



Views & Comments

光驱高级氧化技术在新兴污染物零排放中的应用现状与挑战

王大伟^a, Allyson L. Junker^b, Mika Sillanpää^b, 蒋一兰^a, 魏宗苏^b

^a Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lake of Ministry of Education, College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China

^b Centre for Water Technology (WATEC) & Department of Biological and Chemical Engineering, Aarhus University, Aarhus 8000, Denmark

1. 背景简介

社会的可持续发展目标对污染防治提出了愈发严格的要求。提高水回用率和水污染防治能力被证明能够有效应对全球气候变暖和生物多样性危机,因此欧洲绿色协议(EU Green Deal)把水作为促进环境、社会和经济绿色转型的催化剂,提出了新兴污染物零排放的目标。但是传统的水处理工艺无法有效去除诸如内分泌干扰物(EDS)、个人药品、微塑料等新兴污染物[1–4],所以必须对水处理行业进行资金和政策方面的支持,以此来促进相关的新技术和新工艺的发展。

其中,光驱高级氧化技术(AOP)可有效降解痕量新兴污染物,近年来受到了愈发广泛的关注,在过去十年中相关研究的数量呈井喷式增长(图1),但是该技术的规模化应用仍然十分有限。此外,在机理研究方面,氧化反应路径、不同自由基的作用以及催化剂表面化学作用等方面的研究仍有待进一步深入。鉴于此,本文讨论了新兴污染物零排放背景下光驱高级氧化技术的现状、不足和挑战。

2. 光驱高级氧化技术的发展现状

近来,耦合人工或自然光源的高级氧化技术引起了学界的广泛关注。光驱高级氧化技术的研究覆盖了包括基于

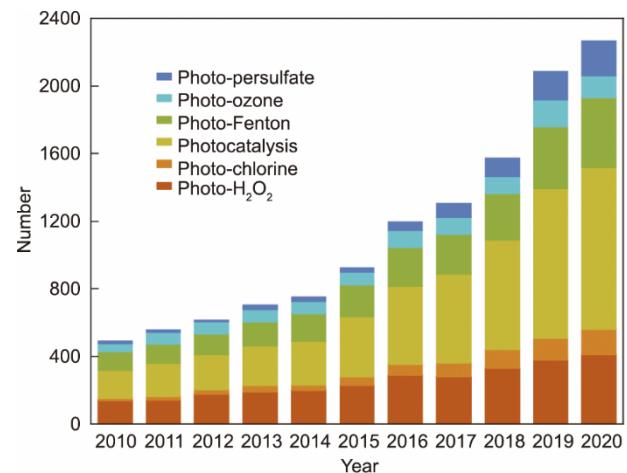


图1. 光驱高级氧化技术相关论文发表情况(数据来自Web of Science®)。

过氧化氢(H₂O₂)、芬顿、氯、过硫酸盐(S₂O₈²⁻)、臭氧(O₃)以及非均相催化等高级氧化体系(图2)。

光驱过氧化氢工艺(即紫外/过氧化氢工艺)是一种较为常见的高级氧化工艺,利用紫外照射光解过氧化氢生成羟基自由基(·OH)来实现对痕量有机污染物的降解[5],从20世纪70年代末期逐渐引起关注。但是,光驱氧化工艺中因为过氧化氢对紫外线的吸收率较低,生成的·OH浓度也仅为10⁻¹³~10⁻¹² mol·L⁻¹[7],并且过氧化氢本身能够直接淬灭·OH,导致其利用率不高[6]。此外,水体中组分对光的屏蔽和对·OH的猝灭双重作用也进一步导致了过氧化氢利用率降低,因此在实际应用中往往需要投

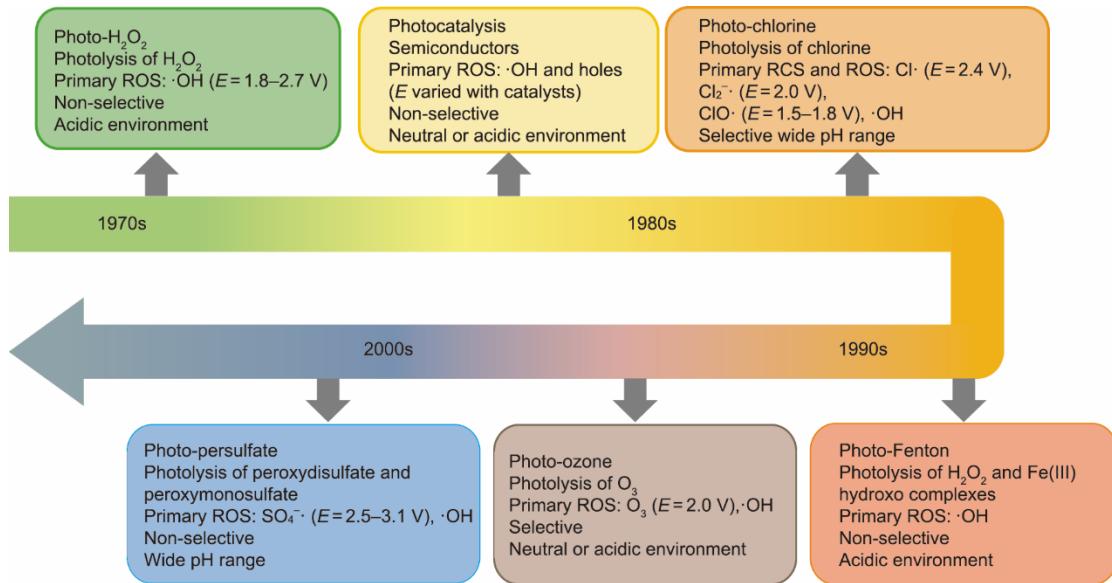


图2. 光驱高级氧化技术的发展历史。ROS: 活性氧自由基; RCS: 活性氯自由基; E: 氧化还原电位。

加过量过氧化氢，但仅有5%~10%的过氧化氢被有效用于污染物降解[8]，其余部分则自然分解或需要在出水排放前进行处理。可以预见的是，若使用光驱过氧化氢工艺实现新兴污染物的矿化以达到零排放目标，需要投加更多的过氧化氢。

光驱芬顿工艺能够部分解决传统芬顿工艺的一些缺点，例如，需要酸性条件、药剂投加量大、铁泥产量大等[9]。Fe(III)羟配络合物在光作用下能够发生光解反应，促进·OH的生成和Fe(II)的再生，从而降低药剂投加量。而引入非均相催化剂，如零价铁、氧化铁以及一些复合材料，可以有效减少铁泥产生量大的问题[10]。但在最佳pH条件下（通常pH小于4），非均相催化剂可能存在金属离子流失，进而导致催化剂失活和药剂投加量提高的问题。因此，现阶段光驱芬顿工艺用于新兴污染物零排放面临的主要挑战便是处理水量大时的成本控制[11]。

光驱氯工艺兴起于20世纪80年代，来源于过量投加氯在光照下用于泳池消毒，是一类新兴的高级氧化工艺[12]。光驱氯工艺的主要形式是紫外/氯工艺，HOCl和OCl⁻在紫外线照射下分解生成·OH和Cl[·]两种主导自由基[13]。Cl[·]可与水或OH⁻反应生成·OH，所以·OH比Cl[·]的浓度要高出一到两个数量级。除了上述两种主导自由基外，紫外/氯工艺还能生成Cl₂[·]和ClO[·]。与·OH相比，氯自由基对污染物的选择性更强，因而受水质组分的干扰性更弱[13]。值得注意的是，该工艺中光的入射波长大于300 nm时，光子能够激发基态氧原子的生成，后者可引起OCl⁻的分解，进而降解污染物[14–15]。但HOCl和OCl⁻只能吸收紫外波段，因此只能被紫外线激发。而光催化剂的引入

可以将激发波长延伸到可见波段[16]。作为一类新兴的高级氧化工艺，紫外/氯工艺时常被用于与紫外/过氧化氢工艺进行比较。但是由于目标污染物性质和水质组分等差异，两种工艺在污染物去除率、能耗、副产物生成等方面是比较并没有定论[17–18]。

光驱过硫酸盐工艺是一种基于过硫酸盐活化的高级氧化工艺。该工艺利用过硫酸盐（S₂O₈²⁻）活化生成的硫酸根自由基（SO₄^{·-}，单电子强氧化剂）实现对污染物的降解。与芬顿反应类似，过渡金属、光敏染料、配体等都可用于过硫酸盐的活化[19]。因此，基于过硫酸盐的高级氧化工艺有时也被称作类芬顿高级氧化工艺[20]。与·OH相比，SO₄^{·-}的氧化还原电位更高、半衰期更长，并且能够适用于更宽泛的pH。此外，SO₄^{·-}是一种具有选择性的氧化剂，因而能够减小水质组分的干扰[21]。

因为光照能够有效提高过硫酸盐工艺的性能，近20年来光驱过硫酸盐工艺备受关注[22]。此外，对光过硫酸盐AOP的研究兴趣最近也有所加强。各种氧化剂和氧化机制使基于过硫酸盐的AOP具有独特的优势，因为它们可以降解·OH惰性的持久性CEC [如全氟和多氟烷基物质(PFAS)] [23–26]。需要注意的是，均相过硫酸盐体系会产生金属泥渣（如铁泥），而非均相体系则会面临硫酸根引起的催化剂表面钝化问题[27]。

光驱臭氧工艺是传统臭氧高级氧化工艺的一种改进。因为溶解性O₃的吸收峰在260 nm，能够被紫外线光解为过氧化氢，进而生成·OH，从而实现对目标污染物的降解。与上述其他高级氧化工艺一样，光驱臭氧工艺也可以通过投加均相或非均相的催化剂来提升降解效率。

O_3 投加量和水体pH条件会影响 O_3 溶解量和·OH产生，是光驱臭氧工艺的两个重要运行参数[28]。尽管该工艺自20世纪70年代就被提出[29]，但其规模化应用一直受到成本较高的制约。近来有研究通过降低 O_3 气泡在水中的粒径来提高 O_3 的利用率[30]，但该工艺的成本较高。

光催化工艺利用非均相催化剂在光照条件下产生的载流子及其与水反应生成的活性氧自由基（如·OH）实现对污染物的降解。在某些情况下，载流子（包括电子和空穴）可直接参与污染物的降解。自1985年有研究报道了利用光催化工艺降解氯仿[31]，光催化工艺在环境领域受到了广泛的关注。由于催化剂性能能够有效影响光催化工艺的效果，因此该领域的许多研究都聚焦于新催化剂的设计，特别是针对载流子分离效率和能量带隙方面的调控[32–34]。

光催化工艺近来因为规模化应用进展缓慢而受到质疑。同时，光催化剂的回收难题和其蔽光作用使得该工艺的成本控制和规模化应用都面临诸多挑战[35]。但是，近来一些中试研究仍然证明该工艺在一些特殊场景下具有应用潜力，但现阶段将该工艺用于市政污水的零污染排放仍然不切实际[34,36]。

3. 实现新兴污染物零排放的策略

为实现新兴污染物零排放，光驱高级氧化工艺必须可持续、低成本、无二次污染。考虑到新兴污染物的痕量性和稳定性，当前的光驱高级氧化工艺仍难以实现对新兴污染物的完全降解，所以需要从理论和技术两方面对现有的光驱高级氧化工艺进行革新。

已有报道证明光驱高级氧化工艺能够降解包括内分泌干扰物[37]、PFAS [35]、微塑料[38]在内的多种新污染，说明了该类工艺在新兴污染物零排放方面的潜力。光驱高级氧化工艺能够生成多种自由基，这些自由基氧化还原电位各异，并且与新兴污染物有较高的反应速率（二阶反应速率常数为 $10^7\sim10^{10} \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ ）[7]。此外，材料学科的不断发展创造了众多具有优异性能并且适用于光驱高级氧化工艺的新材料。但是，光驱高级氧化工艺的反应副产物和反应路径等，都需要被进一步探究。例如，一项近期研究就发现 SO_4^{2-} 可以与水质组分反应生成有毒的芳香族有机硫酸盐[39]。

水质组分除了能够淬灭自由基外，也可能被光解生成一些具有氧化还原能力的物质，从而参与污染物的降解[40]。此外，水质组分还能够吸收光子，从而降低光驱高

级氧化工艺的光能利用效率。水质组分（如溶解性有机质）还能够生成消毒副产物[41]。因此，光驱高级氧化工艺必须要对水质组分对工艺的影响进行系统性的评估。

光驱高级氧化工艺的主要问题其实是光子在实际污水中的穿透距离有限。也正是由于这个问题，光驱高级氧化工艺更适合用于污水的深度净化处理，比如可以用于回用水的水质提升。但是深度处理往往需要多种工艺协同，将多种光驱高级氧化工艺进行耦合被证明可以降低能耗及副产物风险[42]，但相关的反应机理仍有待进一步探究。在反应机理方面，尽管涉及·OH和 O_3 对污染物氧化路径影响的研究很多[43]，但在耦合工艺中仍然可能发生难以预见的反应。例如，位于美国加利福尼亚州的Edward C. Little水厂通过投加 O_3 的方法来解决微滤膜的污染问题，但后来发现这也产生了亚硝基二酰胺和醛类物质[28]。这说明耦合工艺的合理设计需要预实验来支撑。对于非均相系统来说，催化剂不仅会引起反应体系对光源的屏蔽效应，还能在某种程度上阻碍传质，因此需要复杂的模型计算配合反应器设计来减小上述影响。此外，催化剂的成本、稳定性和回收难易程度也影响了非均相的光驱高级氧化工艺能否在新兴污染物控制方面获得更好的应用[44]。

因为人工光源的能耗较高，所以光源的选择对光驱高级氧化工艺的成本至关重要。近来人工光源的发展，特别是发光二极管，给光驱高级氧化工艺带了新的机遇[45]。与传统线性光源相比，发光二极管的发光模式可设计出更加高效和紧凑的反应器。另外，发光二极管能耗更低、机械强度更高、成本更低、寿命更长、汞含量更低、光的波长更加精确，这些特点都为光驱高级氧化工艺带来了新的机遇。

与人工光源相比，天然光源的光强较低，并且会随着天气状况、时间及位置变化，所以基于天然光源的光驱高级氧化工艺往往需要更大的占地面积以实现对污染物的有效降解。这就意味着光驱高级氧化工艺的基建费用可能会很高，因此与紫外光驱高级氧化工艺相比，吨水处理成本也会比较高[44]。

光驱高级氧化工艺的吨水处理成本基本与光源能耗高度相关。当以紫外线为光源时候，紫外/氯工艺的能耗最低，随后依次是紫外/过硫酸盐、紫外/臭氧、紫外/过氧化氢、紫外/芬顿，紫外线催化的能耗最高[17]。但需要注意的是，进水水质会影响工艺的能耗。以 TiO_2 紫外线催化为例，研究发现当进水水质的碱度（以 CaCO_3 计算）从0上升到 $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，处理能耗或从 $6.4 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ 提高到 $41.1 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ [46]。如果以新兴污染物零排放作为目标，光驱高级氧化工艺的能耗还会进一步提高。

综上所述，水质组分干扰、能耗、副产物控制、药剂投加量等问题能否得到有效解决，决定了光驱高级氧化工艺在新兴污染物零排放方向的应用能否推广。尽管光驱高级氧化工艺可以实现对新兴污染物的矿化分解，但其应用还需要工艺放大、运行和系统整合等多角度的创新。

4. 总结

光驱高级氧化工艺能对新兴污染进行有效的降解，在新兴污染物零排放方面具有一定的应用潜力。但由于光子在水中的透射距离有限，决定了该工艺只能作为深度处理工艺。在一些再生水回用处理设施中，光驱高级氧化工艺已经得到了部分应用，但高效催化剂的开发、高效反应器的设计、光源的耦合仍是该领域的关键难点。此外，光电技术耦合可能提高光驱高级氧化工艺的能源效率[47–48]。但在实际应用中，全面评估工艺性能和副产物等对方案的设计至关重要，需要不同光驱高级氧化工艺更加全面的比较以及工程领域的创新，助力该类工艺的规模化应用。为适应水处理领域的绿色转型，光驱高级氧化工艺亟须朝节能环保的方向发展。

Acknowledge

The authors would like to thank the financial support from the Fundamental Research Funds for the Central Universities (B200204033 and B210201025), National Natural Science Foundation of China (52100178), Aarhus University Centre for Water Technology (AU-WATEC) Start-Up Fund from Grundfos Foundation, Aarhus University Research Foundation Starting Grant (AUFF-E-2019-7-28), and Novo Nordisk Foundation (NNF20OC0064799).

References

- [1] Soares A. Wastewater treatment in 2050: challenges ahead and future vision in a European context. *Environ Sci Ecotechnol* 2020;2:100030.
- [2] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). Financing water supply, sanitation and flood protection: challenges in EU member states and policy options, OECD studies on water. Paris: OECD Publishing; 2020.
- [3] Yao X, Hu X, Cui Y, Huang J, Zhang W, Wang X, et al. Effect of Mie resonance on photocatalytic hydrogen evolution over dye-sensitized hollow C-TiO₂ nanoshells under visible light irradiation. *Chin Chem Lett* 2021;32(2):750–4.
- [4] Che H, Gao X, Chen J, Hou J, Ao Y, Wang P. Iodide-induced fragmentation of polymerized hydrophilic carbon nitride for high performance quasi-homogeneous photocatalytic H₂O₂ production. *Angew Chem Int Ed Engl* 2021; 60(48): 25546–50.
- [5] Koubeck E, Annapolis MD, inventors; the United States of America as represented by the Secretary of the Navy, assignee. Oxidation of refractory organics in aqueous waste streams by hydrogen peroxide and ultraviolet light. United States patent US 4012321A. 1977 Mar 15.
- [6] Guo K, Wu ZH, Fang JY. UV-based advanced oxidation process for the treatment of pharmaceuticals and personal care products. In: Hernández-Maldonado AJ, Blaney L, editors. *Contaminants of emerging concern in water and wastewater: advanced treatment processes*. Cambridge: Elsevier Inc.; 2020. p. 367–408.
- [7] Guo K, Wu Z, Yan S, Yao B, Song W, Hua Z, et al. Comparison of the UV/chlorine and UV/H₂O₂ processes in the degradation of PPCPs in simulated drinking water and wastewater: kinetics, radical mechanism and energy requirements. *Water Res* 2018;147:184–94.
- [8] Rosenfeldt E, Boal AK, Springer J, Stanford B, Rivera S, Kashinkunti RD, et al. Comparison of UV-mediated advanced oxidation. *J Am Water Works Assoc* 2013;105(7):29–33.
- [9] Doong RA, Chang WH. Photoassisted iron compound catalytic degradation of organophosphorous pesticides with hydrogen peroxide. *Chemosphere* 1998; 37(13):2563–72.
- [10] Thomas N, Dionysiou DD, Pillai SC. Heterogeneous Fenton catalysts: a review of recent advances. *J Hazard Mater* 2021;404(Pt B):124082.
- [11] Xu M, Wu CY, Zhou YX. Advancements in the Fenton process for wastewater treatment. In: Bustillo-Lecompte C, editor. *Advanced oxidation processes—applications, trends, and prospects*. London: IntechOpen; 2020. p. 1–17.
- [12] Jin J, El-Din MG, Bolton JR. Assessment of the UV/chlorine process as an advanced oxidation process. *Water Res* 2011;45(4):1890–6.
- [13] Guo K, Wu Z, Shang C, Yao B, Hou S, Yang X, et al. Radical chemistry and structural relationships of PPCP degradation by UV/chlorine treatment in simulated drinking water. *Environ Sci Technol* 2017;51(18):10431–9.
- [14] Yin R, Ling L, Shang C. Wavelength-dependent chlorine photolysis and subsequent radical production using UV-LEDs as light sources. *Water Res* 2018; 142:452–8.
- [15] Sun P, Lee WN, Zhang R, Huang CH. Degradation of DEET and caffeine under UV/chlorine and simulated sunlight/chlorine conditions. *Environ Sci Technol* 2016;50(24):13265–73.
- [16] Cheng Z, Ling L, Wu Z, Fang J, Westerhoff P, Shang C. Novel visible light-driven photocatalytic chlorine activation process for carbamazepine degradation in drinking water. *Environ Sci Technol* 2020;54(18):11584–93.
- [17] Miklos DB, Remy C, Jekel M, Linden KG, Drewes JE, Hübner U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—a critical review. *Water Res* 2018;139:118–31.
- [18] Zhang Z, Chuang YH, Szczuka A, Ishida KP, Roback S, Plumlee MH, et al. Pilotscale evaluation of oxidant speciation, 1, 4-dioxane degradation and disinfection byproduct formation during UV/hydrogen peroxide, UV/free chlorine and UV/chloramines advanced oxidation process treatment for potable reuse. *Water Res* 2019;164:114939.
- [19] Yang J, Zhu M, Dionysiou DD. What is the role of light in persulfate-based advanced oxidation for water treatment? *Water Res* 2021;189:116627.
- [20] Avetta P, Pensato A, Minella M, Malandrino M, Maurino V, Minero C, et al. Activation of persulfate by irradiated magnetite: implications for the degradation of phenol under heterogeneous photo-Fenton-like conditions. *Environ Sci Technol* 2015;49(2):1043–50.
- [21] Lee J, von Gunten U, Kim JH. Persulfate-based advanced oxidation: critical assessment of opportunities and roadblocks. *Environ* 2020;54(6):3064–81.
- [22] Manoj P, Varghese R, Manoj VM, Aravindakumar CT. Reaction of sulphate radical anion (SO₄^{·-}) with cyanuric acid: a potential reaction for its degradation? *Chem Lett* 2002;31(1):74–5.
- [23] Qian Y, Guo X, Zhang Y, Peng Y, Sun P, Huang CH, et al. Perfluorooctanoic acid degradation using UV-persulfate process: modeling of the degradation and chlorate formation. *Environ Sci Technol* 2016;50(2):772–81.
- [24] Wei Z, Xu T, Zhao D. Treatment of per- and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate: status, chemistry and prospects. *Environ Sci Water Res Technol* 2019;5(11):1814–35.
- [25] Li F, Duan J, Tian S, Ji H, Zhu Y, Wei Z, et al. Short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic systems: occurrence, impacts and treatment. *Chem Eng J* 2020;380:122506.
- [26] Yang Q, Ma Y, Chen F, Yao F, Sun J, Wang S, et al. Recent advances in photoactivated sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for refractory organic pollutants removal in water. *Chem Eng J* 2019;378:122149.
- [27] Ma J, Wei Z, Spinney R, Dionysiou DD, Xiao R. Emerging investigator series: could superoxide radical be implemented in decontamination processes? *Environ Sci Wat Res Technol* 2021;7(11):1966–70.

- [28] Ikehata K, Li Y. Ozone-based processes. In: Ameta SC, Ameta R, editors. Advanced oxidation processes for waste water treatment. Cambridge: Academic Press; 2018. p. 115–34.
- [29] Peyton GR, Glaze WH. Destruction of pollutants in water with ozone in combination with ultraviolet radiation. 3. Photolysis of aqueous ozone. Environ Sci Technol 1988;22(7):761–7.
- [30] Matsumoto M, Wada Y, Matsumiya S, Onoe K. Enhanced generation of active oxygen species induced by O_3 fine bubble injection under H_2O_2 addition and UV irradiation. Ozone Sci Eng 2021;43(6):562–70.
- [31] Ollis DF. Contaminant degradation in water. Environ Sci Technol 1985;19(6): 480–4.
- [32] Wang D, Pillai SC, Ho SH, Zeng J, Li Y, Dionysiou DD. Plasmonic-based nanomaterials for environmental remediation. Appl Catal B 2018;237:721–41.
- [33] Chong MN, Jin B, Chow CWK, Saint C. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. Water Res 2010;44(10): 2997–3027.
- [34] Loeb SK, Alvarez PJJ, Brame JA, Cates EL, Choi W, Crittenden J, et al. The technology horizon for photocatalytic water treatment: sunrise or sunset? Environ Sci Technol 2019;53(6):2937–47.
- [35] Zhou Q, Ma S, Zhan S. Superior photocatalytic disinfection effect of Ag-3D ordered mesoporous CeO_2 under visible light. Appl Catal B 2018;224:27–37.
- [36] Qanbarzadeh M, Wang D, Ateia M, Sahu SP, Cates EL. Impacts of reactor configuration, degradation mechanisms, and water matrices on perfluorocarboxylic acid treatment efficiency by the UV/ $Bi_3O(OH)(PO_4)_2$ photocatalytic process. ACS ES&T Eng 2021;1(2):239–48.
- [37] Wang D, Li Y, Li Puma G, Wang C, Wang P, Zhang W, et al. Ag/AgCl@helical chiral TiO_2 nanofibers as a visible-light driven plasmon photocatalyst. Chem Commun 2013;49(88):10367–9.
- [38] Ricardo IA, Alberto EA, Silva Júnior AH, Macuvele DLP, Padoim N, Soares C, et al. A critical review on microplastics, interaction with organic and inorganic pollutants, impacts and effectiveness of advanced oxidation processes applied for their removal from aqueous matrices. Chem Eng J 2021;424:130282.
- [39] Van Buren J, Cuthbertson AA, Ocasio D, Sedlak DL. Ubiquitous production of organosulfates during treatment of organic contaminants with sulfate radicals. Environ Sci Technol Lett 2021;8(7):574–80.
- [40] Yang Y, Pignatello JJ, Ma J, Mitch WA. Effect of matrix components on UV/ H_2O_2 and UV/ $S_2O_8^{2-}$ -advanced oxidation processes for trace organic degradation in reverse osmosis brines from municipal wastewater reuse facilities. Water Res 2016;89:192–200.
- [41] Xiang Y, Gonsior M, Schmitt-Kopplin P, Shang C. Influence of the UV/ H_2O_2 advanced oxidation process on dissolved organic matter and the connection between elemental composition and disinfection byproduct formation. Environ Sci Technol 2020;54(23):14964–73.
- [42] Lee Y, Gerrity D, Lee M, Gamage S, Pisarenko A, Trenholm RA, et al. Organic contaminant abatement in reclaimed water by UV/ H_2O_2 and a combined process consisting of O_3/H_2O_2 followed by UV/ H_2O_2 : prediction of abatement efficiency, energy consumption, and byproduct formation. Environ Sci Technol 2016;50(7):3809–19.
- [43] von Gunten U. Oxidation processes in water treatment: are we on track? Environ Sci Technol 2018;52(9):5062–75.
- [44] Wang D, Mueses MA, Márquez JAC, Machuca-Martínez F, Grcicic I, Peralta Muniz Moreira R, et al. Engineering and modeling perspectives on photocatalytic reactors for water treatment. Water Res 2021;202:117421.
- [45] Vilhunen S, Sillanpää M. Recent developments in photochemical and chemical AOPs in water treatment: a mini-review. Rev Environ Sci 2010;9(4):323–30.
- [46] Autin O, Hart J, Jarvis P, MacAdam J, Parsons SA, Jefferson B. Comparison of UV/ TiO_2 and UV/ H_2O_2 processes in an annular photoreactor for removal of micropollutants: influence of water parameters on metaldehyde removal, quantum yields and energy consumption. Appl Catal B 2013;138–139:268–75.
- [47] Han J, Bian Y, Zheng X, Sun X, Zhang L. A photoelectrochemical cell for pollutant degradation and simultaneous H_2 generation. Chin Chem Lett 2017; 28(12):2239–43.
- [48] Ding J, Bu L, Cui B, Zhao G, Gao Q, Wei L, et al. Assessment of solar-assisted electrooxidation of bisphenol AF and bisphenol A on boron-doped diamond electrodes. Environ Sci Ecotechnol 2020;3:100036.