第 72 卷 第 5 期
2026 年 10 月

武汉大学学报(理学版)
J. Wuhan Univ. (Nat. Sci. Ed.)

Vol. 72 No. 5
Oct. 2026,709~718

DOI: 10.14188/j.1671-8836.2026.0044

水力空化诱导活性氧的形成途径及其降解有机污染物性能

田海林[1,2],刘克琴[1,2],陈 雪[1,3],洪 锋[1],袁 喜[1,3],黄 笛[1,2],蔡 伟[4],黄应平[1,3†]

1. 三峡大学 三峡库区生态环境教育部工程研究中心,湖北 宜昌 443002;
2. 三峡大学 材料与化工学院,湖北 宜昌 443002;
3. 三峡大学 水利与环境工程学院,湖北 宜昌 443002;
4. 三峡水力发电厂,湖北 宜昌 443002

收稿日期:2026-03-26 † 通信联系人 E-mail:chem_ctgu@126.com
基金项目:国家自然科学基金(22136003);三峡库区生态环境工程研究中心开放基金(2025KF07)
第一作者:田海林,男,副教授,博士,现从事环境光催化、水力空化等研究。E-mail:519459428@qq.com

摘 要:活性氧物种(ROS)的有效形成是高级氧化技术降解有机污染物的关键。实验利用文丘里空化装置产生的水力空化效应诱导ROS生成,重点探究了ROS的形成途径及对有机污染物降解的影响。研究表明:1)水力空化过程中溶解氧是ROS的重要来源,主要的活性氧物种为$^1O_2$和$O_2^{\cdot-}$;2)水力空化装置的入口压力和流体温度增加均能增强空化能量,而空化能量与ROS的产量在一定条件下呈正相关;3)水力空化装置中产生的ROS能有效降解罗丹明B(RhB)、四环素(TC)、亚甲基蓝(MB)和甲基橙(MO)等有机污染物,反应140 min的降解率分别为81%、75%、75%和65%,在富氧环境(溶解氧20.0 mg/L)下,RhB的降解率接近100%。研究结果揭示了水力空化与有机污染物降解之间的内在联系,为水力空化降解污染物提供了理论依据和应用参考。

关 键 词:高级氧化;水力空化;有机污染物;活性氧;形成途径;数值模拟
中图分类号:X703;O643.1 **文献标志码**:A **文章编号**:1671-8836(2026)05-0709-10

Formation Pathway of Reactive Oxygen Species Induced by Hydrodynamic Cavitation and Performance in Degrading Organic Pollutants

TIAN Hailin[1,2], LIU Keqin[1,2], CHEN Xue[1,3], HONG Feng[1], YUAN Xi[1,3], HUANG Di[1,2], CAI Wei[4], HUANG Yingping[1,3†]

1. Engineering Research Center of Eco-Environment in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China;
2. College of Materials and Chemical Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China;
3. College of Hydraulic and Environmental Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China;
4. Three Gorges Hydroelectric Power Plant, Yichang 443002, Hubei, China

Abstract: Efficient generation of reactive oxygen species (ROS) is critical for the degradation of organic pollutants in advanced oxidation processes. In this study, a Venturi cavitation device was employed to induce ROS generation via hydrodynamic cavitation. This work focused on the pathways of ROS formation and their effects on the degradation of organic pollutants. The results demonstrate that: 1) dissolved oxygen is a key source of ROS during hydrodynamic cavitation, and the main reactive oxygen species are $^1O_2$ and $O_2^{\cdot-}$; 2) Increasing the inlet pressure and fluid temperature enhances the cavitation intensity, which is positively correlated with ROS generation

引用格式:田海林,刘克琴,陈雪,等. 水力空化诱导活性氧的形成途径及其降解有机污染物性能[J]. 武汉大学学报(理学版),2026,72(5):709-718. DOI:10.14188/j.1671-8836.2026.0044.
TIAN Hailin,LIU Keqin,CHEN Xue,*et al*. Formation Pathway of Reactive Oxygen Species Induced by Hydrodynamic Cavitation and Performance in Degrading Organic Pollutants [J]. *J Wuhan Univ (Nat Sci Ed)*,2026,72(5):709-718. DOI:10.14188/j.1671-8836.2026.0044(Ch).

under certain conditions; 3) The ROS generated in the device effectively degraded Rhodamine B (RhB), tetracycline (TC), methylene blue (MB), and methyl orange (MO), with removal efficiencies of 81%, 75%, 75%, and 65%, respectively, after 140 min of reaction; under oxygen-rich conditions (dissolved oxygen of 20.0 mg/L), the degradation rate of RhB is nearly 100%. These findings reveal the intrinsic link between hydrodynamic cavitation and organic pollutant degradation, providing a theoretical basis and application prospects for pollutant removal via hydrodynamic cavitation.

Key words: advanced oxidation process; hydrodynamic cavitation; organic pollutants; reactive oxygen species; formation pathway; numerical simulation

0 引 言

基于活性氧物种(reactive oxygen species, ROS)的高级氧化技术(advanced oxidation processes, AOPs)因能够非选择性地氧化降解多种有毒有害物质而备受关注[1-2]。ROS的生成效率及其在复杂介质中的演变规律直接决定了AOPs系统的降解性能[3]。近年来,染料、抗生素等持久性有机污染物在水环境中被频繁检出[4-5],即使浓度处于痕量水平也可能引发生态风险和危害人类健康。因此,开发绿色、不依赖额外化学试剂的高级氧化技术,用于去除废水中有机污染物具有重要意义。水力空化(hydrodynamic cavitation, HC)作为一种新型高级氧化强化技术[6],在印染废水以及抗生素废水处理中展现出应用潜力[7]。水力空化过程伴随着空化气泡的形成与溃灭[8-10],气泡的快速溃灭产生局部的高温高压瞬态热点,使水分子裂解为·H和·OH的初级自由基,进而转化为多种ROS[9,11]。相较于传统高级氧化技术(如O_3氧化、Fenton反应),水力空化具有操作简便、能耗较低且无二次污染等优势,是一种具有应用潜力的废水中有机污染物去除技术。

水力空化对有机污染物的降解本质上取决于其产生的ROS的种类、数量及演化路径。因此,阐明水力空化过程中ROS的生成与转化机制,是优化操作参数、提升废水处理性能的理论基础。前期研究主要集中于空化形成过程及其物理效应等[12-13]。近年来,水力空化气泡瞬间释放能量所引起的化学效应,以及由此生成的ROS种类、数量及其在液体介质中的扩散和分布特性也受到广泛关注[14]。例如,利用鲁米诺与·OH反应的化学发光特性,研究水力空化过程气泡溃灭时产生·OH的量[9,13]。此外,化学探针分子(如香豆素)也常用于间接定量测定水力空化过程产生的·OH含量[15-16]。上述工作大多局限于对·OH的检测,而对体系中同时存在的其他ROS(如$O_2^{\cdot-}$、H_2O_2、$^1O_2$)及其相互转化途径缺乏系统研究。研究表明,液体流速、温度及溶解氧(DO)等因素均会影响水力空化的强度及ROS的生成[14]。DO作为水体中普遍存在的氧化性物种[17],能与空化过程产生的·H竞争生成$HO_2\cdot$,抑制·H与·OH的再结合,从而促进·OH的生成[18]。目前,关于DO对水力空化过程中ROS生成的贡献尚不明确,其参与的ROS形成途径等关键信息仍需要进一步阐明。

基于以上分析,本文采用文丘里空化装置模拟水力空化过程,研究水力空化过程中ROS的生成与转化途径及其对有机污染物降解的影响,并结合计算流体动力学(CFD)模拟阐明不同入口压力和流体温度条件对空化流场及能量的影响;利用文丘里空化装置对罗丹明B、四环素、亚甲基蓝和甲基橙等有机污染物进行空化降解实验,并考察不同实验条件下(如入口压力、流体温度、pH值及DO浓度)对罗丹明B降解动力学的影响。本工作为水力空化与产生ROS及降解有机污染物的内在联系提供理论依据和新视角。

1 实验部分

1.1 主要试剂与仪器

试剂:罗丹明B(RhB, 99%)、四环素(TC, 99%)、亚甲基蓝(MB, 99%)、甲基橙(MO, 99%)、异丙醇(IPA, 99%)、苯醌(BQ, 99%)、叠氮化钠(NaN_3, 99%)、氯化硝基四氮唑蓝(NBT, 99%)、糠醇(FFA, 99%)、对苯二甲酸(99%)、2-羟基对苯二甲酸(99%)、邻苯二甲酸氢钾(98%)、辣根过氧化物酶(99%)、4-羟基苯乙酸(99%)、NaOH(99%)、H_2SO_4(98%)、氩气(Ar, 99%)、氧气(O_2, 95%)均为分析纯试剂;实验用水为去离子水。

仪器:2695型高效液相色谱仪(HPLC, Waters公司)、U-3900型紫外分光光度计(Hitachi公司)、F-4600型荧光分光光度计(Hitachi公司)

1.2 降解实验

水力空化装置包括孔板、旋转、涡旋及文丘里管等。本文选用自制的文丘里装置降解有机污染

物。该装置具有较低的压力损失、更优的空化产生效率以及气体在高剪切流场中的高分散效率[19]。配制3 L浓度为5 mg/L的有机污染物溶液,转移至文丘里空化装置的水箱中。用稀H_2SO_4和NaOH溶液调节有机污染物溶液的pH值,通入O_2和Ar调节有机污染物溶液的DO浓度,利用冷凝水设备控制有机污染物溶液的温度。待实验条件稳定后,立即启动离心泵,调节空化反应器的入口压力达到设定值。分别在反应进行0、20、60、100和140 min时取样5 mL,用紫外分光光度计测定有机污染物的吸光度。取样3次,计算平均值和相对误差。

1.3　水力空化的CFD模拟

采用CFD软件对水力空化过程进行数值模拟,重点分析了表征空化能量以及ROS产量[20],计算并比较了不同入口压力和流体温度条件下的空化能量。CFD模拟流程包括计算域建立、网格生成、求解计算及后处理。文丘里管计算域及网格细节如图1所示。

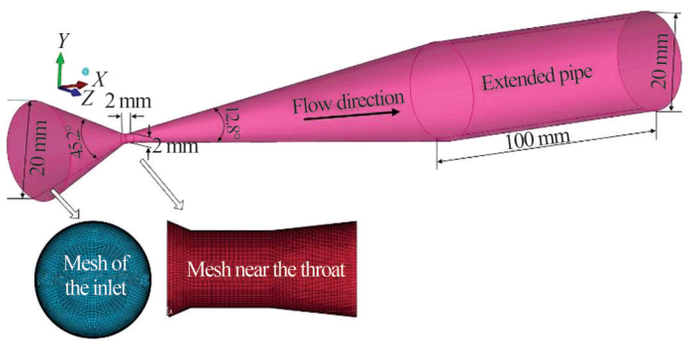


图1　文丘里管的计算域

Fig. 1　Computational domain of the Venturi tube

本研究采用本小组之前工作中提出的均相建模框架[21],该框架包含空化模型和湍流封闭模型。计算在ANSYS Fluent软件中进行,采用SIMPLEC算法处理速度与压力的耦合;压力离散化采用压力交错选项;密度、湍流动能、动量及蒸汽体积分数等项均采用二阶迎风格式。瞬态项的时间积分采用有界二阶隐式格式进行计算。

1)CFD的控制方程。基于均相平衡模型对空化流动进行模拟。该模型将液体、蒸汽及非凝性气体(non-condensable gas,NCG)等组分视为具有相同流速的混合物。各相连续性方程(1)~(3)以及动量(4)、混合物密度(5)和动力黏度方程(6)如下:

$$\frac{\partial(\rho_v\alpha_v)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x_j}(\rho_v u_j\alpha_v)=S_e+S_c \tag{1}$$

$$\frac{\partial(\rho_l\alpha_l)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x_j}(\rho_l u_j\alpha_l)=-(S_e+S_c) \tag{2}$$

$$\frac{\partial(\rho_g\alpha_g)}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x_j}(\rho_g u_j\alpha_g)=0 \tag{3}$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_m u_i)+\frac{\partial}{\partial x_j}(\rho_m u_i u_j)=-\frac{\partial p}{\partial x_i}+\frac{\partial}{\partial x_j}\left[(\mu_m+\mu_t)\left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j}+\frac{\partial u_j}{\partial x_i}-\frac{2}{3}\frac{\partial u_k}{\partial x_k}\delta_{ij}\right)\right] \tag{4}$$

其中:

$$\rho_m=\alpha_l\rho_l+\alpha_v\rho_v+\alpha_g\rho_g \tag{5}$$

$$\mu_m=\alpha_l\mu_l+\alpha_v\mu_v+\alpha_g\mu_g \tag{6}$$

式中:ρ、u、p、μ和α分别表示密度、速度、压力、动力黏度和体积分数;μ_t表示湍流黏度;S_e和S_c分别表示蒸发和冷凝过程中的传质速率;下标i、j、k表示笛卡尔坐标系中的坐标轴方向,下标l、v、g和m分别表示液态、蒸汽、非凝性气体相和混合气体相。

2)CFD的多相流模型。多相流建模方法包括基于输运方程的模型(Transport equation model,TEM)和分离涡模拟(Detached eddy simulation,DES)封闭模型。空化过程通过如式(1)所示的空泡相的连续性方程进行数值求解,其中蒸发和冷凝项表示如下:

$$S_e=\frac{36\pi n_0 R_b^2}{(3+4\pi n_0 R_b^3)^2}\frac{\rho_l\rho_v}{\rho_m+\alpha_g(\rho_l-\rho_g)}\cdot\sqrt{\left|\frac{2}{3}\frac{p_v-p}{\rho_l}\left(1-\frac{R_0^3}{R_b^3}\right)\right|} \tag{7}$$

$$S_c=-\frac{36\pi n_0 R_b^2}{(3+4\pi n_0 R_b^3)^2}\frac{\rho_l\rho_v}{\rho_m+\alpha_g(\rho_l-\rho_g)}\cdot\sqrt{\left|\frac{2}{3}\frac{p-p_v}{\rho_l}\left(1-\frac{R_0^3}{R_b^3}\right)\right|} \tag{8}$$

其中:

$$R_b=F_r\sqrt{\frac{\rho_l}{2(p-p_v)}} \tag{9}$$

$$\begin{cases} p_v = p_{sat} + 0.195\rho_m k \\ \alpha_g = f_g \cdot \rho_m / \rho_g \\ F_r = \dfrac{1}{U_\infty L_\infty}\max(f_{rotation}, 0.1) \end{cases} \tag{10}$$

$$F_r = \frac{1}{U_\infty L_\infty}\max(f_{rotation}, 0.1)$$

式中：F_r表示旋转因子；R_b表示空泡半径，通过数值计算获取；初始空泡半径R_0和空泡数密度n_0分别为1.0 μm和10^{13} m^{-3}；U_∞表示文丘里管喉部的水平速度，通过数值计算获取；L_∞表示参考长度(L_∞=2 mm)；$f_{rotation}$表示旋转函数；f_g表示NCG的质量分数(f_g=1.5×10^{-5})；p_{sat}表示饱和压力。

所采用的湍流模型控制方程如下：

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_j k)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j}\left[(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k})\frac{\partial k}{\partial x_j}\right] + G_k - Y_k + S_k \tag{11}$$

$$\frac{\partial(\rho \omega)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_j \omega)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j}\left[(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\omega})\frac{\partial \omega}{\partial x_j}\right] + G_\omega - Y_\omega + S_\omega \tag{12}$$

其中：

$$\begin{cases} Y_k = \rho\beta^* k\omega F_{MDES} \\ F_{MDES} = \max\left[\dfrac{L_t}{C_{DES}\Delta}\max(1 - F_{SST}), 1\right] \end{cases} \tag{13}$$

式中：G_k和G_ω分别表示湍流动能k和比耗散率ω的生成项；Y_k和Y_ω分别表示湍流动能k和比耗散率ω的耗散项；S_k和S_ω表示用户定义的源项；Δ表示网格特征长度，Δ=0.001 mm；β^*表示SST(Shear stress transport，SST)k-ω模型的常数；F_{SST}表示SST混合函数；F_{MDES}表示混合长度修正函数；C_{DES}表示DES模型常数，C_{DES} = 0.61；L_t=$k^{0.5}/(\beta^*\omega)$表示雷诺平均Navier-Stokes(RANS)模型的湍流长度尺度。

1.4 ROS的测定及分析方法

采用对苯二甲酸(TA)作为·OH荧光探针，测定水力空化过程中产生的·OH含量[22]；采用氯化硝基四氮唑蓝(NBT)作为$O_2^{\cdot-}$探针，通过紫外分光光度计检测其259 nm处吸光度变化，计算$O_2^{\cdot-}$的浓度；采用糠醇(FFA)作为$^1O_2$探针，通过高效液相色谱测定FFA的浓度[22]，计算$^1O_2$的量；采用4-羟基苯乙酸(4-HPA)作为H_2O_2荧光探针，在辣根过氧化物酶催化下，通过荧光分光光度计在波长400 nm光激发下，测其发射波长300 nm处的荧光强度[22]，计算H_2O_2的浓度。

2 结果与讨论

2.1 不同DO浓度条件下的ROS产量及其形成途径

图2展示了入口压力0.15 MPa、流体温度30 ℃、pH 3.00条件下，水力空化过程中不同DO浓度(ρ_{DO})下的ROS定量分析结果。如图2(a)所示，

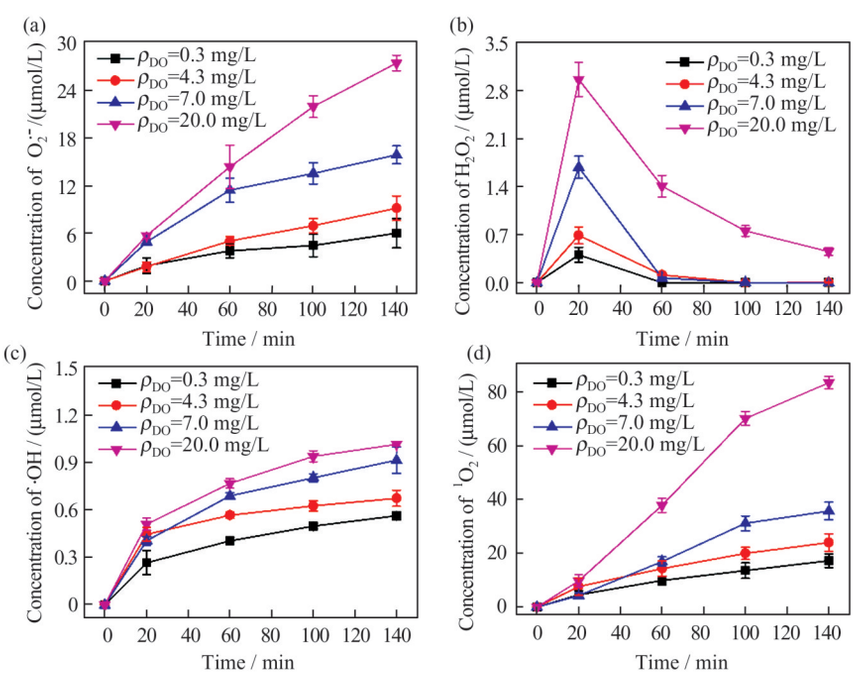


图2 不同DO浓度下ROS的定量分析

(a) $O_2^{\cdot-}$，(b) H_2O_2，(c) ·OH及(d) $^1O_2$；入口压力0.15 MPa，流体温度30 ℃，pH 3.00

Fig. 2 Quantitative analysis of ROS under different dissolved oxygen concentrations

(a) $O_2^{\cdot-}$; (b) H_2O_2; (c) ·OH and (d) $^1O_2$; inlet pressure: 0.15 MPa; fluid temperature: 30 ℃; pH 3.00

$O_2^{\cdot-}$浓度随DO浓度的升高而增加，表明O_2是生成$O_2^{\cdot-}$的主要来源，$O_2^{\cdot-}$的形成途径为O_2的还原反应。在空化气泡溃灭过程中，空化能量在水与空化气泡界面处激活电子，促进O_2转化为$O_2^{\cdot-}$（式(14)）[23]。随后，在酸性条件下，$O_2^{\cdot-}$质子化生成$HO_2\cdot$（式(15)）。图2(b)为不同DO浓度下H_2O_2的产量。作为活性氧的中间产物，H_2O_2可由$HO_2\cdot$生成（式(16)）[14]。反应20 min后，H_2O_2产量显著下降，这是由于水力空化过程中H_2O_2与O_2之间发生了可逆反应（式(17)）[24]。如图2(c)所示，·OH的产量随DO浓度的增加而增加，H_2O_2的裂解是生成·OH的主要途径（式(18)），这也是图2(b)中H_2O_2的量下降的原因之一。如图2(d)所示，$^1O_2$可能源于酸性条件下$O_2^{\cdot-}$与·OH的反应（式(19)）[25]，说明$O_2^{\cdot-}$是$^1O_2$的前驱体[26]。上述结果表明，在水力空化过程中，DO是水力空化过程中ROS的来源，其浓度的升高促进了ROS（$O_2^{\cdot-}$、H_2O_2、·OH及$^1O_2$）的生成与链式转化。

根据图2结果，在不同DO浓度的空化气泡中，ROS的生成路径如下：

$$O_2+e^-\rightarrow O_2^{\cdot-} \tag{14}$$

$$O_2^{\cdot-}+H^+\leftrightarrow HO_2\cdot \tag{15}$$

$$O_2^{\cdot-}+e^-+2H^+\rightarrow H_2O_2 \tag{16}$$

$$H_2O_2+O_2\leftrightarrow HO_2\cdot+HO_2\cdot \tag{17}$$

$$H_2O_2\leftrightarrow \cdot OH+\cdot OH \tag{18}$$

$$O_2^{\cdot-}+\cdot OH\rightarrow {}^1O_2+OH^- \tag{19}$$

2.2　不同入口压力下的空化能量和ROS产量

图3展示了不同入口压力（p_{in}）下水力空化过程的空化能量和ROS产量。如图3(a)所示，基于CFD模拟获得的空化能量，在入口压力为0.15 MPa时，文丘里管喉部下游区域的空化能量最强，高于0.12 MPa和0.17 MPa条件下的空化能量。这表明在入口压力为0.15 MPa时，空化气泡的溃灭最为剧烈；当入口压力增加至0.17 MPa时，受气蚀阻塞效应影响，空化能量反而下降[27]。不同入口压力下水力空化过程产生的ROS定量分析结果如图3(b)～(d)所示。可知，主要的活性氧物种为$^1O_2$和$O_2^{\cdot-}$。当入口压力为0.12 MPa时，$^1O_2$和$O_2^{\cdot-}$的产量分别为38.8 μmol/L和8.9 μmol/L；当入口压力增至0.15 MPa时，二者产量分别增至77.9 μmol/L与17.1 μmol/L，达到峰值；当入口压力进一步增至0.17 MPa时，产量分别为51.3 μmol/L与13.6 μmol/L。上述结果表明，空化能量与ROS产量随入口压力的变化趋势相似，均在0.15 MPa时达到峰值。

2.3　不同流体温度下的空化能量和ROS产量

图4展示了不同流体温度下水力空化过程的空化能量和ROS产量。如图4(a)所示，随着流体温度从20 ℃升至40 ℃，空化能量逐渐增加，表明空化能量随流体温度升高而增强。空化能量的增加归因于流体温度的升高导致蒸气压增大以及空化气泡溃灭效率的提高。如图4(b)～(d)所示，主要活性氧

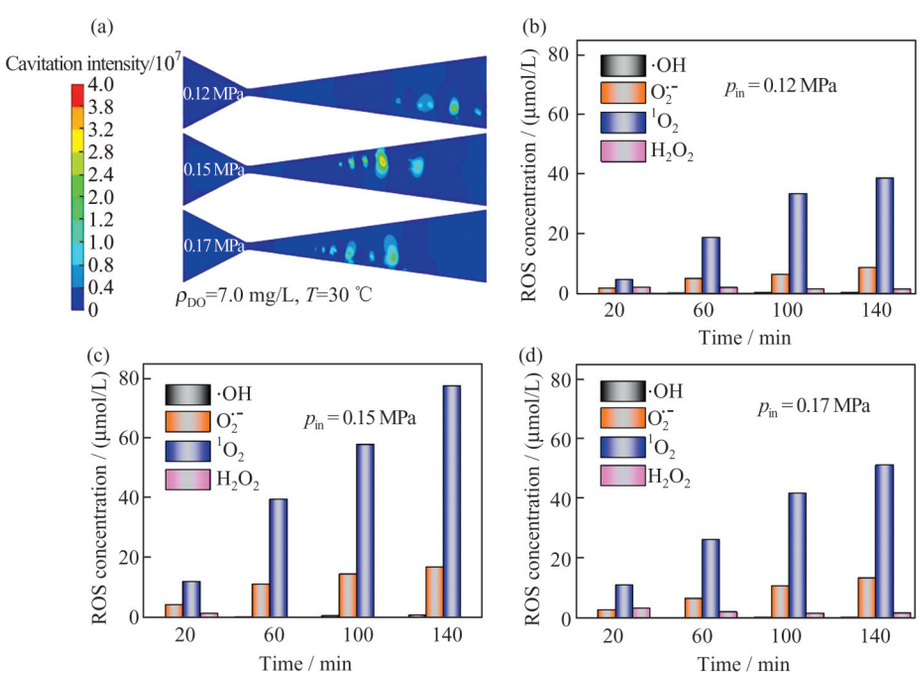


图3　(a) 基于CFD模拟的不同入口压力下的空化能量；入口压力为(b) 0.12 MPa、(c) 0.15 MPa及(d) 0.17 MPa时的ROS产量；流体温度 30 ℃，pH 3.00

Fig. 3　(a) Cavitation energy under different inlet pressures based on CFD simulation; ROS production at inlet pressures of (b) 0.12 MPa, (c) 0.15 MPa and (d) 0.17 MPa; fluid temperature: 30 ℃; pH: 3.00

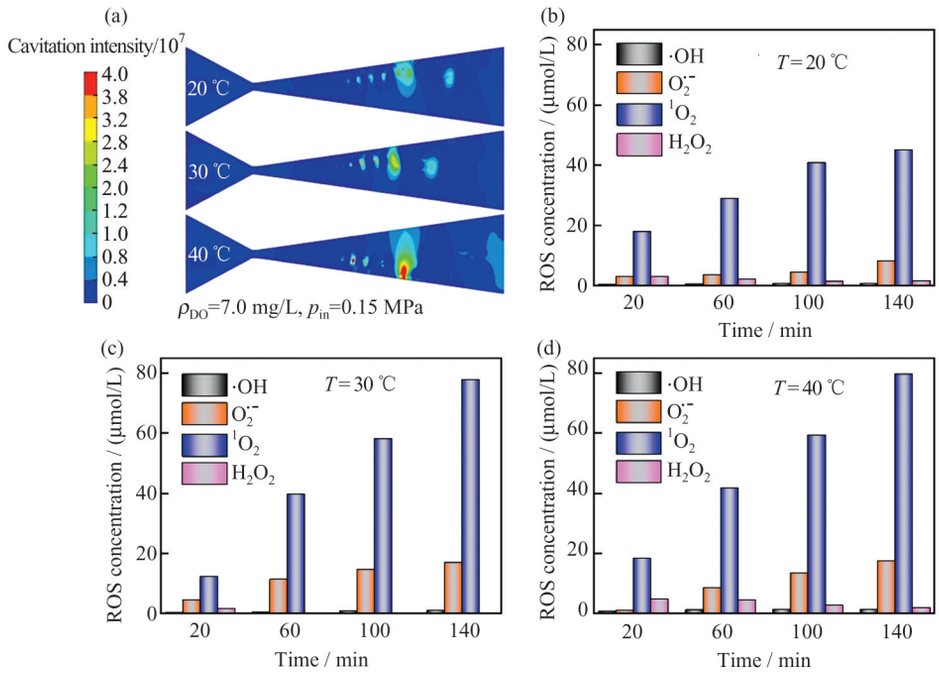


图 4 (a) 基于 CFD 模拟的不同流体温度下的空化能量;流体温度为 (b) 20 ℃、(c) 30 ℃ 和 (d) 40 ℃时的 ROS 产量;入口压力 0.15 MPa,pH 3.00

Fig. 4 (a) Cavitation energy under different fluid temperatures based on CFD simulation; ROS production at fluid temperatures of (b) 20 ℃, (c) 30 ℃ and (d) 40 ℃; inlet pressure: 0.15 MPa; pH 3.00

物种为 $^1O_2$ 和 $O_2^{\cdot-}$。在 20 ℃时,$^1O_2$ 和 $O_2^{\cdot-}$ 的产量分别为 45.1 μmol/L 与 8.1 μmol/L;流体温度升至 30 ℃时,二者的产量分别增加到 77.9 μmol/L 与 17.1 μmol/L;流体温度进一步升至 40 ℃时,产量分别为 79.7 μmol/L 与 17.6 μmol/L。上述结果表明,随着流体温度从 20 ℃升至 40 ℃,空化能量持续增强,ROS 产量在 20~30 ℃范围内呈现良好的正相关性,30 ℃后趋于稳定。

2.4 水力空化过程对有机污染物的降解

图 5 展示了空化效应对有机污染物的降解效果。如图 5(a)所示,在入口压力为 0.15 MPa、流体温度为 30 ℃、初始 pH 值为 3.00 条件下,机械搅拌对 RhB 溶液的降解率仅为 1%;当溶液流经空化装置的分支管路时,反应 140 min 后 RhB 的降解率为 28%,这主要是由于离心泵内产生的空化效应[28]。而当 RhB 溶液经过空化装置的文丘里管时,RhB 的降解率进一步提高至 81%,表明文丘里管内发生了强烈的空化作用。

为了排除 RhB 脱色对降解率的影响,对 RhB 的矿化率进行了测定,如图 6 所示,在含有文丘里管的主管路中,RhB 的矿化率为 18%,显著高于分支管路(7%)和机械搅拌体系(0.5%),表明文丘里空化产生的 ROS 具有更强的氧化能力,与 RhB 降解率的变化趋势一致。在相同的反应条件下,图 5(b)~(d)展示了空化效应对其他 3 种有机污染物的降解效果,TC、MB 和 MO 的降解率分别为 75%、75% 和 65%。

上述阳离子染料(RhB、MB)、阴离子染料(MO)以及典型抗生素(TC)的降解实验分别从电荷属性、化学结构及环境代表性 3 个方面验证了空化体系对不同类型污染物的广谱降解能力。结果表明,机械搅拌对有机污染物的降解效果可以忽略不计[29],而水力空化装置的空化效应可显著提升有机污染物的降解率。

2.5 实验条件对 RhB 降解的影响

入口压力影响空化气泡的密度,进而影响气泡的溃灭强度[30]。如图 7(a)所示,入口压力从 0.12 MPa 增至 0.15 MPa,RhB 的降解率由 45% 增至 81%;入口压力进一步升至 0.17 MPa 时,RhB 的降解率下降至 58%。这是由于入口压力过高时,受气蚀阻塞效应影响,空化能量下降,使 ROS 产量降低,进而影响了 RhB 的降解。该结果与图 3 一致。

流体温度的变化会改变水的饱和蒸气压,进而影响空化气泡的溃灭效率[31]。如图 7(b)所示,当流体温度从 10 ℃升至 30 ℃时,RhB 的降解率从 17% 提高至 81%,这主要源于水温升高降低了水的表面张力及空化气泡的成核能垒[32];流体温度进一步升至 40 ℃时,降解率进一步升至 86%,增幅趋缓;流体

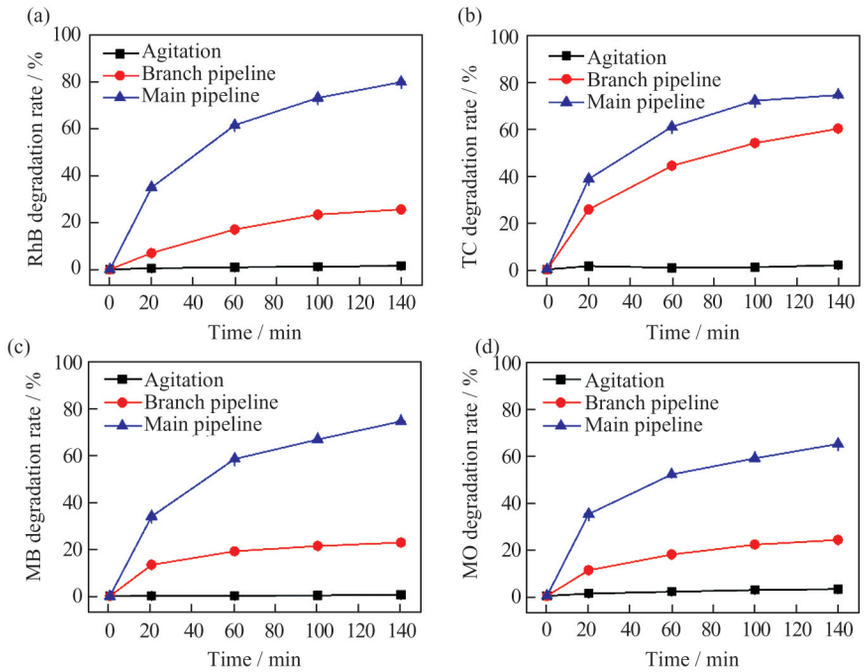


图5　水力空化装置中有机污染物的降解

(a) RhB; (b) TC; (c) MB; (d) MO;入口压力 0.15 MPa,流体温度 30 ℃,pH 3.00

Fig. 5　The degradation of organic pollutants in the hydrodynamic cavitation equipment

(a) RhB; (b) TC; (c) MB; (d) MO; inlet pressure: 0.15 MPa; fluid temperature: 30 ℃; pH 3.00

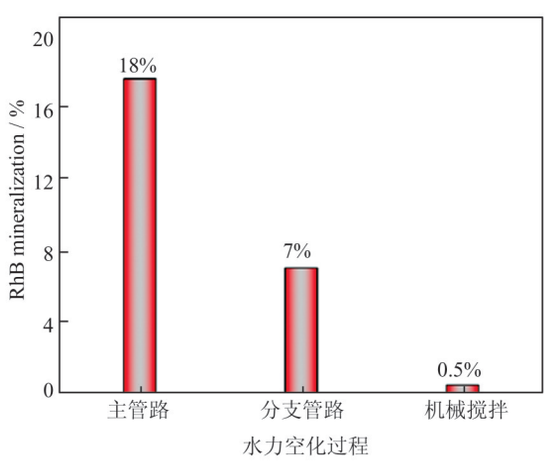


图6　水力空化装置中罗丹明B的矿化率

Fig. 6　The mineralization of RhB in the hydrodynamic cavitation equipment

温度继续升至45 ℃时,RhB的降解率下降至43%。结果表明,高温条件下产生的脱气效应及气泡内水蒸气含量过高会削弱空化能量,使ROS的产量减少。这一现象在水力空化和超声空化研究[29,33]中均有报道。

溶液初始pH值能显著改变水力空化体系中ROS的化学形态与反应路径[34]。如图7(c)所示,在pH 3.00时,RhB的降解效果最佳,降解率达81%;当pH值升至5.00时,RhB的降解率骤降至4%;在中性(pH 7.00)及碱性(pH 9.00和pH 11.00)条件下,RhB几乎不发生降解。该结果与文献结果一致,即酸性条件有利于增强水力空化体系对RhB的降解效果[35-36]。

探讨了不同DO浓度对RhB降解的影响。如图7(d)所示,在正常氧浓度(DO 7.0 mg/L)条件下,RhB的降解率为81%;在富氧环境(DO 20.0 mg/L)下,RhB的降解率接近100%;当DO浓度降至4.3 mg/L时,RhB的降解率下降至63%;在厌氧环境(DO 0.3 mg/L)下,RhB的降解率进一步降至28%。上述结果表明,RhB的降解率与DO浓度呈显著正相关,证实DO在水力空化降解RhB过程中发挥重要作用。更重要的是,DO可在空化气泡内发生热解离反应,为ROS的生成提供额外来源。

3　结　语

本文基于文丘里空化装置模拟水力空化过程,系统研究了该过程中ROS的形成途径及其对有机污染物的降解,得出如下结论:1)水力空化装置的入口压力和流体温度增加均能增强空化能量,空化能量与ROS产量在一定条件下呈正相关,主要的ROS为$^1O_2$和$O_2^{\cdot-}$;2)DO是水力空化过程中ROS生成的关键因素,RhB的降解率随DO浓度升高而显著提升;3)水力空化过程对多种有机污染物表现出

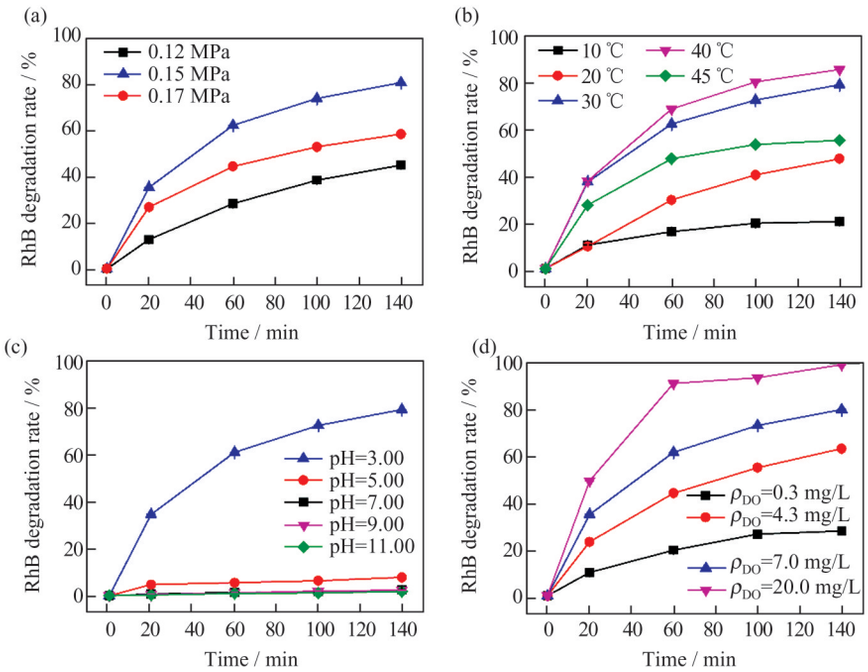


图 7 实验条件对水力空化降解 RhB 的影响

(a)入口压力;(b) 流体温度;(c) pH 值; (d) DO 浓度

Fig. 7 Effect of experimental conditions on the degradation of RhB by hydrodynamic cavitation

(a) pressure ; (b) temperature; (c) pH value; (d) DO concentrations

较好的降解能力,在 0.15 MPa、30 ℃、pH 3.00 条件下,反应 140 min 时 RhB、TC、MB、MO 的降解率分别为 81%、75%、75%、65%,在富氧环境(DO20.0 mg/L)下,RhB 的降解率接近 100%。

水力空化技术具有显著的环境友好优势,能够利用流体机械能诱导生成 ROS,而无需额外添加化学试剂。这从源头避免了二次污染,符合工业废水处理的低碳减排要求。但本文实验结果主要基于模拟废水,对工业复杂水质组分(如无机盐、悬浮物)产生的自由基竞争抑制效应及降解中间产物的生态毒性研究尚不全面。未来研究应考虑上述因素,进一步优化工艺参数,并探索将该技术与其他环境友好型技术的联合应用,推动水力空化技术从实验室研究转向工业化应用。

参考文献:

[1] XIE Z H, HE C S, PEI D N, *et al*. Review of characteristics, generation pathways and detection methods of singlet oxygen generated in advanced oxidation processes (AOPs)[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, **468**: 143778. DOI:10.1016/j.cej.2023.143778.

[2] WANG J L, WANG S Z. Reactive species in advanced oxidation processes: Formation, identification and reaction mechanism[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, **401**: 126158. DOI:10.1016/j.cej.2020.126158.

[3] DONG C C, FANG W Z, YI Q Y, *et al*. A comprehensive review on reactive oxygen species (ROS) in advanced oxidation processes (AOPs)[J]. *Chemosphere*, 2022, **308**: 136205. DOI:10.1016/j.chemosphere.2022.136205.

[4] SINGH R, HARSHA VARTHAN M K, REJITH KUMAR R S, *et al*. Emerging pollutants in soil and water: Sources, risks, and advances in removal technologies for sustainable management[J]. *Environmental Management*, 2025, **75**(12): 3522-3537. DOI: 10.1007/s00267-025-02284-1.

[5] PAIU M, FAVIER L, GAVRILESCU M. Assessing the ecotoxicological effects of emerging drug and dye pollutants on plant - soil systems pre- and post-photocatalytic wastewater treatment[J]. *Plants*, 2025, **14**(24): 3835. DOI:10.3390/plants14243835.

[6] THANEKAR P, GOGATE P. Application of hydrodynamic cavitation reactors for treatment of wastewater containing organic pollutants: Intensification using hybrid approaches [J]. *Fluids*, 2018, **3**(4): 98. DOI:10.3390/fluids3040098.

[7] WANG B W, SU H J, ZHANG B. Hydrodynamic cavitation as a promising route for wastewater treatment—A review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, **412**: 128685. DOI:10.1016/j.cej.2021.128685.

[8] SUN X, YOU W B, XUAN X X, *et al*. Effect of the cavitation generation unit structure on the performance of an advanced hydrodynamic cavitation reactor for process intensifications[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021,

412: 128600. DOI:10.1016/j.cej.2021.128600.

[9] PODBEVŠEK D, LEDOUX G, DULAR M. Investigation of hydrodynamic cavitation induced reactive oxygen species production in microchannels via chemiluminescent luminol oxidation reactions[J]. *Water Research*, 2022, **220**: 118628. DOI:10.1016/j.watres.2022.118628.

[10] ZHANG Z S, GUO S T, JI X Y, *et al*. Numerical simulation and experimental verification of venturi tube hydraulic cavitation[J]. *PLoS One*, 2026, **21**(2): e0336755. DOI:10.1371/journal.pone.0336755.

[11] WANG B W, WANG T T, SU H J. Hydrodynamic cavitation (HC) degradation of tetracycline hydrochloride (TC)[J]. *Separation and Purification Technology*, 2022, **282**: 120095. DOI:10.1016/j.seppur.2021.120095.

[12] HUANG J L, CHENG H Y, CAO Y T, *et al*. Influence of hydrofoil characteristic thickness on the cavitation erosion risk distribution of clearance vortex cavitation and its mechanisms[J]. *Journal of Hydrodynamics*, 2025, **37**(1): 50-62. DOI: 10.1007/s42241-025-0014-5.

[13] DEGGELMANN M, NÖPEL J A, RÜDIGER F, *et al*. Hydrodynamic cavitation for micropollutant degradation in water - Correlation of bisphenol A degradation with fluid mechanical properties[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2022, **83**: 105950. DOI:10.1016/j.ultsonch.2022.105950.

[14] PENG K W, QIN F G F, JIANG R H, *et al*. Production and dispersion of free radicals from transient cavitation Bubbles: An integrated numerical scheme and applications[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2022, **88**: 106067. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2022.106067.

[15] DE-NASRI S J, NAGARAJAN S, ROBERTSON P K J, *et al*. Quantification of hydroxyl radicals in photocatalysis and acoustic cavitation: Utility of coumarin as a chemical probe[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, **420**: 127560. DOI:10.1016/j.cej.2020.127560.

[16] MCCORMICK W J, RICE C, MCCRUDDEN D, *et al*. Enhanced monitoring of photocatalytic reactive oxygen species: Using electrochemistry for rapid sensing of hydroxyl radicals formed during the degradation of coumarin[J]. *The Journal of Physical Chemistry A*, 2023, **127**(23): 5039-5047. DOI:10.1021/acs.jpca.3c00741.

[17] WEI W G, MEI T H, DU C Y, *et al*. Molecular oxygen activation for organic pollutants degradation in water: Strategies, mechanisms, and applications[J]. *Catalysts*, 2026, **16**(3): 206. DOI:10.3390/catal16030206.

[18] HAN Z X, WU B, BROWN I, *et al*. Detection of $HO_2\cdot/O_2^-$ radicals formed in aqueous solutions irradiated with megasonic waves using a cavitation threshold (CT) cell set-up[J]. *Solid State Phenomena*, 2014, **219**: 170-173. DOI:10.4028/www.scientific.net/ssp.219.170.

[19] CHEN Y K, ZHANG X X, LI C J, *et al*. Mass transfer enhancement and flow field simulations for a Venturi bubble generator with multiple inlet tubes[J]. *Nuclear Engineering and Design*, 2024, **424**: 113249. DOI:10.1016/j.nucengdes.2024.113249.

[20] HONG F, TIAN H L, YUAN X, *et al*. CFD-assisted modeling of the hydrodynamic cavitation reactors for wastewater treatment—A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, **321**: 115982. DOI:10.1016/j.jenvman.2022.115982.

[21] HONG F, XUE H C, YUAN X, *et al*. Numerical investigation on the hydrodynamic performance with special emphasis on the cavitation intensity detection in a Venturi cavitator[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, **175**: 212-226. DOI:10.1016/j.psep.2023.05.037.

[22] WEN N, HUANG Y P, YANG Y T, *et al*. Dynamic bromine vacancy-mediated photocatalytic three-step three-electron oxygen reduction to hydroxyl radicals[J]. *ACS Catalysis*, 2024, **14**(15): 11153-11163. DOI:10.1021/acscatal.4c02674.

[23] WANG Z M, BERBILLE A, FENG Y W, *et al*. Contact-electro-catalysis for the degradation of organic pollutants using pristine dielectric powders[J]. *Nature Communications*, 2022, **13**: 130. DOI:10.1038/s41467-021-27789-1.

[24] MEROUANI S, HAMDAOUI O, REZGUI Y, *et al*. Sensitivity of free radicals production in acoustically driven bubble to the ultrasonic frequency and nature of dissolved gases[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2015, **22**: 41-50. DOI:10.1016/j.ultsonch.2014.07.011.

[25] NOSAKA Y, NOSAKA A Y. Generation and detection of reactive oxygen species in photocatalysis[J]. *Chemical Reviews*, 2017, **117**(17): 11302-11336. DOI:10.1021/acs.chemrev.7b00161.

[26] WANG S H, LI T, CHENG X, *et al*. Regulating the concentration of dissolved oxygen to achieve the directional transformation of reactive oxygen species: A controllable oxidation process for ciprofloxacin degradation by calcined CuCoFe-LDH[J]. *Water Research*, 2023, **233**: 119744. DOI:10.1016/j.watres.2023.119744.

[27] MOHOD A V, TEIXEIRA A C S C, BAGAL M V, *et al*. Degradation of organic pollutants from wastewater using hydrodynamic cavitation: A review[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, **11**(3): 109773. DOI:10.1016/j.jece.2023.109773.

[28] ZHANG Y L, HUANG H F, TONG J B, *et al*. Numerical prediction of cavitation performance of a prototype pump as turbine based on CFD[J]. *Scientific Reports*, 2026, **16**: 4035. DOI:10.1038/s41598-025-34055-7.

[29] NIE G, HU K S, REN W, *et al*. Mechanical agitation

accelerated ultrasonication for wastewater treatment: Sustainable production of hydroxyl radicals[J]. *Water Research*, 2021, **198**: 117124. DOI:10.1016/j.watres.2021.117124.

[30] MALEKI M, PRIYADARSHI A, CLEAVES J, *et al*. New insights on the cavitation development and the role of bubbles in Micro-Venturi channels[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2025, **123**: 107669. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2025.107669.

[31] TAO Y Q, CAI J, HUAI X L, *et al*. Application of hydrodynamic cavitation to wastewater treatment[J]. *Chemical Engineering & Technology*, 2016, **39**(8): 1363-1376. DOI: 10.1002/ceat.201500362.

[32] WANG J, WANG Z J, VIEIRA C L Z, *et al*. Review on the treatment of organic pollutants in water by ultrasonic technology [J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2019, **55**: 273-278. DOI:10.1016/j.ultsonch.2019.01.017.

[33] IMANZADEH M, BAKHTIARI R, RAHBARSHAHLAN S, *et al*. Role of dissolved CO_2 in hydrodynamic cavitation on a chip[J]. *International Journal of Multiphase Flow*, 2026, **195**: 105526. DOI:10.1016/j.ijmultiphaseflow.2025.105526.

[34] WANG X N, JIA J P, WANG Y L. Combination of photocatalysis with hydrodynamic cavitation for degradation of tetracycline [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, **315**: 274-282. DOI:10.1016/j.cej.2017.01.011.

[35] KHAJEH M, AMIN M M, FATEHIZADEH A, *et al*. Synergetic degradation of atenolol by hydrodynamic cavitation coupled with sodium persulfate as zero-waste discharge process: Effect of coexisting anions [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, **416**: 129163. DOI:10.1016/j.cej.2021.129163.

[36] SONG Y W, NIE S L, JI H, *et al*. Degradation of methyl orange using hydrodynamic cavitation coupled with plasma oxidation and ultraviolet C[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, **467**: 142887. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.142887.

□