraviesa el dispositivo, incrementando la frecuencia de interacción con las condiciones extremas generadas, lo que favorece la degradación de compuestos y la

alteración de estructuras bióticas presentes. En este trabajo de investigación, variables como pH, ORP y OD mostraron variaciones significativas entre los 30 y 45 minutos. Sin embargo, entre estos tiempos se observó una sobresaturación de OD y una estabilización de otras variables fisicoquímicas, lo que sugiere que el rendimiento del tratamiento tiende a disminuir.

Para establecer comparaciones entre sistemas y evaluar su escalabilidad, resulta útil calcular el número de pasadas ( $N_p$ ) por el dispositivo de cavitación, entendido como el número promedio de veces que el volumen total del estanque circula por el dispositivo durante la exposición. Este indicador, que depende del caudal ( $Q$ ), el volumen total del sistema ( $V$ ) y el tiempo de operación ( $T$ ), se expresa como:

$$N_p = \frac{Q}{V} \times T$$

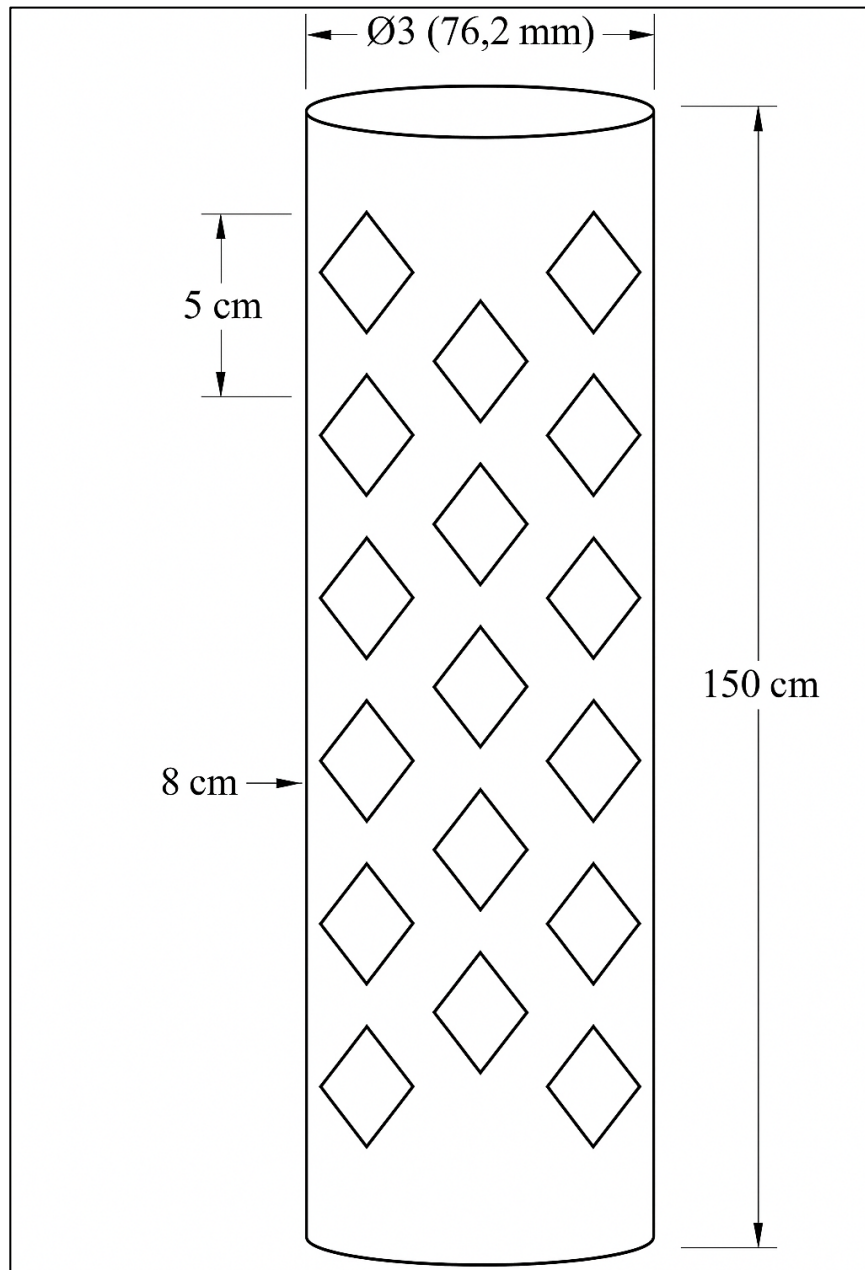
La relevancia de este cálculo radica en su utilidad para la escalabilidad del sistema, ya que conocer el número de pasadas permite extrapolar el tiempo de exposición, estimar la potencia hidráulica y la energía consumida necesaria para replicar la intensidad del tratamiento en condiciones reales o a mayor volumen.

#### **6.1.4 Componente biótico**

En los tratamientos con CH, la interacción directa del agua de succión con las comunidades planctónicas puede generar daños significativos, particularmente sobre el zooplancton de mayor tamaño (cladóceros y copépodos adultos), debido al cizallamiento hidráulico y las presiones extremas asociadas al colapso de burbujas (Cvetković et al., 2016). Estudios previos reportan mortalidades cercanas al 30% de los organismos presentes en la columna de agua durante su paso por la bomba de agua, a lo que se suma la mortalidad inducida por la propia cavitación (Sawant et al., 2008). Desde una perspectiva de manejo ecosistémico, este impacto sobre el componente biótico puede alterar la estructura trófica y la resiliencia biológica del sistema tratado, por lo que resulta necesario implementar medidas que minimicen el daño mecánico. Sin embargo, también es una oportunidad de estudio, puesto que las relaciones tróficas iniciales de un sistema altamente eutrofizado no corresponden a un sistema trófico en equilibrio.

Con el objetivo de reducir la entrada y daño del plancton sin comprometer el funcionamiento del sistema, se propone la instalación de un módulo de captación protectora en la línea de succión. El diseño consiste en un tubo externo de 3" de diámetro y 1,5 m de longitud, dentro del cual se aloja el tubo de succión original (3/4", 1 m de longitud). Este tubo mayor presenta perforaciones, con forma de rombo, distribuidas a lo largo de su superficie sumergida, cada una cubierta con una malla 250  $\mu\text{m}$ . La selección de este tamaño de poro obedece a una opción entre la protección del zooplancton de mayor talla y la minimización de pérdidas de carga, permitiendo el paso de fracciones ínfimas (rotíferos, fitoplancton) cuya exclusión completa resultaría impracticable por razones hidráulicas. Sin embargo, también debe considerarse que el impacto es puntual respecto del beneficio que pudiera obtenerse al volumen total del agua.

En la figura 10, se esquematizan las dimensiones generales del módulo de captación y la disposición de las perforaciones. El cálculo de la cantidad de rombos se realiza a partir de la longitud total del tubo (150 cm), el alto estimado de cada rombo (5 cm) y un espacio de separación vertical de 3 cm para evitar interferencias hidráulicas. Este patrón genera un módulo repetitivo de 8 cm por rombo, lo que permite instalar aproximadamente 18 rombos por columna vertical. Al incluir dos columnas opuestas, la cantidad total asciende a 36 unidades. Esta configuración distribuye de forma homogénea las entradas de agua, optimizando la captación y reduciendo la velocidad de succión puntual, lo que disminuye el riesgo teórico de captura directa de zooplancton de gran tamaño.



**Figura 10.** Diagrama propuesto para el módulo de captación con sus respectivas medidas y rombos con malla.

### 6.1.5 Temperatura

La temperatura es un factor crítico en los procesos de cavitación hidrodinámica, ya que influye directamente en la presión de vapor del agua, la viscosidad del fluido y, por ende, en

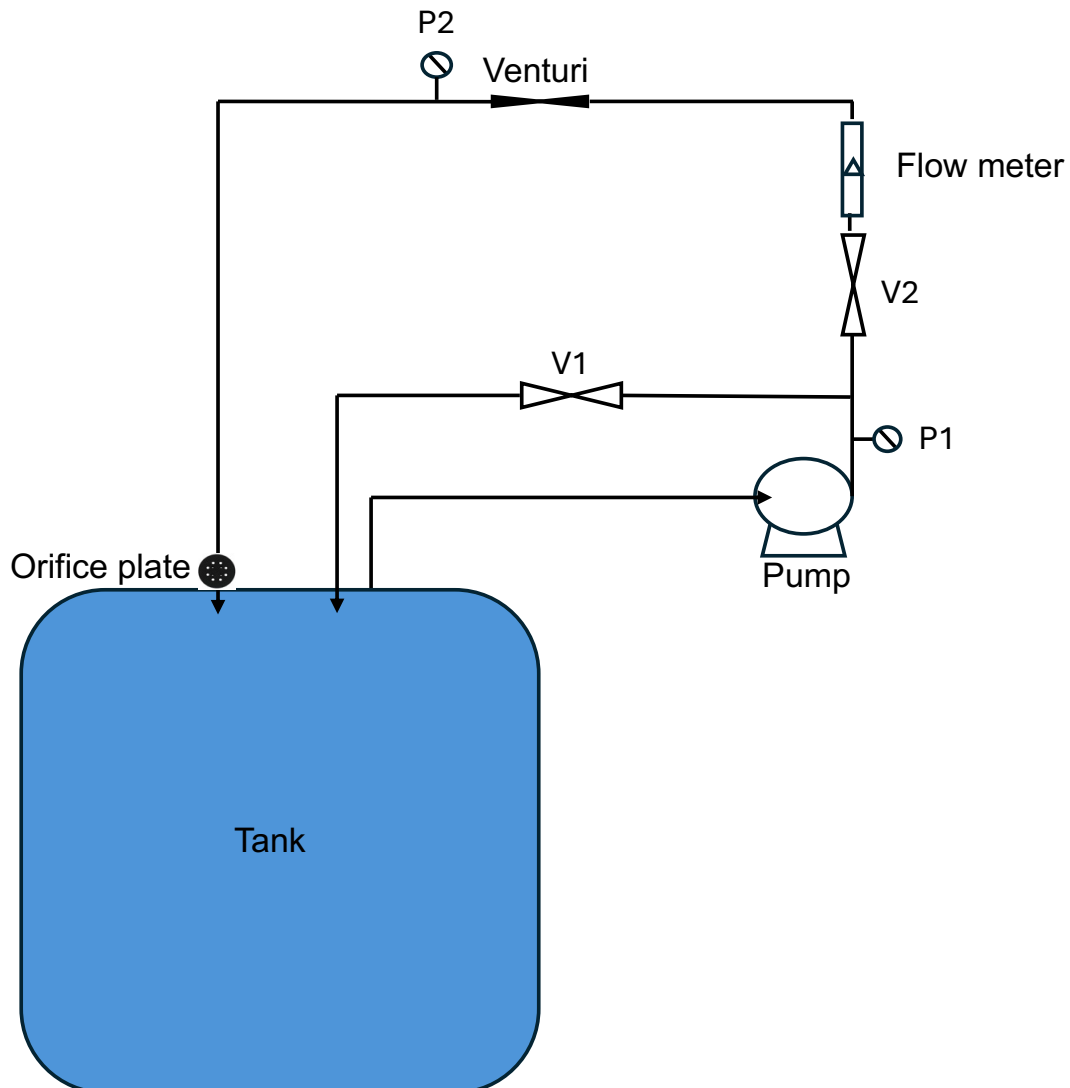
la dinámica de formación y colapso de las cavidades (Mingming Ge et al., 2022). A medida que aumenta la temperatura, la presión de vapor también se eleva, reduciendo la diferencia entre la presión local y la presión de vapor, lo que puede favorecer la aparición de cavitación incluso a presiones relativamente altas (Zhou et al., 2022). No obstante, temperaturas excesivamente elevadas pueden amortiguar la intensidad del colapso de las burbujas, reduciendo la generación de especies reactivas y, por tanto, la eficacia del proceso. Este efecto térmico no solo altera la cavitación en sí misma, sino que también impacta la solubilidad del oxígeno disuelto y modula las tasas metabólicas de las comunidades microbianas presentes en el sistema (Kim et al., 2018).

En el experimento, si bien se monitorearon las temperaturas en cada réplica e intervalos de tiempo, no se evaluó de forma específica la influencia directa de esta variable sobre el rendimiento cavitacional. La temperatura no solo incide en la estabilidad de las burbujas generadas, sino también en su tamaño, lo que puede alterar significativamente la intensidad y eficiencia del proceso (Kim et al., 2018). En este caso experimental, se observó un aumento leve de la temperatura (1°C), fenómeno que puede reducir la solubilidad de los gases en el medio líquido y, en consecuencia, disminuir la disponibilidad de núcleos de cavitación, elemento clave para la iniciación del fenómeno cavitacional (Zheng et al., 2022).

No obstante, diversos estudios han documentado que el aumento de la temperatura también puede incrementar el número de cavitación (Mingming Ge et al., 2022), lo que sugiere que su efecto no es lineal y depende de múltiples factores del sistema. Por ello, en aplicaciones a mayor escala, la dependencia entre temperatura, solubilidad gaseosa y dinámica cavitacional debería ser considerada cuidadosamente como parte del diseño operacional, ya que podría impactar de manera directa en la eficiencia del tratamiento.

Considerando que múltiples pasadas por el sistema de cavitación pueden aumentar la temperatura, se propone que la incorporación de un bypass en el circuito de recirculación podría ofrecer una herramienta para mitigar aumentos de temperatura indeseados, permitiendo desviar parte del flujo y reducir el tiempo de exposición al gradiente de presión. Esta estrategia no solo contribuiría a mantener la temperatura dentro de rangos óptimos para la cavitación efectiva, sino que también facilitaría una mayor estabilidad térmica durante

tratamientos prolongados o en épocas de verano. Considerar estos mecanismos de control en futuras aplicaciones resulta esencial para adaptar la cavitación a distintos contextos climáticos y operacionales, maximizando su eficiencia sin comprometer la estabilidad del ecosistema tratado. En la figura 11 se muestra una propuesta de diseño experimental, tomando en consideración la discusión asociada al impacto de la temperatura en el desempeño del sistema. Como se puede apreciar, posterior a P1 (manómetro 1) se agregó un desvío que retorna al estanque, el cual se encuentra condicionado a V1 (Válvula). Esto, con el fin de reducir el tiempo de exposición del líquido a los gradientes de presión que causan la cavitación y así, no aumentar por sí mismo el número de cavitación.



**Figura 11.** Recomendación de un nuevo sistema experimental con bypass en base al modelo propuesto originalmente.

### **6.1.6 pH**

El pH del medio es un parámetro crítico en la dinámica de los procesos cavitacionales y en la respuesta biológica asociada, pues condiciona los compuestos orgánicos, así como la eficiencia de reacciones oxidativas inducidas por el colapso de burbujas (Gogate & Patil, 2015). Desde el punto de vista fisicoquímico, el pH influye en la formación y estabilidad de especies reactivas y puede modular las rutas de oxidación generadas durante la cavitación (Bandala & Rodríguez-Narvaez, 2019). En medios más ácidos o básicos, las tasas de determinadas reacciones redox cambian, afectando la degradación de materia orgánica y la oxidación de compuestos nitrogenados (Bandala & Rodríguez-Narvaez, 2019). Desde la perspectiva biológica, pequeñas variaciones de pH pueden alterar la tolerancia y fisiología del plancton, lo que contribuye a la dinámica observada de pérdida o recuperación de taxa tras el tratamiento (Weisse & Stadler, 2006). En el experimento de mesocosmos, aunque el pH mostró únicamente una tendencia a variar tras la aplicación de CH, su papel potencial como modulador de la eficacia oxidativa y del estrés biológico sugiere que debe considerarse en el diseño operativo.

En este sentido, una hipótesis que podría explorarse es la hora del día, puesto las variaciones de pH y oxígeno disuelto se asocian a la fotosíntesis y respiración (Kayombo et al., 2002; Kragh et al., 2017). Aplicar el tratamiento en momentos metabólicos altos o bajos, podría modificar la química del medio y, potencialmente, la dinámica de nucleación y colapso de burbujas. Sin embargo, su relevancia dependerá de la magnitud real de esas variaciones respecto a los efectos físicos dominantes de la cavitación, y podría incluso introducir ruido en la evaluación de la eficacia si no se controla adecuadamente. Por ello, la propuesta más robusta es incluir la hora del día como factor experimental en estudios futuros, comparando la respuesta del sistema en diferentes fases del día y su posible interacción (significativa).

## 6.2 Conclusiones

La evidencia presentada respalda a la CH como una herramienta aplicable a la remediación de lagos eutrofizados, siempre que su uso se ajuste a una operación instrumentada y controlada. En particular, se recomienda (i) medir sistemáticamente presión de entrada y salida, caudal y temperatura, y (ii) expresar la caracterización hidráulica mediante indicadores comparables como el número de cavitación ( $C_v$ ) y el número de pasadas ( $N_p$ ). Esta trazabilidad es la base para comparar ensayos, ajustar la intensidad del tratamiento y escalar la tecnología fuera del mesocosmos. La ausencia de control independiente de la presión de descarga limitó la estimación precisa de  $C_v$  y de las pasadas, lo que subraya la necesidad de instrumentación obligatoria (manómetros a ambos lados del dispositivo de cavitación y caudalímetro en línea) en futuras aplicaciones.

Desde el diseño operacional, incorporar un bypass ofrece un control de exposición y mitiga el calentamiento por recirculación, manteniendo la cavitación en un régimen eficaz sin forzar el sistema hacia umbrales poco eficientes. A escala piloto o real, se aconseja medir presión y caudal antes y después de la garganta (y en el retorno) y modularlos con bypass para ajustar  $C_v$  en tiempo real, intensificando el efecto oxidativo cuando se requiera y reduciéndolo cuando el objetivo sea minimizar el daño mecánico sobre la biota.

Para proteger el componente biótico, la instalación de una captación protectora en la succión reduce la velocidad de acercamiento y el riesgo de captura de zooplancton de mayor talla. La recomendación debe acompañarse de monitoreos comparativos, tanto como dentro y fuera del módulo de captación para cuantificar sesgos.

Finalmente, el modelo es escalable con el resguardo hacia las comunidades biológicas, sin embargo, el monitoreo de esta podría indicarnos un resultado positivo para un sistema lacustre general. Considerando por una parte cambios en la estructura trófica, pero también una recuperación de la calidad del agua del sistema, ofreciendo otras oportunidades de uso social que hoy no existe por el alto grado de contaminación y autorización de lagos urbanos.

### 6.3 Referencias

- Ansari, A. A., Singh, G. S., Lanza, G. R., & Rast, W. (2010). *Eutrophication: causes, consequences and control* (Vol. 1). Springer.
- Arrojo, S., & Benito, Y. (2008). A theoretical study of hydrodynamic cavitation. *Ultrason Sonochem*, 15(3), 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.03.007>
- Arrojo, S., Benito, Y., & Martínez Tarifa, A. (2008). A parametrical study of disinfection with hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics sonochemistry*, 15(5), 903-908. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.11.001>
- Bandala, E. R., & Rodriguez-Narvaez, O. M. (2019). On the nature of hydrodynamic cavitation process and its application for the removal of water pollutants. *Air, Soil and Water Research*, 12, 1178622119880488.
- Batista, M. D., Anhê, A. C. B. M., & de Souza Inácio Gonçalves, J. C. (2017). Use of Hydrodynamic Cavitation for Algae Removal: Effect on the Inactivation of Microalgae Belonging to Genus Scenedesmus. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3624-x>
- Baylar, A., & Ozkan, F. (2006). Applications of Venturi Principle to Water Aeration Systems. *Environmental Fluid Mechanics*, 6(4), 341-357. <https://doi.org/10.1007/s10652-005-5664-9>
- Baylar, A., Unsal, M., & Ozkan, F. (2007). Determination of the Optimal Location of the Air Hole in Venturi Aerators. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 35(3), 246-249. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/clen.200700026>
- Braeutigam, P., Franke, M., Schneider, R. J., Lehmann, A., Stolle, A., & Ondruschka, B. (2012). Degradation of Carbamazepine in Environmentally Relevant Concentrations in Water by Hydrodynamic-Acoustic-Cavitation (HAC). *Water Res.*, 46, 246.
- Carpenter, J., Badve, M., Rajoriya, S., George, S., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. (2017). Hydrodynamic cavitation: an emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(5). <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0032>
- Cvetković, M., Grego, M., & Turk, V. (2016). The efficiency of a new hydrodynamic cavitation pilot system on *Artemia salina* cysts and natural population of copepods and bacteria under controlled mesocosm conditions. *Marine pollution bulletin*, 105 1, 341-350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.030>
- Ge, M., Sun, C., Zhang, G., Coutier-Delgosha, O., & Fan, D. (2022). Combined suppression effects on hydrodynamic cavitation performance in Venturi-type reactor for process

- intensification. *Ultrason Sonochem.*, 86, 106035.  
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.106035>
- Ge, M., Zhang, G., Petkovšek, M., Long, K., & Coutier-Delgosha, O. (2022). Intensity and regimes changing of hydrodynamic cavitation considering temperature effects. *Journal of Cleaner Production*, 338, 130470.
- Gevari, M. T., Abbasiasl, T., Niazi, S., Ghorbani, M., & Koşar, A. (2020). Direct and indirect thermal applications of hydrodynamic and acoustic cavitation: A review. *Applied Thermal Engineering*, 171, 115065.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2020.115065>
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2001). Hydrodynamic cavitation reactors: a state of the art review. *Reviews in Chemical Engineering*, 17(1), 1-85.
- Gogate, P. R., & Patil, P. N. (2015). Combined Treatment Technology Based on Synergism between Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation Processes. *Ultrason. Sonochem.*, 25, 60.
- Gogate, P. R., Shirgaonkar, I. Z., Sivakumar, M., Senthilkumar, P., Vichare, N. P., & Pandit, A. B. (2001). Cavitation Reactors: Efficiency Assessment Using a Model Reaction. *AIChE J.*, 47, 2526.
- Gutierrez-Mosquera. (2018). Cavitación Hidrodinamica: En enfoque desde la agroindustria.
- Hong, F., Xue, H., Yuan, X., Wang, L., Tian, H., Ye, L., Jia, J., Ying, D., & Huang, Y. (2023). Numerical investigation on the hydrodynamic performance with special emphasis on the cavitation intensity detection in a Venturi cavitator. *Process Safety and Environmental Protection*, 175, 212-226.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.05.037>
- Istvánovics, V. (2010). Eutrophication of lakes and reservoirs. *Lake Ecosystem Ecology; Elsevier: San Diego, CA, USA*, 47-55.
- Kim, S., Kim, H., Han, M., & Kim, T. (2018). Generation of sub-micron (nano) bubbles and characterization of their fundamental properties. *Environmental Engineering Research*, 24(3), 382-388. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.210>
- Li, M., Bussonnière, A., Bronson, M., Xu, Z., & Liu, Q. (2019). Study of Venturi tube geometry on the hydrodynamic cavitation for the generation of microbubbles. *Minerals Engineering*, 132, 268-274. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.11.001>
- Panda, D., Saharan, V. K., & Manickam, S. (2020). Controlled Hydrodynamic Cavitation: A Review of Recent Advances and Perspectives for Greener Processing. *Processes*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/pr8020220>

- Sawant, S. S., Anil, A. C., Krishnamurthy, V., Gaonkar, C., Kolwalkar, J., Khandeparker, L., Desai, D., Mahulkar, A. V., Ranade, V. V., & Pandit, A. B. (2008). Effect of hydrodynamic cavitation on zooplankton: A tool for disinfection. *Biochemical Engineering Journal*, 42(3), 320-328. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.08.001>
- Shokoohi, R., Rahmani, A., Asgari, G., Ashrafi, M., & Ghahramani, E. (2022). Removal of algae using Hydrodynamic Cavitation, Ozonation and Oxygen peroxide: Taguchi optimization (case study: Raw water of Sanandaj water treatment Plant). *Process Safety and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.057>
- Sun, X., Liu, J., Ji, L., Wang, G., Zhao, S., Yoon, J. Y., & Chen, S. (2020). A review on hydrodynamic cavitation disinfection: The current state of knowledge. *Science of the Total Environment*, 737, 139606. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139606>
- Wang, B., Liu, Y., Zhang, H., Shi, W., Xiong, M., Gao, C., & Cui, M. (2022). Hydrodynamic cavitation and its application in water treatment combined with ozonation: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 114, 33-51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jiec.2022.07.031>
- Weisse, T., & Stadler, P. (2006). Effect of pH on growth, cell volume, and production of freshwater ciliates, and implications for their distribution. *Limnology and oceanography*, 51(4), 1708-1715.
- Yang, X.-E., Wu, X., Hao, H.-L., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 9, 197-209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- Zhang, Y., Luo, P., Zhao, S., Kang, S., Wang, P., Zhou, M., & Lyu, J. (2020). Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Science and Technology*, 81(6), 1099-1113.
- Zheng, H., Zheng, Y., & Zhu, J. (2022). Recent Developments in Hydrodynamic Cavitation Reactors: Cavitation Mechanism, Reactor Design, and Applications. *Engineering*, 19, 180-198. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.04.027>
- Zhou, S., Nazari, S., Hassanzadeh, A., Bu, X., Ni, C., Peng, Y., Xie, G., & He, Y. (2022). The effect of preparation time and aeration rate on the properties of bulk micro-nanobubble water using hydrodynamic cavitation. *Ultrason Sonochem*, 84, 105965. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.105965>

## 7. Conclusión general

Este trabajo de investigación, evaluó los niveles de aplicación de MNB, mediante cavitación *hidrodinámica*, los resultados demuestran que se puede modificar con rapidez el estado fisicoquímico a escala de mesocosmos, con incrementos en oxígeno disuelto y ajustes en pH y ORP, además de efectos transitorios sobre turbidez y DBO<sub>5</sub>, pero también revelan límites operativos claros: más allá de 60 minutos las respuestas tienden a estabilizarse, lo que sugiere beneficios marginales decrecientes y la conveniencia de explorar regímenes de aplicación más breves o intermitentes. Esta dinámica se acompañó de una reestructuración marcada del zooplancton, con transición desde comunidades iniciales dominadas por copépodos y nauplios hacia la hegemonía de *Keratella cochlearis* y una consecuente homogeneización 24 horas después de la aplicación, si bien este patrón es coherente con tolerancias diferenciales a cizallamiento y pulsos oxidativos, requiere validación en ensayos de mayor duración y con exposición controlada para esclarecer trayectorias de resiliencia y recolonización. Especialmente, cuando en sistemas naturales la aplicación tendría un efecto muy puntual.

A partir de estas evidencias, se propone un marco operativo orientado a comparabilidad y escalabilidad, instrumentar presiones a ambos lados del sistema de cavitación, caudal y temperatura, reportar de forma sistemática la “dosis hidráulica” mediante métricas estandarizables (número de cavitación y número de pasadas), incorporar bypass para gestionar el calentamiento y modular la intensidad y reducir el impacto biológico mediante captación protectora en succión, con verificación de sesgos dentro y fuera del módulo. Respecto de la hipótesis, los datos la apoyan solo de forma parcial, se identificó una ventana temporal efectiva (30–45 min) para modular variables fisicoquímicas, pero no se verificó la condición de ausencia de impacto sobre el plancton, dado el descenso de diversidad y la dominancia de *Keratella* a 24 hrs. Por ello, se recomienda ensayar pulsos más cortos y espaciados, y en sistemas lacustres con altos grados de eutroficación para validar respuesta de largo plazo. .

Finalmente, este trabajo es un aporte para alcanzar compromisos de Objetivos de desarrollo sustentable (ODS) al ofrecer evidencia y un marco operativo para aplicar cavitación hidrodinámica en lagos urbanos. Contribuye con ello al ODS 6 (meta 6.3; (mejorar la calidad

del agua y reducir la contaminación) mediante una vía de oxidación/aireación in situ, y la meta 6.6 (proteger y restaurar ecosistemas acuáticos) al proponer salvaguardas bióticas y control de exposición. También, el ODS 11, meta 11.6 (disminuir el impacto ambiental urbano) al habilitar manejo adaptativo de cuerpos de agua en ciudades.

## REFERENCIAS MARCO TEORICO

- Alheshibri, M., Qian, J., Jehannin, M., & Craig, V. S. (2016). A history of nanobubbles. *Langmuir*, 32(43), 11086-11100.
- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J., & Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin american journal of aquatic research*, 44(2), 313-326.
- Ansari, A. A., Singh, G. S., Lanza, G. R., & Rast, W. (2010). *Eutrophication: causes, consequences and control* (Vol. 1). Springer.
- Arrojo, S., & Benito, Y. (2008). A theoretical study of hydrodynamic cavitation. *Ultrason Sonochem*, 15(3), 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.03.007>
- Arrojo, S., Benito, Y., & Martínez Tarifa, A. (2008). A parametrical study of disinfection with hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics sonochemistry*, 15(5), 903-908. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2007.11.001>
- Artifon, V., Zanardi-Lamardo, E., & Fillmann, G. (2019). Aquatic organic matter: Classification and interaction with organic microcontaminants. *Sci Total Environ*, 649, 1620-1635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.385>
- Ayala RR., P. P., Valverde Flores JW. (2017). Reduction of the Biochemical Oxygen Demand of the water samples from the lower basin of the Chillón River. *Journal of Nanotechnology*. [https://doi.org/ https://doi.org/10.32829/nanoj.v4i1.198](https://doi.org/https://doi.org/10.32829/nanoj.v4i1.198)
- Bandala, E. R., & Rodriguez-Narvaez, O. M. (2019). On the nature of hydrodynamic cavitation process and its application for the removal of water pollutants. *Air, Soil and Water Research*, 12, 1178622119880488.
- Bangyou, Y., Jiusheng, X., Huiru, T., Shaoping, D., & Yinning, T. (2011). Analysis on water environment capacity of the Poyang Lake. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 2754-2759.
- Batista, M. D., Anhê, A. C. B. M., & de Souza Inácio Gonçalves, J. C. (2017). Use of Hydrodynamic Cavitation for Algae Removal: Effect on the Inactivation of Microalgae Belonging to Genus *Scenedesmus*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3624-x>
- Baylar, A., & Ozkan, F. (2006). Applications of Venturi Principle to Water Aeration Systems. *Environmental Fluid Mechanics*, 6(4), 341-357. <https://doi.org/10.1007/s10652-005-5664-9>

- Baylar, A., Unsal, M., & Ozkan, F. (2007). Determination of the Optimal Location of the Air Hole in Venturi Aerators. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 35(3), 246-249. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/clen.200700026>
- Beresford, Q. (2001). The salinity crisis: landscapes, communities, and politics. (*No Title*).
- Bhat, A. P., & Gogate, P. R. (2021). Degradation of nitrogen-containing hazardous compounds using advanced oxidation processes: A review on aliphatic and aromatic amines, dyes, and pesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123657.
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3-39.
- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H. E., Argillier, C., Auer, S., Baatrup-Pedersen, A., Banin, L., & Beklioglu, M. (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4(8), 1060-1068.
- Blumstein, M., & Thompson, J. R. (2015). Land-use impacts on the quantity and configuration of ecosystem service provisioning in Massachusetts, USA. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 1009-1019.
- Bogard, M. J., Vogt, R. J., Hayes, N. M., & Leavitt, P. R. (2020). Unabated nitrogen pollution favors growth of toxic cyanobacteria over chlorophytes in most hypereutrophic lakes. *Environmental science & technology*, 54(6), 3219-3227.
- Braeutigam, P., Franke, M., Schneider, R. J., Lehmann, A., Stolle, A., & Ondruschka, B. (2012). Degradation of Carbamazepine in Environmentally Relevant Concentrations in Water by Hydrodynamic-Acoustic-Cavitation (HAC). *Water Res.*, 46, 246.
- Brookes, J. D., & Carey, C. C. (2011). Resilience to blooms. *Science*, 334(6052), 46-47.
- Bruning González, M. B. (2018). Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el Lago Villarrica.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape online*, 34-34.
- Burns, C., & Schallenberg, M. (2001). Calanoid copepods versus cladocerans: Consumer effects on protozoa in lakes of different trophic status. *Limnology and oceanography*, 46. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.6.1558>

- Buthiyappan, A., Abdul Aziz, A. R., & Wan Daud, W. M. A. (2016). Recent advances and prospects of catalytic advanced oxidation process in treating textile effluents. *Reviews in Chemical Engineering*, 32(1), 1-47.
- Cáceres, C. E., & Soluk, D. A. (2002). Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia*, 131(3), 402-408.
- Carmichael, W. W., & Boyer, G. L. (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful algae*, 54, 194-212.
- Carpenter, Badve, M., Rajoriya, S., George, S., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. (2017). Hydrodynamic Cavitation: An Emerging Technology for the Intensification of Various Chemical and Physical Processes in a Chemical Process Industry. *Rev. Chem. Eng.*, 33, 433.
- Carpenter, J., Badve, M., Rajoriya, S., George, S., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. (2017). Hydrodynamic cavitation: an emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(5). <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0032>
- Cartes, A. (2014). Las Tres Pascualas, patrimonio natural y cultural de Concepción. *Concepción: Ediciones de la Universidad de San Sebastián*.
- Chakrabarti, S. (2023). Taxonomy of Rotifers of Genus Keratella with Concise Notes on Percentage Composition, Seasonal Variations and Water Quality Factors. *Advances in Zoology and Botany*. <https://doi.org/10.13189/azb.2023.110405>
- Chen, Y., Yin, C., & Song, Y. (2023a). Application of hydrodynamic cavitation in the field of water treatment. *Chemical Papers*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s11696-023-02754-y>
- Chen, Y., Yin, C., & Song, Y. (2023b). Application of hydrodynamic cavitation in the field of water treatment. *Chemical Papers*, 77(7), 3521-3546. <https://doi.org/10.1007/s11696-023-02754-y>
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S., & Nichols, S. A. (2016). *Restoration and management of lakes and reservoirs*. CRC press.
- Costadone, L., & Sytsma, M. D. (2022). Identification and characterization of urban lakes across the continental United States. *Lake and Reservoir Management*, 38(2), 126-138. <https://doi.org/10.1080/10402381.2021.2022044>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., & Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.

- CREA. (2018). DIAGNÓSTICO Y PLAN DE RECUPERACIÓN DE LAGUNAS URBANAS DE CONCEPCIÓN. 342.
- Cvetković, M., Grego, M., & Turk, V. (2016). The efficiency of a new hydrodynamic cavitation pilot system on *Artemia salina* cysts and natural population of copepods and bacteria under controlled mesocosm conditions. *Marine pollution bulletin*, 105 1, 341-350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.030>
- Daily, G. C. (1997). Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 1(1).
- Daza, R. R. A., Viera, P. P., & Flores, J. V. (2020). Reduction of organic and biological pollutants from effluents of the Ancón wastewater treatment plant using microanobubbles of air and graphene [Reducción de contaminantes orgánicos y biológicos de afluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales. *Journal of Nanotechnology*, 4(1), 1-7.
- De Oro Ochoa, E., Carmona Garcia, M., Durango Padilla, N., & Martinez Remolina, A. (2022). Design and experimental evaluation of a Venturi and Venturi-Vortex microbubble aeration system. *Heliyon*, 8(10), e10824. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10824>
- Doulah, M. (1977). Mechanism of disintegration of biological cells in ultrasonic cavitation. *Biotechnology and bioengineering*, 19(5), 649-660.
- Du, X., & Huang, Z. (2017). Ecological and environmental effects of land use change in rapid urbanization: The case of Hangzhou, China. *Ecological Indicators*, 81, 243-251.
- Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Krivograd Klemencic, A., Oder, M., Petkovsek, M., Racki, N., Ravnikar, M., Sarc, A., Sirok, B., Zupanc, M., Zitnik, M., & Kompare, B. (2016). Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. *Ultrason Sonochem*, 29, 577-588. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.10.010>
- EEA. (2018). European waters—assessment of status and pressures. 2018, EEA Report No 7/2018. In: Publications Office of the European Union Luxembourg.
- Escobar Reyes, N. S. (2023). Evaluation of nanobubble technology for the reduction of suspended solids and turbidity in Lake Amatitlán, Guatemala. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 8(2), 52-56. <https://doi.org/10.15406/mojes.2023.08.00274>
- Fan, M., Zhao, Y., & Tao, D. (2012). Fundamental studies of nanobubble generation and applications in flotation. *Separation technologies for minerals, coal, and earth resources*, 457-469.

- Fanciulli, P. P., Gottardo, M., & Dallai, R. (2013). The spermatogenesis and oogenesis of the springtail *Podura aquatica* Linné, 1758 (Hexapoda: Collembola). *Tissue and Cell*, 45(3), 211-218.
- Fedorov, K., Cako, E., Dinesh, K., Soltani, R. D. C., Wang, Z., Khan, J. A., & Boczkaj, G. (2023). Cavitation-Based Processes for Water and Wastewater Treatment. In M. Nasr & A. M. Negm (Eds.), *Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies: Engineered Systems* (pp. 331-377). Springer International Publishing.  
[https://doi.org/10.1007/698\\_2022\\_866](https://doi.org/10.1007/698_2022_866)
- Ferdous, Z., & Muktadir, A. (2009). A review: potentiality of zooplankton as bioindicator.
- Franc, J.-P., & Michel, J.-M. (2006). *Fundamentals of cavitation* (Vol. 76). Springer science & Business media.
- Garay, D., & Fernández, L. (2013). *Biodiversidad urbana: Apuntes para un sistema de áreas verdes en la región metropolitana de Buenos Aires*. Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Ge, M., Sun, C., Zhang, G., Coutier-Delgosha, O., & Fan, D. (2022). Combined suppression effects on hydrodynamic cavitation performance in Venturi-type reactor for process intensification. *Ultrason Sonochem*, 86, 106035.  
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.106035>
- Ge, M., Zhang, G., Petkovšek, M., Long, K., & Coutier-Delgosha, O. (2022). Intensity and regimes changing of hydrodynamic cavitation considering temperature effects. *Journal of Cleaner Production*, 338, 130470.
- Gevari, M. T., Abbasiasl, T., Niazi, S., Ghorbani, M., & Koşar, A. (2020). Direct and indirect thermal applications of hydrodynamic and acoustic cavitation: A review. *Applied Thermal Engineering*, 171, 115065.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2020.115065>
- Gogate, P. R. (2011). Hydrodynamic cavitation for food and water processing. *Food and Bioprocess Technology*, 4, 996-1011.
- Gogate, P. R., & Kabadi, A. M. (2009). A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 60-72.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2001). Hydrodynamic cavitation reactors: a state of the art review. *Reviews in Chemical Engineering*, 17(1), 1-85.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2008). Application of cavitation reactors for cell disruption for recovery of intracellular enzymes. *Journal of Chemical Technology &*

*Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 83(8), 1083-1093.

- Gogate, P. R., & Patil, P. N. (2015). Combined Treatment Technology Based on Synergism between Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation Processes. *Ultrason. Sonochem.*, 25, 60.
- Gogate, P. R., Shirgaonkar, I. Z., Sivakumar, M., Senthilkumar, P., Vichare, N. P., & Pandit, A. B. (2001). Cavitation Reactors: Efficiency Assessment Using a Model Reaction. *AIChE J.*, 47, 2526.
- Grison, C., Koop, S., Eisenreich, S., Hofman, J., Chang, I. S., Wu, J., Savic, D., & van Leeuwen, K. (2023). Integrated Water Resources Management in Cities in the World: Global Challenges [Article]. *Water Resources Management*, 37(6-7), 2787-2803. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03475-3>
- Grizzetti, B., L Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.
- Gu, C. L. (2019). Urbanization: Processes and driving forces. *Science China-Earth Sciences*, 62(9), 1351-1360. <https://doi.org/10.1007/s11430-018-9359-y>
- Gumustas, M., Sengel-Turk, C. T., Gumustas, A., Ozkan, S. A., & Uslu, B. (2017). Effect of polymer-based nanoparticles on the assay of antimicrobial drug delivery systems. In *Multifunctional systems for combined delivery, biosensing and diagnostics* (pp. 67-108). Elsevier.
- Gutierrez-Mosquera. (2018). Cavitación Hidrodinamica: En enfoque desde la agroindustria.
- Haines-Young, R., Potschin, M., de Groot, R., Kienmast, F., & Bolliger, J. (2009). *Towards a common international classification of ecosystem services (CICES) for integrated environmental common international classification of ecosystem services (CICES) for integrated environmental and economic accounting.*
- Haines-Young, R., & Potschin, M. B. (2018). Common international classification of ecosystem services (CICES) V5. 1 and guidance on the application of the revised structure. In: Nottingham: Fabis Consulting Ltd.
- Haris, S., Qiu, X., Klammler, H., & Mohamed, M. (2020). The use of micro-nano bubbles in groundwater remediation: A comprehensive review. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100463. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100463>
- He, C., Liu, Z., Wu, J., Pan, X., Fang, Z., Li, J., & Bryan, B. A. (2021). Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nat Commun*, 12(1), 4667. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3>

- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews, R. E., & Richter, B. D. (2012). Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *Plos One*, 7(2), e32688.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., & Pandit, A. B. (2019). Cavitationaly Driven Transformations: A Technique of Process Intensification. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 58(15), 5797-5819. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.8b04524>
- Hong, F., Xue, H., Yuan, X., Wang, L., Tian, H., Ye, L., Jia, J., Ying, D., & Huang, Y. (2023). Numerical investigation on the hydrodynamic performance with special emphasis on the cavitation intensity detection in a Venturi cavitator. *Process Safety and Environmental Protection*, 175, 212-226. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.05.037>
- Hordieiev, A., Kalda, G., Pashechko, M., Hanzyuk, A., Tkachuk, V., & Kostiuk, N. (2024). Study of the Influence of Cavitation and Magnetic Field on the Change of Water Properties and its Purification in a Vibrating Machine with Determination of Drive Modes [Article]. *Advances in Science and Technology-Research Journal*, 18(3), 234-245. <https://doi.org/10.12913/22998624/186545>
- Horppila, J., Köngäs, P., Niemistö, J., & Hietanen, S. (2015). Oxygen flux and penetration depth in the sediments of aerated and non-aerated lake basins. *International Review of Hydrobiology*, 100(3-4), 106-115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/iroh.201401781>
- Hozhenko, L. P., Ivanitsky, G. K., Tselen, B. Y., Radchenko, N. L., & Nedbailo, A. Y. (2024). The application of hydrodynamic cavitation methods to increase the efficiency of the process of extracting biologically active substances from the walnut septums. *Acta Periodica Technologica*(55), 215-223.
- Hu, S., Chen, X., Huang, X., & Wu, C. (2023). Submerged Macrophyte Restoration in Enclosure: A Proper Way for Ecological Remediation of Shallow Lakes? *Water*, 15(7). <https://doi.org/10.3390/w15071317>
- Huang, J., Sun, L., Liu, H., Mo, Z., Tang, J., Xie, G., & Du, M. (2019). A review on bubble generation and transportation in Venturi-type bubble generators. *Experimental and Computational Multiphase Flow*, 2(3), 123-134. <https://doi.org/10.1007/s42757-019-0049-3>
- Huang, Z., Yuan, X., & Liu, X. (2021). The key drivers for the changes in global water scarcity: Water withdrawal versus water availability. *Journal of Hydrology*, 601. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126658>
- ILEC. (2011). Development of ILBM platform process: evolving guidelines through participatory improvement. (No Title).

- Isaac, B. N., & de Loë, R. (2020). Eutrophication and water quality policy discourse in the Lake Erie Basin. *Water Alternatives*, 13(3), 800-821.
- Istvánovics, V. (2010). Eutrophication of lakes and reservoirs. *Lake Ecosystem Ecology; Elsevier: San Diego, CA, USA*, 47-55.
- Jangir, N., Diwedi, P., & Ghosh, S. (2017). Design of a hydrodynamic cavitating reactor. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 122, 128-142. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cep.2017.10.008>
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J., Scott, J. T., Haggard, B. E., & Neal, C. (2013). Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. *Journal of environmental quality*, 42(2), 295-304.
- Jeong, Y. H., Choi, Y. H., Kim, M. S., & Kwak, D. H. (2021). Dissolved Air Flotation to Control Phosphorus Release of Benthic Sediment in a Coastal Brackish Lake [Article]. *Environmental Engineering Science*, 38(10), 944-954. <https://doi.org/10.1089/ees.2021.0046>
- Jilbert, T., Couture, R.-M., Huser, B. J., & Salonen, K. (2020). Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847(21), 4343-4357. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04457-x>
- Jin, J., Wang, R., Tang, J., Yang, L., Feng, Z., Xu, C., Yang, F., & Gu, N. (2020). Dynamic tracking of bulk nanobubbles from microbubbles shrinkage to collapse. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 589, 124430.
- Johns, C. (2021). Water governance indicators in theory and practice: applying the OECD’s water governance indicators in the North American Great Lakes region. *Water International*, 46(7-8), 976-999. <https://doi.org/10.1080/02508060.2021.1996184>
- Johnson, B. D., & Cooke, R. C. (1981). Generation of stabilized microbubbles in seawater. *Science*, 213(4504), 209-211.
- Julio, N., Figueroa, R., & Ponce Oliva, R. D. (2022). Advancing toward water security: addressing governance failures through a metagovernance of modes approach. *Sustainability science*, 17(5), 1911-1920. <https://doi.org/10.1007/s11625-022-01125-y>
- Jurado, E., Dachs, J., Duarte, C. M., & Simó, R. (2008). Atmospheric deposition of organic and black carbon to the global oceans. *Atmospheric Environment*, 42(34), 7931-7939. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.029>
- Kagalou, I., Papastergiadou, E., & Leonardos, I. (2008). Long term changes in the eutrophication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: Response after the reduction of external load. *Journal of Environmental*

*Management*, 87(3), 497-506.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.039>

- Kapsalis, V. C., & Kalavrouziotis, I. K. (2021). Eutrophication—A worldwide water quality issue. *Chemical Lake Restoration: Technologies, Innovations and Economic Perspectives*, 1-21.
- Kayombo, S., Mbwette, T., Mayo, A. W., Katima, J., & Jørgensen, S. (2002). Diurnal cycles of variation of physical–chemical parameters in waste stabilization ponds. *Ecological Engineering*, 18, 287-291. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00086-6](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00086-6)
- Keeler, B. L., Polasky, S., Brauman, K. A., Johnson, K. A., Finlay, J. C., O'Neill, A., Kovacs, K., & Dalzell, B. (2012). Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 109(45), 18619-18624. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
- Kim, D., Kim, E. K., Koh, H. G., Kim, K., Han, J.-I., & Chang, Y. K. (2017). Selective removal of rotifers in microalgae cultivation using hydrodynamic cavitation. *Algal Research*, 28, 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.026>
- Kim, S., Kim, H., Han, M., & Kim, T. (2018). Generation of sub-micron (nano) bubbles and characterization of their fundamental properties. *Environmental Engineering Research*, 24(3), 382-388. <https://doi.org/10.4491/eer.2018.210>
- Kirchman, D. L. (2018). Microbial proteins for organic material degradation in the deep ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(3), 445-447.
- Kolmogoroff, A. (1941). Dissipation of energy in the locally isotropic turbulence. *Cr Acad. Sci. URSS*, 32, 16-18.
- Konrad, C. P., & Booth, D. B. (2005). Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. American Fisheries Society Symposium,
- Kragh, T., Andersen, M., & Sand-Jensen, K. (2017). Profound afternoon depression of ecosystem production and nighttime decline of respiration in a macrophyte-rich, shallow lake. *Oecologia*, 185, 157-170. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3931-3>
- Krueger, E. H., Borchardt, D., Jawitz, J. W., Klammler, H., Yang, S., Zischg, J., & Rao, P. S. C. (2019). Resilience Dynamics of Urban Water Supply Security and Potential of Tipping Points. *Earth's Future*, 7(10), 1167-1191. <https://doi.org/10.1029/2019ef001306>
- Kuimov, D., Minkin, M., Yurov, A., & Lukyanov, A. (2023). Current State of Research on the Mechanism of Cavitation Effects in the Treatment of Liquid Petroleum

Products—Review and Proposals for Further Research. *Fluids*.  
<https://doi.org/10.3390/fluids8060172>

- Langley, J., Shiel, R., Nielsen, D., & Green, J. (2001). Hatching from the sediment egg-bank, or aerial dispersing?—the use of mesocosms in assessing rotifer biodiversity. *Hydrobiologia*, 446(1), 203-211.
- Lee, C. H., Choi, H., Jerng, D.-W., Kim, D. E., Wongwises, S., & Ahn, H. S. (2019). Experimental investigation of microbubble generation in the venturi nozzle. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 136, 1127-1138.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2019.03.040>
- Li, H., Hu, L., Song, D., & Al-Tabbaa, A. (2014). Subsurface transport behavior of micro-nano bubbles and potential applications for groundwater remediation. *International journal of environmental research and public health*, 11(1), 473-486.
- Li, M., Bussonnière, A., Bronson, M., Xu, Z., & Liu, Q. (2019). Study of Venturi tube geometry on the hydrodynamic cavitation for the generation of microbubbles. *Minerals Engineering*, 132, 268-274. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.11.001>
- Li, Y., Liu, Y., Wang, H., Zuo, Z., Yan, Z., Wang, L., Wang, D., Liu, C., & Yu, D. (2023). In situ remediation mechanism of internal nitrogen and phosphorus regeneration and release in shallow eutrophic lakes by combining multiple remediation techniques. *Water Research*, 229, 119394.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119394>
- Liang, Z., Soranno, P. A., & Wagner, T. (2020). The role of phosphorus and nitrogen on chlorophyll a: Evidence from hundreds of lakes. *Water Res*, 185, 116236.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116236>
- Liber, K., Goodfellow, W., den Besten, P., Clements, W., Galloway, T., Gerhardt, A., Green, A., & Simpson, S. (2007). In situ-based effects measures: Considerations for improving methods and approaches. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(2), 246-258. <https://doi.org/10.1897/2006-029FIN.1>
- Likens, G. E. (2010). *Lake ecosystem ecology: a global perspective*. Academic Press.
- Liu, Y. B. (2014). Dynamic evaluation on ecosystem service values of urban rivers and lakes: A case study of Nanchang City, China [Article]. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 17(2), 161-170. <https://doi.org/10.1080/14634988.2014.907223>
- Liu, Z., Ying, J., He, C., Guan, D., Pan, X., Dai, Y., Gong, B., He, K., Lv, C., Wang, X., Lin, J., Liu, Y., & Bryan, B. (2024). Scarcity and quality risks for future global urban water supply. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01832-0>

- Long, X., Zhang, J., Wang, Q., Xiao, L., Xu, M., Lyu, Q., & Ji, B. (2016). Experimental investigation on the performance of jet pump cavitation reactor at different area ratios. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 78, 309-321. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2016.06.018>
- Lu, X.-M., Lu, P.-Z., Huang, M.-S., & Dai, L.-P. (2013). Seasonal variations and aeration effects on water quality improvements and physiological responses of *Nymphaea tetragona* Georgi. *International journal of phytoremediation*, 15(6), 522-535.
- Lunnbäck, J. (2016). Hydrodynamic cavitation applied to anaerobic degradation of fats, oils and greases (FOGs). In.
- Malueg, K. W., Larsen, D. P., Schults, D. W., & Mercier, H. T. (1975). *A six-year water, phosphorus, and nitrogen budget for Shagawa Lake, Minnesota* (0047-2425).
- MEA, M. E. A. (2005). Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis.
- Michailidi, E. D., Bomis, G., Varoutoglou, A., Kyzas, G. Z., Mitrikas, G., Mitropoulos, A. C., Efthimiadou, E. K., & Favvas, E. P. (2020). Bulk nanobubbles: Production and investigation of their formation/stability mechanism. *J Colloid Interface Sci*, 564, 371-380. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.12.093>
- Michels, J., & Gorb, S. (2015). Mandibular Gnathobases of Marine Planktonic Copepods—Structural and Mechanical Challenges for Diatom Frustules. 59-73. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-9398-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-017-9398-8_4)
- Mishra, H. S., Bell, S., Vassiljev, P., Kuhlmann, F., Niin, G., & Grellier, J. (2020). The development of a tool for assessing the environmental qualities of urban blue spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 49, 126575.
- Mitroi, V., Maleval, V., Deroubaix, J.-F., Vinçon-Leite, B., & Humbert, J.-F. (2022). What urban lakes and ponds quality is about? Conciliating water quality and ecological indicators with users' perceptions and expectations about urban lakes and ponds quality in urban areas. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 24(6), 701-718. <https://doi.org/10.1080/1523908x.2022.2037413>
- Mittal, R., & Ranade, V. (2023). Bioactives from microalgae: A review on process intensification using hydrodynamic cavitation. *Journal of Applied Phycology*, 35(3), 1129-1161. <https://doi.org/10.1007/s10811-023-02945-w>
- Moftakhari Anasori Movahed, S., Calgaro, L., & Marcomini, A. (2023). Trends and characteristics of employing cavitation technology for water and wastewater treatment with a focus on hydrodynamic and ultrasonic cavitation over the past two decades: A Scientometric analysis. *Sci Total Environ*, 858(Pt 2), 159802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159802>

- Moldan, B., Janoušková, S., & Hák, T. (2012). How to understand and measure environmental sustainability: Indicators and targets. *Ecological Indicators*, 17, 4-13.
- Morris, E., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., & Rillig, M. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4, 3514-3524. <https://doi.org/10.1002/ece3.1155>
- Mostofa, K. M., Yoshioka, T., Mottaleb, A., & Vione, D. (2012). *Photobiogeochemistry of organic matter: principles and practices in water environments*. Springer Science & Business Media.
- Movahed, S. M. A., & Sarmah, A. K. (2021). Global trends and characteristics of nano-and micro-bubbles research in environmental engineering over the past two decades: A scientometric analysis. *Science of the Total Environment*, 785, 147362.
- Muraoka, T., & Soyama, H. (2010). 0417 Extermination of Zooplankton by Hydrodynamic Cavitation. <https://doi.org/10.1299/jsmefed.2010.153>
- Naderi, H., Javid, A. H., Borghei, S. M., & Eslamizadeh, M. (2022). Investigation of short-time artificial aeration on water quality parameters and phytoplankton structure: a case study ?Mamloo Reservoir? [Article]. *Desalination and Water Treatment*, 254, 217-228. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28188>
- Naselli-Flores, L. (2008). Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. Proceedings of Taal2007: the 12th world lake conference,
- Nogrady, T. (1993). Rotifera, vol. 1: biology, ecology and systematics. *Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*.
- Omelyanyuk, M., Ukolov, A., Pakhlyan, I., Bukharin, N., & Hassan, E. (2022). Experimental and Numerical Study of Cavitation Number Limitations for Hydrodynamic Cavitation Inception Prediction. *Fluids*. <https://doi.org/10.3390/fluids7060198>
- Osgood, R. A. (2017). Inadequacy of best management practices for restoring eutrophic lakes in the United States: guidance for policy and practice. *Inland waters*, 7(4), 401-407.
- Pacheco, F. S., Roland, F., & Downing, J. A. (2014). Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. *Inland waters*, 4(1), 41-48.
- Paerl, H. W. (1997). Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and oceanography*, 42(5part2), 1154-1165.

- Paerl, H. W., Havens, K. E., Xu, H., Zhu, G., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Scott, J. T., Hall, N. S., Otten, T. G., & Qin, B. (2020). Mitigating eutrophication and toxic cyanobacterial blooms in large lakes: The evolution of a dual nutrient (N and P) reduction paradigm. *Hydrobiologia*, *847*, 4359-4375.
- Panda, D., Saharan, V. K., & Manickam, S. (2020). Controlled Hydrodynamic Cavitation: A Review of Recent Advances and Perspectives for Greener Processing. *Processes*, *8*(2). <https://doi.org/10.3390/pr8020220>
- Parra, O. (2009). Situación ambiental de las lagunas de Concepción. *Seminario "recuperemos las lagunas para los habitantes de concepción"*. Concepción, Chile: Municipalidad de Concepción, ESSBIO, Universidad de Concepción, Centro EULA.
- Patil, Y., Sonawane, S. H., Shyam, P., Sun, X., & Manickam, S. (2023). Hybrid hydrodynamic cavitation (HC) technique for the treatment and disinfection of lake water. *Ultrasonics sonochemistry*, *97*, 106454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2023.106454>
- Peng, J., Tian, L., Liu, Y., Zhao, M., & Wu, J. (2017). Ecosystem services response to urbanization in metropolitan areas: Thresholds identification. *Science of the Total Environment*, *607*, 706-714.
- Pereira, A. C., & Mulligan, C. N. (2023). Practices for Eutrophic Shallow Lake Water Remediation and Restoration: A Critical Literature Review. *Water*, *15*(12). <https://doi.org/10.3390/w15122270>
- Qin, B., Zhou, J., Elser, J. J., Gardner, W. S., Deng, J., & Brookes, J. D. (2020). Water Depth Underpins the Relative Roles and Fates of Nitrogen and Phosphorus in Lakes. *Environ Sci Technol*, *54*(6), 3191-3198. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05858>
- Qin, B., Zhu, G., Gao, G., Zhang, Y., Li, W., Paerl, H. W., & Carmichael, W. W. (2010). A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management. *Environmental management*, *45*, 105-112.
- Rajoriya, S., Carpenter, J., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. (2016). Hydrodynamic Cavitation: An Advanced Oxidation Process for the Degradation of Bio-Refractory Pollutants. *Rev. Chem. Eng.*, *32*, 379.
- Ramos-Rodríguez, E., Moreno, E., & Conde-Porcuna, J. (2020). Intraspecific variation in sensitivity to food availability and temperature-induced phenotypic plasticity in the rotifer *Keratella cochlearis*. *Journal of Experimental Biology*, *223*. <https://doi.org/10.1242/jeb.209676>

- Ren, H., Wang, G., Ding, W., Li, H., Shen, X., Shen, D., Jiang, X., & Qadeer, A. (2023). Response of dissolved organic matter (DOM) and microbial community to submerged macrophytes restoration in lakes: A review. *Environmental Research*, 231, 116185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116185>
- Rice, E. W., Bridgewater, L., & Association, A. P. H. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 10). American public health association Washington, DC.
- Rivera, C., & Vallejos-Romero, A. (2015). La privatización de la conservación en Chile: repensando la gobernanza ambiental. *Bosque (Valdivia)*, 36(1), 15-25. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002015000100003>
- Romera-Castillo, C., Pinto, M., Langer, T. M., Álvarez-Salgado, X. A., & Herndl, G. J. (2018). Dissolved organic carbon leaching from plastics stimulates microbial activity in the ocean. *Nature communications*, 9(1), 1430.
- Saharan, V. K., Pandit, A. B., Satish Kumar, P. S., & Anandan, S. (2012). Hydrodynamic Cavitation as an Advanced Oxidation Technique for the Degradation of Acid Red 88 Dye. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 51, 1981.
- Sakr, M., Mohamed, M. M., Maraqa, M. A., Hamouda, M. A., Aly Hassan, A., Ali, J., & Jung, J. (2022). A critical review of the recent developments in micro–nano bubbles applications for domestic and industrial wastewater treatment. *Alexandria Engineering Journal*, 61(8), 6591-6612. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aej.2021.11.041>
- Save, S. S., Pandit, A. B., & Joshi, J. B. (1994). Microbial Cell Disruption: Role of Cavitation. *Chem. Eng. J. Biochem. Eng. J.*, 55, B67.
- Save, S. S., Pandit, A. B., & Joshi, J. B. (1997). Use of Hydrodynamic Cavitation for Large Scale Microbial Cell Disruption. *Food Bioprod. Process.*, 75, 41.
- Sawant, S. S., Anil, A. C., Krishnamurthy, V., Gaonkar, C., Kolwalkar, J., Khandeparker, L., Desai, D., Mahulkar, A. V., Ranade, V. V., & Pandit, A. B. (2008). Effect of hydrodynamic cavitation on zooplankton: A tool for disinfection. *Biochemical Engineering Journal*, 42(3), 320-328. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.08.001>
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 1). Springer.
- Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N. W., Clark, D. B., Dankers, R., Eisner, S., Fekete, B. M., Colon-Gonzalez, F. J., Gosling, S. N., Kim, H., Liu, X., Masaki, Y., Portmann, F. T., Satoh, Y., Stacke, T., Tang, Q., Wada, Y., . . . Kabat, P. (2014). Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 111(9), 3245-3250. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>

- Schindler, D., & Fee, E. (1974). Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31(5), 937-953.
- Schindler, D. W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), 4322-4333.
- Scott, J. T., McCarthy, M. J., & Paerl, H. W. (2019). Nitrogen transformations differentially affect nutrient-limited primary production in lakes of varying trophic state. *Limnology and Oceanography Letters*, 4(4), 96-104.
- Sebba, F. (1971). Microfoams—an unexploited colloid system. *Journal of Colloid and Interface Science*, 35(4), 643-646.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088.
- Shackleton, C. M., Ruwanza, S., Sanni, G. K. S., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., Mtati, N., Sachikonye, M., & Thondhlana, G. (2016). Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing [Article]. *Ecosystems*, 19(4), 587-600. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9952-z>
- Shah, Y. T., Pandit, A., & Moholkar, V. (1999). *Cavitation reaction engineering*. Springer Science & Business Media.
- Sharma, A., Gogate, P. R., Mahulkar, A., & Pandit, A. B. (2008). Modeling of hydrodynamic cavitation reactors based on orifice plates considering hydrodynamics and chemical reactions occurring in bubble. *Chemical Engineering Journal*, 143(1-3), 201-209.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P. (2013). Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of environmental quality*, 42(5), 1308-1326.
- Shelenkova, V. V., Kulagina, T. A., Stebeleva, O. P., & Sapozhnikova, E. S. (2021). Determination of the Relaxation Time of Physico-Chemical Characteristics of Water After Cavitation Treatment [Определение времени релаксации физико-химических характеристик воды после кавитационной обработки]. *Journal of Siberian Federal University. Engineering & Technologies*, 14(5), 550-563. <https://doi.org/https://doi.org/10.17516/1999-494X-0332>
- Shokoohi, R., Rahmani, A., Asgari, G., Ashrafi, M., & Ghahramani, E. (2022). Removal of algae using Hydrodynamic Cavitation, Ozonation and Oxygen peroxide: Taguchi

optimization (case study: Raw water of Sanandaj water treatment Plant). *Process Safety and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.057>

- Sillanpää, M. (2014). *Natural organic matter in water: Characterization and treatment methods*. Butterworth-Heinemann.
- Sinha, E., Michalak, A. M., & Balaji, V. (2017). Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 357(6349), 405-408. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aan2409>
- Soendergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2005). Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, 50(10), 1605-1615.
- Sommer, U., & Sommer, F. (2006). Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, 147, 183-194. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0320-0>
- Stemberger, R. S., & Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(11), 2435-2447.
- Sun, X., Liu, J., Ji, L., Wang, G., Zhao, S., Yoon, J. Y., & Chen, S. (2020). A review on hydrodynamic cavitation disinfection: The current state of knowledge. *Science of the Total Environment*, 737, 139606. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139606>
- Sutkar, V. S., & Gogate, P. R. (2009). Design Aspects of Sonochemical Reactors: Techniques for Understanding Cavitation Activity Distribution and Effect of Operating Parameters. *Chem. Eng. J.*, 155, 26.
- Szaja, A., Montusiewicz, A., & Lebiocka, M. (2022). Challenges of Hydrodynamic Cavitation of Organic Wastes. *Applied Sciences*, 12(15).
- Takahashi, M., Chiba, K., & Li, P. (2007). Free-radical generation from collapsing microbubbles in the absence of a dynamic stimulus. *The Journal of Physical Chemistry B*, 111(6), 1343-1347.
- Tang, X., Wu, M., Yang, W., Yin, W., Jin, F., Ye, M., Currie, N., & Scholz, M. (2012). Ecological strategy for eutrophication control. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 723-737.
- Taukhid, I., Dirpan, A., Misbah, Mukhsen, M. I., Ariyanto, & Tampangallo, B. R. (2025). Microbubble Generator to Support Aeration for Aquaculture: A Bibliometric Analysis. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 41(3), 130. <https://doi.org/10.1007/s41208-025-00886-4>

- Taylor, S., Cullen, E., Leinster, S., & Eadie, M. (2007). Design and management responses to address common constructed urban lake sustainability issues. Presentation from the SIA Queensland State Conference "Mimicking Nature: Evolution or Revolution in Stormwater Management", Sunshine Coast, QLD,
- Thanekar, P., & Gogate, P. (2018). Application of Hydrodynamic Cavitation Reactors for Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants: Intensification Using Hybrid Approaches. *Fluids*, 3(4). <https://doi.org/10.3390/fluids3040098>
- Thornton, J. A., Harding, W. R., Dent, M., Hart, R. C., Lin, H., Rast, C. L., Rast, W., Ryding, S.-O., & Slawski, T. M. (2013). Eutrophication as a 'wicked' problem. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 18(4), 298-316. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/lre.12044>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167-178.
- Van Meter, K. J., Basu, N. B., Veenstra, J. J., & Burras, C. L. (2016). The nitrogen legacy: emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes. *Environmental Research Letters*, 11(3), 035014.
- van Vliet, M. T. H., Jones, E. R., Flörke, M., Franssen, W. H. P., Hanasaki, N., Wada, Y., & Yearsley, J. R. (2021). Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbfc3>
- Velpuri, N., & Senay, G. (2013). Analysis of long-term trends (1950–2009) in precipitation, runoff and runoff coefficient in major urban watersheds in the United States. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024020.
- Walker, C., Lampard, J.-L., Roiko, A., Tindale, N., Wiegand, A., & Duncan, P. (2012). Community well-being as a critical component of urban lake ecosystem health. *Urban Ecosystems*, 16(2), 313-326. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0256-1>
- Wan, M., Feng, Y., & Ter Haar, G. (2015). Cavitation in biomedicine. *Netherlands: Springer*.
- Wang, B., Liu, Y., Zhang, H., Shi, W., Xiong, M., Gao, C., & Cui, M. (2022). Hydrodynamic cavitation and its application in water treatment combined with ozonation: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 114, 33-51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jiec.2022.07.031>

- Wang, B., Su, H., & Zhang, B. (2021). Hydrodynamic cavitation as a promising route for wastewater treatment – A review. *Chemical Engineering Journal*, 412, 128685. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128685>
- Wang, S., Liu, Y., Li, P., Wang, Y., Yang, J., & Zhang, W. (2020). Micro-nanobubble aeration promotes senescence of submerged macrophytes with low total antioxidant capacity in urban landscape water. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(3), 523-531.
- Weisse, T., & Stadler, P. (2006). Effect of pH on growth, cell volume, and production of freshwater ciliates, and implications for their distribution. *Limnology and oceanography*, 51(4), 1708-1715.
- Wetzel, R. G., & Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer Science & Business Media.
- Wu, Shen, H., Ondruschka, B., Zhang, Y., Wang, W., & Bremner, D. H. (2012). Removal of blue-green algae using the hybrid method of hydrodynamic cavitation and ozonation. *J Hazard Mater*, 235-236, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.034>
- Wu, T. Y., Guo, N., Teh, C. Y., & Hay, J. X. W. (2012). *Advances in ultrasound technology for environmental remediation*. Springer Science & Business Media.
- Xiao, W., & Xu, G. (2020). Mass transfer of nanobubble aeration and its effect on biofilm growth: Microbial activity and structural properties. *Science of the Total Environment*, 703, 134976.
- Xiao, Z., Aftab, T. B., & Li, D. (2019). Applications of micro–nano bubble technology in environmental pollution control. *Micro & Nano Letters*, 14(7), 782-787.
- Xu, H., Chen, F., Zhang, X., Zhang, Z., Pan, K., & Liu, H. (2024). Grazer-induced changes on mechanical properties of diatoms frustule: A new proof for a watery arms race. *Limnology and Oceanography Letters*, 9. <https://doi.org/10.1002/lo2.10419>
- Xu, T., Yang, T., & Xiong, M. (2020). Time scales of external loading and spatial heterogeneity in nutrients-chlorophyll a response: Implication on eutrophication control in a large shallow lake. *Ecological Engineering*, 142. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105636>
- Yadav, M., Sharma, J., Yadav, R. K., & Gole, V. L. (2021). Microbial disinfection of water using hydrodynamic cavitation reactors. *Journal of Water Process Engineering*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102097>
- Yang, C., Yang, P., Geng, J., Yin, H., & Chen, K. (2020). Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China)

- and its contribution to lake eutrophication. *Environmental pollution*, 262, 114292. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114292>
- Yang, X.-E., Wu, X., Hao, H.-L., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 9, 197-209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- Yao, G. J., Ren, J. Q., Zhou, F., Liu, Y. D., & Li, W. (2021). Micro-nano aeration is a promising alternative for achieving high-rate partial nitrification. *Sci Total Environ*, 795, 148899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148899>
- Yao, K., Chi, Y., Wang, F., Yan, J., Ni, M., & Cen, K. (2016). The effect of microbubbles on gas-liquid mass transfer coefficient and degradation rate of COD in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 73(8), 1969-1977.
- Yeneneh, A. M., Al Balushi, K., Jafary, T., & Al Marshudi, A. S. (2024). Hydrodynamic Cavitation and Advanced Oxidation for Enhanced Degradation of Persistent Organic Pollutants: A Review. *Sustainability*, 16(11), 4601. <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/11/4601>
- Zhang, M., & Guiraud, P. (2017). Surface-modified microbubbles (colloidal gas aphanes) for nanoparticle removal in a continuous bubble generation-flotation separation system. *Water Research*, 126, 399-410.
- Zhang, Y., Luo, P., Zhao, S., Kang, S., Wang, P., Zhou, M., & Lyu, J. (2020). Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Science and Technology*, 81(6), 1099-1113.
- Zheng, H., Zheng, Y., & Zhu, J. (2022). Recent Developments in Hydrodynamic Cavitation Reactors: Cavitation Mechanism, Reactor Design, and Applications. *Engineering*, 19, 180-198. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.04.027>
- Zhou, S., Nazari, S., Hassanzadeh, A., Bu, X., Ni, C., Peng, Y., Xie, G., & He, Y. (2022). The effect of preparation time and aeration rate on the properties of bulk micro-nanobubble water using hydrodynamic cavitation. *Ultrason Sonochem*, 84, 105965. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.105965>
- Zhou, W., Chen, H., Ou, L., & Shi, Q. (2016). Aggregation of ultra-fine scheelite particles induced by hydrodynamic cavitation. *International Journal of Mineral Processing*, 157, 236-240. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.minpro.2016.11.003>
- Zhu, L., Li, P., Wang, C., Hu, J., Zhang, L., & Li, J. (2024). In-situ algal control by two-stage nanobubble technology in Taihu Lake: Efficacy and ecological impact. *Environmental Research*, 263, 120077. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120077>