

臭氧氧化技术对高藻原水的处理效能研究

赵顺宇¹, 陈明珠¹, 殷翰墨¹, 沈振兴², 彭志祥², 徐西蒙^{1,3*}

(1.昆明理工大学建筑工程学院, 云南 昆明 650500; 2.昆明自来水集团有限公司, 云南 昆明 650500;
3.云南省城乡发展研究院, 云南 昆明 650500)

摘要:为应对藻华频发对饮用水安全的威胁,采用臭氧氧化技术处理不同含藻水样,考察除藻效果及作用机制。结果表明,自养藻水与真实水体达到90%除藻率所需臭氧浓度分别为1.44 mg/L与2.40 mg/L,差异源于实际水体中含更多耗氧物质。臭氧浓度对藻细胞的结构完整性有显著影响,过高的臭氧投加量可能引发藻细胞破裂,释放藻毒素,因此需要根据水质特征和处理目标,优化臭氧投加浓度。臭氧氧化可通过降低藻细胞表面静电斥力及破坏其细胞表面生物结构等途径实现藻细胞的去除,为藻华应急处理提供了重要参数依据。

关键词:臭氧;藻爆发;富营养化;除藻

中图分类号:TU99.12

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2026)08-0137-06

DOI:10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2026.08.024

Research on the treatment efficiency of ozone oxidation technology for algae-rich raw water

ZHAO Shun-yu¹, CHEN Ming-zhu¹, YIN Han-mo¹, SHEN Zhen-xing²,
PENG Zhi-xiang², XU Xi-meng^{1,3*}

(1.School of Architecture and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650500, China;
2.Kunming Water Supply Group Co., Ltd., Kunming 650500, China;
3.Yunnan Urban and Rural Construction and Development Research Institute, Kunming 650500, China)

Abstract: In response to the threat of frequent algal blooms to drinking water safety, ozone oxidation technology was used to treat water samples containing different algae, and the algae removal effect and mechanism were investigated. The results showed that the ozone concentrations required to achieve a 90% algae removal rate in autotrophic algae water and real water were 1.44 mg/L and 2.40 mg/L, respectively, and the difference was attributed to the presence of more oxygen-consuming impurities in the actual water. Ozone concentration has a significant impact on the structural integrity of algal cells. Excessive ozone dosage may cause algal cell rupture and release algal toxins. Therefore, it is necessary to optimize the ozone dosage based on water quality characteristics and treatment objectives. Ozone oxidation can achieve the removal of algae cells by reducing their surface electrostatic repulsion and disrupting their biological structure. The study provides important parameter references for emergency treatment of algal blooms.

Key words: ozone; algal outburst; eutrophication; algae removal

由于人类活动的影响,大量的氮、磷等营养物质进入水体,使得藻类大量繁殖,导致水体富营养化问题日渐突出^[1]。全球范围内水源地藻华事件频发,水体中藻类异常增殖不仅会使水体水质状况恶化,其代谢产生的藻毒素^[2]及致溴物质更是会严重影响净水效果及饮用水安全。

臭氧(O₃)是一种强氧化剂,其分子结构极不稳定,在自由基激活剂作用下发生自由基链式反应,易分解产生具有强氧化性的羟基自由基(·OH)和单原子氧(O)^[3-4],并且因其具有清洁、污染小的特点所以被广泛利用于饮用水处理中。臭氧具有强氧化性,利用臭氧氧化不仅可以快速、彻底去除水体中藻细胞、浊度、色度、异臭味,并有效降解水体中难降解的有机物,并可氧化无机污染物如铁、锰及部分重金

属离子^[5]。所以,臭氧被认为是一种高效、便捷的除藻技术,在应对突发性水质变化情况时,可作为一种理想选择。此外,在水处理厂中臭氧还可以作为一种强化混凝的预处理手段,可通过多途径协同作用显著提升藻类混凝去除效果^[6]。

值得注意的是,由于臭氧具有较强的氧化能力,当其投加量过大时,过度氧化引发藻细胞结构破损^[7],导致藻源有机物的释放以及水中溶解性有机物浓度增加,不仅恶化水质,还会提高消毒副产物的生成风险^[8]。因此,在使用臭氧氧化技术对高藻水源进行处理时,需要结合水质情况对臭氧投加浓度进行严格调控。

基于此,本文使用臭氧氧化技术,对自养铜绿微囊藻和高藻含量的湖水(昆明滇池)进行了除藻,从

收稿日期:2025-10-29;修回日期:2026-05-26

基金项目:云南省重点研发计划项目(202203AC100004)

作者简介:赵顺宇(2001-),男,硕士生,研究方向为饮用水处理技术,20242210119@stu.kust.edu.cn;徐西蒙(1988-),女,博士,副教授,研究方向为水处理技术,通讯联系人,Ximeng-Xu@kust.edu.cn。

藻液紫外吸收性质变化、藻液 Zeta 电位变化、藻液胞外有机物(EOM)的变化、藻细胞表面形貌变化等方面,重点关注了不同水质条件下,臭氧浓度对处理效果的影响及潜在破藻风险,以及臭氧氧化促使藻细胞失活的主要机理,以期为饮用水源地应对藻爆发问题提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 实验用水

实验水样及所用臭氧发生器及臭氧氧化装置如图 1 所示。



图 1 实验水样及所用臭氧发生器及臭氧氧化装置

水样 1: 自养藻, 将处于对数期的铜绿微囊藻液, 用去离子水稀释至 $OD_{680} = 0.032$, 使其藻密度为 1×10^8 cells/L。铜绿微囊藻藻种(FACHB-905)购自中国科学院水生生物研究所。采用 BG11 培养基(121°C 灭菌 30 min)培养, 无菌条件下将铜绿微囊藻藻种接种于锥形瓶中。将接种完毕的锥形瓶置于智控光照培养箱上, 在 25°C 下进行 12 h/12 h 的光-暗循环, 光照强度为 2500 lx ^[9]。培养初期向锥形瓶中通气供氧, 并每天手动摇晃 2~3 次。通过一段时间的培养, 铜绿微囊藻进入对数生长期阶段后进行实验(表 1)。

表 1 不同水样基本水质信息

	藻密度/ (cells·L ⁻¹)	OD_{680} / cm ⁻¹	UV_{254} / cm ⁻¹
水样 1(自养藻)	1×10^8	0.032	0.040
水样 2(滇池水)	3.5×10^7	0.032	0.104

水样 2: 滇池水, 取自云南省昆明市滇池流域, 位于云南省昆明市西南部, 是云南省最大的淡水湖, 也是中国第六大淡水湖(地理位置为北纬 $24^\circ 28'$ 至 $25^\circ 28'$, 东经 $102^\circ 30'$ 至 $103^\circ 00'$)^[10]。取样时间为 8 月, 取样时针对流域内藻数量及分布情况开展调研, 发现流域内藻类数量多, 种类丰富, 其水温为 20°C 、浊度为 32.5 NTU, 平均藻密度为 3.5×10^7 cells/L,

优势藻种为蓝藻, 约占 96%, 其中的主要种属为绿藻、隐藻、硅藻等。

1.2 实验试剂

磷酸(H_3PO_4)、碘化钾(KI)、硫代硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$)均为分析纯级。

1.3 实验方法

(1) 液相溶解性臭氧浓度测试。通过控制臭氧发生器进氧量大小改变液相溶解臭氧浓度, 利用碘滴定法^[11]测定液相中溶解性臭氧浓度, 移取臭氧水样 50 mL 于 250 mL 碘量瓶中, 加入 200 g/L 碘化钾溶液 5 mL, 用磷酸溶液 5 mL 进行酸化, 摇匀, 加盖避光静置 5 min, 用已标定的硫代硫酸钠标准溶液滴定至溶液呈浅黄色, 加入 10 g/L 淀粉溶液 1 mL, 继续滴定至蓝色消失, 记录消耗的硫代硫酸钠标准溶液的体积, 按公式(1)计算臭氧的浓度。

$$c = (c_1 \times V \times 24\ 000) / V_0 \quad (1)$$

式(1)中: c_1 为硫代硫酸钠标准溶液的浓度, 0.015 8 mol/L; V 为消耗的硫代硫酸钠标准溶液的体积, mL; V_0 为水样的体积, mL。

(2) 除藻率的计算。除藻率(η)以叶绿素蓝绿藻二合一检测仪所测定藻密度(N)进行计算, 其公式如式(2)所示。

$$\eta = [(N_0 - N_1) / N_0] \times 100\% \quad (2)$$

式(2)中: N_0 和 N_1 分别为水样初始时刻藻密度值和臭氧氧化后藻密度值。

(3) 臭氧氧化实验: 将水样 1 自养藻水及水样 2 滇池水分别量取 400 mL 加入臭氧发生柱, 对藻液进行氧化。控制臭氧发生器在进氧量为 10、20、30、40、60、80、100 mL/min, 反应 10 min, 使溶解臭氧浓度为 0.24、0.96、1.44、2.4、3.08、4.15、4.92 mg/L。

(4) EOM 的提取: 将藻液置于高速离心机中, 在 5 000 r/min 转速下离心 10 min, 收集上清液, 经 0.45 μm 聚醚砜滤膜过滤, 得到 EOM。

1.4 测试方法

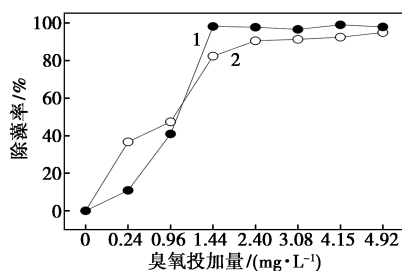
采用臭氧发生器(3S-T, 北京同林科技有限公司)生成臭氧, 对水样进行臭氧氧化反应; 藻密度采用叶绿素蓝绿藻二合一检测仪(HD-YL301, 山东霍尔德电子科技有限公司)测定; 采用紫外-可见分光光度计(752G, 上海仪电分析仪器有限公司)测定藻液的 UV_{254} 值, 反映藻液中有机的芳香化程度; 采用自动电位滴定仪(ZD-2A, 上海悦丰仪表有限公司)测定 Zeta 电位; 采用三维荧光光谱仪(F-7000, 日本日立)定性表征藻液中主要的官能团以及分子结构; 采用扫描电子显微镜(SEM, Apreo 2S, 赛默

飞)、数码显微镜(BA210,麦克奥迪实业集团有限公司)观察藻细胞氧化前后的形貌状态变化。

2 结果与讨论

2.1 臭氧投量对不同水体除藻率的影响

从图 2 可以明显看出,臭氧投加浓度对铜绿微囊藻的灭活效果具有显著影响,且 2 种不同来源水样(实验室培养是自养藻和滇池实际水体)均表现出相似的剂量-效应关系。随着臭氧投加量的逐步提升,藻细胞灭活效率均呈现先快速上升后逐渐趋于平缓的变化趋势。



1—自养藻除藻率;2—滇池水除藻率

图 2 臭氧投量对除藻率的影响

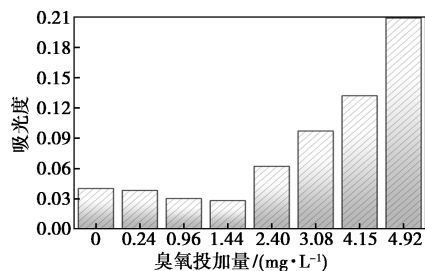
对于自养藻体系,当臭氧投加量在 0.24~1.44 mg/L 范围内递增时,除藻率呈现显著提升趋势,在臭氧投加量达到 1.44 mg/L 时,除藻率可达到最高值,即 98.09%,之后随浓度增加而趋于平缓。如前所述,这是因为臭氧分子具有较高的氧化能力,能够穿透藻细胞膜,与细胞内关键组分,如蛋白质、核酸等发生氧化反应,导致细胞结构完整性受损、代谢功能紊乱,从而有效抑制藻细胞的生长活性。然而当臭氧投加浓度超过 1.44 mg/L 后,除藻率则不再发生明显提高。而在滇池水中,则呈现出了不同的变化特征。在各个臭氧投加浓度下,除藻率均低于自养藻体系,且除藻率最高值(94.86%)在 4.92 mg/L 才达到。这一差异主要源于实际水体的复杂性:一方面,滇池水中除藻细胞外,还含有大量溶解性有机物、微生物、无机离子等成分,这些物质会与藻细胞共同竞争臭氧分子;此外,自然水体中藻细胞的生理状态、群落组成等因素也可能影响其对抗氧化应激的能力^[12]。

以上实验结果反映出,在应用臭氧氧化工艺对水体进行藻类控制时,需要根据水体特性和处理目标确定臭氧投加量,既要保证处理效果,又要避免过量投加造成的资源浪费。

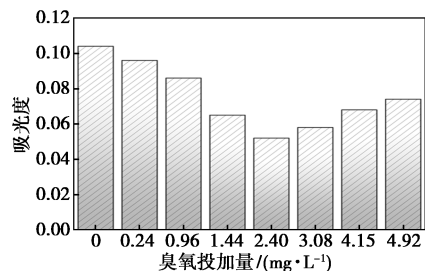
2.2 臭氧投量对藻液紫外吸收性质的影响

UV₂₅₄作为表征水中含芳香族化合物和疏水性

腐殖类物质的重要指标,其变化趋势能够直观反映臭氧氧化过程中,水体有机物含量的变化趋势^[13]。由图 3 结果可知,臭氧投加量对 2 种水样的 UV₂₅₄值均产生了显著影响,但其变化规律存在明显差异。对于自养藻体系,当臭氧投加量在 0.24~1.44 mg/L 范围内时,UV₂₅₄值呈现缓慢下降趋势,这表明适量臭氧能有效降解藻液中的芳香性有机物。这一阶段臭氧主要作用于溶解态的胞外有机物(EOM),通过破坏其共轭双键和芳香环结构^[14],使大分子有机物转化为小分子物质,从而降低 UV₂₅₄值。



(a) 自养藻



(b) 滇池水

图 3 藻液 UV₂₅₄在不同臭氧投量下的变化

然而,当臭氧投加量超过 1.44 mg/L 后,UV₂₅₄值出现显著回升,这一反常现象说明臭氧的浓度已足以引发过度氧化,导致藻细胞结构发生破损,原本存在于细胞内的芳香性物质已被释放至水体中,使得 UV₂₅₄值重新升高。

相比之下,滇池水的 UV₂₅₄变化呈现不同的变化趋势。由于原水中本就含有较高浓度的腐殖质等芳香性有机物,其初始 UV₂₅₄值明显高于自养藻体系。在臭氧投加量 0.24~2.4 mg/L 范围内,UV₂₅₄值显著持续降低,表明臭氧能有效氧化降解水体中的天然有机质。而臭氧投加量超过 2.4 mg/L 后,UV₂₅₄值虽有上升,但程度远低于自养藻体系,这可能是由于实际水体中存在更多臭氧消耗物质,对藻细胞反而起到一定保护作用,使得胞内有机物释放相对有限。

以上结果进一步证实,臭氧投加量不仅关乎除藻率,也与水质安全直接相关。过高的臭氧投加量

未必利于除藻效能提升,甚至可能引发过度氧化导致藻细胞破裂释放新的有机污染物^[15],因此需要结合水质特征精确控制臭氧投加量。

2.3 臭氧投量对藻细胞形态的影响

以上实验数据证实,臭氧浓度对藻细胞的结构完整性有显著的影响。为了更为直观地观察,我们对滇池中的典型藻种进行了扫描电镜分析,并对自养铜绿微囊藻进行了显微镜分析。

通过 SEM 对不同臭氧投加量处理后的滇池硅藻细胞进行了形态学观察(图 4)。可见原始硅藻细胞呈现出完整健康状态,形状为较为规则的圆柱形,壳面为圆形,有成束辐射状排列的网孔,在中央排列不规则或形成玫瑰纹区,每条辐射无纹区或相隔数条辐射无纹区在壳套处的末端具一短刺^[16]。在经过 0.24 mg/L 臭氧处理后,壳面辐射状网孔消失并呈现出网状褶皱,中央区域向胞内凹陷,藻细胞结构出现轻微破裂的迹象。在 1.44 mg/L 臭氧浓度处理组中,藻细胞壁损伤加剧,中央凹陷区域出现破洞^[17]。当臭氧浓度升高至 4.92 mg/L 时,藻细胞完全破损,表面严重腐蚀,仅剩基本轮廓存在。这一观察结果充分证实了过量臭氧投加量对藻细胞结构的破坏性^[18]。

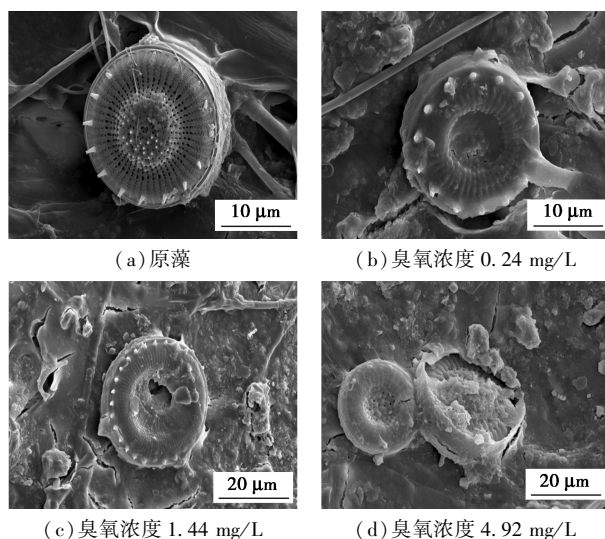


图 4 臭氧氧化后藻 SEM 图片

生物显微镜观察结果(图 5)进一步验证了过量臭氧对铜绿微囊藻细胞结构的破坏作用^[19]。在未处理的对照组中,视野内可见大量形态规整的藻细胞密集分布,细胞呈现典型的饱满球形结构,细胞质分布均匀,边界清晰可辨。经 1.44 mg/L 臭氧处理后,显微图像显示藻细胞密度急剧下降,颜色也由绿变暗,颜色不再鲜活,说明臭氧对藻细胞叶绿素产生氧化作用,使其褪色。当臭氧浓度提升至 4.92 mg/L

时,几乎观察不到完整细胞结构,代之以大量不规则碎片和颗粒状物质,可能是细胞壁碎片以及分散的细胞器残骸。这些显微观察与 SEM 结果相互印证,共同证实 1.44 mg/L 臭氧可有效破坏藻细胞完整性,而 4.92 mg/L 则导致细胞完全解体。

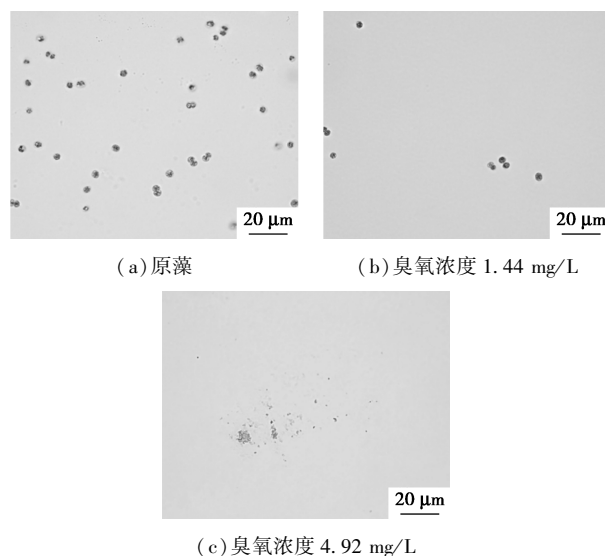


图 5 臭氧氧化后生物显微镜照片

2.4 臭氧投量对藻液 Zeta 电位的影响

Zeta 电位作为表征胶体体系稳定性的重要指标,其变化规律能够直观反映藻细胞表面的电荷分布情况及稳定性^[20]。通过系统考察不同臭氧投加量下藻液 Zeta 电位的变化特征(图 6),进一步揭示了臭氧氧化对藻细胞表面电荷的调控作用及其除藻机理。由于实际水体组分复杂,Zeta 电位受到较多因素影响,因此此处只选用了自养藻进行研究。实验结果显示,随着臭氧投加量的不断提高,藻液 Zeta 电位(绝对值)从初始的 113 mV 持续下降至 22 mV (降幅达 80.5%)。这种变化主要源于臭氧对藻细胞胞外有机物(EOM)中带负电基团的氧化作用(如羧基、磷酸基等),从而有效降低了藻细胞表面的负电性、削弱了藻细胞间的静电排斥作用,并进一步降低了藻细胞的稳定性,引发藻细胞团聚,这也是藻高藻原水中藻细胞失活的主要原因^[21-22]。

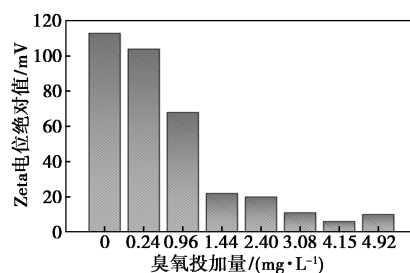


图 6 藻液 Zeta 电位在不同臭氧投量下的变化

2.5 臭氧投量对藻液 EOM 的影响

荧光类有机物是一类普遍存在于地表水中的污染物^[23],通过三维荧光光谱(EEM)分析对藻液中的主要荧光类特征有机物进行了测定。不同臭氧浓度氧化(10 min)后藻液水样的荧光光谱如图 7 所示,臭氧氧化对藻液 EOM 荧光特性的影响呈现出动态变化规律。EEM 光谱分析表明,在含藻水体中,主要检测到 T_1 、 T_2 、A 和 C 四个荧光特征峰。其中, T_1 峰和 T_2 峰来自于蛋白质类物质,A 峰和 C 峰分别代表腐殖质和黄腐酸类物质,这类物质主要由藻类代谢性活动产生,其中腐殖质为黄腐酸的母体,黄腐酸为腐殖质的分解产物^[24]。与原水相比, T_1 、 T_2 两个荧光峰的荧光强度随臭氧量增加而逐渐减弱,这是由于蛋白质类物质在氧化作用下被分解所致^[25]。

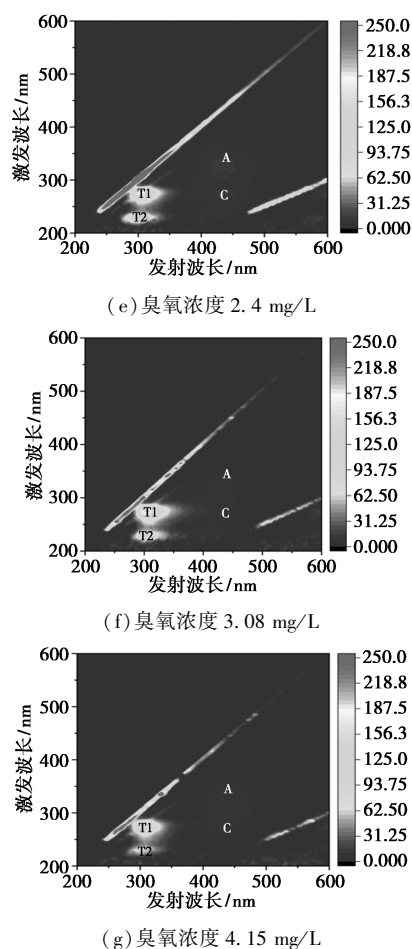
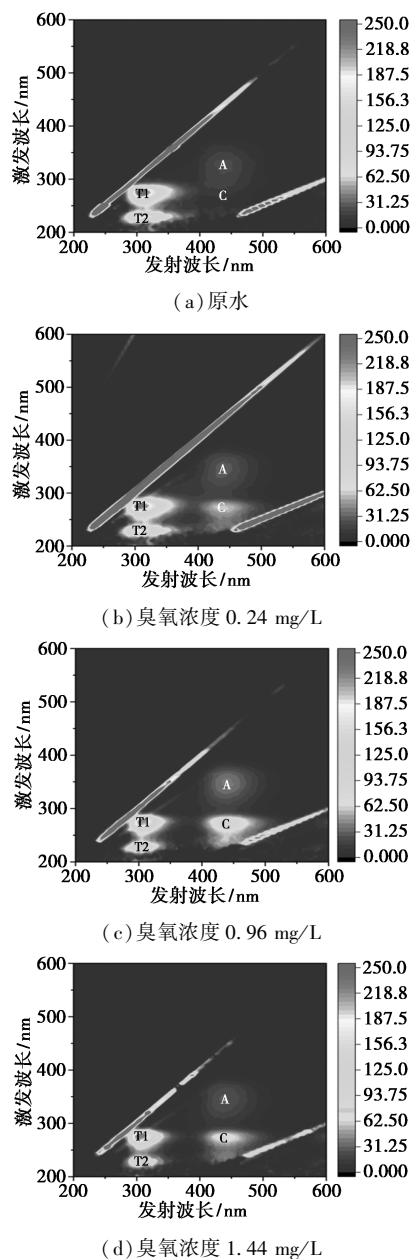


图 7 臭氧氧化对藻液 EOM 荧光特性的影响

值得注意的是,当经过 0.24 mg/L 的臭氧氧化后 A 峰荧光强度增加,还出现了新的荧光团 C。其中,荧光团 C 荧光强度呈现为先增大后减小最后消失的趋势,在 0.96 mg/L 时达到峰值后逐渐减弱,当臭氧浓度超过 2.4 mg/L 时完全消失,这表示在氧化过程中,腐殖质逐渐被分解为黄腐酸类物质,随后黄腐酸类物质又被臭氧氧化分解。上述结果进一步证实了臭氧对藻细胞 EOM 的氧化能力,且臭氧浓度与 EOM 的氧化程度直接相关。

3 结论

(1) 臭氧氧化可以有效去除高藻水体中的藻细胞。对于自养藻体系,当臭氧浓度为 1.44 mg/L 时,可实现 95% 以上除藻率。对于滇池水体,因有机物竞争,达到 90% 灭活率需将浓度提高至 2.4 mg/L。达到除藻率峰值后,继续增加臭氧浓度,除藻率不再上升。

(2) 臭氧浓度对藻细胞的结构完整性有显著的影响,过高的臭氧投加量可能引发过度氧化导致藻细胞破裂。在应用中应根据水质调整臭氧量,使臭

氧既能保证高效除藻,又可避免过度氧化带来的负面影响,有效维持细胞完整性,避免藻毒素大量释放。

(3) 臭氧氧化可通过多途径协同作用实现藻细胞移除。一方面,臭氧能有效降解藻细胞表面的带负电胞外有机物(EOM),降低藻细胞间的静电斥力及藻细胞群稳定性;另一方面,氧化过程可破坏藻细胞表面结构,干扰其生物功能、降低生物活性,从而更容易失去细胞稳定性。

参考文献

- [1] Le Moal M, Gascuel-Oudoux C, Ménesguen A, *et al.* Eutrophication: A new wine in an old bottle[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 1–11.
- [2] Paerl H W, Fulton R S, Moisander P H, *et al.* Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria[J]. *The Scientific World Journal*, 2001, 1(2): 76–113.
- [3] 缪恒锋. 太湖富营养化水体中典型污染物的臭氧氧化研究[D]. 无锡: 江南大学, 2008.
- [4] Powell A, Scolding J W. Direct application of ozone in aquaculture systems[J]. *Reviews in Aquaculture*, 2018, 10(2): 424–438.
- [5] Abdul A H, Shahr S N M, Akbar N A, *et al.* The removal efficiency of iron and manganese from pre-ozoneated groundwater using limestone filter[J]. *Water Quality Research Journal*, 2020, 55(2): 167–183.
- [6] 马军, 方晶云, 王立宁, 等. 臭氧预氧化对藻细胞及藻类有机物特性及其混凝处理效能的影响[J]. *中国给水排水*, 2006, 22: 425–431.
- [7] Xie P, Ma J, Fang J, *et al.* Comparison of permanganate preoxidation and preozonation on algae containing water: Cell integrity, characteristics, and chlorinated disinfection byproduct formation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(24): 14051–14061.
- [8] Lahti K, Rapala J, Kivimäki A L, *et al.* Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(12): 225–228.
- [9] 张忠祥, 宋浩然, 张伟, 等. 高铁酸钾预氧化强化混凝除藻效能及机理研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(15): 31–36.
- [10] 谢兆起. 基于 MODIS 的滇池蓝藻水华时间序列变化趋势及气象影响因素分析[J]. *江西水利科技*, 2023, 49(6): 398–403.
- [11] 卢凤华, 陈滢, 刘敏, 等. 靛蓝二磺酸钠分光光度法和碘滴定法测定水中臭氧含量适用条件的比较[J]. *理化检验(化学分册)*, 2014, 50(6): 778–780.
- [12] 冯昶瑞, 蒋名亮, 牛海林, 等. 滇池近 20 年水环境变化趋势与影响因素分析[J]. *环境监测管理与技术*, 2024, 36(2): 12–18.
- [13] Jiang Y, Goodwill J E, Tobiasson J E, *et al.* Comparison of ferrate and ozone pre-oxidation on disinfection byproduct formation from chlorination and chloramination[J]. *Water Research*, 2019, 156: 110–124.
- [14] 汪小雄, 林细池, 姜成春, 等. 臭氧氧化铜绿微囊藻及其对水质的影响[J]. *环境保护科学*, 2010, 36(6): 4–6.
- [15] 曾婷, 赵文涛, 李彤, 等. 基于臭氧氧化除藻工艺的研究进展[J]. *环境科技*, 2023, 36(2): 71–76.
- [16] 胡蝶. 18SrDNA 克隆文库联用扫描电镜检测滇池水域硅藻种群多样性研究[D]. 昆明: 昆明医科大学, 2018.
- [17] Nguyen M, Westerhoff P, Baker L, *et al.* Characteristics and reactivity of algae-produced dissolved organic carbon[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2005, 131(11): 1574–1582.
- [18] Coral L A, Zamyadi A, Barbeau B, *et al.* Oxidation of *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae* by ozone: Impacts on cell integrity and chlorination by-product formation[J]. *Water Research*, 2013, 47(9): 2983–2994.
- [19] 殷娣娣, 陆纳新, 袁君, 等. 不同预氧化剂对铜绿微囊藻细胞的灭活[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2015, 47(2): 74–78.
- [20] Midekessa G, Godakumara K, Ord J, *et al.* Zeta potential of extracellular vesicles: Toward understanding the attributes that determine colloidal stability[J]. *ACS Omega*, 2020, 5(27): 16701–16710.
- [21] Henderson R, Parsons S A, Jefferson B. The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae[J]. *Water Research*, 2008, 42(8/9): 1827–1845.
- [22] Nguyen T L, Lee D J, Chang J S, *et al.* Effects of ozone and peroxone on algal separation via dispersed air flotation[J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2013, 105: 246–250.
- [23] Hao R, Ren H, Li J, *et al.* Use of three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy for predicting the disinfection by-product formation potential of reclaimed water[J]. *Water Research*, 2012, 46(17): 5765–5776.
- [24] 赵争青. 多源黄腐酸的结构性能及促生机制研究[D]. 上海: 东华大学, 2025.
- [25] 陈亮. 臭氧氧化对颤藻及其异味物质去除的研究[D]. 南昌: 江西师范大学, 2023. ■
- [26] Fan X, Zhang B, Su Z, *et al.* Preparation, surface acidity and catalytic performance of beta/ZSM-5 composite molecular sieve[J]. *Chemical Physics*, 2022, 558: 111512.
- [27] Mei G, Sun Z, Fang Z, *et al.* CoNi alloy nanoparticles encapsulated within N-doped carbon nanotubes for efficiently pH-universal CO₂ electroreduction[J]. *Small*, 2025, 21(31): 2504086.
- [28] Ma J, Wu Q, Zhang W, *et al.* Synergetic contribution of Co³⁺/Co²⁺ and FeNC in CoFe@CoFe₂O₄ toward efficient electrocatalysts for oxygen reduction reaction[J]. *Electrochimica Acta*, 2022, 432: 141224.
- [29] Srinivasa N, Hughes J P, Adarakatti P S, *et al.* Facile synthesis of Ni/NiO nanocomposites: The effect of Ni content in NiO upon the oxygen evolution reaction within alkaline media[J]. *RSC Advances*, 2021, 11(24): 14654–14664.
- [30] Wu X, Liu L, Yuan K, *et al.* Modulating electronic structure and atomic insights into the novel hierarchically porous PdCuFe trimetallic alloy aerogel for efficient oxygen reduction[J]. *Small*, 2024, 20(19): 2307243. ■

(上接第 136 页)