

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.23.009

北方低浊微污染原水O₃-BAC深度处理效能及机制

权晨妍¹, 郭媛¹, 张昭赫¹, 李家科¹, 刘珊珊², 时文歆³

(1. 西安理工大学 生态环境与化工学院, 陕西 西安 710048; 2. 上海市政工程设计研究
总院<集团>有限公司, 上海 200092; 3. 重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400045)

摘要: 为了探究臭氧-生物活性炭(O₃-BAC)深度处理工艺对北方低浊微污染原水的净化效能及其作用机制,选取我国北方某座同步运行常规工艺与O₃-BAC深度处理工艺的给水厂作为研究对象,考察了两种工艺在冬季低温、长期低浊和有机微污染的同一水源条件下的净水效果和污染物削减规律,同时分析了细菌群落结构及其变化特征与生物风险。结果表明,O₃-BAC深度处理工艺适用于处理我国北方低浊微污染原水,但实际运行效果易受季节更替的影响;在O₃-BAC与常规工艺协同作用下,可构建多级屏障以强化对污染物的去除,其中炭滤和砂滤填料上所附着的生物膜在降解有机微污染物中发挥了重要作用,例如 *Saprospiraceae* 和 *Blastocatella* 菌属。

关键词: 饮用水处理; 臭氧-生物活性炭; 低浊原水; 功能细菌; 生物风险

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)23-0055-09

Efficiency and Mechanism of Ozone-Biological Activated Carbon Advanced Treatment Process for Low-turbidity and Micro-polluted Raw Water in Northern China

QUAN Chen-yan¹, GUO Yuan¹, ZHANG Zhao-he¹, LI Jia-ke¹, LIU Shan-shan²,
SHI Wen-xin³

(1. School of Eco-environment & Chemical Engineering, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China; 2. Shanghai Municipal Engineering Design Institute <Group> Co. Ltd., Shanghai 200092, China; 3. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: The performance of the two treatment systems of a water treatment plant in northern China operating both conventional treatment and ozone-biological activated carbon (O₃-BAC) processes in terms of water quality improvement and pollutants removal was evaluated under consistent source water conditions characterized by winter low-temperature, prolonged low-turbidity, and organic micro-pollutants, so as to investigate the purification efficiency and underlying mechanisms of the O₃-BAC advanced treatment process in treating low-turbidity and micro-polluted raw water in northern China. Additionally, the bacterial community composition, its dynamic variations, and associated biological risks were systematically analyzed. It showed that the O₃-BAC advanced treatment process was well suited for treating low-turbidity, micro-polluted raw water in northern China; however, its performance was

基金项目: 陕西水利科技计划项目(2024SLKJ-15); 陕西省秦创原“科学家+工程师”队伍建设项目(2022KXJ-115); 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2023-JC-QN-0410); 中国博士后科学基金资助项目(2022M712561)

通信作者: 郭媛 E-mail: guoyuan@xaut.edu.cn; 李家科 E-mail: xaut_ljk@163.com

significantly influenced by seasonal variations. The integration of O_3 -BAC with conventional treatment processes enabled the establishment of multi-barrier systems for enhanced removal of pollutants. Notably, biofilms developed on carbon and sand packing media contributed significantly to the degradation of organic micro-pollutants, with key microbial genera including *Saprospiraceae* and *Blastocatella* playing a pivotal role.

Key words: drinking water treatment; ozone-biological activated carbon (O_3 -BAC); low-turbidity raw water; functional bacteria; biological risk

目前,自来水厂多数采用常规处理工艺,它主要以悬浮物、胶体和细菌等污染物为去除目标,对水源水中氨氮及溶解性有机物等的去除能力十分有限,难以满足不断提高的水质标准要求。因此,涌现出一批在常规水处理工艺基础上进行预处理或深度处理的新技术,其中应用最为广泛的是臭氧-生物活性炭(O_3 -BAC)工艺。

O_3 -BAC工艺是一种耦合臭氧氧化、活性炭吸附和微生物降解等多重作用的深度处理技术^[1],尤其在南方地区受到了广泛关注与大力推广^[2]。但是,由于 O_3 的高效氧化作用和BAC的物理吸附、生物降解作用易受气温及经济发展水平的影响,该工艺在北方水厂的长期运行效果尚不明确,且与常规工艺相比,其在北方水厂的适用性和先进性缺乏实际运行数据支撑。

笔者以中国北方某座生产规模为 $40 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的给水厂为研究对象,考察该水厂两年内同步运行的常规处理工艺和常规+ O_3 -BAC深度处理工艺的运行效果,包括水厂原水水质特征及其季节性变化规律、水厂不同工艺单元的净化效果以及净水工艺单元的微生物群落结构和生物风险,旨在完善 O_3 -BAC深度处理工艺的净水机制,并为相似水厂的优化运行提供指导和建议。

1 材料与方法

1.1 工艺流程

以我国北方某给水厂为研究对象,水厂中同步运行两种工艺,均采用同一水库水作为水源,其具有典型的冬季低温、长期低浊、有机微污染的水质特征。一期采用常规+ O_3 -BAC深度处理工艺,主体流程为高锰酸钾预氧化-中置式高密度沉淀池-臭氧催化氧化接触池-上向流生物活性炭滤池-V型砂滤池-液氯消毒;二期采用常规处理工艺,主体流程为机械混凝-斜管沉淀-双阀滤池过滤-液氯消毒。

两期同步运行,处理后的水分别进入不同的清水池进行加氯消毒,再经由管道混合后向用户供水。基于该水厂的实际运行状况,开展了为期两年的实地研究。两期净水工艺的主体流程及取样点分布如图1所示。

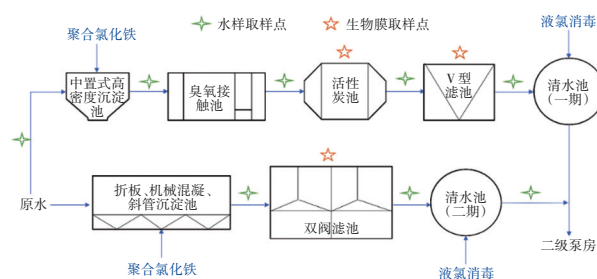


图1 两期工艺主体流程及取样点分布

Fig.1 Main flows and sampling points distribution of two sets of processes

1.2 样品采集及预处理

本研究主要调查各工艺单元出水和填料上的生物膜。对于水质分析,采集各工艺单元在春、夏、秋、冬四季的出水水样;对于微生物分析,只采集夏、冬两季时各工艺单元的出水水样和填料上的生物膜样本,具体采样点及编号见表1。水样采用经灭菌处理的塑料桶进行保存,填料样品使用无菌袋保存。每个样品均独立采集3份,混合后用于后续分析。

各工艺单元出水的微生物富集方法:取1~3 L水样,使用 $0.22 \mu\text{m}$ 微孔滤膜抽滤富集,以滤膜上有肉眼可见覆盖物为准;将滤膜置于无菌离心管中,置于 -80°C 冰箱中保藏。活性炭及石英砂滤料上微生物的富集方法:炭样取距离滤料表层 0.5 m 处的活性炭,砂样直接取自滤料表层,各取 50 g 并保存于无菌取样袋中;运回实验室后分别置于两个 250 mL 的锥形瓶中,并加入 100 mL 纯水,在摇床上以 150 r/min 的转速摇晃 30 min ,脱附滤料表层生物膜后进

行离心(3 000 r/min、3 min),分离后的生物样品收集在无菌离心管中冷冻保藏。

表1 采样点及编号

Tab.1 Sampling points and their numbers

项目	采样位置	夏季样品编号	冬季样品编号
原水	水厂进水总管	RW	DRW
一期工艺	高密度沉淀池出水	GC1	DGC1
	臭氧接触池出水	CY1	DCY1
	活性炭滤池出水	TC1	DTC1
	活性炭滤池填料	TM1	DTM1
	V型滤池出水	VL1	DVL1
	V型滤池填料	VM1	DVM1
	清水池出水	FW1	DFW1
二期工艺	斜管沉淀池出水	XC2	DXC2
	双阀滤池出水	SL2	DSL2
	双阀滤池填料	LM2	DLM2
	清水池出水	FW2	DFW2

1.3 分析项目及方法

高锰酸盐指数(COD_{Mn})采用酸性高锰酸钾滴定法测定;UV₂₅₄采用紫外可见分光光度计测定;浊度采用便携式浊度仪测定;pH、水温和溶解氧(DO)采用多参数水质分析仪测定;总有机碳(TOC)采用总有机碳测定仪测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;亚硝酸盐浓度采用重氮耦合分光光度法测定。

采用三维荧光激发-发射光谱技术(3D-EEM)分析水体中有机物的结构组成和变化。发射光谱扫描范围设置为220~550 nm,激发光谱扫描范围设置为220~450 nm,发射光谱和激发光谱的扫描步长均为5 nm。扫描速度设置为12 000 nm/min,激发光谱和发射光谱的狭缝宽度均为5 nm。进行水样预处理时使用0.45 μm醋酸纤维酯膜过滤,在相同条件下,以Milli-Q超纯水作为空白,以消除拉曼散射及背景噪音。

各工艺单元出水和生物膜中微生物群落的基因组采用FastDNA® Spin Kit for Soil DNA试剂盒提取。采用NanoDrop2000进行DNA纯度和浓度检测,同时在5 V/cm的场强下采用1%琼脂糖凝胶电泳(20 min)进行DNA完整性检测。PCR扩增水体样品细菌基因组中16S rRNA的V3-V4区,引物为338F-806R,PCR试验采用TransGen AP221-02:TransStart Fastpfu DNA Polymerase,反应体系为20

μL。扩增反应程序如下:95℃变性3 min,以95℃变性30 s、55℃退火30 s、72℃延伸45 s进行27个循环,然后采用72℃延伸10 min。将PCR产物用Quantus™ Fluorometer进行检测定量,按照测序要求进行混合,利用Illumina平台并委托上海美吉生物医药科技有限公司进行测序。通过美吉生物云平台进行细菌测序数据的优化处理,将相似度大于97%的优质序列归类为一个OTU,进行α多样性指数计算、物种组成及其与环境因子的相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 原水水质特征

该水厂原水取自黄河流域北方某水库,经过两年的水质调查发现,原水pH平均值为8.19,波动范围为7.85~8.41;浊度平均值为3.54 NTU,波动范围为0.85~9.44 NTU;高锰酸盐指数平均值为2.10 mg/L,波动范围为1.53~2.89 mg/L。可见,该水源水整体上呈弱碱性,全年低浊,且存在有机微污染的特点。图2进一步显示了原水pH、浊度、高锰酸盐指数和氨氮随季节更替的变化情况。

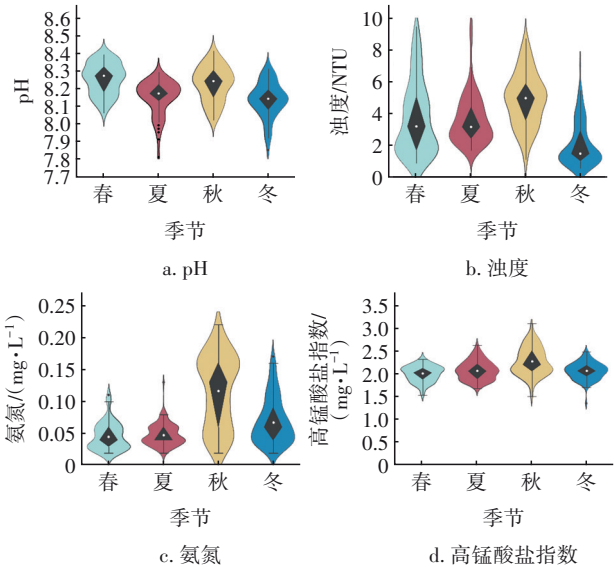


图2 原水中常规水质指标在不同季节的变化情况

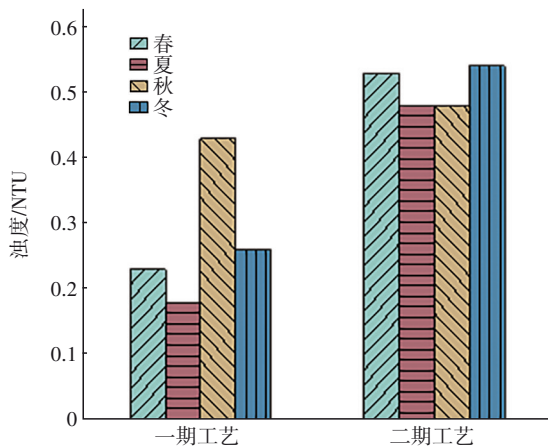
Fig.2 Variation of conventional indicators of raw water quality at different seasons

通过对原水水质特征的组间显著性分析可以看出,原水pH在春夏、夏秋、夏冬组间的P值<0.05,而其他组间的P值>0.05,夏季与其他三个季节存在显著差异;原水浊度全年低于10 NTU,冬季浊度总体上略低于其他三季,夏秋季节略高于春冬季,这是由于夏秋季节光照充足,水温适宜,藻类生长

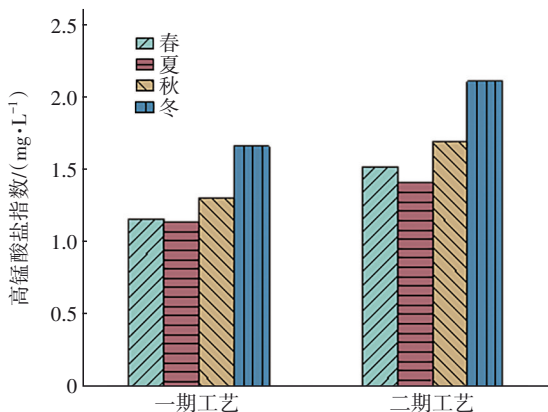
较快,浊度升高;原水氨氮的变化幅度在秋冬两季较春夏两季的波动大;原水中高锰酸盐指数四季差异均不明显,两季组间 P 值均大于0.05,且秋季略高于其他三季。以上分析表明,该水厂原水水质随北方气温变化而呈现一定的季节性波动,总体表现为冬季低温、全年低浊、长期有机微污染的水质特征。

2.2 两期工艺在不同季节的净水效果

为了分析两期工艺在处理同一水源水时的净化效果,以及在原水水质季节性波动下的应对能力,分析两期工艺中滤后水的水质情况,即一期的V型滤池出水和二期的双阀滤池出水。调研发现,一、二期滤后水浊度的平均值分别为0.27和0.50 NTU,夏季对浊度的去除效果最好,冬春季节略有下降。此外,一期工艺在秋季原水浊度升高时滤后水浊度明显上升,见图3(a)。可见,混凝除浊效果在一定程度上受水温和原水浊度的影响,但影响程度远小于两期工艺对浑浊物浓度波动的应对能力。



a. 浊度



b. 高锰酸盐指数

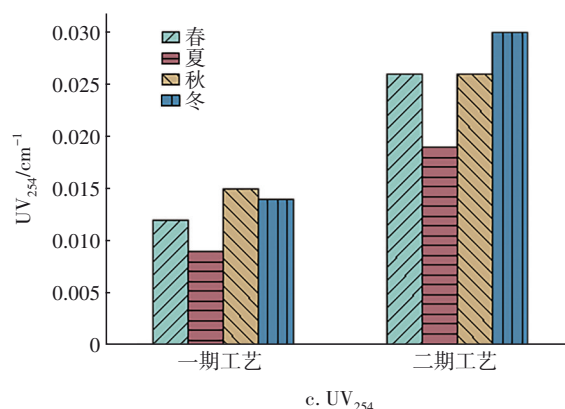
c. UV₂₅₄

图3 不同季节滤后水常规水质指标的变化

Fig.3 Variation of conventional indicators of post-filtration water quality at different seasons

一、二期滤后水中高锰酸盐指数平均值分别为1.31和1.68 mg/L,两期工艺对于高锰酸盐指数的削减效果随季节更替的变化趋势相同,春夏两季略优于秋冬两季,如图3(b)所示,表明水温会影响两期工艺对有机物的去除效能。

进一步测定了滤后水中UV₂₅₄指标,该指标反映的是腐殖质、各种含芳香烃及C=C双键和C=O双键的有机化合物含量,属于不可生物降解有机物^[3],也是消毒副产物的主要前体物。一期滤后水中UV₂₅₄的平均值为0.015 cm⁻¹,比二期低了67%,如图3(c)所示。可见,一期工艺对此类有机物具有较好的去除效果,尤其是温度较高的夏季。

对于氮类污染物,两期工艺滤后水中氨氮及亚硝酸盐的浓度均较低,仅极个别时间氨氮和亚硝酸盐浓度分别为0.03~0.04和0.001~0.003 mg/L,其余时间均等于或低于检测下限,即氨氮为0.02 mg/L、亚硝酸盐为0.001 mg/L,且不存在明显的季节性波动。

2.3 污染物在两期工艺中的削减规律

根据上述分析可知,一期工艺对污染物的去除效果明显优于二期工艺,下面将进一步揭示两期工艺中不同处理单元对去除浊度、高锰酸盐指数和UV₂₅₄等三种典型污染物的贡献程度,以及不同季节对各处理单元去除效果的影响。两期工艺中不同处理单元随季节更替对污染物的削减趋势相似,但总体上冬季去除效果较差,这与北方冬季水温(0~4℃)较低密切相关。

对于原水中的浊度,高密度沉淀池的去除率(65.8%~85.1%)明显优于斜管沉淀池(0~21.2%),

但一期工艺中O₃-BAC单元的存在使混凝沉后水浊度有所上升,如图4所示。推测原因,一方面是因为臭氧有明显的氧化助凝作用,氧化后改变性质的小分子物质之间会集结成絮体或与活性炭表层生物膜上黏附的物质发生反应,进而产生絮体;另一方面,活性炭单元在流速较高及反冲洗时会承受巨大的剪切力,破碎的细小活性炭粒会随上升水流穿透炭层,从而导致浊度上升^[4]。V型滤池和双阀滤池等砂滤单元是保证浊度最终削减的主要环节。两期工艺的混合出厂水中浊度为0.14~0.45 NTU,平均浊度为0.27 NTU,供水澄清度优良。

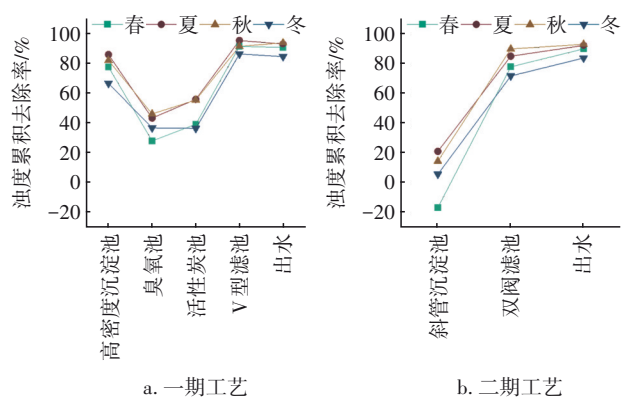


图4 各处理单元在不同季节时对浊度的累积去除率

Fig.4 Cumulative removal rates of turbidity in each treatment unit at different seasons

对于原水中的高锰酸盐指数,高密度沉淀池的去除率(12.8%~20.4%)也明显优于斜管沉淀池(0~9.8%),如图5所示,这主要归因于前者高效的混凝沉淀过程携带部分有机物得以去除。

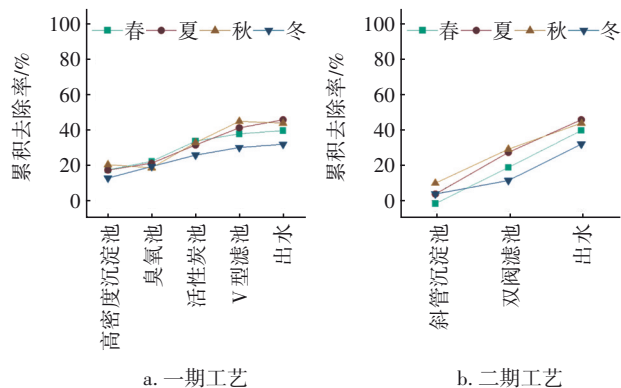


图5 各处理单元在不同季节时对高锰酸盐指数的累积去除率

Fig.5 Cumulative removal rates of COD_{Mn} in each treatment unit at different seasons

一期工艺中O₃-BAC单元的存在进一步强化了

对高锰酸盐指数的去除效果,使得滤后水中高锰酸盐指数累积去除率保持在30.1%~45.0%之间。然而,二期工艺滤后水中高锰酸盐指数累积去除率仅为11.3%~29.1%,表明O₃-BAC深度处理工艺可显著削减有机物。

在两期工艺中各处理单元对UV₂₅₄的削减规律类似于高锰酸盐指数,如图6所示。此外,还调查了不同处理单元对氮类污染物的削减情况,结果发现,在一期工艺中,臭氧接触池出水中氨氮浓度不降反升,原因在于臭氧可将水中蛋白质类氮及其他有机氮快速氧化为氨氮;活性炭滤池对氨氮的去除率明显升高,这可能是由于经臭氧氧化后会产生氧气,炭滤池内的溶解氧及有机营养物质充足,活性炭表面的微生物利用硝化作用去除氨氮。

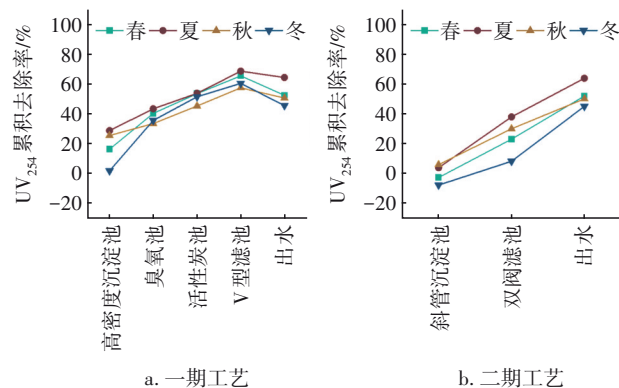


图6 各处理单元在不同季节时对UV₂₅₄的累积去除率

Fig.6 Cumulative removal rates of UV₂₅₄ in each treatment unit at different seasons

2.4 微生物群落结构与时空分布特征

一、二期工艺中各处理单元出水及滤池填料上微生物Alpha多样性指数情况分别见表2和表3。可以看出,与原水相比,一、二期工艺清水池出水中群落分布丰度和多样性总体上均明显下降。但是,在同一水源进水条件下,主要由原水带入的细菌在一、二期工艺内部各处理单元中的群落分布情况各异。在一期工艺中,与其他处理单元出水相比,冬夏两季活性炭滤池出水中细菌的群落丰度和多样性均较高,且远高于原水,说明活性炭滤池上附着的微生物存在脱附和泄漏的风险。相比之下,二期工艺中斜管沉淀池的出水细菌群落多样性较高,但也远低于一期的活性炭滤池出水。除加氯消毒外,两期工艺的砂滤环节对细菌也具有较好的去除效果。

表2 一期工艺中不同样品的菌群Alpha多样性指数

Tab.2 Alpha diversity indexes of bacterial communities from different samples of the first-phase process

项 目		群落分布丰度指数			群落分布多样性指数	
		Sobs	Ace	Chao1	Shannon	Simpson
夏季水样	RW	923	1 973.21	1 547.50	3.96	0.048 9
	GC1	816	1 669.81	1 331.23	3.63	0.082 1
	CY1	1 400	1 972.20	1 889.39	4.78	0.034 1
	TC1	1 842	2 524.56	2 447.00	5.39	0.016 3
	VL1	1 497	1 976.63	1 905.01	5.01	0.024 7
	FW1	949	1 126.38	1 110.22	3.62	0.096 7
夏季填料生物膜样	TM1	1 448	1 990.65	1 949.82	4.83	0.028 5
	VM1	1 527	2 064.50	2 016.28	5.31	0.014 2
冬季水样	DRW	807	1 080.59	1 113.32	4.91	0.015 9
	DGC1	662	886.75	968.15	3.75	0.095 1
	DCY1	1 300	1 493.06	1 489.75	4.35	0.045 7
	DTC1	1 243	2 216.42	1 848.58	4.60	0.031 3
	DVL1	1 033	1 142.36	1 148.64	4.59	0.032 6
	DFW1	792	799.39	804.50	4.64	0.072 4
冬季填料生物膜样	DTM1	1 006	1 350.64	1 335.36	5.17	0.012 9
	DVM1	1 363	1 824.83	1 840.17	5.54	0.009 5

表3 二期工艺中不同样品的菌群Alpha多样性指数

Tab.3 Alpha diversity indexes of bacterial communities from different samples of the second-phase process

项 目		群落分布丰度指数			群落分布多样性指数	
		Sobs	Ace	Chao1	Shannon	Simpson
夏季水样	RW	923	1 973.21	1 547.50	3.96	0.048 9
	XC2	894	2 063.78	1 526.84	3.41	0.138 6
	SL2	696	1 386.00	1 081.69	3.54	0.109 9
	FW2	823	871.32	889.09	4.60	0.040 3
夏季填料生物膜样	LM2	1 839	2 271.02	2 184.46	5.64	0.012 2
冬季水样	DRW	807	1 080.59	1 113.32	4.91	0.015 9
	DXC2	820	1 675.71	1 268.45	4.28	0.031 9
	DSL2	499	1 146.84	913.02	3.75	0.047 1
	DFW2	782	805.78	814.68	4.08	0.067 9
冬季填料生物膜样	DLM2	927	1 500.22	1 291.41	4.88	0.016 7

对于原水水样,相对丰度占比超过1%的菌属在夏季有9种,而冬季则高达21种。由此可见,在夏季原水中高丰度优势菌属更易滋生繁殖,可竞争淘汰更多其他种类的微生物。夏季原水中主要优势菌属为CL500-29_marine_group(38.6%)、hgcI_clade(26.4%)、*Cyanobium_PCC-6307*(6.4%),其中hgcI_clade在自然水体中广泛存在,CL500-29_marine_group、hgcI_clade菌属通常在水中被认为是有益微生物,在淡水中具有优于其他细菌的竞争优势^[5],在冬季原水中主要优势菌属为norank_f_Muribaculaceae(14.1%)、*Lactobacillus*(10.4%)、hgcI_clade(9.97%)、unclassified_f_Lachnospiraceae(7.33%)。其中,隶

属于拟杆菌门的norank_f_Muribaculaceae在肠道菌群中广泛存在,在降解复杂碳水化合物方面具有功能多样性^[6]。由此可见,夏冬两季原水中的群落组成相差较大,这与水温密切相关^[7]。

在一期工艺处理过程中,夏季原水中排名前三的优势菌属CL500-29_marine_group、hgcI_clade和*Cyanobium_PCC-6307*的相对丰度在混凝沉淀后略微上升,随后沿着净水流程又逐渐下降。最终,在臭氧接触池、活性炭滤池和V型滤池出水中的优势菌属分别演变为hgcI_clade(20.4%)、hgcI_clade(11.6%)和CL500-29_marine_group(28.3%)。经过加氯消毒处理后,norank_f_norank_o_Chloroplast

(20.12%)和 *Ralstonia* (22.99%) 明显占优,它们在夏季原水中的相对丰度均较低,分别为0.77%和0.16%,但经加氯消毒后在出水中检出并占优,说明 norank_f__norank_o__Chloroplast 与 *Ralstonia* 可能具有一定的耐氯性^[8]。有研究^[9]发现,自来水厂的出水经过氯化消毒后,检出的优势菌属中耐氯菌属占比高达75%,其中 *Ralstonia* 被检出,与本研究结论一致。相比之下,在一期工艺处理过程中,冬季原水排名前三的优势菌属 norank_f__Muribaculaceae、*Lactobacillus* 和 hgcI_clade 的相对丰度在混凝沉淀后明显升高,随后沿着净水流程逐渐下降。最终,在臭氧接触池、活性炭滤池和V型滤池出水中的优势菌属分别演变为 *Lactobacillus* (19.2%)、norank_f__Saprospiraceae (11.3%) 和 *Sphingorhabdus* (12.6%)。经过加氯消毒处理后, norank_f__Gemmataceae (27.1%) 和 norank_f__norank_o__Chloroplast (7.8%) 成为优势菌属。

在二期工艺处理过程中,夏季原水中排名前三的优势菌属 CL500-29_marine_group、hgcI_clade 和 *Cyanobium_PCC-6307* 的相对丰度在混凝、沉淀和过滤环节后的出水中均有所上升。当加氯消毒后, norank_f__norank_o__Chloroplast (15.6%)、*Ralstonia* (10.5%) 和 norank_f__Hyphomonadaceae (8.3%) 明显占优。相比之下,冬季原水在二期工艺处理的过程中,排名靠前的优势菌属 hgcI_clade 和 CL500-29_marine_group 的相对丰度经混凝、沉淀和过滤环节后明显上升,优势菌属 norank_f__Muribaculaceae 和 *Lactobacillus* 逐渐消亡。经加氯消毒后, *Legionella* (24.7%)、norank_f__Gemmataceae (23.5%) 以及 norank_f__norank_o__Chloroplast (10.7%) 明显占优。值得注意的是,军团菌属 (*Legionella*) 是一种条件致病菌^[10],它在其他水样中均未被检出,但在冬季消毒后出水中相对丰度较高,可能是冬季清水池清洗频率较低导致病菌滋生。

水厂中共有三座滤池,分别是一期工艺中的活性炭滤池和V型滤池,以及二期工艺中的双阀滤池,对三种填料上的生物膜样品也进行了群落结构分析。结果表明,夏季三种填料上的群落多样性均高于冬季,尤其是V型滤池中的石英砂。可见,一期工艺的运行参数驱使V型滤池富集了更多的微生物,在夏季排名前五的优势菌属分别为 *Cyanobium_PCC-6307* (8.06%)、norank_f__Saprospiraceae (7.46%)、

Blastocatella (5.17%)、JGI_0001001-H03 (5.52%) 和 *Stenotrophobacter* (4.29%),在冬季优势菌属则变为 norank_f__Saprospiraceae (5.11%)、*Sphingorhabdus* (4.99%)、*Flavobacterium* (4.91%) 和 norank_f__A4b (4.51%)。这些细菌在活性炭滤池中也占据显著优势,暗示一期工艺中两座滤池内微生物的新陈代谢作用促进了对污染物的去除。

2.5 O₃-BAC 强化污染物去除的作用机制

在同一水源进水条件下,一期工艺因为增设了O₃-BAC深度处理单元而表现出比二期常规工艺更优良的污染物去除效果,尤其是对有机物和氮类污染物的削减,且微生物在其中发挥着重要作用。基于此,结合碳氮污染物在水处理工艺中的沿程转化规律,对O₃-BAC深度处理强化污染物去除的作用机制进行分析。对于原水中的有机微污染物,常规工艺主要依靠混凝沉淀单元通过“矾花”对其进行吸附、共络合等作用去除,不改变有机物的化学结构,除污能力有限。在本研究中,由于原水常年低浊,混凝时难以形成较大的絮体,因此斜管沉淀池对COD_{Mn}、UV₂₅₄等指标的去除率很低。但是,经过双阀滤池后累积去除率明显上升,这主要得益于砂滤池在长期运行中填料表面附着了生物膜,形成生物砂滤池后对污染物不仅有物理截留作用,更具有接触絮凝和生物氧化降解作用。这种作用在增设O₃-BAC处理单元的V型滤池中更加突出。

图7揭示了各工艺单元出水中微生物群落与环境因子之间的相关性。可以看出,夏季和冬季的水样中微生物生态位明显分离,经臭氧活性炭及消毒单元处理前后的微生物群落分别紧密聚集。夏季各工艺单元出水普遍与温度呈正相关,冬季与DO、pH呈正相关,且与UV₂₅₄和COD_{Mn}具有一定的相关性,表明水厂中微生物菌群分布受气候变化和水质波动的双重影响。水质生物净化过程通常慢于物化反应,滤池中的填料为微生物挂膜生长并发挥除污效能提供了基础条件。一期工艺V型滤池填料上的生物相丰富度明显高于活性炭滤料的,且前者对出水中COD_{Mn}的去除率贡献程度更高,这与通常认为的O₃-BAC工艺主要依靠活性炭上的生物膜去除碳氮有机物的基础原理有所区别。造成这一差异的原因可能是,活性炭上的微生物因滤池反冲洗而脱附并随出水截留于砂滤池中。在炭滤池和砂滤池填料上附着的优势菌属中,hgcI_clade能降解有

机碳及氮化合物^[11], CL500-29_marine_group 可利用多种有机碳化合物^[12], 两者在水环境中广泛赋存且属于有益微生物。norank_f_Saprospiraceae 能以有机物作为电子供体参与反硝化脱氮过程来净化水质^[13], *Blastocatella* 可通过化能异养呼吸方式代谢有机物^[14]; 可见, 这些优势菌属多为专性需氧或兼性厌氧菌及异养微生物, 以水中有机微污染物为碳源而促进碳去除。

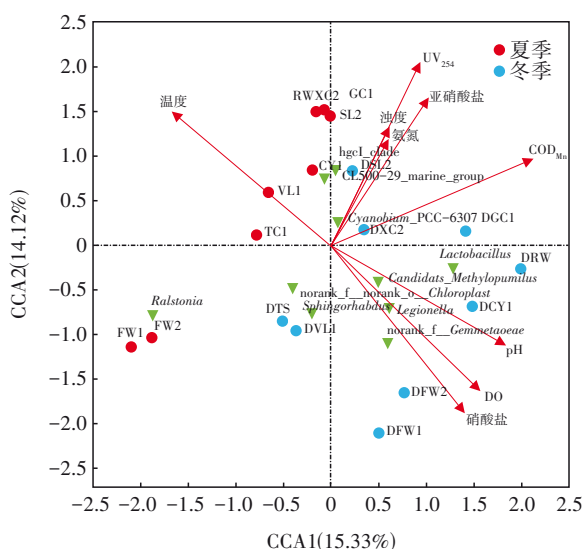


图7 两期工艺在夏冬两季各单元出水的常规水质指标与微生物组成之间的相关性分析

Fig.7 Correlation analysis between conventional water quality indexes and microbial compositions in effluent of each unit in summer and winter

采用 3D-EEM 技术对水中荧光类有机物的沿程转化规律进行了研究,结果表明,在一期工艺中,水样的荧光光谱特征沿处理流程显著变化,尤其经过臭氧接触池后荧光强度明显降低。这归因于臭氧氧化作用能显著降低原水中有机物的芳香化程度与有机物结构的不饱和程度,有机物分子上的不饱和键被氧化为饱和键,从而对芳香类蛋白、腐殖酸、富里酸等荧光类有机物的去除作用明显^[15]。

综上所述, O_3 -BAC 深度处理工艺与其他常规工艺单元之间相互协作, 通过构建多级屏障来强化对原水中有有机微污染物的去除。因此, 需要统筹协调各工艺单元的主要运行参数, 尤其是滤池的滤速和冲洗周期与强度。对本研究而言, 有必要降低 V 型滤池滤速, 增大有机物与砂滤料的接触时间; 或减少炭滤池清洗频率, 防止填料上生物膜脱附。

3 结论

① O_3 -BAC深度处理工艺适用于处理我国北方低浊微污染原水,但其运行效果易受季节更替的影响,这与微生物在水厂的时空分布和环境行为密切相关。

② 常规工艺对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 和浊度的平均去除率分别为 21.7%、26.8% 和 81.8%，除污能力有限。其与 O_3 -BAC 深度处理的协同作用，可构建多级屏障以促进对污染物的强化去除，其中炭滤和砂滤填料上附着的生物膜在降解有机微污染物中发挥了重要作用。

③ 影响水厂中微生物时空分布的主要环境因子为pH、水温和溶解氧。夏季各工艺单元出水和填料上生物膜的菌群多样性显著高于冬季,滤池是决定水厂菌群结构及其动态变化过程的主要工艺单元。

④ 当我国北方水厂采用 O_3 -BAC 深度处理工艺时, 日常运行中应注意: 在调整炭滤池与砂滤池运行和反冲洗周期时, 应避免过度冲刷其上所附生物膜从而影响系统的除污效能; 冬季应加大清水池的清洗频率, 防止出水中存在条件致病菌; 加氯消毒出水中长期存在部分优势菌属, 应防止其发展成为超级耐氯菌, 推荐使用更加安全、环保和绿色的消毒工艺。

参考文献:

- [1] FU J, LEE W N, COLEMAN C, *et al.* Pilot investigation of two-stage biofiltration for removal of natural organic matter in drinking water treatment [J]. *Chemosphere*, 2017, 166: 311–322.
- [2] 黄美心, 邹苏红, 张金松. 臭氧-生物活性炭技术在我国饮用水深度处理的研究进展 [J]. *城镇供水*, 2021 (3): 46–50.
- HUANG Meixin, ZOU Suhong, ZHANG Jinsong. Research progress of ozone-biological activated carbon technology in advanced treatment of drinking water in China [J]. *City and Town Water Supply*, 2021 (3): 46–50 (in Chinese).
- [3] GERRITY D, GAMAGE S, JONES D, *et al.* Development of surrogate correlation models to predict trace organic contaminant oxidation and microbial inactivation during ozonation [J]. *Water Research*, 2012, 46(19): 6257–6272.

- [4] 赵欣. 济南某水厂净水工艺改造工程[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
ZHAO Xin. The Water Purification Technology Renovation Project of a Waterworks in Jinan [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017 (in Chinese).
- [5] LIU L M, WANG S S, CHEN J F. Anthropogenic activities change the relationship between microbial community taxonomic composition and functional attributes [J]. *Environmental Microbiology*, 2021, 23 (11): 6663–6675.
- [6] LAGKOUVARDOS I, LESKER T R, HITCH T C A, *et al.* Sequence and cultivation study of *Muribaculaceae* reveals novel species, host preference, and functional potential of this yet undescribed family [J]. *Microbiome*, 2019, 7(1): 28.
- [7] ZHANG H H, XU L, HUANG T L, *et al.* Combined effects of seasonality and stagnation on tap water quality: changes in chemical parameters, metabolic activity and co-existence in bacterial community [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 124018.
- [8] 蔡广强, 张金松, 刘彤宙, 等. 饮用水常规处理工艺中细菌群落的时空分布 [J]. *中国环境科学*, 2020, 40 (10): 4402–4410.
CAI Guangqiang, ZHANG Jinsong, LIU Tongzhou, *et al.* Spatiotemporal distribution bacterial communities in the conventional treatment process of drinking water [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40 (10): 4402–4410 (in Chinese).
- [9] WEI Y J, WU H Y, ZHANG X D, *et al.* Comparative analysis of chlorine-resistant bacteria after chlorination and chloramination in drinking water treatment plants [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 469: 134075.
- [10] 孙丽华, 王春芳, 朱珺瑶, 等. 慢滤对污水厂二级出水中条件致病菌的去除 [J]. *中国环境科学*, 2023, 43 (8): 3946–3955.
SUN Lihua, WANG Chunfang, ZHU Junyao, *et al.* Removal of opportunistic pathogens in secondary effluent from sewage plants by slow filtration [J]. *China Environmental Science*, 2023, 43 (8): 3946–3955 (in Chinese).
- [11] GHYLIN T W, GARCIA S L, MOYA F, *et al.* Comparative single-cell genomics reveals potential ecological niches for the freshwater *acI Actinobacteria* lineage [J]. *The ISME Journal*, 2014, 8 (12): 2503–2516.
- [12] LINDH M V, LEFÉBURE R, DEGERMAN R, *et al.* Consequences of increased terrestrial dissolved organic matter and temperature on bacterioplankton community composition during a Baltic Sea mesocosm experiment [J]. *AMBIO*, 2015, 44(3): 402–412.
- [13] WANG J F, WANG Y H, BAI J H, *et al.* High efficiency of inorganic nitrogen removal by integrating biofilm-electrode with constructed wetland: autotrophic denitrifying bacteria analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 227: 7–14.
- [14] 董先锋, 王涛, 卢少勇, 等. 污染浓度对多级人工湿地-塘系统处理微污染河水中COD的影响 [J]. *环境科学学报*, 2021, 41(9): 3563–3577.
DONG Xianfeng, WANG Tao, LU Shaoyong, *et al.* Concentration effect on the treatment of micropollutant in river with multistage constructed wetland-pond systems [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41 (9): 3563–3577 (in Chinese).
- [15] 张晓娜, 何嘉莉, 刘清华, 等. 前置臭氧/活性炭与常规工艺处理微污染水的对比 [J]. *中国给水排水*, 2018, 34(3): 48–51.
ZHANG Xiaona, HE Jiali, LIU Qinghua, *et al.* Comparative analysis on treatment of micro-polluted source water by pre-ozonation/BAC process and conventional process [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(3): 48–51 (in Chinese).

作者简介: 郭媛(1994–), 女, 陕西商洛人, 博士, 讲师, 主要研究方向为饮用水安全保障技术与理论、污水处理及其资源化利用。

E-mail: guoyuan@xaut.edu.cn

收稿日期: 2025-08-31

修回日期: 2025-10-20

(编辑: 任莹莹)