中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

移动扫码阅读

孔宇,杨笑康,任军俊,等. 污水处理厂尾水臭氧氧化工艺影响因素研究进展[J].能源环境保护,2021,35(4):1-8.

KONG Yu, YANG Xiaokang, REN Junjun, et al. Research progress on influencing factors of ozone oxidation process of effluent of wastewater treatment plants[J]. Energy Environmental Protection,2021,35(4):1-8.

污水处理厂尾水臭氧氧化工艺影响因素研究进展

孔　宇[1,2],杨笑康[3],任军俊[1],沈　巍[1],陶　蓉[4],宋海亮[5]

(1.南京市市政设计研究院有限责任公司,江苏 南京 210008;2.东南大学 能源与环境学院,江苏 南京 210096;3.东南大学 土木工程学院,江苏 南京 211189;4.南京神克隆科技有限公司,江苏 南京 211100;5.南京师范大学 环境学院,江苏 南京 210023)

摘要:为探究影响臭氧氧化工艺运行效果的因素并优化其运行参数,介绍了臭氧氧化工艺的处理机制,基于文献分析了环境条件、臭氧投加量、臭氧接触时间对臭氧氧化效果的影响,明确了最佳臭氧投加量与最佳接触时间。分析表明:温度的上升能够提高臭氧消耗率和反应速率,但对有机物去除效果的影响较小;最理想的反应 pH 为 7;臭氧最佳投加量的范围约为 O_3/COD=0.13~0.25或 O_3/TOC=0.5~1.2;当二级出水 TOC>12 mg/L 时,最佳臭氧接触时间为 4~5 min;当二级出水 TOC<12 mg/L 时,最佳臭氧接触时间为 10~15 min。

关键词:臭氧氧化;污水厂尾水;环境条件;臭氧投加量;臭氧接触时间

中图分类号:X703　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1006-8759(2021)04-0001-08

Research progress on influencing factors of ozone oxidation process of effluent of wastewater treatment plants

KONG Yu[1,2], YANG Xiaokang[3], REN Junjun[1], SHEN Wei[1], TAO Rong[4], SONG Hailiang[5]

(1.*Nanjing Municipal Design and Research Institute Co.*, *Ltd.*, *Nanjing* 210008, *China*; 2.*School of Energy and Environment*, *Southeast University*, *Nanjing* 210096, *China*; 3.*School of Civil Engineering*, *Southeast University*, *Nanjing* 211189, *China*; 4.*Nanjing Shenkelong Technology Co.*, *Ltd.*, *Nanjing* 211100, *China*; 5.*School of Environment*, *Nanjing Normal University*, *Nanjing* 210023, *China*)

Abstract: In order to explore the factors affecting the operation effect of ozone oxidation process and optimize the operation parameters, the treatment mechanism of ozone oxidation process was introduced. The effects of environmental conditions, ozone dosage and ozone contact time on the ozone oxidation efficiency were analyzed, and the optimal ozone dosage and contact time were defined based on literature. The analysis shows that the rise of temperature can increase the ozone consumption rate and reaction rate. However, it has little effect on the removal of organic matter. The optimum pH is 7. The range of optimum ozone dosage is about O_3/COD=0.13~0.25 or O_3/TOC=0.5~1.2. When the TOC concentration of secondary effluent is higher than 12 mg/L, the optimal ozone contact time is 4~5 min. When the TOC concentration of secondary effluent is lower than 12 mg/L, the optimal ozone contact time is 10~15 min.

Key Words: Ozone oxidation; Effluent of wastewater treatment plants; Environmental conditions; Ozone dosage; Ozone contact time

收稿日期:2021-03-15;**责任编辑**:蒋雯婷
基金项目:国家自然科学基金项目(41571476)
第一作者简介:孔宇(1978-),男,河北饶阳人,硕士,研究员级高级工程师,主要研究方向为污水处理厂尾水深度处理及资源化。
E-mail:njszyky@126.com

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

0 引 言

我国城镇污水处理厂二级出水总量庞大，2019 年中国城市污水年处理量为 532 亿 m^3，现出水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准。随着我国污水排放标准的不断提高，现行工艺已无法满足尾水中微污染有机物和致病微生物的处理要求，而这些污染物会对生态环境造成一定风险，甚至会污染饮用水水源[1]，因此，去除尾水中的微污染有机组分和致病微生物是保证尾水深度处理效果的关键。

常见的污水处理厂尾水深度处理工艺有物化处理法、生物滤池法、高级氧化法和 MBR 法等，臭氧工艺是常见的高级氧化处理工艺之一。关于臭氧工艺的水处理标准有《水处理用臭氧发生器技术要求》(GB/T 37894—2019)和《臭氧处理循环冷却水技术规范》(GB/T 32107—2015)，然而以上标准仅规定了臭氧设备的相关指标，未将臭氧工艺运行参数与进水水质之间建立联系，造成了臭氧工艺在应用时存在投加过量、接触时间过长等问题。

本研究针对臭氧工艺存在的资源浪费问题，对臭氧工艺在二级出水中的应用进行调研，论述了臭氧工艺的处理机制，探究了环境条件、臭氧投加量以及臭氧接触时间对臭氧氧化过程的影响，提出臭氧工艺应用于尾水深度处理的关键参数范围，并对提高臭氧氧化效果的研究予以展望。

1 臭氧技术的处理机制

臭氧具有极强的氧化性，其氧化还原电位为 2.07 V，仅低于氟原子、氧原子和羟基自由基(·OH 的氧化还原电位为 2.8 V)[2]。由于其强氧化性，臭氧工艺被广泛地应用于各类污水厂的深度处理中，尤其是石化污水厂的二级出水。臭氧工艺可以去除水中异味、降低出水色度[3]，有效地破坏二级出水中难降解有机污染物及有毒有机污染物的分子结构，增大尾水中小分子有机物的含量，提高二级出水的可生化性[4]。

臭氧与有机物的作用方式主要有两种：臭氧分子与有机物直接发生反应，臭氧与富含电子的基团迅速反应，如烯烃、叔胺、硫醚和活性芳烃等[5]；臭氧分子在水中分解后产生羟基自由基(·OH)，·OH间接与水中的有机物发生反应，·OH 通常与烷烃、酰胺和非活性芳香族化合物发生反应[1]。对于以上两种反应方式，分子反应机制具有更强的选择性，而·OH 反应机制具有更高的反应速率，臭氧氧化过程中各反应机制的贡献度取决于进水水质、温度和 pH 等参数[6]。当环境中存在大量 OH^-、H_2O_2/HO—、Fe^{2+}、UV 等活化剂自由基或催化剂时，在活化剂自由基和催化剂的作用下，臭氧会在反应体系中产生大量的·OH，进而产生更多的活性自由基，提高臭氧氧化效率[7]。

臭氧工艺具有不产生剩余污泥、无二次污染、接触时间较短的优点，是一种高效的尾水预处理方式，通常与曝气生物滤池工艺联用。然而臭氧氧化过程容易产生氧化副产物，如溴酸盐、三卤甲烷和二甲基亚硝胺等潜在致癌物质，当其浓度超过一定范围时会对人体健康造成危害[8]。

2 臭氧氧化效果的影响因素

2.1 环境条件对臭氧氧化效果的影响

2.1.1 温度对臭氧氧化效果的影响

温度是影响臭氧氧化效果的因素之一。臭氧在水中的溶解度随水温的降低而增大，当水温从 20 ℃下降至 0 ℃时，臭氧在水中的溶解度翻倍[9]，而当水温升高时，臭氧消耗率出现上升[10]。温度的升高可以加快臭氧分子的运动过程，提高传质效率和反应速率[11]，同时提高·OH 的生成速率，提高臭氧氧化效率[12]。

涂嘉玲[12]发现应用臭氧工艺处理氧化沟(OD)和膜生物反应器(MBR)两种二级出水时，当水温从 10 ℃上升至 30 ℃时，两种二级出水中 TOC 的去除率分别增大了 3.4%和 5.3%，表明温度的变化对有机物的去除效果影响较小。Ekblad 等[13]发现当水温分别为 13.0±0.4 ℃和 20.2±1.7 ℃时，在不同臭氧浓度条件下，温度的高低对有机微污染物的去除效果无明显差异。王树涛[14]发现与 7.5 ℃和 14.8 ℃相比，35 ℃条件下臭氧对 TOC 的去除率分别提高了 8.7%和 6.9%。

综上所述，温度的上升能够提高臭氧消耗率和反应速率，但是对有机物去除效果的影响十分有限。

2.1.2 pH 对臭氧氧化效果的影响

pH 是影响臭氧氧化效果的因素之一。提高水中的 pH 能够催化臭氧产生更多的·OH，由于·OH 的反应速率要高于臭氧分子，故 pH 的上升

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

有利于提高臭氧氧化效率[15]。Dehouli 等[16]发现当 pH 从 4 增大至 7 时,臭氧分解速率从 0.007 min^{-1}增大至 0.069 min^{-1}。刘明国[17]发现当 pH 从 5 增大至 7 时,UV_{254}的去除率出现明显上升,当 pH 继续增大时,其去除率无明显变化。涂嘉玲[12]发现当 pH 从 6 增大至 8 时,两种二级出水中 TOC 的去除率未发生明显变化,而 UV_{254}的去除率呈现先上升后下降的规律,因此,最佳 pH 为 7。Merayo 等[18]发现在 pH 为 7 和 12 的条件下臭氧对再生造纸厂废水的处理效果无显著差异。

综上所述,pH 的升高能够提高臭氧氧化效率,控制 pH 为 7 是较为理想的反应条件,当 pH 继续增大时臭氧氧化效果难以进一步提高。

2.2　臭氧投加量对臭氧氧化效果的影响

臭氧投加量是影响臭氧氧化效果的重要因素。本文选取四组典型案例,探究污染物去除率与 O_3投加量之间的关系,表 1 和图 1 分别为典型案例的运行参数以及污染物去除率随臭氧投加量的变化趋势。

表 1　基于臭氧投加量的典型案例运行参数

Table 1　Operating parameters of typical cases based on ozone dosage

案例序号	作者	年份	臭氧试验规模	工艺流程	原水水质(平均值)	O_3接触时间/min
1	李思敏[19]	2016	长方体反应器,规格 0.55 m×0.40 m×0.45 m	臭氧-生物砂滤池	COD=51.5 mg/L 色度=23.06 BOD_5/COD=0.216	15
2	许丹宁[20]	2017	反应器内径 20 cm,高 250 cm	臭氧-生物活性炭滤池	COD=46.2 mg/L UV_{254}=0.245 cm^{-1} BOD_5/COD=0.06	10
3	蒋以元[21]	2004	反应器内径 10 cm,高 220 cm	砂滤-臭氧-曝气生物滤池	COD=28.5 mg/L DOC=6.67 mg/L UV_{254}=0.121 cm^{-1}	10
4	刘巨波[22]	2013	反应器内径 10 cm,高 200 cm	砂滤-臭氧-生物活性炭滤池	COD=21.2 mg/L TOC= 7.061 mg/L UV_{254}=0.081 cm^{-1}	20

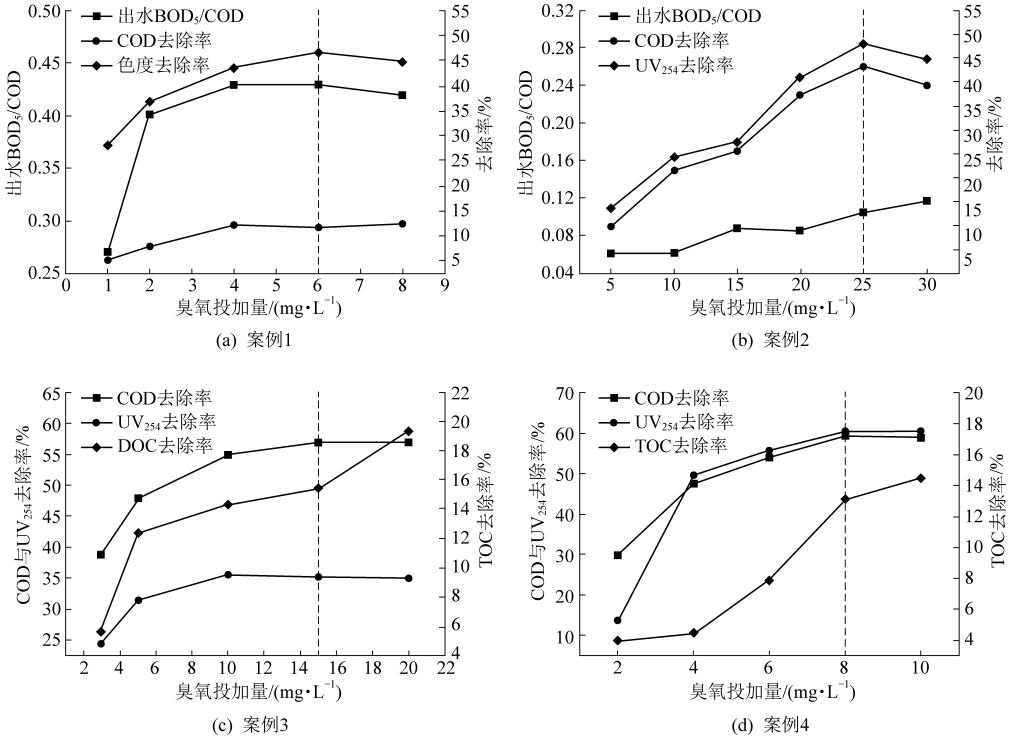


图 1　污染物去除率随臭氧投加量的变化趋势

Fig.1　The variation trend of pollutant removal rate with ozone dosage

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

如图 1 所示,污染物去除率随 O_3投加量的增大而提高,但其增长速率逐渐下降,最后趋于平缓,因此,不同案例中均存在最佳臭氧投加量(如图 1 中黑色虚线所示)。在四组典型案例中,当 O_3投加量小于最佳投加量时,二级出水中色度、COD、TOC(DOC)和 UV_{254}的去除率随 O_3投加量的增大出现显著提高。当 O_3投加量大于最佳投加量时,各项污染物的去除率无明显提高,此时若继续增大 O_3投加量,其去除率增长速度变缓,甚至可能出现下降趋势,同时会造成资源浪费。当臭氧工艺与生物滤池工艺联用时,过高的 O_3投加量会使出水中臭氧浓度与溴化物浓度上升,出水中剩余臭氧浓度过高会抑制后续生物处理单元的微生物活性,导致生物滤池处理效果下降。

臭氧工艺的投加需求量取决于臭氧发生管道中的臭氧浓度、臭氧接触时间、目标处理废水中有机和无机化合物的性质及浓度[18]。由溶解性有机物的三维荧光特性可得,二级出水中溶解性有机物的组分包含简单的芳香族蛋白质、富里酸类物质、可溶性微生物代谢产物和腐殖质类有机物等物质[23]。Chen 等[24]发现臭氧催化氧化能够有效地去除芳香族蛋白质和可溶性微生物代谢产物。Jiang 等[25]发现臭氧催化氧化能够有效地分解蛋白质和腐殖酸等难降解有毒大分子有机污染物,将其转化成可生物降解的小分子有机污染物。康芳芳[26]发现应用臭氧工艺处理二级出水时,水中三个腐殖质类荧光峰的强度显著降低,说明臭氧能够有效地去除腐殖质类物质。涂嘉玲[12]发现应用臭氧工艺处理氧化沟和 MBR 二级出水时,臭氧与类富里酸和类腐殖酸的反应速率较快。除了易与臭氧发生反应的有机物以外,部分有机物难以被臭氧氧化降解,如脂肪族化合物[27]、低分子量及低芳香度化合物[25]。

当臭氧投加量小于最佳投加量时,臭氧与水中易于降解的有机物发生反应,如芳香族蛋白质和腐殖质类物质。随着臭氧投加量的增大,反应愈发充分。当投加量达到最佳投加量时,水中易与臭氧发生反应的物质已经消耗殆尽。当投加量继续增大时,剩余难降解有机物和臭氧氧化后的小分子有机物难以与臭氧发生反应,有机物和 UV_{254}的去除率难以进一步提高,甚至出现下降趋势。

为了进一步探究臭氧最佳投加量的范围,本文以二级出水中 COD 和 TOC 浓度为基准,探究了不同工程案例中臭氧最佳投加量与水中 COD 和 TOC 浓度之间的关系。表 2 是以 COD 为基准的典型案例运行参数。

表 2 典型案例中以 COD 为基准的臭氧投加量参数

Table 2 The ozone dosage parameters of typical cases based on COD

案例序号	臭氧运行参数	进水水质指标	出水水质指标	臭氧最佳投加量 O_3/COD	COD 浓度削减量/(mg·L^{-1})	参考文献
1	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 4 min	COD=38.20 mg/L TOC=10.92 mg/L UV_{254}=0.190 cm^{-1}	COD=29.60 mg/L TOC=8.11 mg/L UV_{254}=0.076 cm^{-1}	0.250	8.60	Wang 等(2008)[28]
2	O_3投加量 5 mg/L	COD=35.00 mg/L	COD=27.80 mg/L	0.140	7.20	Li 等 (2015)[29]
3	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 5 min	COD=78.40 mg/L TOC=19.60 mg/L UV_{254}=0.380 cm^{-1}	COD=32.40 mg/L TOC=12.30 mg/L UV_{254}=0.144 cm^{-1}	0.130	46.00	Tripathi (2011)[30]
4	O_3投加量 7.5+7.5 mg/L 接触时间 2+2 min	COD=71.50 mg/L 色度=150 倍	COD=48.00 mg/L 色度=28 倍	0.210	23.50	冉慧英等 (2015)[31]
5	O_3投加量 3 mg/L 接触时间 15 min	COD=49.43 mg/L UV_{254}=0.105 cm^{-1} BOD_5/COD=0.201	COD=43.44 mg/L UV_{254}=0.084 cm^{-1} BOD_5/COD=0.421	0.060	5.99	李思敏 (2016)[19]
6	O_3投加量 5 mg/L 接触时间 5 min	COD=28.50 mg/L BOD_5/DOC=0.080	COD=19.32 mg/L BOD_5/DOC=0.480	0.175	9.18	蒋以元(2004)[21]
7	O_3投加量 8 mg/L 接触时间 20 min	COD=21.20 mg/L TOC=7.06 mg/L UV_{254}=0.081 cm^{-1}	COD=8.40 mg/L TOC=6.13 mg/L UV_{254}=0.033 cm^{-1}	0.377	12.80	刘巨波(2013)[22]

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

根据表 2 可得,当以 COD 为臭氧投加量量化指标时,臭氧最佳投加量的范围约为 O_3/COD = 0.13~0.25。在二级出水中 DOC 是 TOC 的主要成分,表 3 是以 TOC/DOC 为基准的典型案例运行参数。

表 3　典型案例中以 TOC/DOC 为基准的臭氧投加量参数

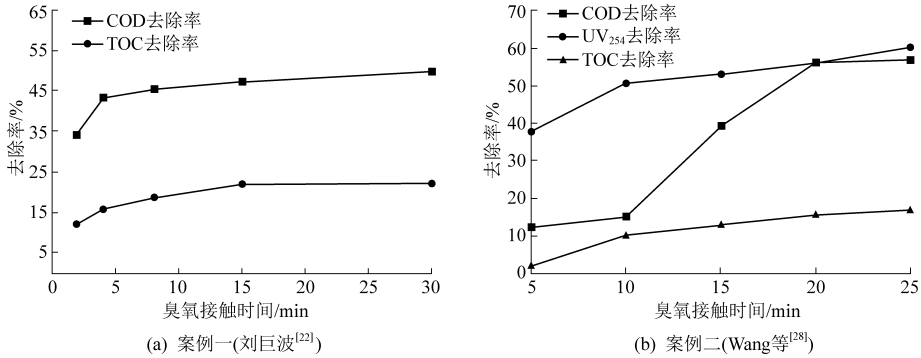
Table 3　The ozone dosage parameters of typical cases based on TOC/DOC

案例序号	臭氧运行参数	进水水质指标	出水水质指标	臭氧最佳投加量 O_3/TOC	TOC 浓度削减量/(mg · L^{-1})	参考文献
1	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 4 min	COD = 38.2 mg/L TOC = 10.920 mg/L	COD = 29.6 mg/L TOC = 8.110 mg/L	0.940	2.810	Wang 等(2008)[28]
2	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 6~7 min	DOC = 8.33 mg/L UV_{254} = 0.166 cm^{-1}	DOC = 7.26 mg/L UV_{254} = 0.065 cm^{-1}	1.200	1.070	Zuker 等(2015)[32]
3	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 20 min	DOC = 8.28 mg/L UV_{254} = 0.154 cm^{-1}	DOC = 5.88 mg/L UV_{254} = 0.067 cm^{-1}	1.210	2.400	Li 等(2018)[29]
4	O_3投加量 3.84 mg/L	DOC = 4.80 mg/L TIN = 11.00	DOC = 3.98 mg/L	0.800	0.820	Gerrity 等(2018)[33]
	O_3投加量 6.24 mg/L	DOC = 7.80 mg/L TIN = 7.60	DOC = 6.70 mg/L	0.800	1.100	
5	O_3投加量 10 mg/L 接触时间 5 min	COD = 78.4 mg/L TOC = 19.600 mg/L UV_{254} = 0.38 cm^{-1}	COD = 32.4 mg/L TOC = 12.300 mg/L UV_{254} = 0.144 cm^{-1}	0.510	7.300	Tripathi (2011)[30]
6	O_3投加量 8 mg/L 接触时间 20 min	TOC = 7.061 mg/L UV_{254} = 0.081 cm^{-1}	TOC = 6.130 mg/L UV_{254} = 0.033 cm^{-1}	1.133	0.931	刘巨波(2013)[22]
7	NA	TOC = 6.617 mg/L UV_{254} = 0.078 cm^{-1}	TOC = 6.051 mg/L UV_{254} = 0.038 cm^{-1}	1.000	0.566	涂嘉玲(2019)[12]

根据表 3 可得,当以 TOC 为臭氧投加量量化指标时,臭氧最佳投加量的范围约为 O_3/TOC = 0.5~1.2。在最佳投加量的范围内,臭氧能够有效地去除水中的微污染有机物,并且对微污染有机物的去除范围十分广泛。Zuker 等[32]发现当臭氧投加量为 O_3/DOC = 1.0~1.2 时,二级出水中难降解微污染有机物(TrOCs)能够得到有效去除,UVA 去除率可以达到 60%。Bourgin 等[1]发现当臭氧投加量为 0.55 mg O_3/mg DOC 时,12 种微污染有机物的的平均去除率超过 80%,此外 550 种物质的平均去除率超过 79%。Hollender 等[34]发现在臭氧投加量为 0.47 mg O_3/mg DOC 的条件下,二级出水中含有活性芳香基团、胺类或双键的化合物可以得到有效去除,磺胺甲恶唑、双氯芬酸和卡马西平的浓度能够降低至检测限以下。

2.3　臭氧接触时间对臭氧氧化效果的影响

臭氧与废水的接触时间能够影响二级出水中有机物的去除效果。图 2 为两组典型案例中污染物去除率随臭氧接触时间的变化规律。



(a) 案例一(刘巨波[22])　　(b) 案例二(Wang等[28])

图 2　污染物去除率随臭氧接触时间的变化规律

Fig.2　The variation of pollutant removal rate with ozone contact time

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

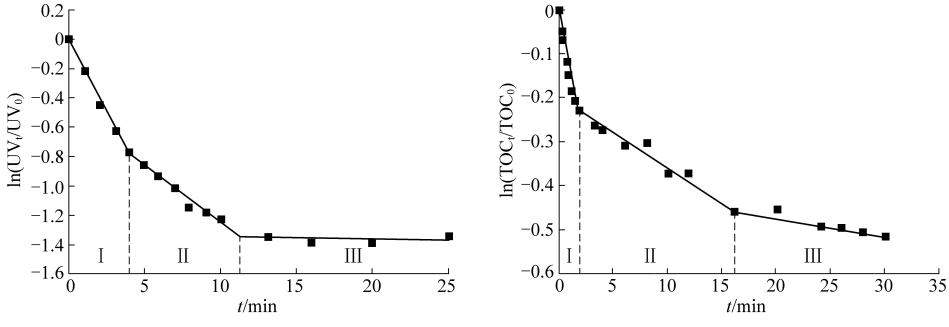
由图 2 可得,二级出水中有机物的去除过程一共分为三个阶段,分别为去除率快速增长段、去除率缓慢增长段以及去除率稳定段。刘巨波[22]发现当臭氧接触时间小于 5 min 时,COD 与 TOC 的去除率随臭氧投加量的增加而显著提高。Wang 等[28]发现当臭氧接触时间大于 10 min 时,TOC 与 UV_{254} 去除率的增长速度明显下降。

臭氧与废水的接触时间能够影响臭氧与水中有机物的反应顺序。刘建红等[35]发现随着臭氧接触时间的增加,臭氧通常先与难降解大分子有机物发生反应,随后再与小分子有机物反应。Gong 等[36]发现在臭氧氧化反应前 30 min 内,臭氧优先与疏水性组分发生反应,此时亲水性组分含量出现明显上升,当接触时间继续增加时亲水性组分含量呈现下降趋势。

臭氧与废水的接触时间能够影响二级出水中有机物的分子量分布。刘建红等[35]发现二级出水中分子量(MW)<1 kDa 的有机物含量随臭氧接触时间的增加而上升,并且其增长速率逐渐变缓。贾文娟等[37]发现随着臭氧接触时间的增加,分子量为 5~6 kDa 和 1~3 kDa 的有机物得到显著去除并且去除率达 50%以上,分子量为 60 Da 的有机物含量显著增加。

臭氧工艺的最佳接触时间与臭氧反应动力学之间存在着密切的联系,根据图 3 臭氧反应动力学曲线可得,二级出水的臭氧氧化过程呈现一级反应动力学特征。王晟等[38]研究发现反应一共分为 3 个阶段,第Ⅰ阶段中臭氧与水中污染物反应速率较高,此时参与反应的是容易被臭氧降解的物质。第Ⅱ阶段中臭氧反应速率明显低于第Ⅰ阶段,此时参与反应的是第Ⅰ阶段中未与臭氧反应的物质以及第Ⅰ阶段的不完全氧化产物[38]。第Ⅲ阶段中臭氧反应速率极低,有机物去除率几乎保持不变,此时参与反应的是难降解有机物和第Ⅰ、Ⅱ阶段中的不完全氧化产物。

在臭氧技术处理二级出水的过程中,臭氧与废水的接触时间不宜超过臭氧反应动力学第Ⅰ、Ⅱ阶段反应时间上限,因此存在两组最佳臭氧接触时间,分别为 4~5 min 和 10~15 min。对于实际工程案例,当二级出水中 TOC>12 mg/L 时,可以采取短接触时间,即 4~5 min;当二级出水中 TOC<12 mg/L 时,可以采取较长的臭氧接触时间,即 10~15 min。臭氧接触时间过长(超过 20 min)会导致建设和运行成本上升,且出水水质无明显提升,因此臭氧接触时间不宜过长。对于进水混有大量工业废水的城镇污水处理厂,由于尾水中难降解有机物组分含量较高,因此臭氧接触时间应适当延长,通常取 40~50 min[39]。



(a) 案例一(王晟[38])　　(b) 案例二(王树涛等[40])

图 3 臭氧反应动力学曲线

Fig.3 Reaction kinetic curve of ozone

3 结论与展望

(1)温度的上升能够提高臭氧消耗率和反应速率,但是对有机物去除效果的影响十分有限。pH 的升高能够提高臭氧氧化效率,控制 pH=7 是较为理想的反应条件,当 pH 继续增大时臭氧氧化效果难以进一步提高。

(2)臭氧投加量是影响出水水质的关键因素,二级出水的臭氧氧化过程存在最佳臭氧投加量。当以 COD 为臭氧投加量量化指标时,最佳投加量的范围约为 O_3/COD=0.13~0.25;当以 TOC 为臭氧投加量量化指标时,最佳投加量的范围约为 O_3/TOC=0.5~1.2。

(3)在臭氧氧化历时过程中,有机物的去除一共分为三个阶段,分别为去除率快速增长段、去除率缓慢增长段以及去除率稳定段。对于市政污水处理厂尾水,存在两组最佳臭氧接触时间,当二级出水中 TOC>12 mg/L 时,可以采取短接触时间,即 4~5 min;当二级出水中 TOC<12 mg/L 时,可以采取较长的接触时间,即 10~15 min。

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

(4)对于臭氧氧化技术在污水厂尾水深度处理中的应用,未来可以研究臭氧投加量与臭氧接触时间的乘积,即臭氧投加总量对臭氧氧化效果的影响,并且通过改变臭氧氧化反应的水力条件、投加经济高效的新型催化剂等方式减小臭氧最佳投加量、缩短臭氧反应时间。

参考文献

[1] Bourgin M, Beck B, Boehler M, et al. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products [J]. Water Research, 2018, 129: 486-498.

[2] Li M, Chen Z, Wang Z, et al. Investigation on degradation behavior of dissolved effluent organic matter, organic micro-pollutants and bio-toxicity reduction from secondary effluent treated by ozonation [J]. Chemosphere, 2019, 217: 223-231.

[3] Beniwal D, Taylor-Edmonds L, Armour J, et al. Ozone/peroxide advanced oxidation in combination with biofiltration for taste and odour control and organics removal [J]. Chemosphere, 2018, 212: 272-281.

[4] Ding P, Chu L, Wang J. Advanced treatment of petrochemical wastewater by combined ozonation and biological aerated filter [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25 (10): 9673-9682.

[5] Zhang L, Zhang Y, Gamal E M. Integrated mild ozonation with biofiltration can effectively enhance the removal of naphthenic acids from hydrocarbon-contaminated water [J]. Science of the Total Environment, 2019, 678: 197-206.

[6] Paraskeva P, Graham N J. Ozonation of municipal wastewater effluents [J]. Water Environment Research, 2002, 74 (6): 569-581.

[7] Luo X, Yan Q, Wang C, et al. Treatment ofammonia nitrogen wastewater in low concentration by two-stage ozonization [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12 (9): 11975-11987.

[8] 黄磊, 唐琪玮, 黄思远, 等. 臭氧氧化技术及其在水处理领域的发展 [J]. 净水技术, 2018, 37 (S1): 106-112.

[9] Sonntag C V, Gunten U V. Chemistry of ozone in water and wastewater treatment: From basic principles to applications [M]. London: IWA Publishing, 2012: 9-10.

[10] Hansen K M S, Spiliotopoulou A, Chhetri R K, et al. Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater-ozone lifetime and required ozone dose [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 290: 507-514.

[11] 李贝. 城市污水处理厂二级出水深度处理工艺及运行优化控制研究 [D]. 邯郸: 河北工程大学, 2013: 41.

[12] 涂嘉玲. 混凝/O_3组合处理污水厂二级出水有机物的研究 [D]. 武汉: 华中科技大学, 2019: 37-41.

[13] Ekblad M, Juarez R, Falas P, et al. Influence of operational conditions and wastewater properties on the removal of organic micropollutants through ozonation [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 286: 112205.

[14] 王树涛. O_3/BAF 联合工艺深度处理生活污水二级出水的研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2007: 58-59.

[15] Chen H W, Kuo Y L, Chiou C S, et al. Mineralization of reactive black 5 in aqueous solution by ozone/H_2O_2 in the presence of a magnetic catalyst [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174 (1-3): 795-800.

[16] Dehouli H, Chedeville O, Cagnon B, et al. Influences of pH, temperature and activated carbon properties on the interaction ozone/activated carbon for a wastewater treatment process [J]. Desalination, 2010, 254 (1-3): 12-16.

[17] 刘明国. 臭氧-曝气生物滤池组合工艺处理石化二级出水的研究 [D]. 北京: 中国地质大学, 2014: 21-23.

[18] Merayo N, Hermosilla D, Blanco L, et al. Assessing the application of advanced oxidation processes, and their combination with biological treatment, to effluents from pulp and paper industry [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 262: 420-427.

[19] 李思敏. 污水厂二级出水深度处理 O_3+MBSF 工艺及微生物群落结构特性研究 [D]. 太原: 太原理工大学, 2016: 89-93.

[20] 许丹宁. O_3-BAC 强化降解石化污水处理厂尾水中有机物及系统优化 [D]. 天津: 天津大学, 2018: 35-37.

[21] 蒋以元. O_3-BAF 城市污水再生利用安全保障技术研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2004: 52-54.

[22] 刘巨波. 臭氧-活性炭深度处理城市污水厂尾水的试验研究 [D]. 邯郸: 河北工程大学, 2013: 21-23.

[23] Chen W, Westerhoff P, Leenheer J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37 (24): 5701-5710.

[24] Chen X, Wang C, Jiang L, et al. Pilot-scale catalytic ozonation pretreatment for improving the biodegradability of fixed-bed coal gasification wastewater [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2021, 148: 13-19.

[25] Jiang F, Qiu B, Sun D. Degradation of refractory organics from biologically treated incineration leachate by VUV/O_3 [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 370: 346-353.

[26] 康芳芳. 不同组合工艺深度处理污水厂二级出水的试验研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016: 53-54.

[27] Gogate P R, Pandit A B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions [J]. Advances in Environmental Research, 2004, 8 (3-4): 501-551.

[28] Wang S, Ma J, Liu B, et al. Degradation characteristics of secondary effluentof domestic wastewater by combined process of ozonation and biofiltration [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 150 (1): 109-114.

[29] Li X, Shi H, Li K, et al. Combined process of biofiltration and ozone oxidation as an advanced treatment process for wastewater reuse [J]. Frontiers of Environmental Science &

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

Engineering, 2015, 9 (6): 1076-1083.

[30] Tripathi S, Tripathi B D. Efficiency of combined process of ozone and bio-filtration in the treatment of secondary effluent [J]. Bioresource Technology, 2011, 102 (13): 6850-6856.

[31] 冉慧英, 栗勇田, 安少锋, 等. 臭氧+曝气生物滤池深度处理工艺试验研究 [J]. 环境科学与管理, 2015, 40 (2): 89-92.

[32] Zucker I, Mamane H, Cikurel H, et al. A hybrid process of biofiltration of secondary effluent followed by ozonation and short soil aquifer treatment for water reuse [J]. Water Research, 2015, 84: 315-322.

[33] Gerrity D, Arnold M, Dickenson E, et al. Microbial community characterization of ozone-biofiltration systems in drinking water and potable reuse applications [J]. Water Research, 2018, 135: 207-219.

[34] Hollender J, Zimmermann S G, Koepke S, et al. Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43 (20): 7862-7869.

[35] 刘建红, 王利颖, 王保贵, 等. 臭氧氧化对二级出水有机物 (EfOM) 特性机制的影响 [J]. 环境工程学报, 2016, 10 (3): 1228-1234.

[36] Gong J, Liu Y, Sun X. O_3 and UV/O_3 oxidation of organic constituents of biotreated municipal wastewater [J]. Water Research, 2008, 42 (4): 1238-1244.

[37] 贾文娟, 汪芬, 王明铭, 等. 臭氧对二级出水中溶解性有机物的氧化特性 [J]. 南水北调与水利科技, 2019, 17 (6): 113-120.

[38] 王晟, 王晓昌, 张玉先, 等. 污水厂二级出水的臭氧反应动力学研究 [J]. 中国给水排水, 2003 (7): 56-57.

[39] Wu C, Zhou Y, Sun X, et al. The recent development of advanced wastewater treatment by ozone and biological aerated filter [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25 (9): 8315-8329.

[40] 王树涛, 马军, 田海, 等. 污水厂二级处理出水的臭氧氧化特性及其动力学 [J]. 中国给水排水, 2007, 23 (23): 79-81.