

MBBR 填料快速挂膜的菌群特征与校园景观池水净化试验

郑明明¹, 王博雅¹, 王鸿瑞², 辛梓铭², 赵鑫²

(1. 东北大学冶金学院环境科学系, 沈阳 110819;
2. 东北大学资源与土木工程学院环境工程系, 沈阳 110819)

摘要: 采用接种排泥和间歇性曝气联合进行 MBBR 挂膜, 并探究不同尺寸、不同填充率对填料生物挂膜、微生物群落结构和污染物去除效率的影响。采用联合挂膜培养, 兼顾两者优点, 可以在 15 d 实现挂膜, 附着的生物膜对有机负荷和污染波动具有较好耐受性, 对污染物的去除效果较好。16S rRNA 基因高通量测序结果显示, 不同尺寸填料上生物膜中的优势菌均为 *Candidatus Saccharibacteria*, 占比均超过 40%。以分别投放有两种尺寸的挂膜填料的 MBBR 处理校园景观池水, 填充率为 30% 的小填料具有更高的污染物去除能力, 8 h 后出水水质可达到地表水 IV 类水质标准。

关键词: MBBR; 填料挂膜; 菌群结构; *Candidatus Saccharibacteria*; 水体净化

中图分类号: X522

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2022010052

Bacterial diversity in rapid biofilm culturing of MBBR fillers and campus landscape pond water purification

ZHENG Mingming¹, WANG Boya¹, WANG Hongrui², XIN Ziming², ZHAO Xin²

(1. Department of Environmental Science, School of Metallurgy, Northeastern University, Shenyang 110819, China;

2. Department of Environmental Engineering, School of Resources and Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China)

Abstract: The combination of inoculation sludge discharge and intermittent aeration was used for MBBR biofilm culturing, and the effects of different sizes and filling rates on biofilm culturing, microbial community and pollutants removal efficiency were investigated. The biofilm could form in 15 d with the combined method, which showed the advantages of the two methods. The attached biofilm had a good tolerance to organic load and pollution fluctuation with a high pollutant removal efficiency. The 16S rRNA gene MiSeq result indicated that the dominant bacteria in biofilms with different sizes of fillers were *Candidatus Saccharibacteria*, accounting for more than 40%. The campus landscape pool water was treated by MBBR with two sizes fillers with biofilm, respectively. The smaller fillers with a filling rate of 30% had a higher pollutant removal efficiency, and the effluent could meet the Class IV Water Standard of surface water within an 8 h treatment.

Keywords: MBBR; biofilm culturing of fillers; bacterial community; *Candidatus Saccharibacteria*; water treatment

CLC number: X522

随着社会和经济的发展, 国家对水生态环境的保护力度不断增强。截至 2020 年, 全国城镇污水处理能力已达 2.3 亿 m³/d, 年化学需氧量(COD)削减约 1 500 万吨, 年氨氮(NH₃-N)削减约 160 万吨^[1]。2021 年, 3 641 个国家地表水考核断面中, 水质优良(I ~ III 类)断面比例为 89.1%, 同比上升 4.3 个百分

点; 劣 V 类断面比例为 1.0%, 同比下降 1.2 个百分点。主要污染指标为 COD、总磷和高锰酸盐指数^[2]。

目前, 常用的污水处理工艺主要有 A²/O(好氧-缺氧-厌氧)工艺、活性污泥法、SBR 工艺和 A/O 工艺等。移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactor, MBBR)工艺结合了活性污泥法和生物膜法

收稿日期: 2022-01-28

录用日期: 2022-03-31

基金项目: 东北大学大学生创新创业训练计划资助项目(211114); 中央高校基本科研业务专项资金资助(N2124001); “十三五”国家重点研发计划项目(2019YFC1907204)

作者简介: 郑明明(2001-), 女, 本科生。研究方向: 水污染控制。E-mail: 20192664@stu.neu.edu.cn

通信作者: 赵鑫(1982-), 男, 副教授、博士生导师。研究方向: 环境污染修复与废弃物资源化。E-mail: zhaoxin@mail.neu.edu.cn

引用格式: 郑明明, 王博雅, 王鸿瑞, 等. MBBR 填料快速挂膜的菌群特征与校园景观池水净化试验[J]. 环境保护科学, 2023, 49(1): 88-94.

的诸多优点,具有填料比表面积大、微生物种类丰富、运转灵活、耐冲击负荷、剩余污泥量少、无需载体回流、减少机器堵塞和无需清洗滤料等优点,与传统方法相比,被认为是最简单高效的污水处理工艺之一^[3-5]。

MBBR 高效运行的核心是悬浮填料的快速挂膜,为了提高挂膜的速度和质量,研究者开展了深入的探究,目前常用的挂膜方法主要有4种:(1)自然挂膜法:陈洪斌等^[6]采用此方法,利用进水中的微生物接种,由于接种量少,生物膜形成速度慢,但是生物膜与填料之间的黏合度高;(2)接种排泥挂膜法:以活性污泥为接种物,克服微生物量少和挂膜速度慢的不足,但是接种污泥与初期生物膜微生物存在营养竞争;(3)流量递增挂膜法:即逐渐增加进水流量到设计流量的方法,加快反应器的启动。傅金祥等^[7]以污水处理厂二级处理出水为原水,逐渐增加滤速,缩短了启动时间,完成挂膜;(4)间歇曝气法,GUO et al^[8]利用预处理后的石油化工废水,采用此方法挂膜,发现填料表面微生物浓度高,有利于微生物附着,适用于初期难以形成生物膜的废水。

本研究尝试采用接种排泥和间歇性曝气联合挂膜的方法,在有机物浓度较高的进水条件下尝试实现快速挂膜,通过继续提高进水有机负荷,进一步增加生物膜厚度。借助16S rRNA 基因高通量测序对不同尺寸填料上的生物膜进行菌群结构分析,探究不同尺寸填料的挂膜特征与差异,并以投加不同尺寸填料的 MBBR 对校园内景观池塘的实际水进行净化处置,对比处理效率差异。

1 材料与方法

1.1 材料与装置

MBBR 使用的填料为聚乙烯(PE)塑料材质,具有质量轻、比表面积大、附着能力强和不易破碎等特点。实验使用2种常用规格的填料:大填料(直径2.5 cm,厚1 cm)和小填料(直径1 cm,厚1 cm)。

挂膜实验使用2个相同规格的 MBBR 反应器平行进行,见图1。1号反应器(R1)投放大填料,2号反应器(R2)投放小填料,投放体积比均为30%。反应器底部安装曝气盘曝气;进水流量由蠕动泵控制,排水由磁力阀控制;通过时控开关控制反应器曝气和自动进、出水。

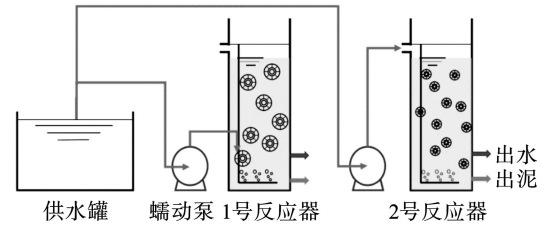


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Experimental equipment

1.2 填料挂膜与实际水处理

采用接种排泥法和间歇性曝气法联合进行填料挂膜。起始阶段闷曝2 d,之后间歇曝气20 d,每6 h为1个循环,包括进水、曝气、静置和出水。在MBBR 挂膜阶段采用人工模拟废水,室温运行,分别以葡萄糖、氯化铵、磷酸二氢钾为碳、氮和磷源。在间歇曝气的前15 d,进水COD为300 mg/L, NH₃-N为10 mg/L,磷酸盐为1 mg/L;之后进水COD浓度增加至500 mg/L, NH₃-N与磷酸盐的含量也适当提升。

在实际污水处理实验中,使用5组相同的 MBBR 平行运行,分别按如下设置:R0为空白对照组,无填料;R1投放大填料,填充率为30%;R2投放小填料,填充率为30%;R3投放大填料,填充率为15%;R4投放小填料,填充率为15%,溶解氧(4.0±0.1) mg/L。进水使用东北大学校园内景观池塘的池水,由于深秋季节雨水较少,落叶等有机物在底层分解,使水中的污染物偏高,COD含量约为(120±5) mg/L, NH₃-N为(8±1) mg/L,实验温度(20±1) °C,单个运行周期8 h。

1.3 水质指标测定

实验中的COD、NH₃-N含量根据国标法进行测定,COD采用重铬酸钾法测定,NH₃-N采用纳氏试剂分光光度法测定^[9]。

1.4 菌群结构分析

在挂膜实验结束后,分别从R1和R2中随机抽取填料,利用16S rRNA 基因高通量测序对填料挂膜菌群结构进行分析。扩增16S rRNA 基因的V3~V4区域,引物为341F:CCT ACG GNG GCW GCA G和805R:GAC TA C HVG GTA TCT AAT CC,测序结果利用USEARCH^[10]软件进行聚类分析,相似度97%设为1个操作分类单元(Operational Taxonomic Unit, OTU)。用Mothur计算Alpha多样性指数,采用Silva进行比对。

2 结果与讨论

2.1 生物膜的形成

填料挂膜期间进出水的 COD 变化, 见图 2。

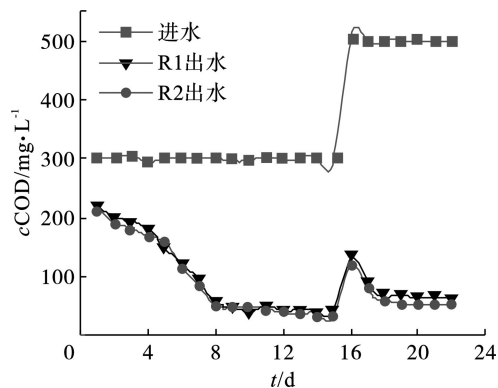


图 2 挂膜期间 COD 去除效果

Fig. 2 COD removal during the biofilm culturing process

挂膜初期, COD 的去除效率随时间的推移逐渐增高, 并在 8 d 后达到稳定, 此时, R1 和 R2 的 COD 去除率分别为 85.3% 和 86.4%。从 16 d 开始增加有机负荷, 去除效率出现明显波动, 主要因为系统中的细菌未适应负荷冲击, 两组反应器去除率均较低。经过 3 d 左右的适应期, 去除率再次达到稳定, 分别为 87.0% 和 89.3%。

挂膜期间的进出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 变化见图 3。

随着悬浮填料挂膜时间的延长, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效率逐渐增高, 第 8 天开始, 去除速率逐渐变缓, 第 10 天之后达到稳定, R1 和 R2 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率分别为 66.1% 和 74.5%; 第 12 天左右 R1 的去除效率稍有起伏; 在第 16 天, 提高有机负荷, 初期 R1 和 R2 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果的变化趋势与 COD 保持一致, 微生物不适应负荷变化, 处理效果较差; 随着对

负荷的适应, 去除率趋于稳定, 均保持在 68% 左右, R2 略高。

两组 MBBR 对 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效率基本相同, 而两种填料的挂膜效果略有不同, 见图 4。

在第 3 天, 大小填料上均出现黄褐色絮状物, 但轻甩便会脱落; 在 6~14 d, 填料上絮状物不断增多, 颜色加深, 轻甩不易脱落, 填料上出现生物积累, 初步形成生物膜, 小填料上的絮状物要多于大填料; 第 22 天, 小填料生物膜厚度约为 2 mm, 大填料生物膜厚度约为 1 mm, 小填料的生物膜颜色略深于大填料。

采用接种排泥法和间歇性曝气法联合挂膜, 在 $(20\pm 1)^\circ\text{C}$ 条件, 15 d 便可挂膜成功, 与其他研究学者的挂膜方法进行比较, 见表 1, 缩短了 6~13 d, 提高了挂膜效率。另外, 随着进水污染物浓度的升高, 系统受到了负荷冲击, 出水污染物浓度虽有所升高, 但最终 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度能够稳定在 5 mg/L 以下, COD 浓度能够稳定在 70 mg/L 以下, 去除率波动不大。表明 MBBR 系统具有较强的抗冲击性能。

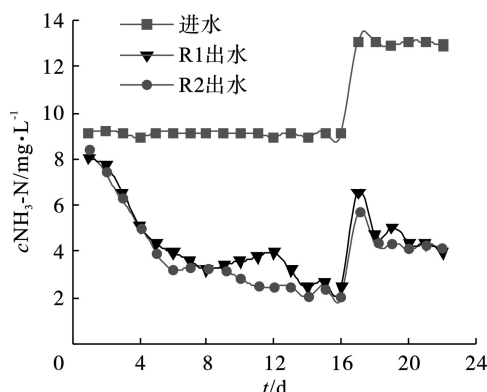


图 3 挂膜期间 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果

Fig. 3 $\text{NH}_3\text{-N}$ removal during the biofilm culturing process

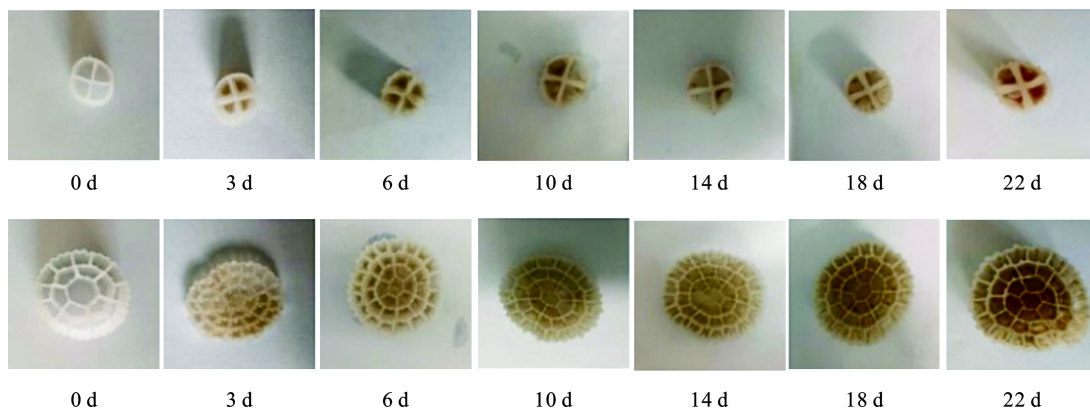


图 4 填料挂膜效果

Fig. 4 Results of biofilm culturing on fillers

2.2 生物膜菌群结构分析

两种悬浮填料生物膜的微生物多样性指数, 见表 2。

表 2 可知, ACE 指数, Shannon 指数和 Simpson 指数用来评估样品的微生物多样性, Chao1 指数是菌种丰富度指数。R1 和 R2 分别获得 48 360 和 40 068 条有效序列, 覆盖度均>99.9%, 样品测序深度能较好地代表样品中的微生物组成, 结果能有效

反映样品的真实状况。R1 和 R2 分别有 453 个和 417 个 OTUs, 表明 2 种填料上微生物种类数目存在一定的不同。

图 5 可知, OTU 水平的 Alpha 指数曲线随着测序量的增加而趋于平缓, OTU 不再显著上升, 测序深度足够, 可以反映绝大多数微生物信息。R2 的曲线低于 R1, 表明在门水平 R2 的生物丰度略少于 R1。

表 1 采用不同挂膜方法所需的挂膜时间

Table 1 Time for biofilm culturing of different methods

挂膜方法	挂膜时间/d	温度/℃	挂膜原水水质/mg·L ⁻¹		处理效果/%		文献
			COD	NH ₃ -N	COD	NH ₃ -N	
接种污泥法	21	26-29	300	15	>80	>60	[3]
	20	20±1	-	20~30	-	60	[5]
自然挂膜法	28	<20	6.55	5.49	10~25	60	[6]
流量递增挂膜法	28	-	50~100	5~25	40	95	[7]
间歇曝气法	21	27~32	300~600	10~30	81	>80	[8]
接种污泥和间歇性曝气联合法	15	20±1	300	9.16	>85	>66	本研究

表 2 样品微生物多样性指数统计
Table 2 Microbial diversity indexes

填料	ACE	OTUs	Chao1	Shannon	Simpson	覆盖度/%
R1	455.80	453	457.58	3.79	0.12	99.98
R2	437.35	417	447.00	3.87	0.08	99.91

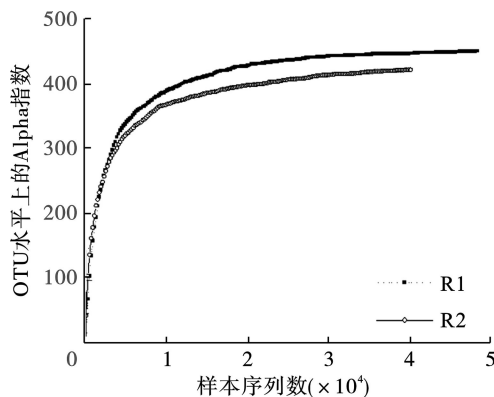


图 5 Alpha 指数曲线

Fig. 5 Rarefaction curves of Alpha diversity

对 2 种填料的生物膜进行门水平的菌群分析, 见图 6。

R1 填料上附着的生物膜中主要包括 Candidatus Saccharibacteria(48.71%)、Proteobacteria(18.92%)、Bacteroidetes(9.94%)、Acidobacteria(7.21%)和 Planctomycetes(6.58%)。在 R2 填料中,

主要包括 Candidatus Saccharibacteria(42.34%)、Proteobacteria(27.05%)、Planctomycetes(11.82%)、Actinobacteria(5.14%)、Acidobacteria(3.29%)和 Bacteroidetes(1.87%)。2 组填料生物膜的菌群结构整体相接近, 但略有不同。

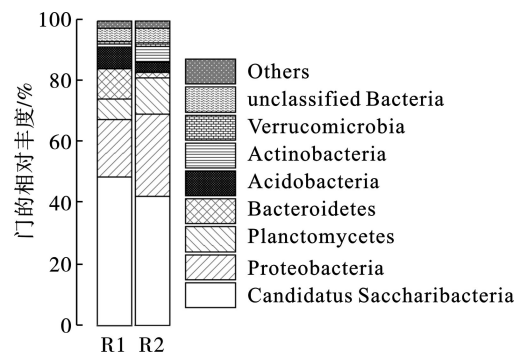


图 6 门水平细菌菌群结构

Fig. 6 Bacterial diversity at phylum level

对比小填料和大填料生物膜的属水平的菌群结构, 见图 7。

在细菌的属水平上, 2 组 MBBR 填料生物膜上相对含量占比最高的优势菌属均为 Candidatus Saccharibacteria 门, norank Candidatus Saccharibacteria 科的 *Saccharibacteria genera incertae sedis*, 占比分别为 R1: 48.71%、R2: 42.34%, 其余菌属占比较小。R1 中的其他优势菌属为 unclassified Rhizobiales(4.80%)、unclassified Planctomycetaceae

(4.40%)、*Aridibacter*(2.99%)和 *Terrimonas*(2.19%); R2 中的其他优势菌属为 unclassified Enterobacteriaceae(12.38%)、unclassified Planctomycetaceae(8.80%)、*Nakamurella*(1.92%)和 *Micropruina*(1.87%)。由于不同尺寸填料的表观接触面积不同,填料内部溶解氧含量存在差异,导致好氧菌和厌氧菌的菌群结构形成略有不同。前人的研究中也发现,改善进水的 C/N 有利于 Candidatus Saccharibacteria 在生物膜上的富集^[11]。Candidatus Saccharibacteria 是广泛存在于自然界中的一种细菌,王伟等^[12]在对污水厂尾水处理的研究中发现,投加葡萄糖会对填料的挂膜和细菌群落产生显著影响,引起 Candidatus Saccharibacteria 门细菌的高度富集。2019 年, Candidatus Saccharibacteria 首次被报道为反硝化污泥中的主要细菌,可在缺氧条件下降解有机物并参与 NO_3^- -N 的还原^[13-14]。Candidatus Saccharibacteria 具有在好氧、缺氧和厌氧条件下降解多种有机污染物的能力^[15]。生物膜中还存在着具有反硝化能力的 *Terrimonas*^[16],与实验中 2 组 MBBR 具有较高的脱氮效率相符。R1 中的 unclassified Rhizobiales 和 R2 中的 unclassified Enterobacteriaceae 都属于变形菌门, Proteobacteria 是细菌中最大的一门,该菌门中很多细菌在降解有机物的同时可以实现脱氮除磷^[14]。unclassified Planctomycetaceae 属于浮霉菌门,与厌氧氨氧化细菌属于同一菌门,该类细菌可在缺氧环境下利用亚硝酸盐氧化铵离子生成氮气,因此推测 unclassified Planctomycetaceae 参与了系统中的脱氮过程^[14]。在 R2 中, *Nakamurella* 和 *Micropruina* 属于放线菌门, *Nakamurella* 是一种可以生产大量胞外多糖的细菌,有利于生物膜的形成和在填料上附着^[17]; *Micropruina* 一般存在于好氧颗粒污泥中,具有很好的 COD 和 NH_3 -N 去除能力^[18],也被认为参与了好氧颗粒污泥的形成与稳定过程^[19],而放线菌门在小填料中含量较高,推断其对小填料表面生物膜的形成有促进作用;其他占比较少的未分类菌属大多也属于变形菌门,对系统的脱氮脱磷也有一定作用。

2.3 填料大小和填充率对实际污水净化的影响

在实际污水净化实验中,每小时均对 5 组反应器中的水质进行测定,见图 8 和图 9。

实验初期, R1 和 R2 填料的微生物迅速适应环境变化,大部分 COD 在此阶段被利用, COD 去除效果明显高于其他 3 组, R3 和 R4 的去除速率与 R0 基本一致;在 3~4 h 后, R1 和 R2 的 COD 去除

速率有下降趋势, R3 和 R4 的细菌开始适应环境变化,去除速率开始增大;至 8 h,除 R0 组, 4 组反应器的 COD 去除速率趋于稳定,其中 R2 组的处理效果远优于其他 3 组,出水 COD 低于 5 mg/L, R1 出水 COD 在 20 mg/L 左右, R3 和 R4 均在 30 mg/L 左右。

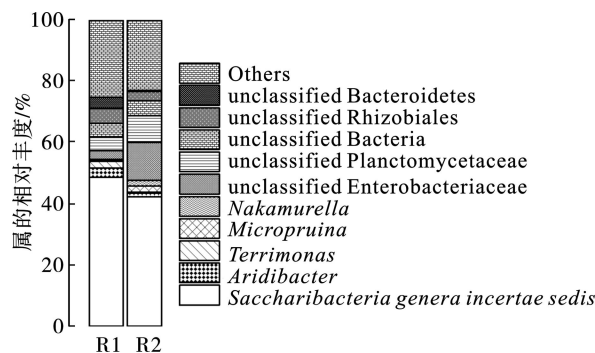


图 7 属水平细菌菌群结构

Fig. 7 Bacterial diversity at genus level

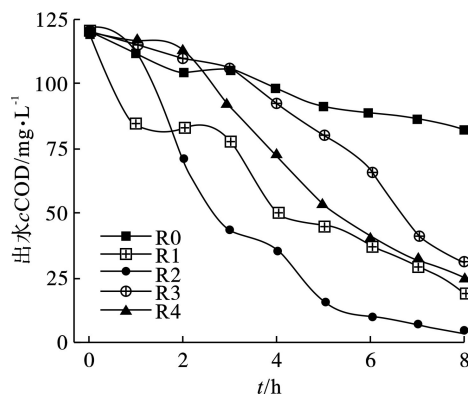


图 8 实际污水处理实验中的 COD 变化

Fig. 8 Change of COD content in real wastewater treatment

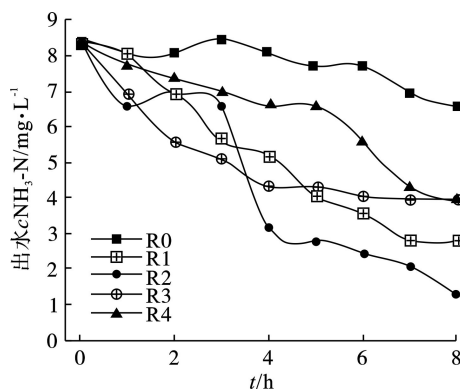


图 9 实际污水处理实验中的 NH_3 -N 的变化

Fig. 9 Change of NH_3 -N content in real wastewater treatment

图 9 可知,在运行初期, R1 和 R3 的去除速率略高于其他 3 组,推测大填料上与脱氮相关的微生物优先适应环境变化,初期处理效果明显,其他 3 组反应器 NH_3 -N 去除速率无显著差异;但在 3~

4 h, R2 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除速率迅速增大, 主要由于 R2 中填料上微生物开始适应环境变化, 同时填料的生物量较大, 去除效果优于其他 4 组; 第 5 h 后, 5 组反应器去除速率逐渐趋于平缓。将 5 组反应器 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率进行比较, 发现填充率为 30% 的 2 组 R1 和 R2 的去除率高于填充率为 15% 的 R3 和 R4, 同时 R2 组的去除效果要优于 R1 组, R3 和 R4 的最终去除率相等, 但 R3 初期去除效果更好; 仅 R2 的出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 稳定在 2 mg/L 以下。

除对照组, 4 组反应器出水污染物浓度逐渐稳定, 主要是由于反应器里的微生物总数相对有限, 其污染物去除能力有限, 当运行时间达到 6 h 之后, 污染物的去除效率上升趋势逐渐平缓。

最终 R0、R1、R2、R3 和 R4 出水 COD 分别为 82.14、18.86、31.43、3.73 和 24.73 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 分别为 6.57、2.81、1.31、3.95 和 3.95 mg/L。通过对比可以发现, 投放已挂膜的大填料与小填料的实验组处理效果显著; $\text{NH}_3\text{-N}$ 的平均去除率可达 65%, COD 的去除率可达到 80%。

地表水环境质量标准中 IV 类水的 COD 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 限值分别为 30 和 1.5 mg/L, V 类水为 40 和 2.0 mg/L。除 R0 外, 4 组反应器最终出水的 COD 值均低于 40 mg/L, 其中 R2 在 5 h 的出水 COD 已低于 30 mg/L。而对于 $\text{NH}_3\text{-N}$, 只有 R2 在 8 h 达到 1.31 mg/L, 出水水质满足地表水 IV 类水质标准, 其余反应器均尚未满足 V 类水质标准。总体来说, 反应器对 COD 的去除效果优于对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除。

当填料大小相同时, 填充率为 30% 的实验组的生物量更高, 因此, 污水处理效率明显优于填充率为 15% 的实验组。有研究表明 MBBR 填料填充率为 30%~40% 时, 对 COD 的去除率比在 40%~50% 高^[4], 填料填充率与处理效果并不完全成正比。从填料尺寸来看, 相同填充率条件下, 小填料与污水表观接触面积更大。聂泽兵等^[20] 对 3 种不同尺寸填料生物膜的生物量进行了测定, 表明相同曝气量的情况下, 气泡对大尺寸填料生物膜的水流剪切力不足, 导致老化生物膜的积累, 填料内部出现厌氧区域, 丝状菌大量增殖, 挤压了硝化菌生存空间, 降低生物活性。可以推断, 小填料更有利于生长在填料表面的微生物充分利用溶解氧和基质, 为异养菌营造适宜的生长条件, 与大填料相比, 小填料内部厌氧区较小, 与硝化作用有关的 *Candidatus Sacchari-*

bacteria 丰度较低。但是, 小填料的数量较多, 有利于对气泡进行切割, 增加气泡停留时间, 提高传质效率^[21], 使生物膜上活性差的异养菌及时脱落, 保证了较高的生物量, 以弥补对污水处理起主要作用的菌群丰度较低所产生的影响, 因此有更好的处理效果。

3 结论

使用接种排泥法和间歇性曝气法联合进行 MBBR 填料挂膜, 在 15 d 基本完成挂膜, 效果优于已有方法, 生物膜对有机负荷和污染物波动具有较好的耐受性, 且尺寸较小的填料的挂膜效率优于大填料。*Candidatus Saccharibacteria* 是 MBBR 填料生物膜中的主要功能微生物, 在大小填料中占比均超过 40%, 推断与污染物高效去除有关。MBBR 投放 30% 填充比的小尺寸填料对实际地表水具有更好的净化效果。

参考文献

- [1] 国家发展改革委. 国家发展改革委有关负责同志就《“十四五”城镇污水处理及资源化利用发展规划》答记者问[EB/OL]. https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/jd/jd/202106/t20210615_1283251.html?code=&state=123,2021-06-17.
- [2] 生态环境部. 生态环境部通报 11 月和 1~11 月全国地表水、环境空气质量状况[EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/ywdt/xwfb/202112/t20211221_964784.shtml,2021-12-21.
- [3] 张鹏, 袁辉洲, 柯水洲. MBBR 法处理城市污水去除污染物的特性研究[J]. *水处理技术*, 2009, 35(10): 91-96.
- [4] 施宇震, 刘月, 施永生, 等. 移动床生物膜反应器 (MBBR) 工艺的填料填充率中试研究[J]. *中国水运: 下半月*, 2019, 19(6): 90-92.
- [5] 张新波, 张祖敏, 宋姿, 等. 不同生物膜载体下 MBBR 中微生物群落变化特征[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(11): 63-68.
- [6] 陈洪斌, 梅翔, 高廷耀, 等. 受污染源水生物预处理挂膜过程研究[J]. *水处理技术*, 2001, 27(4): 196-199.
- [7] 傅金祥, 许海良, 陈正清. 不同原水条件下曝气生物滤池的挂膜启动[J]. *中国给水排水*, 2006, 22(11): 90-92.
- [8] GUO J, FANG M, CHANG C, et al. Start-up of a two-stage bioaugmented anoxic-oxic (A/O) biofilm process treating petrochemical wastewater under different DO concentrations[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 99: 3483-3488.
- [9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] EDGAR R C. UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads[J]. *Nature Methods*, 2013, 10(10): 996-998.

- [11] GU Y, WEI Y, XIANG Q, et al. C: N ratio shaped both taxonomic and functional structure of microbial communities in livestock and poultry breeding wastewater treatment reactor[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 625 – 633.
- [12] 王伟, 赵中原, 张鑫, 等. 不同外碳源对尾水极限脱氮性能及微生物群落结构的影响[J]. *环境科学*, 2022, 43(9): 4717 – 4726.
- [13] WANG X, WANG W, ZHANG J, et al. Dominance of *Candidatus saccharibacteria* in SBRs achieving partial denitrification: effects of sludge acclimating methods on microbial communities and nitrite accumulation[J]. *RSC Advances*, 2019, 9(20): 11263 – 11271.
- [14] 邢金良, 张岩, 陈昌明, 等. CEM-UF 组合膜-硝化/反硝化系统处理低 C/N 废水及种群结构分析[J]. *环境科学*, 2018, 39(3): 1342 – 1349.
- [15] TOMONORI K, SHIRO Y, RYOHEI U, et al. Phylogenetic diversity and ecophysiology of Candidate phylum Saccharibacteria in activated sludge[J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2016, 92(6): 1 – 6.
- [16] ZHANG M, GAO J, LIU Q, et al. Nitrite accumulation and microbial behavior by seeding denitrifying phosphorus removal sludge for partial denitrification (PD): The effect of COD/NO₃⁻ ratio[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 323(4): 124524.
- [17] 周洪玉, 韩梅琳, 仇天雷, 等. 不同生物过滤系统铵态氮转化速率及生物膜特性分析[J]. *环境科学*, 2017, 38(6): 2444 – 2452.
- [18] 李建婷, 纪树兰, 刘志培, 等. 16S rDNA 克隆文库方法分析好氧颗粒污泥细菌组成[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(10): 1218 – 1223.
- [19] 陈翰. 进水有机物浓度对好氧颗粒污泥形成的影响机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
- [20] 聂泽兵, 边德军, 吴忌, 等. 海绵填料尺寸对序批式生物膜系统影响实验研究[J]. *水处理技术*, 2018, 44(9): 99 – 103.
- [21] 白杨. 填料尺寸及比例对 SBBR 分散生活污水处理效果研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2021.

(上接第 87 页)

- [5] SCHINDLER D W, HECKY R E, MCCULLOUGH G K. The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2012, 38: 6 – 13.
- [6] ZAMYADI A, MACLEOD S L, FAN Y, et al. Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge[J]. *Water Research*, 2012, 46(5): 1511 – 1523.
- [7] 姜锦林, 周军英, 刘仁彬, 等. 太湖重污染湖区和水源地水质概况及藻毒素污染环境风险[J]. *生态毒理学报*, 2019, 14(3): 60 – 71.
- [8] 梁钊, 李子富, 周晓琴, 等. 氮掺杂二氧化钛光催化氧化降解污水中四环素[J]. *环境工程*, 2019, 37(3): 92 – 97.
- [9] KAZUHITO H, HIROSHI I, AKIRA F, et al. TiO₂ photocatalysis: A historical overview and future prospects[J]. *Japanese Journal of Applied Physics*, 2005, 44(12): 8269 – 8285.
- [10] 李涓琳. 二氧化钛作为光催化剂的原理概述[J]. *生物化工*, 2017(6): 94 – 96.
- [11] PINHO L X, AZEVEDO J, BRITO A, et al. Effect of TiO₂ photocatalysis on the destruction of *Microcystis aeruginosa* cells and degradation of cyanotoxins microcystin-LR and cylindrospermopsin[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 268: 144 – 152.
- [12] MIRANDA-BAEZA A, MARISCAL-LÓPEZ M D L A, LÓPEZ-ELÍAS J A, et al. Effect of inoculation of the cyanobacteria *Oscillatoria* sp. on tilapia biofloc culture[J]. *Aquaculture Research*, 2017, 48(9): 4725 – 4734.
- [13] MOHAMED Z A. Breakthrough of *Oscillatoria limnetica* and microcystin toxins into drinking water treatment plants - examples from the Nile River, Egypt[J]. *Water SA*, 2016, 42(1): 161 – 165.
- [14] World Health Organization(2008)Guidelines for drinking-water quality: incorporating the first and second addenda, [M] 3rd, vol. 1, World Health Organization, Geneva.
- [15] 汪国忠, 牟季美. 纳米 TiO₂ 的制备和性能[J]. *材料研究学报*, 1997, 11(5): 527 – 530.
- [16] 金岩. 载体混凝耦合可见光催化氧化去除饮用水中有害蓝藻及其代谢物[D]. 济南: 山东大学, 2019.
- [17] 孙炯明. 颤藻细胞及其代谢产物在聚合氯化铝混凝工艺中的行为特征[D]. 济南: 山东大学, 2018.
- [18] SUN J, XU H, PEI H, et al. Worse than cell lysis: The resilience of *Oscillatoria* sp. during sludge storage in drinking water treatment[J]. *Water Research*, 2018, 142: 405 – 414.
- [19] LI L, SHAO C, LIN T, et al. Kinetics of cell inactivation, toxin release, and degradation during permanganation of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(5): 2885 – 2892.
- [20] QU F S, LIANG H, HE J G, et al. Characterization of dissolved extracellular organic matter (dEOM) and bound extracellular organic matter (bEOM) of *Microcystis aeruginosa* and their impacts on UF membrane fouling[J]. *Water Research*, 2012, 46(9): 2881 – 2890.
- [21] JIN Y, ZHANG S S, XU H Z, et al. Application of N-TiO₂ for visible-light photocatalytic degradation of *Cylindrospermopsis raciborskii* —More difficult than that for photodegradation of *Microcystis aeruginosa* ?[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 642 – 650.