

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.07.003

# 纯膜 MBBR 工艺处理微污染水的工程启动研究

韩文杰<sup>1</sup>, 周家中<sup>1</sup>, 刘妍<sup>2</sup>, 余军<sup>3</sup>, 温巧贤<sup>4</sup>, 彭进湖<sup>4</sup>,  
吴迪<sup>1</sup>, 贺珊珊<sup>3</sup>

(1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266510; 2. 东莞市水务集团工程有限公司, 广东 东莞 523113; 3. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北 武汉 430014; 4. 东莞市水务集团有限公司, 广东 东莞 523106)

**摘要:** 采用两级纯膜 MBBR 工艺处理低基质河道水,研究了启动过程中生物膜的硝化性能,并同步分析了生物膜厚度、生物量及微生物种群变化情况。结果显示,在冬季最不利水温条件下不接种污泥直接原水启动,经过 10 d 系统调试成功,出水氨氮稳定达标,一、二级 MBBR 区出水氨氮分别为 $(1.35\pm0.38)$ 、 $(0.43\pm0.15)$  mg/L,硝化负荷分别为 $(0.182\pm0.026)$ 、 $(0.066\pm0.020)$  kg/(m<sup>3</sup>·d),系统氨氮去除率达到 $(88.98\pm3.03)\%$ ,同时,系统具有一定的 COD 去除能力;启动过程中,负荷增长至第 14 天达到稳定,生物膜的生物量于第 28 天达到稳定,一、二级 MBBR 区的生物量分别为 $(2.66\pm0.36)$ 、 $(2.14\pm0.19)$  g/m<sup>2</sup>,生物膜厚度分别达到 $(197\pm23)$ 、 $(157\pm17)$  μm;生物膜负荷具有一定余量,能够抵抗进水负荷冲击。启动阶段,生物膜物种丰富度于第 21 天基本达到稳定,一级生物膜的物种丰富度、物种分布均匀程度高于二级生物膜,具有更高的物种多样性;生物膜中优势微生物主要有 *Nitrospira*、*Hyphomicrobium*、*Nitrosomonas*、*Koileothrix*、*Pedomicrobium*、*Pedobacter* 等,其中硝化菌属 *Nitrospira* 在一、二级生物膜中的相对丰度分别达到 8.48%~13.60%、6.48%~9.27%,*Nitrosomonas* 的相对丰度分别达到 2.89%~5.64%、0.00%~3.48%,而 *Hyphomicrobium* 和 *Pedomicrobium* 等菌属的存在可能与进水中芳香烃类 DOM 的转化有关。

**关键词:** 纯膜 MBBR; 悬浮载体; 微污染水; 硝化; 生物量; 生物膜厚度; 高通量测序

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)07-0019-09

## Start-up of Pure MBBR Process for Micro-polluted Water Treatment

HAN Wen-jie<sup>1</sup>, ZHOU Jia-zhong<sup>1</sup>, LIU Yan<sup>2</sup>, YU Jun<sup>3</sup>, WEN Qiao-xian<sup>4</sup>,  
PENG Jin-hu<sup>4</sup>, WU Di<sup>1</sup>, HE Shan-shan<sup>3</sup>

(1. Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China; 2. Dongguan Water Group Engineering Co. Ltd., Dongguan 523113, China; 3. Central & Southern China Municipal Engineering Design and Research Institute Co. Ltd., Wuhan 430014, China; 4. Dongguan Water Group Co. Ltd., Dongguan 523106, China)

**Abstract:** A two-stage pure MBBR was applied to treat micro-polluted river water. The nitrification performance of biofilm during start-up was investigated, and the changes in biofilm thickness,

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07106005); 青岛西海岸新区自主创新重大专项(2019-20)  
通信作者: 吴迪 E-mail: hitwudi@126.com

biomass and microbial community were analyzed simultaneously. The reactor was directly started at extremely low temperature in winter by feeding raw water without sludge inoculation, and the ammonia nitrogen in effluent reached the standard stably after 10 days of system debugging. The ammonia nitrogen concentrations in the effluent of the first and second stage MBBR were  $(1.35 \pm 0.38)$  mg/L and  $(0.43 \pm 0.15)$  mg/L, and the nitrification loads of the first and second stage MBBR were  $(0.182 \pm 0.026)$  kg/(m<sup>3</sup>·d) and  $(0.066 \pm 0.020)$  kg/(m<sup>3</sup>·d), respectively. The ammonia nitrogen removal efficiency of the system reached  $(88.98 \pm 3.03)\%$ . At the same time, the system had a certain COD removal capacity. During the start-up process, the nitrification load increased and reached stability on day 14, and the biomass of the biofilm tended to be stable on day 28. The biomass of the first and second stage MBBR was  $(2.66 \pm 0.36)$  g/m<sup>2</sup> and  $(2.14 \pm 0.19)$  g/m<sup>2</sup>, respectively, and the thickness of the biofilm reached  $(197 \pm 23)$  μm and  $(157 \pm 17)$  μm, respectively. The biofilm load had a certain redundancy and could resist the impact of the influent load. The species richness of biofilm basically stabilized on day 21, and the species richness and distribution uniformity of the first stage biofilm were higher than those of the second stage biofilm, indicating that the former had higher species diversity. The dominant bacterial genera of the biofilm were *Nitrospira*, *Hypomicrobium*, *Nitrosomonas*, *Kouleothrix*, *Pedomicrobium*, *Pedobacter*, etc. Among them, the relative abundance of *Nitrospira* in the biofilm from the first and second stage MBBR was 8.48%–13.60% and 6.48%–9.27%, respectively, and the relative abundance of *Nitrosomonas* was 2.89%–5.64%, 0.00%–3.48%, respectively. The presence of bacterial genera such as *Hyphomicrobium* and *Pedomicrobium* might be related to the transformation of aromatic hydrocarbon DOM in the influent.

**Key words:** pure MBBR; suspended carrier; micro-polluted water; nitrification; biomass; biofilm thickness; high throughput sequencing

微污染水,即受到轻度污染的自然水体,其物理、化学和微生物指标已不能达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的要求,多数情况涉及氨氮和COD<sub>Mn</sub>的微量污染。由于其污染浓度不高,水质指标一般低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级B或一级A标准限值,若采用传统方法处理难以有效富集活性污泥,因此多采用生物膜法处理。早先,固定床类生物膜法得以应用,如曝气生物滤池、生物接触氧化法等,但存在水头损失高、滤料结团堵塞、反冲洗后影响处理效果稳定性等问题<sup>[1-2]</sup>,应用受到限制。移动床生物膜反应器(MBBR)在污水处理领域应用广泛,其在微污染水领域的应用亦受到关注。与市政污水应用的MBBR形式不同,微污染水处理基于生物膜,称之为纯膜MBBR工艺。目前针对MBBR工艺处理微污染水的报道多局限于中试,实际工程应用报道较少,而仅有的工程应用也主要关注运行效果<sup>[3-7]</sup>,针对MBBR启动过程中悬浮载体挂膜及影响因素的深入研究少有报道。为此,笔者针对MBBR

工艺应用于河道水脱氨的工程效果,研究了启动和运行阶段悬浮载体的硝化性能及其生物膜生物量和微生物组成的变化,以弥补MBBR工艺处理微污染水启动过程研究的缺失,为MBBR应用于微污染水处理提供理论和调试依据。

## 1 应用工程简介

广东某水质净化厂,设计水量为 $260 \times 10^4$  m<sup>3</sup>/d,处理对象为微污染河道水,共分为两期,水量均为 $130 \times 10^4$  m<sup>3</sup>/d。水厂原处理工艺为单级混凝工艺,对进水中的TP、SS、COD去除效果较好,但对氨氮几乎没有处理能力;为响应政府治理河道水的号召,强化水厂对氨氮的处理能力,采用纯膜MBBR对水厂进行改造,切割39%的混凝沉淀区并镶嵌MBBR工艺包形成MBBR区,MBBR区设置两级工艺,池体中间设置拦截筛网,将悬浮载体固定于各池体内。MBBR区的悬浮载体填充率为40%,投加的悬浮载体类型为SPR-Ⅲ型,材质为高密度聚乙烯(HDPE),载体直径为 $(25 \pm 0.5)$  mm,高为 $(10 \pm 1)$  mm,有效比表面积 $>800$  m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>,附着生物膜后密度

与水接近,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461—2014)行业标准的要求。MBBR区设置穿孔和微孔曝气,穿孔曝气保证悬浮载体的流化,微孔曝气保证MBBR系统供氧。MBBR区的设计气水比最大为2.0。

改造前后水厂的主要工艺流程见图1。设计进水COD、BOD<sub>5</sub>、TP、SS分别为40、15、1.5、60 mg/L,设计出水浓度分别为30、7、1、50 mg/L。对氨氮的处理要求与进水水质相关,当进水氨氮 $\geq 6$  mg/L时,系统对氨氮的去除量需大于5 mg/L;当进水氨氮为3~6 mg/L时,系统对氨氮的去除率不得低于84%;当进水氨氮 $< 3$  mg/L时,要求出水氨氮 $< 0.5$  mg/L。

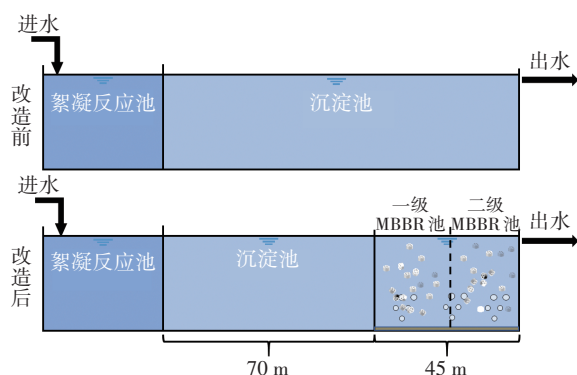


图1 改造前后水厂的主要工艺流程

Fig.1 Process flow before and after renovation

## 2 试验材料与方法

### 2.1 水样采集

以该项目一期工程为研究对象,自投加悬浮载体后开始,于上午9时分别采集总进水、沉淀区出水、一级和二级MBBR区出水,测定相关水质参数。

### 2.2 悬浮载体实际硝化性能试验

为验证悬浮载体的实际硝化能力,进行高基质下悬浮载体硝化小试。每周分别取一级和二级悬浮载体,以MBBR池进水补充氯化铵至氨氮浓度达到7 mg/L作为小试进水,并按照碱度: $\text{NH}_4^+-\text{N}=8$ 的比例投加 $\text{NaHCO}_3$ 以补充碱度。小试采用SBR运行方式,设置悬浮载体填充率为40%,DO及温度控制与工程中MBBR池的实际运行参数一致,取样间隔为10 min,持续50 min;采集的水样通过0.45  $\mu\text{m}$ 针头过滤器后测定氨氮浓度并核算负荷变化。

### 2.3 悬浮载体生物量及生物膜厚度测定

进行悬浮载体硝化小试的同时,随机从一级和二级MBBR区各取115枚挂膜悬浮载体(堆积体积为1 L),用清水缓慢冲洗悬浮载体2~3次,以清除表

面脱落的生物膜和杂质,于60  $^{\circ}\text{C}$ 鼓风干燥箱中烘干12 h后称量悬浮载体;随后将悬浮载体置于10%的盐酸溶液,搅拌浸泡12 h后用自来水清洗;然后将悬浮载体置于10%的氢氧化钠溶液中搅拌浸泡12 h,重复此过程直至悬浮载体表面的生物膜完全脱落;于60  $^{\circ}\text{C}$ 条件下烘干12 h后再次称量悬浮载体。生物量为悬浮载体脱膜前干质量与悬浮载体脱膜后干质量之差。所取样品于工业显微镜下同步测定生物膜厚度:测定悬浮载体中间六边形孔隙中各边生物膜厚度,以厚度均值和标准偏差表示该阶段的生物膜厚度。

### 2.4 高通量分析

每周采集的一级和二级悬浮载体样品经预处理后进行基于16S rDNA的扩增子测序。测序选用试剂盒(E. Z. N. A Mag-Bind Soil DNA Kit, OMEGA)提取微生物基因组DNA,通过1%琼脂糖凝胶电泳检测抽提基因组的完整性,利用Qubit3.0 DNA试剂盒测定基因组DNA浓度。PCR扩增所用引物为341F/805R。对PCR产物进行琼脂糖凝胶电泳,并通过DNA胶回收试剂盒(SanPrep)对PCR产物进行回收,利用Qubit3.0 DNA检测试剂盒对回收的DNA精确定量,通过Illumina MiSeq测序平台进行高通量测序。测序结果中有关 $\alpha$ 多样性及物种组成参考已有方法进行分析<sup>[8]</sup>。

### 2.5 样品测定方法

常规水质指标均采用国家标准方法测定。DO采用WTW Multi-3430i多参数水质检测仪测定。溶解性有机物(DOM)组分分布采用Perkin Elmer LS55荧光分光光度计进行三维荧光光谱(3D-EEM)测定,激发波长( $\lambda_{\text{ex}}$ )的扫描范围为200~400 nm、步长为5 nm,发射波长( $\lambda_{\text{em}}$ )的扫描范围为250~550 nm、步长为1 nm,扫描速度为1 200 nm/min。DOM荧光峰分布区域可分为5部分:Ⅰ区( $\lambda_{\text{ex}}=200\sim 250$  nm、 $\lambda_{\text{em}}=280\sim 320$  nm)为类芳香烃蛋白Ⅰ类物质;Ⅱ区( $\lambda_{\text{ex}}=200\sim 250$  nm、 $\lambda_{\text{em}}=330\sim 380$  nm)为类芳香烃蛋白Ⅱ类物质;Ⅲ区( $\lambda_{\text{ex}}=250\sim 400$  nm、 $\lambda_{\text{em}}=380\sim 540$  nm)为类富里酸类物质;Ⅳ区( $\lambda_{\text{ex}}=250\sim 340$  nm、 $\lambda_{\text{em}}=280\sim 380$  nm)为可溶性微生物代谢产物;Ⅴ区( $\lambda_{\text{ex}}=250\sim 340$  nm、 $\lambda_{\text{em}}=380\sim 540$  nm)为类腐殖酸类物质。

### 2.6 运行工况

系统采用原水启动,于2020年11月5日完成悬浮载体的投加,以一期工程( $130\times 10^4$  m<sup>3</sup>/d)为研究对



象,系统运行至12月21日时,其间日处理水量均值为 $(135.89 \pm 9.06) \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,其中处理水量超过设计值的天数为34 d,占比超过70%,最大日处理水量达到了 $149 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。实际运行的气水比为1.0~1.7,MBBR区水温维持在18~24℃;一、二级MBBR区溶解氧自启动开始至出水水质达标,分别由8.5、9.3 mg/L降至5.6、7.6 mg/L,并在后续稳定运行期维持在 $(5.30 \pm 0.68) \text{ mg/L}$ 和 $(8.07 \pm 0.79) \text{ mg/L}$ 。

### 3 结果与讨论

#### 3.1 纯膜MBBR对微污染水的处理效果

研究期间MBBR系统对氨氮的去除效果如图2所示。以单一断面所采集水样的混合样品数据进行分析。进水氨氮浓度为 $(3.85 \pm 0.44) \text{ mg/L}$ ,悬浮载体投加后的2 d内,一、二级MBBR区的氨氮去除率均在3%以下,系统的氨氮平均去除率仅为1.9%;随着悬浮载体挂膜时间的延长,MBBR区对氨氮的去除率迅速升高,并且在悬浮载体投加完成后的第10天达到了84%,出水氨氮浓度达到了设计标准;之后,一、二级MBBR区出水氨氮分别为 $(1.35 \pm 0.38)$ 、 $(0.43 \pm 0.15) \text{ mg/L}$ ,系统对氨氮的去除率达到 $(88.98 \pm 3.03)\%$ 。尽管系统长期处于超负荷运行状态,但出水氨氮浓度依旧能够稳定达标,反映出MBBR系统对水量冲击有较强的抵抗能力。

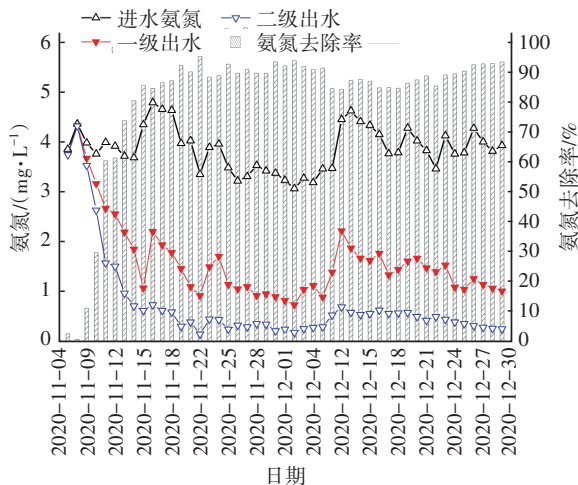


图2 氨氮去除效果

Fig.2 Removal efficiency of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$

根据一、二级MBBR池进出水水质核算其实际的硝化负荷,结果如图3所示。悬浮载体投加后的2 d内,两级MBBR区的硝化负荷(以N计,下同)均低于 $0.01 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,系统的总硝化负荷不足 $0.005 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ;随着悬浮载体挂膜效果的改善,两级

MBBR区的硝化负荷呈现快速上升趋势,并于悬浮载体投加后的第10天分别达到了 $0.226$ 、 $0.031 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,总硝化负荷为 $0.129 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ;此后,一、二级MBBR区的硝化负荷分别为 $(0.182 \pm 0.026)$ 、 $(0.066 \pm 0.020) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,总硝化负荷达到了 $(0.124 \pm 0.017) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,整体运行较为稳定。

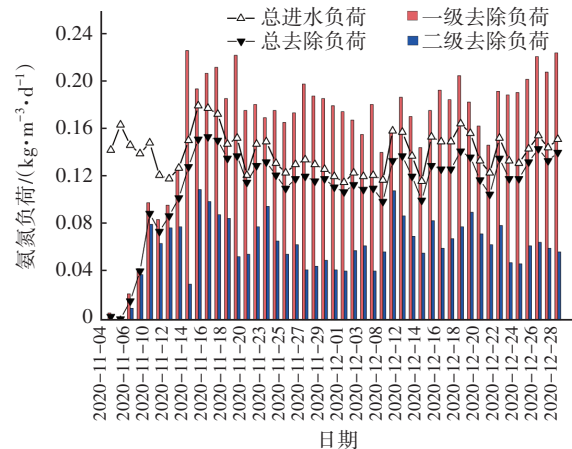


图3 两级MBBR区的实际硝化负荷

Fig.3 Actual nitrification load in two-stage MBBR area

系统运行期间,一级MBBR的硝化负荷始终高于二级MBBR。该现象与周正兴等人<sup>[7]</sup>的研究结果较为类似,其在六级MBBR处理微污染河道水的工程应用中,核算得到沿程各级悬浮载体的硝化负荷呈现逐级递减的趋势。对比发现,在两个项目二级MBBR区硝化负荷相差较小 $[0.005 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$ 的情况下,本项目的一级MBBR的硝化负荷更高且较二级MBBR高出了近5倍,分析原因,相对较高的进水基质浓度和流量使得本项目中一级MBBR区的进水负荷较高,进而强化了其硝化能力。另外,本项目中一、二级MBBR的硝化负荷均高于徐斌等人<sup>[3]</sup>研究中的硝化负荷 $[0.057 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$ 。一方面,本项目中所用的悬浮载体有效比表面积高达 $800 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ,远超过徐斌等人<sup>[3]</sup>研究中的 $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ;另一方面,本项目的进水氨氮浓度更高,悬浮载体附着的微生物生长所需基质更加充足,致使硝化性能更强。水远敏等人<sup>[9]</sup>利用MBBR工艺深度处理大连某石化企业二级处理出水,发现在进水氨氮 $<1 \text{ mg/L}$ 条件下,当运行水量由原先的 $1.44 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 提升至 $3 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 时,系统的氨氮去除容积负荷由 $0.046 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提升至 $0.144 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,可以看出,实际工程应用中由于处理水量和水质的差异而导致的进水负荷变

化能够明显影响系统的硝化负荷。

TP和SS在改造前即可通过原混凝沉淀池去除,改造后,沉淀池停留时间虽有所降低,但仍可满足对TP及SS的去除要求。研究期间,在进水SS和TP分别为 $(34.35 \pm 12.33)$ 、 $(0.23 \pm 0.07)$  mg/L的条件下,出水SS和TP分别为 $(10.06 \pm 5.90)$ 、 $(0.08 \pm 0.04)$  mg/L,稳定优于设计出水水质标准,其中,MBBR区进水SS为 $(7.82 \pm 1.64)$  mg/L,结合出水SS核算MBBR区的污泥产量(以干泥计)为 $(0.020 \pm 0.007)$  t/ $10^4$  m<sup>3</sup>。

本项目的实际进水COD浓度较低,并非重点控制指标,但为研究MBBR系统对低浓度COD的降解效果,测定了沿程COD浓度变化。结果显示,自出水氨氮达标后,MBBR区进水、一级出水、二级出水COD浓度分别为 $(7.36 \pm 1.20)$ 、 $(7.04 \pm 1.21)$ 、 $(6.87 \pm 1.17)$  mg/L, COD去除率为 $(6.80 \pm 1.68)\%$ 。DOM荧光数据的分峰结果如图4所示。

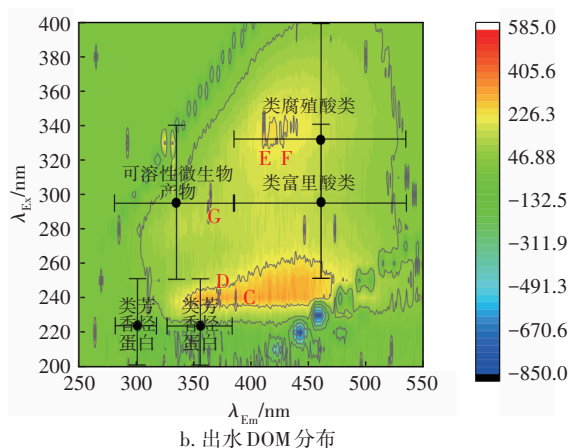
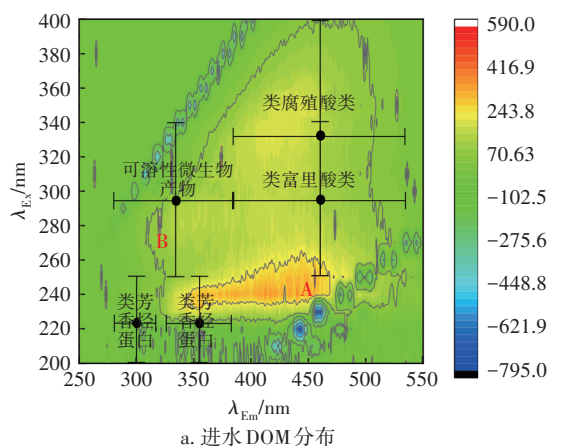


图4 DOM组分的变化

Fig.4 Change of DOM components

进水中仅出现2个荧光峰,其中组分A的峰位置为 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=240$  nm/370 nm,为类芳香烃蛋白类物质,而组分B的峰位置为 $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=280$  nm/320 nm,为高激发波长色氨酸,属于类蛋白质物质;出水中出现5个荧光峰,其中组分C( $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=230$  nm/370 nm)和组分D( $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=240$  nm/380 nm)均为类芳香烃蛋白类物质,组分E( $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=340$  nm/420 nm)和组分F( $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=340$  nm/425 nm)为可见光区富里酸,而组分G( $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=300$  nm/360 nm)则属于生化过程中产生的色氨酸。可见,过低的进水COD浓度导致系统COD去除率不高,但进出水中的DOM组分却存在一定差异,且出水DOM类型更加丰富;另外,进水中主要为类芳香烃蛋白类与色氨酸类物质,而出水相比进水增加了类富里酸类物质,可能是因为进水中的DOM参与了生化反应,导致了组分的变化。

### 3.2 启动过程中悬浮载体的硝化性能

研究期间,一、二级MBBR区悬浮载体的挂膜情况如图5所示(左侧为一级,右侧为二级)。悬浮载体投加3 d后即出现明显的生物膜附着且整体呈现黄棕色;10 d后,整个载体挂膜已基本均匀,颜色进一步加深;17 d后,生物膜颜色进一步加深,开始从黄棕色向黄褐色转变;30 d后,生物膜呈现深褐色;50 d后,生物膜呈现深褐色且致密。同时期内一、二级MBBR区的悬浮载体生物膜虽然颜色一致,但挂膜效果存在差异。

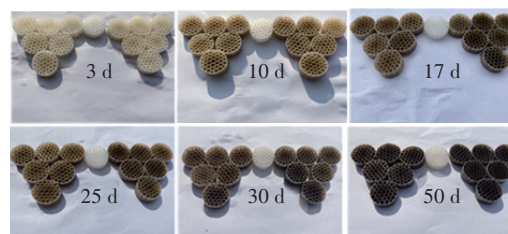


图5 悬浮载体的挂膜效果

Fig.5 Biofilm culturing effect of suspended carriers

为了更准确地表征悬浮载体的硝化能力,投加悬浮载体后每7 d取一、二级悬浮载体进行硝化小试,并核算硝化负荷,同步测定生物膜的生物量与厚度。硝化小试及生物量测定结果如图6所示。悬浮载体挂膜7 d后,一、二级的硝化负荷分别为0.111、0.075 kg/(m<sup>3</sup>·d);在后续的7 d迅速升高至0.328、0.189 kg/(m<sup>3</sup>·d),此后分别稳定在 $(0.32 \pm 0.008)$ 、 $(0.21 \pm 0.010)$  kg/(m<sup>3</sup>·d),一级硝化负荷是二级硝化负荷的1.5倍左右,且均高于项目实际运

行中核算的硝化负荷。由于小试的进水氨氮浓度较实际工程中的要高,因此悬浮载体表现出更高的硝化负荷,这与硝化负荷受进水基质浓度影响的结果相符。同时,也说明悬浮载体生物膜存在负荷余量,这为MBBR良好的抗水质冲击性能奠定了生物学基础。

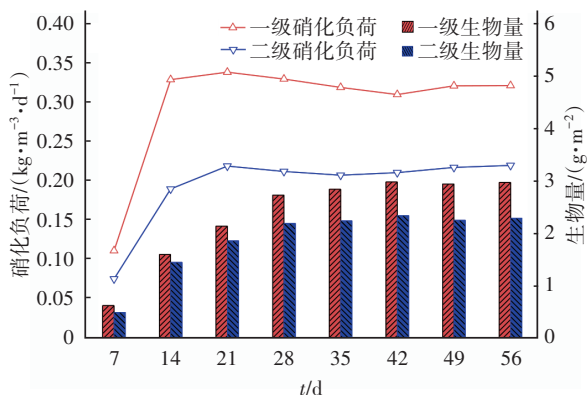


图6 小试中悬浮载体的硝化负荷及生物量

Fig.6 Nitrification load and biomass of suspended carriers in lab-scale test

另外,一、二级悬浮载体生物膜的生物量均呈现迅速升高而后逐渐稳定的变化趋势。挂膜7 d时,生物膜相对较薄,生物量较低,一、二级悬浮载体的生物量分别为0.62、0.49 g/m<sup>2</sup>;此后两级悬浮载体的生物量均迅速上升,并于28 d后稳定在(2.66±0.36)、(2.14±0.19) g/m<sup>2</sup>。受进水负荷较低的影响,该生物量水平与市政污水处理系统(12.9 g/m<sup>2</sup>)<sup>[10]</sup>相比明显偏低。

虽然悬浮载体生物膜的生物量与硝化负荷变化趋势相似,但并不完全一致。启动阶段,硝化负荷的上升速度领先于生物量,分析原因,虽然系统基质浓度较低,但污染物以氨氮为主,因此启动前期生物膜以快速富集自养硝化菌为主,此阶段硝化负荷上升迅速;随着系统的运行,生物膜中逐渐富集了一部分其他菌群,该部分微生物虽然使生物量有所增加,但与硝化关系不大。另外,对于MBBR工艺,在系统稳定前,生物量与硝化负荷并非完全相关,对于不同水质、不同阶段需具体分析。

一、二级悬浮载体的生物膜厚度变化如图7所示。生物膜厚度与生物量的变化趋势较为一致,当运行14 d系统硝化负荷稳定后,一、二级悬浮载体的生物膜厚度分别为(107±28)、(81±16) μm;此后,随着运行时间的延长,生物膜厚度继续增长;28 d后

分别稳定在(197±23)、(157±17) μm。

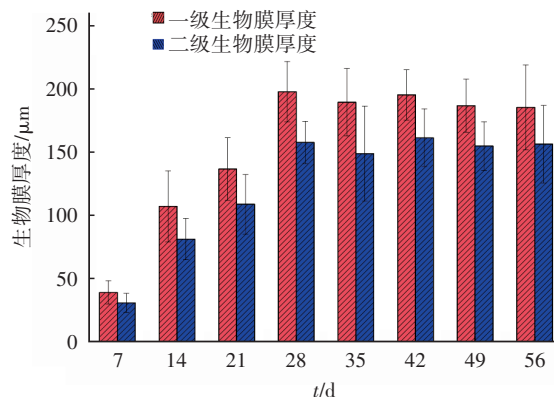
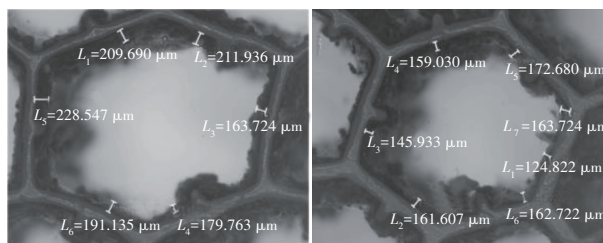


图7 各级悬浮载体生物膜厚度

Fig.7 Biofilm thickness of suspended carriers

研究过程中发现,即便是在同一悬浮载体上,生物膜厚度分布也并不均匀,且表面较为粗糙,如图8所示。在水处理系统中,时刻发生着老龄生物膜的脱落与新生生物膜的生长,生物膜厚度的差异可能是由于不同位点生物膜的更新程度不同。



a. 一级MBBR生物膜

b. 二级MBBR生物膜

图8 第28天悬浮载体的生物膜厚度

Fig.8 Biofilm thickness of suspended carriers on day 28

综上,采用MBBR工艺处理微污染河道水时,最不利温度下系统的硝化负荷仅需14 d即可达到稳定,出水水质稳定达标,但生物膜的生物量和厚度则需要28 d才能达到稳定,相比硝化负荷具有一定的滞后性。

### 3.3 启动过程微生物多样性变化及物种组成

以Chao和Ace指数表征样品物种的丰富度,指数值越大,说明该样本物种数越多。如图9(a)所示,整个研究阶段,生物膜的Chao和Ace指数均无明显变化趋势,但除第21天外,其他时间一级生物膜的Chao和Ace指数均高于同期二级生物膜。可见,系统在启动初期生物膜的物种丰富度就达到了较高水平,但受进水负荷的影响,一级生物膜优先发挥污染物去除作用,致使其物种丰富度高于二级生物膜。



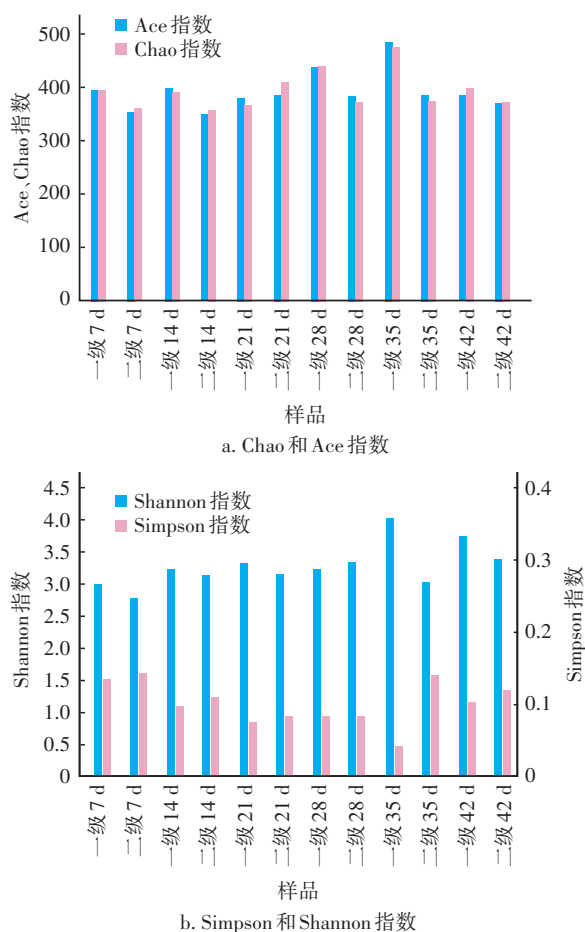


图9 悬浮载体生物膜的微生物多样性指数分析  
Fig.9 Microbial diversity index analysis of suspended carrier biofilm

以Simpson和Shannon指数表征样品中微生物的 $\alpha$ 多样性。Simpson指数值越大,说明物种分布越不均匀,群落多样性越低;Shannon指数与之相反,其值越高表明群落多样性越高。如图9(b)所示,前21 d生物膜的Shannon指数逐渐升高,而Simpson指数则相反;而除第28天外,其他时间一级生物膜的Shannon指数均高于同期二级生物膜,Simpson指数则相反。结合物种丰富度分析结果可知,在前21 d,在一、二级生物膜物种丰富度较为稳定的基础上,物种分布均匀程度逐渐上升。与硝化负荷及生物量分析结果相对应,在启动初期,生物膜中优先富集硝化菌群,而其他菌群虽然同样富集于生物膜中,但整体分布并不均匀,随着系统的运行,生物膜的物种分布均匀性逐渐升高,也反映了其他菌群相对丰度的提升,进而导致生物量升高。而一级生物膜在物种丰富度较高的同时,物种分布均匀程度同样高于二级生物膜,进而导致其物种多样性更高。

对各样本属水平物种组成进行分析,结果见图10。一、二级生物膜中的优势微生物较一致,但相对丰度存在一定差异,其中一级生物膜中分类较明确的优势菌属包括*Nitrospira*、*Hyphomicrobium*、*Nitrosomonas*、*Koileothrix*、*Pedomicrobium*等,二级生物膜中的优势菌属有*Nitrospira*、*Hyphomicrobium*、*Pedomicrobium*、*Nitrosomonas*、*Pedobacter*等。

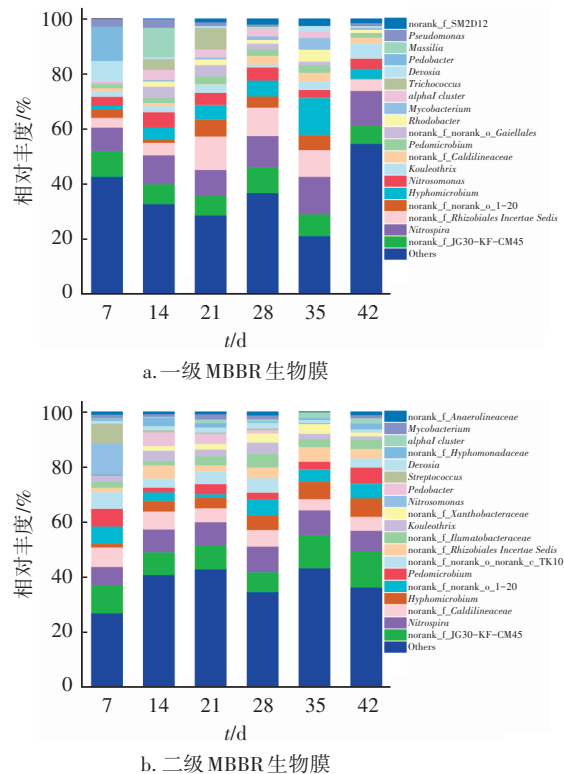


图10 悬浮载体生物膜的优势物种及相对丰度  
Fig.10 Dominant species and relative abundance of suspended carrier biofilm

*Nitrospira* 在一、二级生物膜中的相对丰度分别为 8.48%~13.60%、6.48%~9.27%, 该菌属的部分菌种(如 *Candidatus Nitrospira inopinata*、*Candidatus Nitrospira nitrosa* 和 *Candidatus Nitrospira nitrificans* 等)除携带负责氨氧化的氨单加氧酶(AMO)和羟胺氧化还原酶(HAO)外,还携带亚硝酸盐氧化还原酶(NXR),具有全程氨氧化能力,即将氨氮直接氧化成硝酸盐氮<sup>[11]</sup>。该菌属在不同时间的相对丰度变化无明显规律,但在一级生物膜中的相对丰度均高于同期二级生物膜,这可能是由于一、二级 MBBR 区进水氨氮负荷差异所致。另外,根据稳定后的生物量核算,该项目中纯膜 MBBR 生物膜的比氨氧化速率为 0.15 kg/(kgMLSS·d),高于李俊等人<sup>[12]</sup>在氧化

沟短程硝化启动及运行研究中的比氨氧化速率 $[0.037 \text{ kg}/(\text{kgMLSS} \cdot \text{d})]$ ,这可能是由于MBBR悬浮载体强化了对硝化微生物的富集效果。

*Hyphomicrobium*在一、二级生物膜中的相对丰度分别为1.32%~13.40%、1.32%~6.69%,该菌属除可利用甲醇、甲胺等一碳化合物作为唯一碳源和能源进行脱氮外,还可参与多环芳烃(PAHs)污染水体中菲的降解<sup>[13]</sup>,这可能与进水中芳香烃类DOM的转化有关。在前35 d,该菌属在一、二级生物膜中的相对丰度逐渐升高,且在一级生物膜中的相对丰度高于二级生物膜,说明该菌属的富集速率相对较慢,且受进水中某种成分在一、二级MBBR之间的浓度差异影响导致相对丰度不同。

*Nitrosomonas*在一、二级生物膜中的相对丰度分别为2.89%~5.64%、0.00%~3.48%,该菌属为常见的短程硝化细菌,其在不同时间的相对丰度无明显变化规律,但受一、二级进水氨氮浓度影响,除第35天外,其在一级生物膜中的相对丰度均高于二级生物膜。*Kouleothrix*在一、二级生物膜中的相对丰度分别为1.00%~5.56%、1.88%~4.38%,该菌属为丝状菌,在活性污泥系统中与污泥膨胀有关<sup>[14]</sup>,在生物膜中则可能参与生物膜骨架的形成过程,该菌属在不同时间不同样品中的相对丰度均无明显变化规律。*Pedomicrobium*在一、二级生物膜中的相对丰度分别为1.45%~2.88%、1.71%~6.45%,该菌属可进行反硝化脱氮,同时部分菌种对高盐度具有一定的耐受性。*Pedobacter*仅在第7天大量存在于一、二级生物膜中,相对丰度分别为12.38%、11.37%,其余时间相对丰度均小于0.05%,该菌属为污水处理系统内常见的脱碳菌,部分菌种可降解酚类物质<sup>[15]</sup>,其在启动前期相对丰度较高可能与进水水质差异有关。

#### 4 结论

① 采用MBBR工艺处理微污染水,在冬季最不利水温条件下不接种污泥直接原水启动,经过10 d系统调试成功,出水氨氮稳定达标,一、二级MBBR出水氨氮分别为 $(1.35 \pm 0.38)$ 、 $(0.43 \pm 0.15) \text{ mg/L}$ ,系统对氨氮的去除率达到 $(88.98 \pm 3.03)\%$ ,一、二级MBBR的硝化负荷分别为 $(0.182 \pm 0.026)$ 、 $(0.066 \pm 0.020) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ;同时,系统具有一定的COD去除能力,相比进水,出水DOM组分中增加了类富里酸

类物质。

② 在MBBR处理微污染水的启动过程中,硝化负荷增长于14 d后达到稳定,生物膜的生物量增长滞后于硝化负荷增长,于28 d后达到稳定,一、二级生物膜的生物量分别为 $(2.66 \pm 0.36)$ 、 $(2.14 \pm 0.19) \text{ g/m}^2$ ,生物膜厚度分别达到了 $(197 \pm 23)$ 、 $(157 \pm 17) \mu\text{m}$ ;生物膜负荷具有一定余量,能够抵抗进水负荷冲击。

③ 启动阶段,生物膜的物种丰富度于21 d后基本达到稳定,一级生物膜的物种丰富度和分布均匀程度高于二级生物膜,具有更高的物种多样性;生物膜中优势微生物主要有*Hyphomicrobium*、*Nitrospira*、*Nitrosomonas*、*Kouleothrix*、*Pedomicrobium*、*Pedobacter*等,其中硝化菌属*Nitrospira*在一、二级生物膜中的相对丰度分别为8.48%~13.60%、6.48%~9.27%,*Nitrosomonas*的丰度分别为2.89%~5.64%、0.00%~3.48%,而*Hyphomicrobium*和*Pedomicrobium*等菌属的存在可能与进水中芳香烃类DOM的转化有关。

④ 采用MBBR工艺处理微污染水,通过在已有絮凝沉淀池内镶嵌悬浮载体系统,强化氨氮去除效果,工程验证技术路线可行,且启动周期短,处理效果稳定,可为微污染水旁位处理提供技术思路。

#### 参考文献:

- [1] 董颖博,张曦日,林海,等.曝气生物滤池对微污染水的处理研究进展[J].环境科学与管理,2019,44(6):80-84.  
DONG Yingbo, ZHANG Xiri, LIN Hai, et al. Advances in micro-polluted water treatment by biological aerated filter [J]. Environmental Science and Management, 2019, 44(6): 80-84 (in Chinese).
- [2] 邱慧莹,肖通虎,胡宁恩,等.不同孔径微孔膜用于MBR处理微污染水研究[J].水处理技术,2018,44(3):94-98.  
QIU Huiying, XIAO Tonghu, HU Ning'en, et al. Study of micro-polluted water treatment by membrane bioreactor (MBR) with microporous membranes with different pore size [J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(3): 94-98 (in Chinese).
- [3] 徐斌,夏四清,胡晨燕,等.MBBR工艺预处理黄浦江微污染原水[J].中国给水排水,2004,20(8):8-12.



- XU Bin, XIA Siqing, HU Chenyan, *et al.* MBBR technology for pretreatment of micro-polluted raw water in Huangpu River [J]. *China Water & Wastewater*, 2004, 20(8): 8-12 (in Chinese).
- [4] 施东文, 陈健波, 奚旦立, 等. 两种生物膜反应器对黄河微污染水处理[J]. *环境工程*, 2007, 252: 18-20.
- SHI Dongwen, CHEN Jianbo, XI Danli, *et al.* Treatment of slightly polluted yellow river raw water using two biofilm reactors [J]. *Environmental Engineering*, 2007, 252: 18-20 (in Chinese).
- [5] 左倬, 郭萧, 李巍, 等. 盐龙湖工程中试系统去除原水中氮磷效果研究[J]. *中国水利*, 2013, 14: 33-36.
- ZUO Zhuo, GUO Xiao, LI Wei, *et al.* Result of nitrogen and phosphorus elimination with pilot system of Yanlong Lake project [J]. *China Water Resources*, 2013, 14: 33-36 (in Chinese).
- [6] 熊水应, 李翠红. MBBR工艺在微污染原水预处理中的应用[J]. *给水排水*, 2010, 46(7): 25-29.
- XIONG Shuiying, LI Cuihong. Application of MBBR in micro-polluted water treatment [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2010, 46(7): 25-29 (in Chinese).
- [7] 周正兴, 孙晓阳, 吴迪, 等. MBBR处理某水厂微污染水硝化性能研究[J]. *水处理技术*, 2020, 46(8): 121-125.
- ZHOU Zhengxing, SUN Xiaoyang, WU Di, *et al.* Study on nitrification performance of MBBR process in treatment of micro polluted water [J]. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(8): 121-125 (in Chinese).
- [8] 韩文杰, 吴迪, 周家中, 等. 长三角地区MBBR泥膜复合污水厂低温季节微生物多样性分析[J]. *环境科学*, 2020, 41(11): 5037-5049.
- HAN Wenjie, WU Di, ZHOU Jiazhong, *et al.* Microbial diversity analysis of WWTPs based on hybrid-MBBR process in a low temperature season in the Yangtze River Delta [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(11): 5037-5049 (in Chinese).
- [9] 水远敏, 矫忠直, 唐寿明. MBBR工艺应用于超低C/N废水升级改造工程研究[J]. *给水排水*, 2020, 46(6): 111-115.
- SHUI Yuanmin, JIAO Zhongzhi, TANG Shouming. Application of moving bed biofilm reactor in upgrading of ultra-low C/N wastewater treatment [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2020, 46(6): 111-115 (in Chinese).
- [10] MCQUARRIE J P, BOLTZ J P. Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance [J]. *Water Environment Research*, 2011, 83(6): 560-575.
- [11] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, *et al.* Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria [J]. *Nature*, 2015, 528: 504-509.
- [12] 李俊, 陈益明, 张健, 等. 环境温度下中试氧化沟短程硝化的启动及运行[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(3): 7-13.
- LI Jun, CHEN Yiming, ZHANG Jian, *et al.* Start-up and operation of partial nitrification in pilot-scale oxidation ditch under ambient temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(3): 7-13 (in Chinese).
- [13] 李勇. 改良型卡鲁塞尔氧化沟脱氮效能提升及其生物微环境的研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2016.
- LI Yong. Enhanced Denitrification Efficiency and Biological Micro-environment Response in Modified Carrousel Oxidation Ditch [D]. Chongqing: Chongqing University, 2016 (in Chinese).
- [14] NITTAMI T, KASAKURA R, KOBAYASHI T, *et al.* Exploring the operating factors controlling *Kouleothrix* (type 1851), the dominant filamentous bacterial population, in a full-scale A<sup>2</sup>O plant [J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 6809.
- [15] 曹军伟. 焦化废水中酚类降解菌及其降解机制的初步研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- CAO Junwei. Preliminary Study on Phenol Degrading Bacteria and Its Degradation Mechanism in Coking Wastewater [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012 (in Chinese).

作者简介: 韩文杰(1990-), 男, 山东青岛人, 硕士, 工程师, 主要从事生物物质降解及污水脱氮除磷工艺研发工作。

E-mail: hanwenjie1003@163.com

收稿日期: 2021-07-13

修回日期: 2021-08-17

(编辑: 刘贵春)