

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.15.019

臭氧-SBR-臭氧组合工艺处理石化反渗透浓水

尹建平¹, 王 远¹, 王 锋², 金锡标¹, 邱兆富¹

(1. 华东理工大学 资源与环境工程学院, 上海 200237; 2. 索尔维投资有限公司, 上海 201108)

摘 要: 采用 O_3 -SBR- O_3 组合工艺处理石油化学工业反渗透浓水(ROC),考察了废水初始pH、 O_3 浓度和反应时间对 O_3 氧化效果的影响,以及 O_3 预氧化时间对SBR处理效率的影响,并利用三维荧光光谱(EEM)和傅里叶红外光谱(FTIR)探讨了有机物去除机理。结果表明,相比单独SBR,在初始pH为6.98(原水pH)、 O_3 浓度为30 mg/L、预氧化时间为60 min的条件下, O_3 -SBR工艺对COD的去除率提高了42.5%。 O_3 -SBR出水经 O_3 深度处理90 min后,出水COD、TOC、 NH_3 -N和TN浓度分别为58、18、0.50和2.40 mg/L,满足《石油化学工业污染物排放标准》(GB 31571—2015)要求。EEM结果表明, O_3 可以去除废水中原有的以及生化后产生的类富里酸和类腐殖酸。FTIR结果表明, O_3 预氧化可以去除部分酚类和胺类物质,降低废水毒性,提高废水的可生化性。生物处理会生成多糖、酚类、氨基酸类化合物和腐殖酸衍变的芳香族化合物等代谢产物; O_3 深度处理可以去除溶解性微生物代谢产物,并将芳香族和脂肪族类化合物转化为酯类化合物。

关键词: 石化废水; 反渗透浓水; 臭氧氧化; SBR

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)15-0135-08

Ozone-SBR-Ozone Combined Process for Treating Petrochemical Reverse Osmosis Concentrate

YIN Jian-ping¹, WANG Yuan¹, WANG Feng², JIN Xi-biao¹, QIU Zhao-fu¹

(1. School of Resources and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China; 2. Syensqo <China> Co. Ltd., Shanghai 201108, China)

Abstract: The petrochemical reverse osmosis concentrate (ROC) was treated using a combined ozone-sequencing batch reactor-ozone (O_3 -SBR- O_3) process. The effects of initial wastewater pH, O_3 concentration, and reaction time on the oxidation efficiency were systematically investigated. Additionally, the impact of pre-oxidation duration with O_3 on the treatment efficiency of the SBR was analyzed. Three-dimensional fluorescence spectroscopy (EEM) and Fourier infrared spectroscopy (FTIR) were employed to elucidate the mechanism of organic matter removal. Compared with SBR alone, under the conditions of initial raw wastewater pH of 6.98, O_3 concentration of 30 mg/L, and pre-oxidation time of 60 minutes, the COD removal efficiency achieved by the O_3 -SBR process increased by 42.5%. Following 90 minutes of advanced O_3 treatment of the effluent from the O_3 -SBR process, COD, TOC, NH_3 -N and TN in the effluent were reduced to 58 mg/L, 18 mg/L, 0.50 mg/L and 2.40 mg/L, respectively, which complied with the requirements specified in *Emission Standard of Pollutants for Petroleum Chemical Industry* (GB 31571-2015). The EEM results indicated that O_3 effectively removed both the original fulvic acid and humic acid

通信作者: 邱兆富 E-mail: zfqiu@ecust.edu.cn

present in the wastewater, as well as those generated during subsequent biochemical processes. According to the FTIR analysis, O_3 pre-oxidation could eliminate certain phenolic and amine compounds, thereby reducing wastewater toxicity and enhancing its biodegradability. Biological treatment could produce metabolic byproducts, including polysaccharides, phenols, amino acid derivatives, and aromatic compounds originating from humic acid. The O_3 advanced treatment process effectively removed soluble microbial products while facilitating the transformation of aromatic and aliphatic compounds into ester compounds.

Key words: petrochemical wastewater; reverse osmosis concentrate; ozonation; SBR

石油化学(以下简称石化)工业在加工、生产、运输和存储过程中会产生大量对生态环境有严重污染的石化废水。为节约水资源,超滤-反渗透双膜工艺被广泛应用于污水回用领域,该工艺不仅能脱除无机盐,还能降低回用水中的色度和有机物浓度,但反渗透工艺会产生占原水量25%~30%的反渗透浓水(ROC)^[1]。石化ROC具有低COD、高含盐量、可生化性差等特点,处理难度较大。其中的有机物毒性大且难生物降解,主要包括醚、酯、酮类、烷烃类、酚类及类腐殖质等^[2]。

目前石化ROC的处理方法主要有混凝、活性炭吸附、生物法和高级氧化法(AOPs)联合生化法处理工艺。沈飞等^[3]利用混凝+活性炭吸附组合工艺处理石化ROC,结果发现 $FeCl_3$ /PAM混凝对COD的去除率为39.8%,结合活性炭吸附使COD总去除率达到56.9%,但该工艺不仅会产生大量污泥,还会导致运行成本过高。Moon等^[4]利用序批式活性污泥法(SBR)处理工业园区污水处理厂ROC,结果发现未经驯化的活性污泥在前10 d内对COD的去除率低于10%,适应20 d后COD去除率才接近20%,说明浓水中难降解有机物会抑制微生物活性,从而导致COD去除率较低。所以为了提高有机物去除率,常将AOPs与生物法组合使用。AOPs具有强氧化性,常用作预处理工艺,可以将难降解有机物氧化成易降解的小分子有机物,从而改善废水的可生化性^[5]。其中, O_3 是应用最广泛的氧化剂,其无二次污染,可直接氧化或形成羟基自由基($\cdot OH$)间接氧化污染物。Wei等^[6]使用 UV/O_3+AO 组合工艺处理石化纳滤浓水,运行60 d后对COD的平均去除率达到64.9%(出水COD为151 mg/L)。目前,有关采用高级氧化-生化法组合工艺处理ROC的效果及有机物降解机理的研究鲜有报道。

笔者以石化ROC为研究对象,优化了臭氧氧化工艺条件,通过臭氧预氧化提高后续生物处理效率,再利用臭氧进一步降解有机物,并通过三维荧光光谱(EEM)和傅里叶红外光谱(FTIR)探讨有机物降解机理,旨在为 O_3 -SBR- O_3 组合工艺处理石化ROC的工业化应用提供参考。

1 材料和方法

1.1 试验材料

试验用水为某石化集团污水厂同一个废水处理工艺产生且日期相近的两个批次ROC(以ROC1与ROC2表示),具体水质指标如下:ROC1的COD、TOC、 UV_{254} 、TN、 NH_3-N 、TDS、pH与Cl⁻的平均值分别为174 mg/L、30.1 mg/L、0.50 cm⁻¹、14.00 mg/L、3.70 mg/L、20 000 mg/L、6.94、10 000 mg/L,ROC2的分别为206 mg/L、68.5 mg/L、1.11 cm⁻¹、15.10 mg/L、4.20 mg/L、17 080 mg/L、6.98、8 050 mg/L。污泥驯化用水与考察臭氧氧化条件影响的用水为ROC1, O_3 -SBR- O_3 组合工艺的用水为ROC2。

1.2 试验装置及方法

臭氧氧化装置如图1所示。

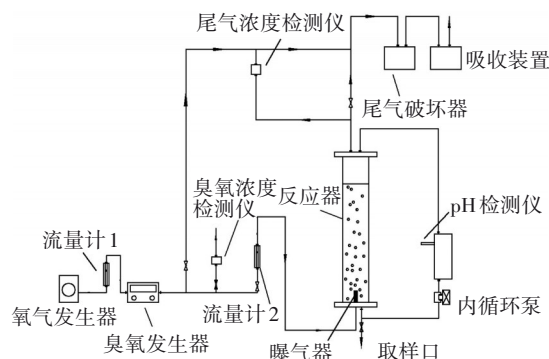


图1 臭氧装置示意

Fig.1 Schematic diagram of ozone device

反应器的材质为有机玻璃,内径为70 mm,高为

1 500 mm,内装4 000 mL的ROC1。臭氧氧化试验采用间歇流。氧气通过气体流量计1进入臭氧发生器(氧气源),调节气体流量计2(臭氧进气流量)为1 L/min,通过调节臭氧发生器旋钮控制臭氧进气浓度。待臭氧浓度检测仪读数稳定后,关闭旁通管路,开始臭氧与废水的反应。

试验过程中,每30 min取样50 mL并曝气30 min以去除残留的臭氧。取样导致ROC体积减少,所以在计算臭氧总投加量时根据实际体积计算。臭氧反应后的水样用NaOH调节pH至8.0左右,以提高碱度,然后加入SBR反应器中,并额外投加葡萄糖、硫酸铵、磷酸二氢钾(BOD_5 、N、P的质量比为100:5:1),葡萄糖投加量为0.4 g/d。

圆柱形有机玻璃SBR反应器的内径为100 mm,有效容积为2.5 L,如图2所示。考虑到市政污泥的微生物种群比较丰富,接种的活性污泥取自某城市污水处理厂,初始污泥浓度为6.8 g/L。在SBR启动期和试验期,控制进水时间为30 min,曝气时间为20 h,污泥沉降时间为3 h,出水时间为30 min,每24 h换一次水,换水率为50%。生化系统的启动期为20 d,1~9 d的平均COD去除率仅为4.0%;10~20 d,微生物逐渐适应环境,COD去除率逐渐提高,最后稳定在11.4%左右,生化系统启动完成。后续SBR试验都是基于启动后的活性污泥进行的。

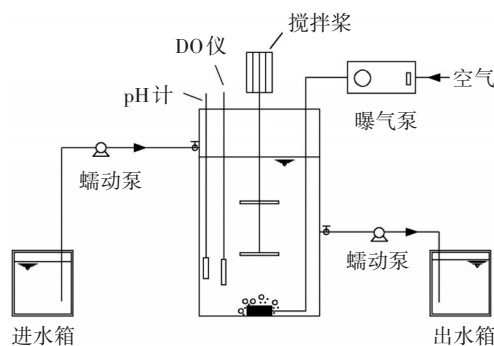


图2 SBR反应器示意

Fig.2 Schematic diagram of SBR reactor

1.3 分析项目及方法

pH采用pH计测定;COD采用《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017)测定;TOC采用TOC分析仪测定; UV_{254} 、 NH_3-N 、 NO_3^- -N和TN均采用紫外可见分光光度计测定。

采用重铬酸钾法测定高氯废水中的COD时, Cl^- 极易被氧化,进而导致COD测量结果偏高。因此选

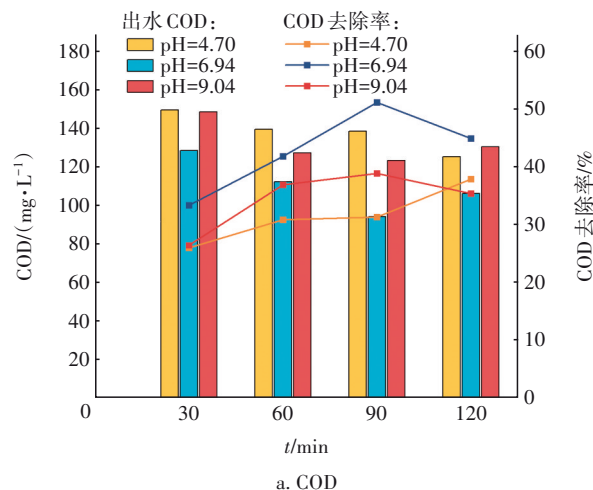
择硫酸汞掩蔽 Cl^- 法^[7]测定COD,通过增加硫酸汞的投加量扣除 Cl^- 残留的COD值来评估真实废水的COD值。

2 结果与讨论

2.1 O_3 氧化ROC影响因素分析

2.1.1 初始pH的影响

在常温和 O_3 浓度为30 mg/L条件下,当 O_3 流量为1 L/min时,初始pH对COD和TOC去除率的影响见图3。在酸性pH条件下,臭氧分解过程会被显著抑制,主要通过臭氧分子直接氧化有机物,氧化效率较低。而当pH较高时,较多的氢氧根离子(OH^-)通常会促进臭氧分解形成 $\cdot OH$,从而提高有机物减排效率。由图3可知,当初始pH由4.70提高至6.94时,反应120 min后,COD去除率由37.8%提高到44.8%,TOC去除率由29.8%提高到32.0%。而当pH提高到9.04时,COD去除率明显下降,TOC去除率变化不大,这可能是因为在高pH下,会产生较多的碳酸盐,碳酸盐主要以 CO_3^{2-} 的形式存在,从而抑制 $\cdot OH$ 对有机物的氧化。而且臭氧分解产生的 $\cdot OH$ 也会被高浓度的 Cl^- (10 000 mg/L)抑制, Cl^- 与 $\cdot OH$ 经过一系列反应生成氧化活性相对较弱的自由基($Cl_2\cdot^-$),从而降低有机物去除率,增加氧化剂用量和经济成本。当pH为6.94和9.04、时间由90 min延长至120 min时,COD和TOC趋势略有不同,可能是因为在随着时间的延长,原水中的部分有机物不能被重铬酸钾氧化,经过臭氧氧化后生成的中间产物可被重铬酸钾氧化,导致出水COD增加^[8],而TOC不会受此影响。从总体上看,当pH为6.94时去除效果较佳,同时从经济成本角度考虑,后续试验不调节废水pH,以原水pH作为反应条件。



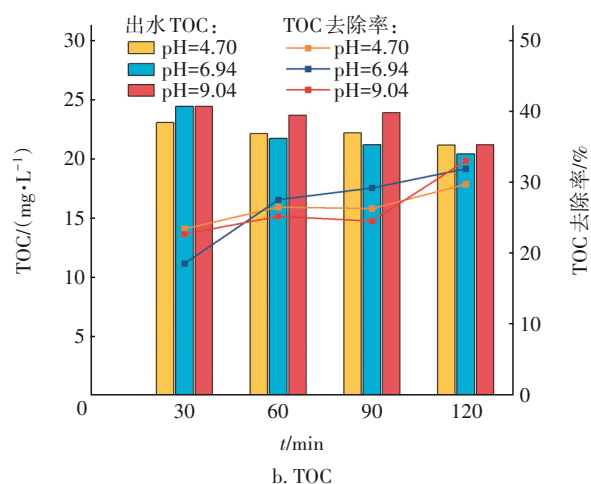


图3 初始pH对ROC1中有机物去除效果的影响

Fig.3 Effect of initial pH on removal efficiency of organic matter in ROC1

2.1.2 O₃浓度的影响

在常温 and 原水 pH 条件下,当 O₃ 流量为 1 L/min 时, O₃ 浓度对 COD 和 TOC 去除率的影响见图 4。

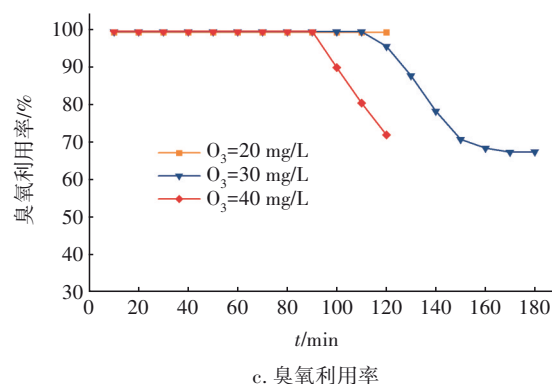
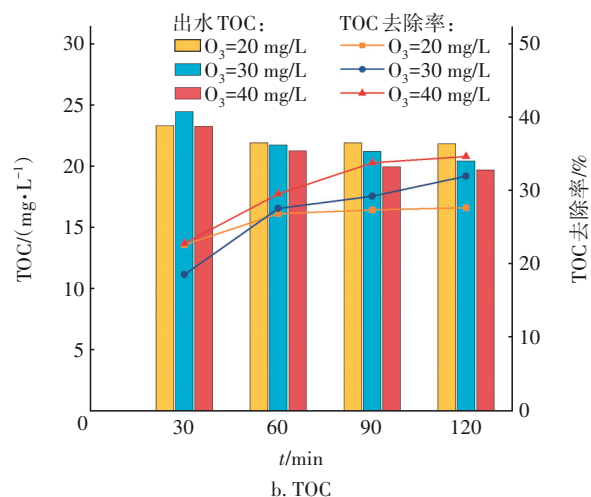
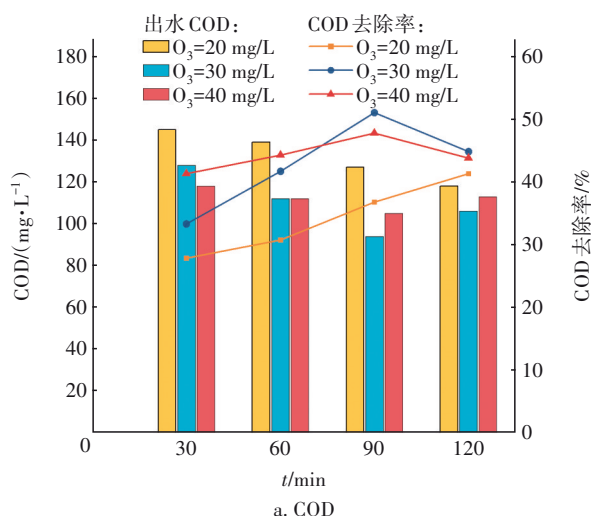


图4 臭氧浓度对ROC1中有机物去除效果的影响

Fig.4 Effect of ozone concentration on removal efficiency of organic matter in ROC1

由图4(a)、(b)可知,当 O₃ 浓度从 20 mg/L 提高到 30 mg/L、反应时间为 120 min 时, COD 去除率从 41.3% 提高到 44.8%, TOC 去除率从 27.7% 提高到 32.0%, 表明随着 O₃ 浓度的增加, 臭氧传质速率增大, 体系中氧化剂(O₃和·OH)量增多, 溶解的臭氧能够迅速与有机物反应, 有利于 COD 和 TOC 的去除。当 O₃ 浓度提高到 40 mg/L、反应 90 min 后, COD 去除率低于 O₃ 浓度为 30 mg/L 时的, 且 TOC 去除率最终仅提高了 2.7%。原因可能是过量的臭氧分子会与·OH 反应生成 HO₂·, ·OH 会与 HO₂· 反应从而终止臭氧反应过程, 降低有机物去除率。由图4(c)可以看出, 当 O₃ 浓度为 40 mg/L 时, 反应 90 min 后臭氧利用率开始下降, 说明过量投加臭氧会导致臭氧利用率下降, 从而影响有机物的氧化效果。该结论与代蓓蓓等^[8]的研究结果相一致。所以后续试验将 O₃ 浓度确定为 30 mg/L。

2.1.3 反应时间的影响

在常温、原水 pH=6.94、O₃ 浓度为 30 mg/L 条件下, 当 O₃ 流量为 1 L/min 时, 反应时间对 COD 去除率的影响如图 5 所示。可知, 前 30 min, COD 去除速率较快, 证明在短时间内易降解的有机物很容易被氧化。30 min 后去除率缓慢增加, 说明较长的臭氧接触时间可以促进臭氧溶解和分解以产生活性氧, 从而氧化难降解的有机物^[9]。但当反应时间延长到 180 min 时发现, COD 去除率没有太大提升, 可能是因为液相中的臭氧随着时间的延长接近饱和, 臭氧利用率下降。杜明辉等^[10]利用臭氧微气泡处理有机废水时也发现, 臭氧利用率越高则 COD 去除率越大, 且臭氧在水中的传质速率与分解速率达到平衡时, 液相臭氧浓度会保持不变。

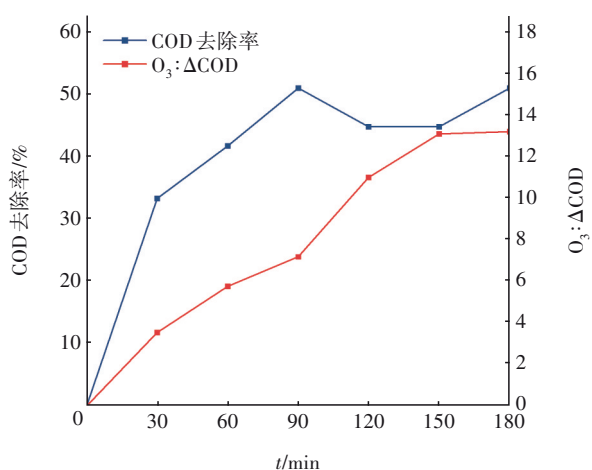


图5 反应时间对ROC1中COD去除率的影响

Fig.5 Effect of reaction time on COD removal rate in ROC1

通过监测不同臭氧氧化时间的臭氧消耗量与COD去除量的比值($O_3:\Delta COD$)来评估经济效益。从图5可知,当反应30 min时, $O_3:\Delta COD=3.53$;当反应60 min时, $O_3:\Delta COD=5.76$,说明在达到相同的COD去除量时,反应时间越短,需要的臭氧量越少,成本越低。

2.2 O₃-SBR工艺影响因素分析

2.2.1 臭氧预氧化时间对SBR的影响

利用O₃预氧化ROC2,氧化时间分别为30和60 min,氧化出水水质见表1。从UV₂₅₄数据的变化可以看出,臭氧破坏了ROC2中有机物的不饱和键或者共轭结构,大量芳香类物质被臭氧去除,导致出水COD、TOC降低,但出水氨氮和总氮浓度仍较高,需要采用生物法进一步处理。von Gunten^[11]发现,·OH能与大多数有机物迅速反应,但与氨氮反应缓慢。

表1 臭氧预氧化进、出水水质

Tab.1 Water quality of influent and effluent of ozone per-oxidation

项目	COD/ (mg·L ⁻¹)	TOC/ (mg·L ⁻¹)	UV ₂₅₄ / cm ⁻¹	TN/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)
ROC2	206	68.5	1.11	15.10	4.20
氧化30 min	160	58.5	0.40	13.20	3.60
氧化60 min	147	54.8	0.35	12.20	2.20

臭氧预氧化时间对ROC2中COD去除率的影响如图6所示。可知,ROC2进入SBR反应器后,在运行初期,活性污泥对COD的去除率较低,而且观察到污泥沉降性能也很差,出水中有大量污泥絮体。

但随着运行时间的延长,观察到污泥沉降性变好,出水也逐渐澄清,COD去除率逐渐稳定在11.2%左右。江奇志^[12]也发现,利用A/O工艺处理炼油废水时,系统进水负荷、硫化物和芳香类有机物质的增加会破坏活性污泥系统的稳定性,丝状菌大量繁殖,造成污泥膨胀。总之,石化ROC中芳香族、脂肪族碳氢化合物和盐度都会抑制污泥活性,导致COD去除率下降。而在O₃预氧化30 min的条件下,COD去除率最终稳定在34.7%左右;在O₃预氧化60 min的条件下,COD去除率最终稳定在53.7%左右(COD=95 mg/L),可见O₃预氧化可以明显提高SBR对COD的去除率,相比单独SBR,O₃(60 min)-SBR可以将COD的去除率提高42.5%。此外,ROC2经过O₃(60 min)-SBR工艺处理后,TOC和UV₂₅₄去除率分别达到68.7%和73.9%。而且随着O₃反应时间的延长,更多的难降解有机物被氧化为易生物降解的小分子有机物,废水可生化性得以提高。所以将60 min作为O₃预氧化时间。

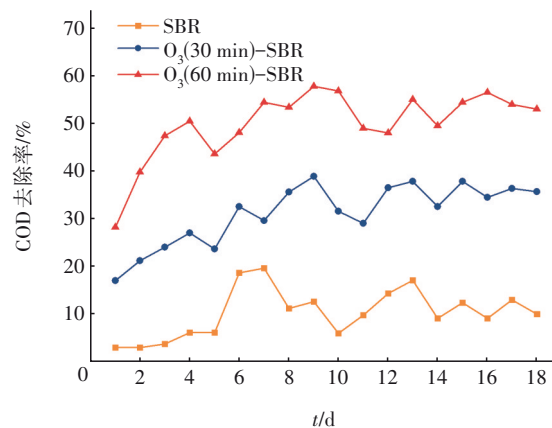


图6 臭氧预氧化时间对ROC2中COD去除率的影响

Fig.6 Effect of ozone pre-oxidation time on COD removal rate in ROC2

2.2.2 O₃-SBR工艺处理效果

ROC2经O₃氧化60 min后进入SBR池,出水氨氮、硝酸盐氮和总氮的变化如图7所示。可以看出,SBR出水氨氮、硝态氮和总氮平均值分别为0.50、1.69和2.40 mg/L,说明SBR阶段硝化菌、反硝化菌生长良好,对氨氮、总氮降解能力较强。而且还发现,经臭氧预氧化后对色度的去除效果良好,说明臭氧可以改变废水中发色基团的结构。

综上所述,ROC2经过O₃(60 min)-SBR工艺处理后,出水氨氮与总氮满足《石油化学工业污染物

排放标准》(GB 31571—2015)要求,但出水COD为95 mg/L,需要采用臭氧进行深度处理。

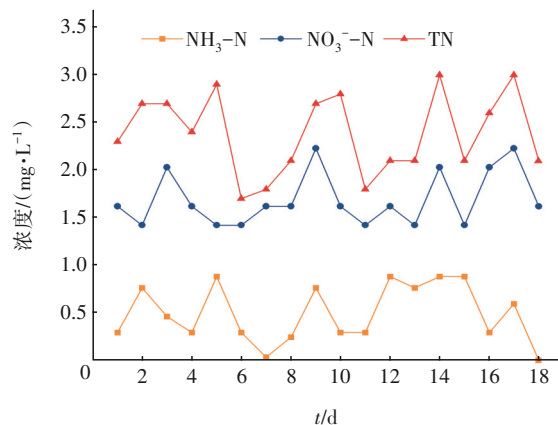


图7 O_3 -SBR出水氨氮、硝酸盐氮和总氮的变化

Fig.7 Variation of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen and total nitrogen concentrations in O_3 -SBR effluent

2.3 O_3 深度处理效果

在常温、臭氧浓度为30 mg/L、pH=6.95、 O_3 流量为0.5 L/min的条件下处理 O_3 -SBR工艺出水,经过90 min的氧化,COD去除率达到38.9%,出水COD为58 mg/L、TOC为18 mg/L,满足《石油化学工业污染物排放标准》(GB 31571—2015)要求,COD、TOC、 UV_{254} 总去除率分别为71.8%、73.7%、87.4%。

2.4 有机物去除机理分析

2.4.1 三维荧光光谱分析

利用三维荧光光谱分析 O_3 -SBR- O_3 组合工艺处理ROC2前后有机物的变化,结果如图8所示。三维荧光光谱被分为5个区域,分别对应类酪氨酸有机物(I)、类色氨酸有机物(II)、类富里酸有机物(III)、溶解性微生物代谢产物(IV)、类腐殖酸有机物(V)^[13]。图8(a)中有两个峰,V区最大荧光强度位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=327\text{ nm}/405\text{ nm}$ 处,III区最大荧光强度位于 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=243\text{ nm}/418\text{ nm}$ 处,表明ROC2中含有类腐殖酸有机物和类富里酸有机物,而且前者的含量高于后者。由图8(b)可以看出,经过 O_3 处理后,这两个峰几乎消失,证明 O_3 对类富里酸有机物和类腐殖酸有机物具有降解作用。由图8(c)可以看出,经过SBR处理后,III区和V区两个峰的荧光强度略微升高,表明经生化法处理后产生了一部分类富里酸和类腐殖酸物质,这是由于在生化处理过程中,微生物以有机物作为碳源,将小分子有机物又聚合成稳定的大分子有机物,腐殖化程度增加^[14]。图8

(d)中几乎看不到荧光峰,说明 O_3 对生物处理过程中产生的物质有良好的降解作用。

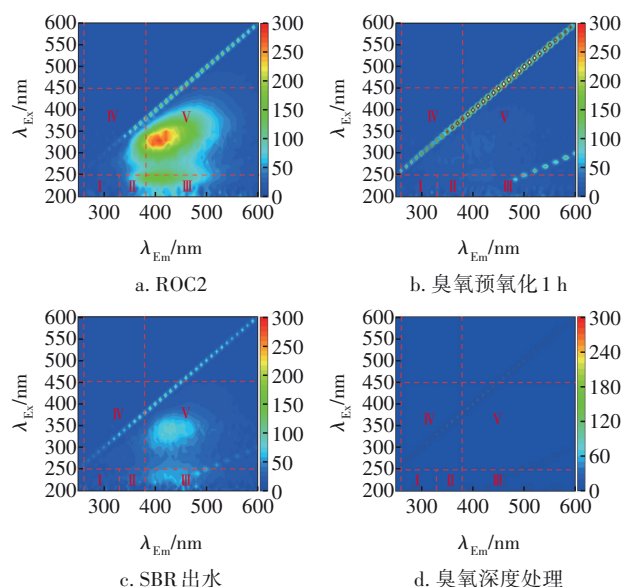


图8 ROC2反应前后荧光光谱分析

Fig.8 Fluorescence spectrum analysis before and after ROC2 reaction

2.4.2 傅里叶红外光谱分析

ROC2反应前后的红外光谱如图9所示。可知,3 570~3 245 cm^{-1} 处的吸收峰由酚、糖类的O—H伸缩振动形成;3 480~3 270 cm^{-1} 处的吸收峰由伯胺和仲胺伸缩振动形成;1 700~1 590 cm^{-1} 处的吸收峰为脂肪族化合物含有的C=C伸缩振动,由氨基酸 NH_2^+ 、 NH_3^+ 和伯胺变角振动形成;1 300~990 cm^{-1} 处的吸收峰由芳香酸酯的C—O—C伸缩振动、仲胺化合物的C—N伸缩振动、芳环上=CH弯曲振动形成;1 020~850 cm^{-1} 处的吸收峰由烯烃扭曲振动或硫酸盐、硫酸酯C—O伸缩振动形成;860~660 cm^{-1} 处的吸收峰由苯环=CH面外弯曲振动、氨基酸或脂肪酸盐的 COO^- 变角振动形成;630~540 cm^{-1} 处的吸收峰由硫酸盐、磷酸盐变角振动形成。经臭氧处理后,3 552、3 415、1 623、1 142 cm^{-1} 处的吸收峰强度明显减弱,表明臭氧对水中的糖类、酚类、胺类、脂肪族化合物和芳香酯类物质有一定的降解转化作用。李海鹏等^[15]的研究表明,酚类、胺类物质是诱导生物毒性的主要污染物。所以臭氧有效降低了ROC的毒性,提高了废水的可生化性。

经SBR处理后,峰位和峰形与原水非常相似,但各吸收峰强度都略有增加。3 552和3 412 cm^{-1} 处

的吸收谱带变宽变强, $1\ 623$ 和 $1\ 139\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰强度增加, 说明废水经过生物处理会产生微生物代谢产物, 主要为多糖、酚类、氨基酸类化合物和腐殖酸衍变的芳香族化合物(酚类、芳香酸酯等)。

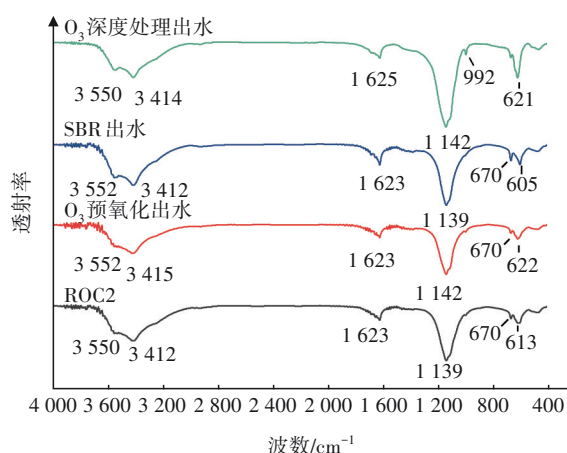


图9 ROC2反应前后的红外光谱

Fig.9 Infrared spectrum before and after ROC2 reaction

经 O_3 深度处理后, 670 cm^{-1} 处的吸收峰消失, $1\ 625\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰减弱, $1\ 142\text{ cm}^{-1}$ 处吸收峰增强, 说明臭氧将苯环、脂肪酸盐、脂肪族化合物转化为酯类化合物。李英芝等^[16]利用臭氧氧化石化 ROC 时也发现, 臭氧破坏 $\text{C}=\text{C}$ 键或芳香结构后会生成含 $-\text{OH}$ 、 $-\text{C}-\text{O}$ 等基团的有机物。 $3\ 550$ 和 $3\ 414\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收峰强度降低, 说明糖类、酚类和氨基酸等微生物代谢产物易被臭氧氧化。 621 cm^{-1} 处的峰强度增加, 992 cm^{-1} 处新增了吸收峰, 说明随着臭氧进一步氧化, 会产生更多的无机盐或烃类化合物。

3 结论

① 单独 SBR 对石化 ROC 原水中 COD 的去除率仅为 11.2%, 表明废水中的有毒有机物和盐度会显著抑制微生物的活性。而石化 ROC 经过臭氧预氧化 60 min 后, O_3 -SBR 工艺对 COD 的去除率提高了 42.5%, 表明臭氧预氧化可以提高石化 ROC 的生物降解性能。

② 采用 O_3 -SBR- O_3 组合工艺处理石化 ROC, 在 pH 为 6.98(原水 pH)、 O_3 浓度为 30 mg/L、预氧化时间为 60 min、SBR 稳定运行 18 d、臭氧深度处理 90 min 的条件下, 对 COD、TOC、 UV_{254} 的总去除率分别为 71.8%、73.7%、87.4%, 出水 COD、TOC、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 浓度分别为 58、18、0.50 和 2.40 mg/L, 满足《石油化学工业污染物排放标准》(GB 31571—

2015)要求。

③ EEM 结果表明, O_3 可以去除石化 ROC 中以及生化后产生的类腐殖酸和类富里酸物质。FTIR 结果表明, O_3 预氧化可以去除酚类和胺类物质, 降低废水毒性, 提高废水的可生化性。生物处理会产生多糖、酚类、氨基酸类化合物和腐殖酸衍变的芳香族化合物等代谢产物; O_3 深度处理可以降解微生物代谢产物, 并且将芳香族和脂肪族类化合物转化为酯类化合物。

参考文献:

- [1] DIALYNAS E, MANTZAVINOS D, DIAMADOPOULOS E. Advanced treatment of the reverse osmosis concentrate produced during reclamation of municipal wastewater [J]. Water Research, 2008, 42(18): 4603-4608.
- [2] VENZKE C D, RIZZANA D U, GIACOBBO A, et al. Membrane distillation treating a real petrochemical reverse osmosis concentrate: influence of membrane characteristics on the process performance [J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 39: 101722.
- [3] 沈飞, 刘阳, 严滨, 等. 混凝—吸附法处理反渗透浓缩水[J]. 工业水处理, 2007, 27(12): 59-62.
SHEN Fei, LIU Yang, YAN Bin, et al. Relationship of reverse osmosis membrane concentrates using coagulation-adsorption process [J]. Industrial Water Treatment, 2007, 27(12): 59-62 (in Chinese).
- [4] MOON C, AHN Y, LEE T J, et al. Importance of microbial adaptation for concentrate management in wastewater reuse process [J]. Energy & Environment, 2019, 30(4): 719-731.
- [5] 桑军强, 高峰, 杨春鹏, 等. 负载 MnO_2 陶瓷膜催化臭氧氧化处理石化污水反渗透浓水[J]. 化工环保, 2022, 42(2): 155-160.
SANG Junqiang, GAO Feng, YANG Chunpeng, et al. Treatment of reverse osmosis concentrate by integrated process combining ozonation with ceramic membrane [J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2022, 42(2): 155-160 (in Chinese).
- [6] WEI C, HE W J, WEI L, et al. The analysis of a microbial community in the UV/O_3 -anaerobic/aerobic integrated process for petrochemical nanofiltration concentrate (NFC) treatment by 454-pyrosequencing [J]. PloS One, 2015, 10(10): e0139991.
- [7] 高斐, 杨海东, LI Nan. 对国标法(HJ 828—2017)测定高氯废水 COD_{Cr} 分析方法的改进[J]. 环保科技,

- 2018, 24(3): 47-51.
- GAO Fei, YANG Haidong, LI Nan. Modification of national standard method (HJ 828-2017) for chemical oxygen demand (COD_{Cr}) measurement of high chloride wastewater [J]. Environmental Protection and Technology, 2018, 24(3): 47-51(in Chinese).
- [8] 代蓓蓓, 刘庆洁. 优化污水提标装置臭氧投加量的研究[J]. 石油化工安全环保技术, 2022, 38(6): 53-56.
- DAI Beibei, LIU Qingjie. On optimization of ozone dosage in upgrading plant for sewage treatment [J]. Petrochemical Safety and Environmental Protection Technology, 2022, 38(6): 53-56 (in Chinese).
- [9] MA J T, CHEN Y L, NIE J X, *et al.* Pilot-scale study on catalytic ozonation of bio-treated dyeing and finishing wastewater using recycled waste iron shavings as a catalyst [J]. Scientific Reports, 2018. DOI: 10.1038/s41598-018-25761-6.
- [10] 杜明辉, 王勇, 高群丽, 等. 臭氧微气泡处理有机废水的效果与机制[J]. 化工进展, 2021, 40(12): 6907-6915.
- DU Minghui, WANG Yong, GAO Qunli, *et al.* Mechanism and efficiency of ozone microbubble treatment of organic wastewater [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2021, 40(12): 6907-6915 (in Chinese).
- [11] VON GUNTEN U. Ozonation of drinking water: part I. Oxidation kinetics and product formation [J]. Water Research, 2003, 37(7): 1443-1467.
- [12] 江奇志. 炼油厂污水处理场活性污泥膨胀原因分析和控制措施[J]. 工业用水与废水, 2019, 50(1): 51-53, 76.
- JIANG Qizhi. Cause analysis and control measures of activated sludge bulking in refinery sewage treatment works [J]. Industrial Water & Wastewater, 2019, 50(1): 51-53, 76 (in Chinese).
- [13] LU J, FAN L H, RODDICK F A. Potential of BAC combined with UVC/ H_2O_2 for reducing organic matter from highly saline reverse osmosis concentrate produced from municipal wastewater reclamation [J]. Chemosphere, 2013, 93(4): 683-688.
- [14] 罗新浩, 胡勇有. O_3 氧化-SBBR组合工艺深度脱除生化尾水TN的效能及机制研究[J]. 环境生态学, 2023, 5(7): 129-136.
- LUO Xinhao, HU Yongyou. Study on the efficiency and mechanism for advanced treatment of printing and dyeing biochemical tail water by combined O_3 -SBBR [J]. Environmental Ecology, 2023, 5(7): 129-136 (in Chinese).
- [15] 李海鹏, 麻微微. 石化废水处理厂特征污染物变化及水质安全研究[J]. 工业水处理, 2024, 44(6): 88-93.
- LI Haipeng, MA Weiwei. Changes of typical pollutants and water quality safety in a petrochemical wastewater treatment plant [J]. Industrial Water Treatment, 2024, 44(6): 88-93(in Chinese).
- [16] 李英芝, 詹亚力, 张华, 等. 臭氧氧化炼厂反渗透浓水的有机组成及特性研究[J]. 高校化学工程学报, 2014, 28(3): 665-670.
- LI Yingzhi, ZHAN Yali, ZHANG Hua, *et al.* Research on organic compositions of reverse osmosis concentrates from ozonated oil refining [J]. Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities, 2014, 28(3): 665-670(in Chinese).

作者简介: 尹建平(2000-), 女, 山西吕梁人, 硕士, 主要研究方向为工业水处理。

E-mail: 1932807474@qq.com

收稿日期: 2024-03-15

修回日期: 2024-05-21

(编辑: 任莹莹)