韩文杰,赵忠富,周家中,等.长期 5℃低温生活污水纯膜 MBBR 启动及脱氮性能 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1344-1355.
Han W J, Zhao Z F, Zhou J Z, et al. Research on the start-up and denitrification performance of long term 5℃ low-temperature pure MBBR process [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1344-1355.

长期 5℃低温生活污水纯膜 MBBR 启动及脱氮性能

韩文杰[1],赵忠富[2],周家中[1*],赵彦若[2],杨忠启[1],梁瑜海[3] (1.青岛思普润水处理股份有限公司,生物膜研究院,青岛市绿色低碳生物膜与水环境恢复重点实验室,山东 青岛 266510；2.中国市政工程西南设计研究总院有限公司,四川 成都 610213；3.华南农业大学资源环境学院,广东省农业农村污染治理与环境安全重点实验室,广东 广州 510642)

摘要：针对我国西南高寒地区污水温度低,传统活性污泥法脱氮效率差、抗冲击能力弱等问题,通过纯膜 MBBR(移动床生物膜反应器)中试,系统探究了其在长周期超低温环境下的启动特性、脱氮效能及抗冲击机制.结果表明,纯膜 MBBR 在(6.14±1.06)℃水温下,25d 启动成功;在长达 245d,(5.45±1.29)℃水温下,实际 HRT 仅为同厂活性污泥 20%基础上可达到更优出水水质;纯膜 MBBR 停机 1 个月,仅需 14d 即完全恢复处理能力.纯膜 MBBR 一级硝化区实现 COD 等抑制物去除与初步硝化,二级为主硝化区,三级保障出水稳定;反硝化区采用单级工艺,根据缺氧区硝氮残留灵活调控回流比以强化脱氮.在脱氮潜力上,当面临进水水质冲击时,好氧区提高溶解氧(DO)强化传质传氧,可进一步提高系统硝化负荷 25%以上,同时带动脱氮能力提升 10%以上.纯膜 MBBR 抗低温,一方面源于生物膜强化了脱氮功能菌,特别是 *Flavobacterium* 与 *Dechloromonas* 等耐低温脱氮菌的富集能力,另一方面则源于生物膜致密的结构和复杂的生物相,为保温性能提供了支撑.纯膜 MBBR 设计需同步考虑功能菌强化富集和较高的有效生物量,从而使其具备更高的处理负荷.

关键词：低温；生物膜；多级好氧；抗冲击；功能菌；恢复
中图分类号：X703.5 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)03-1344-12

Research on the start-up and denitrification performance of long term 5℃ low-temperature pure MBBR process. HAN Wen-jie[1], ZHAO Zhong-fu[2], ZHOU Jia-zhong[1*], ZHAO Yan-ruo[2], YANG Zhong-qi[1], LIANG Yu-hai[3] (1.Qingdao Key Laboratory of Green and Low Carbon Biofilm and Water Environment Restoration, Qingdao SPRING Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China；2.Southwest Municipal Engineering Design & Research Institute of China, Chengdu 610213, China；3.Guangdong Provincial Key Laboratory of Agricultural & Rural Pollution Control and Environmental Safety, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1344~1355

Abstract：Aiming at the problems of low sewage temperature, poor nitrogen removal efficiency and weak shock resistance of traditional activated sludge process in the alpine regions of southwest China, a pilot-scale experiment of pure moving bed biofilm reactor (MBBR) was conducted. The startup characteristics, nitrogen removal performance, and shock resistance mechanism under long-term ultra-low temperature conditions were systematically investigated. The results showed that the pure MBBR was successfully started up within 25days at a water temperature of (6.14±1.06)℃. During a long-term operation of 245days with an average water temperature of (5.45±1.29)℃, superior effluent quality was achieved with an actual hydraulic retention time (HRT) only 20% of that of the activated sludge process in the same WWTP. After a 1-month shutdown, the treatment capacity was fully restored within only 14days. In the pure-membrane MBBR system, the first-stage nitrification zone realized the removal of inhibitors such as chemical oxygen demand (COD) and preliminary nitrification, the second stage served as the main nitrification zone, and the third stage ensured stable effluent quality. A single-stage process was adopted in the denitrification zone, where the reflux ratio was flexibly adjusted according to the residual nitrate nitrogen in the anoxic zone to enhance nitrogen removal. Regarding nitrogen removal potential, when facing influent quality shock, increasing dissolved oxygen (DO) in the aerobic zone to strengthen mass transfer and oxygen supply could further improve the system's nitrification load by more than 25%, while driving the nitrogen removal capacity to increase by more than 10%. The excellent low-temperature resistance of the pure MBBR was attributed to two aspects: on one hand, the biofilm enhanced the enrichment of nitrogen-removing functional bacteria, especially low-temperature-tolerant strains such as *Flavobacterium* and *Dechloromonas*; On the other hand, the biofilm's dense structure and complex microbial community supported thermal insulation. For pure MBBR design, enhanced functional bacteria enrichment and high effective biomass should be concurrently considered, thus conferring higher treatment load.

Key words：low temperature；biofilm；multi-stage aerobic；shock resistance；functional bacteria；recovery
收稿日期：2025-08-10
基金项目：泰山产业领军人才工程专项(tscx202211036);青岛西海岸新区科技攻关“揭榜制”专项(2024-4)
* 责任作者，正高级工程师, zhoujiazhongBY@163.com

我国西南高原地区海拔 2000~4500m,年均气温≤10℃,该地区污水厂水温度常低至 5℃[1],持续超过 200d,这种长低温水质对生物脱氮工艺构成严峻挑战.传统活性污泥工艺在此区域应用面临显著技术瓶颈:一方面,污泥系统难以专性富集功能菌群导致水力停留时间过长;另一方面,低温期微丝菌过量增殖易引发污泥膨胀,破坏二沉池固液分离效能,影响出水水质[2];最后,硝化菌群在<12℃时活性骤降导致低温期处理负荷显著降低[3].

MBBR(移动床生物膜反应器)工艺凭借生物膜专性富集优势,在低温条件下展现出良好的处理效能[4].如李志伟等[5]通过对西藏某污水厂活性污泥系统镶嵌 MBBR 工艺形成泥膜复合工艺后,在进水水温不足 10℃情况下,出水依然稳定达到一级 A 标准.另有研究表明,在泥膜复合系统中,水温从 20℃降至 10℃,生物膜硝化贡献率由 10%提升至 18%[6],但泥膜复合 MBBR 系统中泥膜两相存在泥膜竞争关系会导致生物膜潜力无法充分发挥[7].而纯膜 MBBR 系统不再富集活性污泥,摆脱了泥膜竞争困扰,能够进一步提高生物膜生化效率.而针对纯膜 MBBR 工艺出水 TP、SS 的达标去除,可采用改良磁加载沉淀予以保证,且中试和工程验证了其在抗冲击能力与药剂消耗方面较传统混凝沉淀相比均具有一定优势[8-11],为纯膜 MBBR 工艺的工程推广提供了保证.关于纯膜 MBBR 工艺的研究,韩文杰等[12]认为通过分级可使得每级生物系统都能获得互不干扰、功能相对独立的生境,更有利于发挥 MBBR 工艺定向培养、专性富集的特点.可见,纯膜 MBBR 工艺的诸多优势为其解决西南地区污水厂工艺革新提供了思路,但现有研究多聚焦于普通低温(>10℃)、短期条件,长期低温(5℃)下的纯膜 MBBR 应用仍存关键问题需探明:低温环境下微生物挂膜时间验证;工艺设计参数合理性;应对水质水量冲击下的稳定性;纯膜 MBBR 工艺抗低温原理.

本文选取四川西部某高寒污水厂开展纯膜 MBBR 中试,系统研究了纯膜 MBBR 工艺在长期低温环境下(5℃)的启动、运行效果;验证了纯膜 MBBR 工艺抗冲击能力,反馈了设计参数;运用微观手段分析了纯膜 MBBR 工艺抗低温的原理及微生物组成,以期为高寒地区污水厂工艺改造提供参考.

1　材料与方法

1.1　污水厂概况

四川西南地区某污水处理厂,平均海拔约 3500m,每年 8 月至次年 4 月面临长达超 200d 进水水温低至 5℃左右的情况.污水厂设计总处理规模 1500 吨/d,出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918−2002)中的一级 A 标准.污水厂工艺流程如图 1 所示,生化主体采用改良型奥贝尔氧化沟,设计停留时间 22h,后接人工湿地实现深度处理.

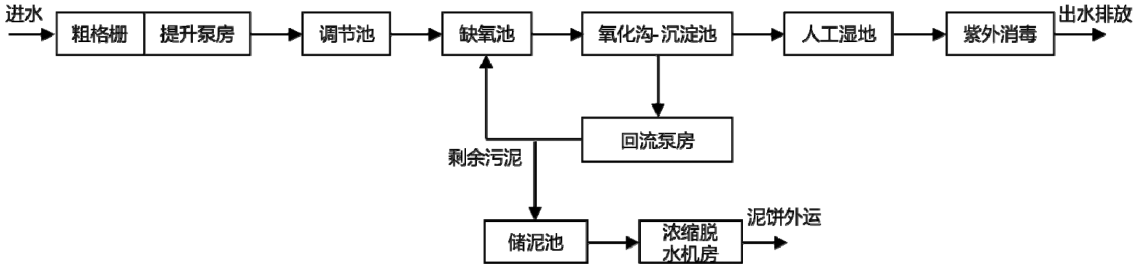


图 1　污水处理厂工艺流程

Fig.1　Process flow diagram of WWTP

1.2　纯膜 MBBR 中试概况及水质

纯膜 MBBR 中试进水采用污水厂调节池出水,进出水水质参数如表 1 所示.采用单级缺氧+三级好氧(分别为 A、O1、O2、O3)串联运行,设计处理水量 7.92m^3/d,总停留时间 16h,其中各功能段有效池容均为 1.32m^3.各池均投加 SPR−Ⅲ型悬浮载体,载体有效比表面积≥800m^2/m^3,密度 0.94~0.97g/cm^3,壁厚 200~250μm,材质为高密度聚乙烯(HDPE).缺氧区和好氧区悬浮载体填充率分别为 50%和 40%.于好氧三级和缺氧区之间设置硝化液回流管路,设计硝化液回流比为 150%,最大回流比 300%.

表 1 纯膜 MBBR 中试设计进出水水质(mg/L)

Table 1 Influent and effluent water quality of Pure MBBR pilot

项目	COD	NH_4^+-N	TN
进水情况	300	40	50
设计出水	50	5(8)	15

1.3 研究阶段划分

如表 2 所示,纯膜 MBBR 运行过程划分为 5 个阶段,启动期投加未挂膜悬浮载体,采用梯度进水策略,初始进水量为设计值的 1/3(2.64m^3/d),根据处理能力逐渐提升处理水量,以在设计水量下出水稳定达到设计标准视为启动成功.稳定运行 I 期,固定 HRT,关注处理能力与出水稳定性;停机静置期,系统停止进水,关闭曝气及搅拌设备,载体静置于中试系统中不做其他处理;静置恢复期,采用梯度进水策略,初始进水量为设计值的 1/3,根据处理能力逐渐提升处理水量,直至达到设计处理水量,关注系统在停机一个月后的恢复过程及效果;稳定运行 II 期为系统处理效果恢复后,再次进入稳定运行阶段.该阶段在长达 245d 过程中,平均水温仅为 5℃左右.

表 2 纯膜 MBBR 中试运行阶段划分

Table 2 Division of the trial operation phase of pure MBBR

运行阶段	时间(d)	HRT(h)	水温(℃)	进水 COD(mg/L)	进水 TN(mg/L)	进水氨氮(mg/L)
启动期	1~25	48→16	6.14±1.06	247.59±69.53	32.00±7.50	27.90±9.01
稳定运行 I 期	26~81	16	8.90±1.92	277.33±49.26	36.03±6.67	29.13±4.91
停机静置期	82~112					
静置恢复期	113~126	32→16	10.33±0.58	313.24±65.37	53.90±7.71	51.63±7.96
稳定运行 II 期	127~371	16	5.45±1.29	324.47±72.76	52.70±7.30	49.48±7.24

1.4 沿程脱氮性能跟踪

为确定纯膜 MBBR 系统污染物去除路径,于稳定运行 II 期每日对中试 A 区、O1 区、O2 区、O3 区出水进行监测,并核算各功能区硝化、反硝化负荷.所有样品沉淀后以中速定性滤纸(孔径 15−20μm)过滤后采集上清液,进行 COD、NH_4^+-N、TIN 的测定,污染物去除负荷见式(1).

$$\mathrm{CRLv}=\frac{\Delta C\cdot Q\cdot(1+R)}{v} \tag{1}$$

式中:CRLv 为污染物去除负荷,kg/(m^3·d);ΔC 为污染物去除浓度,mg/L;Q 为处理水量,m^3/d;R 为回流比,%;v 为池体体积.

1.5 悬浮载体脱氮潜力测定

为验证纯膜 MBBR 系统好氧悬浮载体的脱氮潜力,进行模拟水质冲击时的硝化反硝化效果验证.硝化效果验证于稳定运行 II 期结束后(第 371d)进行高基质高 DO 下好氧悬浮载体硝化小试.采用各好氧区悬浮载体,填充率与中试保持一致,以中试系统出水投加硫酸铵配置试验用水,并通过投加碳酸氢钠补充碱度,硝化容积负荷 ARLv 根据式(2)计算.

$$\mathrm{ARLv}=\frac{\Delta \mathrm{NH_4^+}\times 24}{1000\times t} \tag{2}$$

式中:ARL_V 为硝化容积负荷,kg/(m^3·d);ΔNH_4^+ 为 NH_4^+-N 去除浓度,mg/L;t 为小试反应时间,h.

反硝化效果验证采用缺氧区悬浮载体,填充率与中试保持一致.以中试系统进水投加硝酸钾配置试验用水,反硝化脱氮容积负荷 $NRL_{V(DN)}$根据式(3)计算.

$$\mathrm{NRL_{v(DN)}}=\frac{\Delta \mathrm{NO_x^-}\times 24}{1000\times t} \tag{3}$$

式中:$NRL_{V(DN)}$ 为反硝化容积负荷,kg/(m^3·d);ΔNO_3^--N 为 NO_3^--N 去除浓度,mg/L;t 为小试反应时间,h.

1.6 微生物群落结构分析

为研究纯膜 MBBR 中试不同功能区及分级设置下的功能菌群组成,并对比和污水厂活性污泥系统差异,于稳定运行 II 期结束后(第 371d)取悬浮载体生物膜与厂内活性污泥样品,进行基于 16SrDNA 扩增子高通量测序.其中,悬浮载体生物膜样品分别刮取自中试缺氧区和好氧区(O1、O2、O3)的悬浮载体,活性污泥样品取自污水厂活性污泥系统好氧区.高通量的具体测定方法与韩文杰等[12]的报道相一致.分析时按照好氧区生物膜与活性污泥一组,缺氧区生物膜与活性污泥一组,取每组平均相对丰度排名前 20 的物种作为优势物种进行分析.以伯杰细菌分类手册及相关参考文献中关于不同菌属的功能

描述对扩增子测定结果进行功能预测.

1.7　其他指标测定方法

常规水质指标均采用国标方法测定.其中,COD 采用重铬酸钾法测定,NH_4^+−N 采用纳氏试剂分光光度法测定,TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,生物膜提供的混合液悬浮固体(MLSS)采用称重法测定,混合液挥发性悬浮固体(MLVSS)参考已有文献测定[13],以微生物分析得出的功能菌相对丰度与 MLVSS 乘积核算悬浮载体生物膜与活性污泥功能菌绝对生物量;DO 采用 WTW Multi−3430i 测定.于稳定运行Ⅱ期结束后(371d)取中试各功能区生物膜载体进行生物膜厚度测定,采用工业显微镜(奥斯微,AO−HD228SD)在 40 倍放大倍数下带水测定并记录.

2　结果与讨论

2.1　系统运行效果分析

启动阶段水温(6.14±1.06)℃,接种污水厂好氧区活性污泥,污泥浓度 5000mg/L,中试系统灌入污水后开启好氧区曝气和缺氧区搅拌,好氧区 DO 为 7~9mg/L.运行 2d 后开始连续流进水,采用原水碳源进行脱氮,好氧区 DO 为 6~7mg/L,以出水 NH_4^+−N 作为主要控制指标,逐步提高进水流量与曝气量,以出水氨氮连续 3d 低于 2mg/L 作为调整节点.纯膜 MBBR 中试启动阶段进出水水质如图 2 所示,系统运行至 25d,系统 HRT 逐渐由 48h 降至 16h,达到设计处理水量.该阶段进水 NH_4^+−N、TIN 和 COD 分别为(27.90±9.01),(32.00±7.50),(247.59±69.53)mg/L,经纯膜 MBBR 处理后,出水分别降至(0.95±0.55),(12.35±1.07),(34.36±8.66)mg/L.根据式(1)核算启动阶段系统硝化及脱氮负荷分别达到 0.048,0.125kg/(m^3·d).

关于污水生化工艺启动,采用活性污泥法时,有研究指出,在 7~13℃水温的多级 AO−MBR 中试系统中[14],先连续培养污泥,保证各池污泥含量均匀后再采用多点进水的方法启动,经 45d 连续运行后脱氮负荷仅达到 0.024kg/(m^3·d);另外,活性污泥系统从 15℃降低至 12℃后,系统的 NH_4^+−N 去除率从 90%迅速降至 65%,耐低温性能较差.采用 MBBR 工艺时,针对 19.4~22.0℃水温的两级 AO 纯膜 MBBR 系统[8],在保障 COD、NH_4^+−N 去除率达 80%前提下逐步提升水量,历经 17d 脱氮负荷可达 0.171kg/(m^3·d).本项目启动期水温 4~8℃,出水水质稳定达标基础上,历经 25d 硝化及脱氮负荷分别达到 0.048,0.125kg/(m^3·d).纯膜 MBBR 启动过程脱氮能力受低温影响较小,较活性污泥法一方面启动时间明显缩短,另一方面启动成功后的处理负荷也明显提升.

污水系统启动速度受低温影响,活性污泥法作为微生物的混合培养系统,一方面对核心功能菌群的富集效率较低;另一方面由于其结构松散,并无保温机制,因此启动过程较为缓慢.MBBR 基于生物膜法,一方面得益于微生物专性富集优势,可快速富集硝化菌、反硝化菌等功能菌群;另一方面,生物膜得益于有一定的厚度及胞外聚合物(EPS),在低温启动过程中,EPS 及外层生物膜可形成一定的保温作用,因此可实现低温条件下的快速启动.

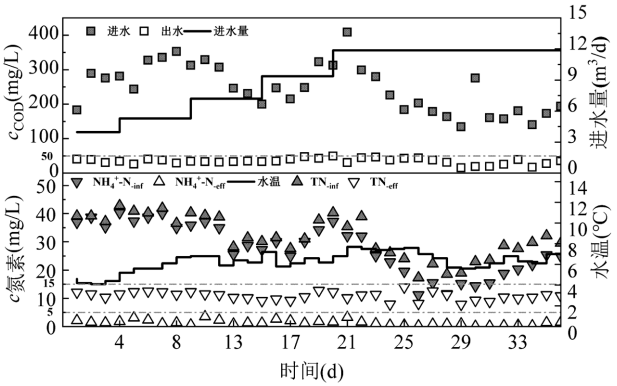


图 2　纯膜 MBBR 中试启动期污染物去除效果

Fig.2　Pollutant removal efficiency during the start−up phase of pure MBBR pilot

为对比纯膜中试及同厂活性污泥系统稳定运行期的污染物去除效果,对两者进出水水质数据进行分析,结果如图 3 所示.纯膜中试稳定运行Ⅰ期共运行 56d,期间水温(8.90±1.92)℃,中试系统按设计水量运行,HRT 为 16h.进水 COD、NH_4^+−N、TN 分别达到(277.33±49.26),(29.13±4.91),(36.03±6.67)mg/L,出水分别降至(36.22±5.53),(1.36±0.37),(12.33±1.85)mg/L.同厂活性污泥系统受低温影响,实际处理水量降至约 700m^3/d,核算生化 HRT 升至 47.14h,出水 COD、NH_4^+−N、TN 分别为(35.99±6.59),(1.51±0.31),(13.70±0.79)mg/L.稳定运行Ⅱ期共运行 245d,期间水温降至(5.45±1.29)℃,系统维持设计水量运行.进水 COD、NH_4^+−N、TN 分别升至(324.47±72.76),(49.48±7.24),(52.70±7.30)mg/L,较设计进水负

荷分别提升 9.16%、23.70%、5.40%,该阶段实际出水水质分别降至(36.65±5.45),(1.28±0.66),(12.27±0.88)mg/L.期间污水厂活性污泥系统实际处理水量继续降至约 400m^3/d,核算生化 HRT 升至 82.5h,出水 COD、NH_4^+−N、TN 分别为(39.73±4.78),(1.79±1.09),(11.37±1.92)mg/L.

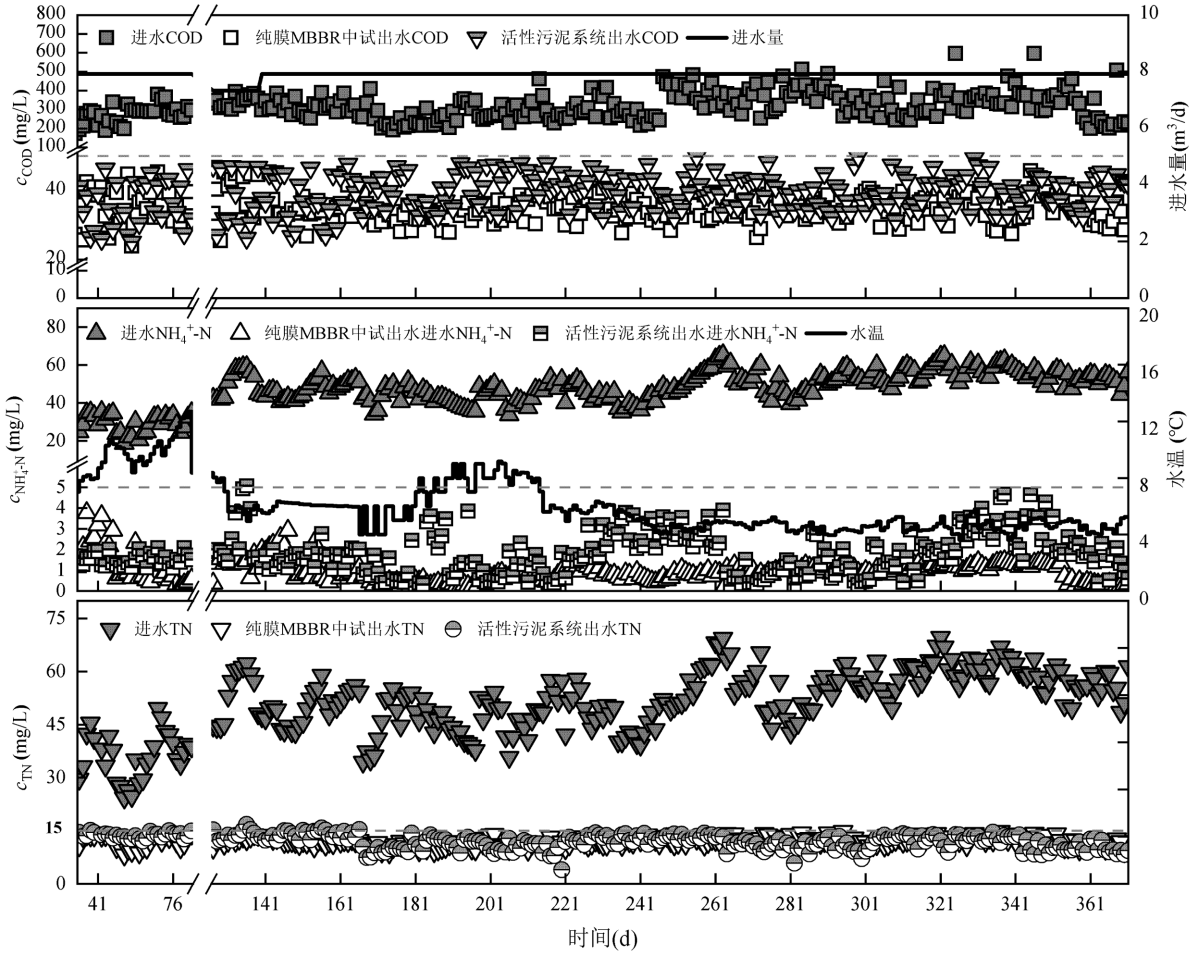


图 3 纯膜 MBBR 中试稳定运行期脱氮性能

Fig.3 Nitrogen removal performance during stable operation period of pure MBBR pilot

中试运行的 82~112d,停止纯膜 MBBR 中试系统运行,期间曝气及搅拌停止,生物膜处于静置状态.自 113~126d 为静置后恢复期,期间水温 10.33±0.58℃,恢复期进出水水质如图 4 所示,初始进水量设定为 2.64m^3/d,以出水 NH_4^+−N 为主要控制指标,以出水氨氮连续 3d 低于 2mg/L 作为调整节点,逐步恢复中试系统的进水量及硝化和反硝化性能,实际运行效果显示 14d 即可达到设计处理水量,出水 NH_4^+−N 与 TN 开始稳定达标.

对于活性污泥系统,长期静置环境下会导致系统处于缺氧或厌氧状态,微生物代谢活动变差,污泥结构被破坏,颜色变黑,产生恶臭,同时可能伴随污泥上浮等恶性现象.这些都给活性污泥系统性能恢复增大了难度.如黄殿男等[15]利用低温冷藏闲置的活性污泥再启动处理大蒜废水,经过 33d 才实现了系统性能恢复.对于 MBBR 生物膜系统,专性富集环境保留了更高的功能菌基数,可以更快的实现菌群的再次富集及已有菌群的性能恢复.此外,生物膜通过分泌 EPS 形成菌胶团吸附在载体表面,在正常运行环境下,吸附了较多营养物质,在停运条件下可以一定程度上维持菌体的正常代谢活动.本项目采用纯膜 MBBR 工艺,停机期间实际水温在 10~12℃,在储藏水温更低更不利的基础上,仅用时 14d 即实现了处理效果的恢复,较活性污泥法优势明显.

纯膜 MBBR 启动,在 HRT 仅为 16h,(6.14±1.06)℃水温下,投加污水厂活性污泥及未挂膜悬浮载体,

不开启污泥回流的基础上通过低水量逐步提升的启动策略,25d 完成系统启动,出水水质稳定优于一级 A 标准;纯膜 MBBR 运行,在长达 245d,5.(45±1.29)℃水温下,出水水质稳定达标;纯膜 MBBR 停机 1 个月后,在(10.33±0.58)℃水温下,仅需 14d 即完全恢复处理能力.

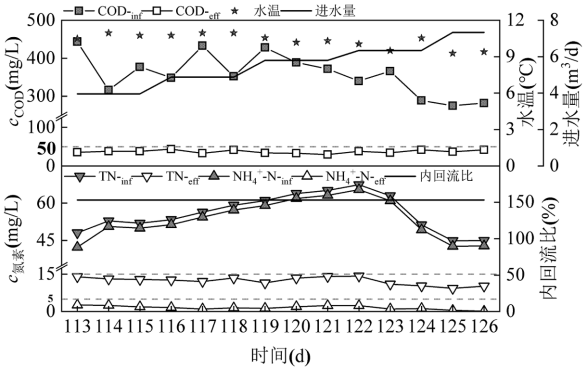


图 4　纯膜中试停机恢复效果

Fig.4　Recovery effect of shutdown in pure pilot

2.2　纯膜 MBBR 各功能区脱氮能力及潜力分析

为确定纯膜 MBBR 系统各功能区在应对不同水质和水温下的实际作用,稳定运行 I 和 II 期的污染物沿程去除效果如图 5 所示.稳定运行 I 期,系统进水水质相对较低、水温较高.结合沿程氨氮变化核算该阶段好氧区硝化负荷为 0.056kg/(m^3·d),其中 O1~O3 均值分别为 0.052,0.074,0.042kg/(m^3·d);结合沿程 TN 变化核算缺氧区脱氮负荷为 0.144kg/(m^3·d).稳定运行 II 期,系统进水水质升高、水温降低.该阶段对应好氧区硝化负荷 0.088kg/ (m^3·d),其中 O1~O3 均值分别为 0.104,0.111, 0.049kg/(m^3·d);缺氧区脱氮负荷为 0.334kg/(m^3·d).而同厂活性污泥系统在该阶段核算硝化及脱氮负荷分别仅为 0.023,0.027kg/(m^3·d).

从污染物去除情况看,NH_4^+-N 的去除虽主要发生于好氧区,但不同分级设置下执行的功能并不一致,稳定运行 I 期,O1~O3 硝化贡献率分别为 31.51%、45.00%、25.34%,至稳定运行 II 期,贡献率分别为 40.01%、42.40%、18.58%.好氧区 O1 在接受缺氧区出水穿透的 COD 基础上,硝化效果受到抑制,导致其实际功能兼具去碳和硝化.该现象与北方某污水厂采用多级分段纯膜 MBBR 系统进行市政污水脱氮时得到的结论一致[12].此外,O1 的硝化效果与 COD 穿透量呈负相关,COD 穿透下降时,其对应的硝化贡献也随之上升.O2 在不同阶段均起主要硝化效果,其功能主要在于削减 NH_4^+-N 负荷;O3 则起到保障出水 NH_4^+-N 稳定达标的作用,其硝化贡献与 O3 进水水质正向相关,强化了系统的抗冲击能力.对比北方某污水厂多级分段纯膜 MBBR 系统,其在好氧区设置 4 级工艺的基础上,实际应用效果显示 O3 出水氨氮已降至 2mg/L 之下[12].可见对于纯膜 MBBR 工艺好氧区的设计,设置 3 级工艺即可满足硝化需求.TN 的去除主要发生于缺氧区,对比北方某污水厂多级分段纯膜 MBBR 系统,其在缺氧区设置 3 级工艺.该项目在水温更低的基础上缺氧区仅采用单级工艺,仍可实现 TN 的高效去除,可见纯膜 MBBR 系统缺氧区对于分级的需求较好氧区更低.另外,结合缺氧区 COD 去除效果,核算纯膜 MBBR 系统脱氮所需 C/N 分别为 5.13、5.22,与北方某污水厂多级分段纯膜 MBBR 系统缺氧区脱氮所需 C/N 一致.

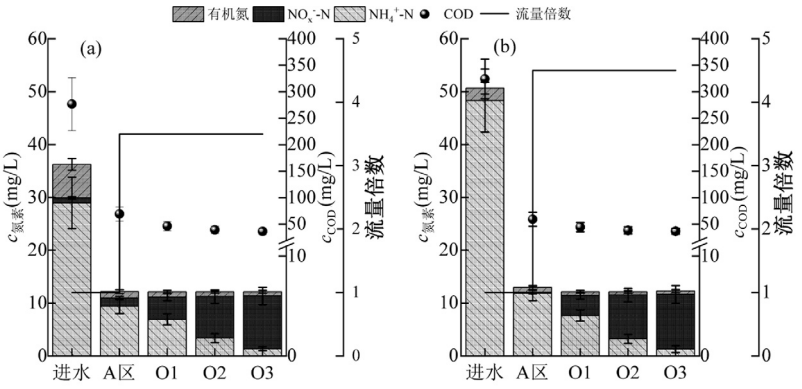


图 5　中试稳定运行期沿程污染物去除效果

Fig.5　The removal effect of pollutants along the route during the stable operation period of the pilot test

(a)稳定运行 I 期;(b)稳定运行 II 期

由图 5 可知,中试好氧区在回流硝化液稀释后,O1 实际进水氨氮仅为 15mg/L 以下.为验证纯膜 MBBR 系统脱氮潜力,模拟污水厂受到进水水质升高冲击,于稳定运行 II 期结束后对本项目悬浮载体进行了高基质下硝化及反硝化性能小试.小试期间水温在 5℃左右.硝化小试进水氨氮 30mg/L 左右,试验期间控制系统 DO8~9mg/L,好氧区 O1~O3 系统氨氮变化如图 6(a)所示,结果显示各系统在整个试验期间氨氮下降均较为均匀.以整个小试时间为节点,核算 O1、O2 与 O3 的硝化负荷分别为 0.135,0.137 与 0.062kg/(m^3·d),整体硝化负荷可达 0.111kg/(m^3·d),污水厂活性污泥硝化负荷则仅为 0.025kg/(m^3·d),生物膜硝化负荷达到活性污泥的 4.45 倍.反硝化小试结果如图 6(b)所示,进水硝氮 35mg/L 左右,在试验期间 NO_3^--N 下降均较为均匀,以整个小试时间为节点,核算 A 区载体的反硝化负荷为 0.38kg/(m^3·d),污水厂活性污泥反硝化负荷为 0.030kg/(m^3·d),生物膜反硝化容积负荷达到活性污泥的 12.67 倍.

针对硝化,低温高基质条件下,纯膜 MBBR 好氧各级硝化负荷较沿程稳定运行 II 期分别提升 29.81%,23.42%,26.53%,好氧区整体硝化负荷提升 26.14%,中试系统仍具有较大的硝化潜力,但活性污泥系统在实际硝化负荷较低的基础上仅提升 8.70%.核算当处理水量和出水水质均维持不变的基础上,中试承担的进水 NH_4^+-N 最高可达 60mg/L,较设计进水 NH_4^+-N 提升 50%.针对脱氮,缺氧区反硝化负荷较沿程稳定运行 II 期提升了 13.77%.核算当现有处理水量 7.92m^3/d 与出水水质不变,中试承担进水 TN 最高可达 78mg/L,较设计进水 TN 提高 56%.但活性污泥系统在实际脱氮负荷较低的基础上仅提升 11.11%.

纯膜 MBBR 工艺各功能区实际作用方面,硝化设置三级工艺,O1 兼具脱氮和高 COD、毒性物质等抑制因素消除作用,为 O2 高效硝化效果的发挥提供条件,O3 的设置强化了系统抗冲击能力,保证出水水质稳定达标.纯膜 MBBR 反硝化脱氮对于分级需求较硝化更低,可采用单级工艺.纯膜 MBBR 脱氮潜力方面,5℃水温下,当面临进水水质冲击时,好氧区 DO 从中试运行时的 6~7mg/L 提升至 8~9mg/L 强化传质传氧,可进一步提高系统硝化负荷 25%以上,同时带动脱氮能力提升 10%以上.而活性污泥结构松散,正常运行下并不存在明显传质传氧阻力,因此抵抗冲击效果并不明显.

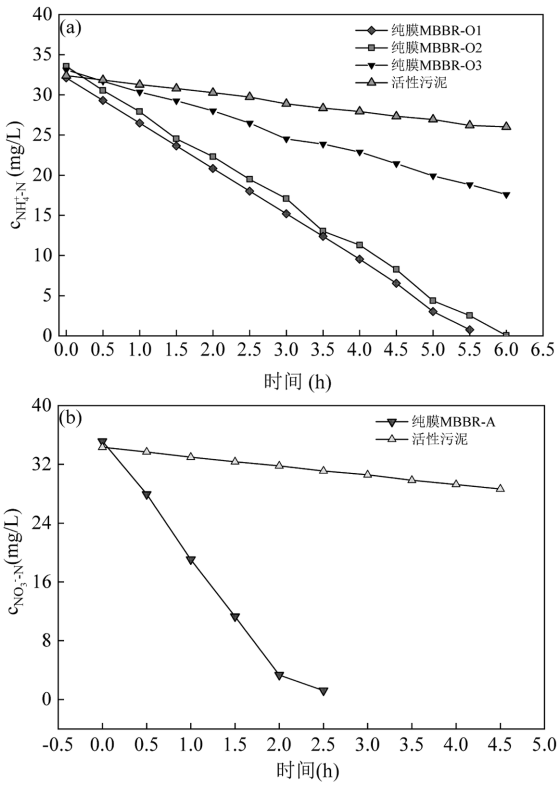


图 6 硝化及反硝化小试结果

Fig.6 Results of nitrification and denitrification small-scale experiments

(a)小试 NH_4^+-N 浓度变化;(b)小试 NO_3^--N 浓度变化

2.3 纯膜 MBBR 菌群结构分析

对 MBBR 生物膜及同厂活性污泥进行了微观分析,以稳定运行 I 期和 II 期结束后的生物膜和活性污泥样品进行 16SrDNA 扩增子高通量测序,分析两者菌群组成差异,并同步以稳定运行 II 期的生物膜和活性污泥进行扫描电镜(Scanning Electron Microscope,SEM)实验,观察两者菌群形态差异.

高通量测序结果中对微生物属水平组成进行分析,如图 7~图 8 所示.稳定运行 I 期和 II 期纯膜 MBBR 缺氧区反硝化菌群为图 7 中标有斜线部分,以 *Simplicispira*、*Flavobacterium* 与 *Dechloromonas* 等为主,合计相对丰度分别可达 36.81%、42.19%,同期活性污泥系统则分别为 21.64%、13.66%.

在反硝化菌富集能力上,稳定运行 I 期和 II 期,生物膜反硝化菌相对丰度分别达到同厂活性污泥的 1.70 和 3.09 倍.稳定运行 II 期虽然水温下降至 5℃左右,但生物膜系统的反硝化菌群相对丰度并没

有下降,反而随进水负荷升高而升高,但活性污泥系统在水温下降后反硝化菌相对丰度出现了明显下降.在优势菌组成上,*Simplicispira* 在稳定运行 I 期和 II 期相对丰度分别为 12.25%和 14.83%,其可参与生物膜的形成,有助于提高反硝化系统的稳定性和效率[16-17],此外,研究发现该菌属对玉米芯、丝瓜络等为主的难降解纤维素类碳源具有较为明显的倾向性[18],推测该项目进水可能存在类似难降解有机物.*Flavobacterium* 属于拟杆菌门,其在稳定运行 I 期和 II 期相对丰度分别为 12.27%和 14.83%,刘超等[19]在进行 9℃下 MBBR 系统微生物群落特征研究时发现其在生物膜中相对丰度可达 15.19%,成为系统中优势反硝化菌属.Dong 等[20]发现该菌属在低温环境下具备优异的脱氮能力,且对低温的适应能力显著强于其他菌群;*Dechloromonas* 作为一种具备反硝化除磷功能的可培养菌,在稳定运行 I 期和 II 期相对丰度分别为 4.33%和 5.09%,该菌属可利用挥发性脂肪酸 VFAs 作为可用底物进行除磷代谢[21].在 10℃的改良 SBBR 脱氮除磷系统中该菌属也成为优势脱氮菌属,且水温降低可明显提升该菌属相对丰度,可见其对低温具有较好的适应能力[22].

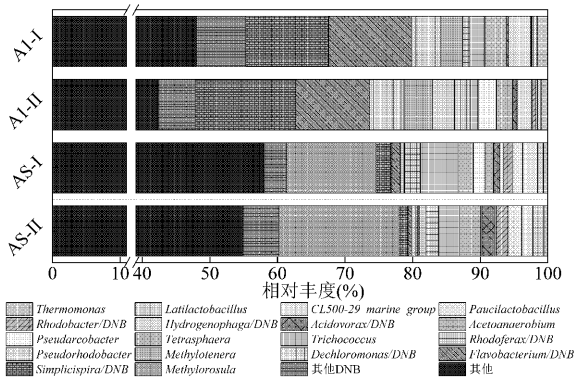


图 7　纯膜中试及活性污泥缺氧区属水平优势物种组成

Fig.7　Composition of dominant species in anoxic zone of pure MBBR biofilmt and activated sludge

针对好氧区微生物,纯膜 MBBR 与活性污泥系统中硝化功能菌为图 8 中标有斜线部分,在丰富度上较反硝化菌群明显降低,主要是 *Nitrospira* 和 *Nitrosomonas* 两种,但在富集效率上差异较大,纯膜 MBBR 系统在稳定运行 I 期硝化菌平均相对丰度为 6.65%,其中 O1~O3 生物膜中硝化菌相对丰度分别为 6.19%、8.47%、5.28%,至稳定运行 II 期硝化菌平均相对丰度升至 7.22%,O1~O3 生物膜中硝化菌相对丰度则分别为 6.36%、9.62%、5.69%,同期活性污泥系统中硝化菌相对丰度仅为 2.53%和 1.87%.

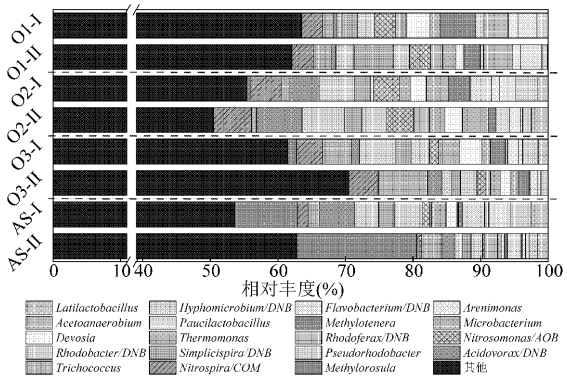


图 8　纯膜 MBBR 中试及活性污泥好氧区属水平优势物种组成

Fig.8　Composition of dominant species in oxygen zone of pure MBBR biofilmt and activated sludge

在硝化菌富集能力上,生物膜对于硝化菌的富集效率在稳定运行 I 期和 II 期分别达到同厂活性污泥的 2.63 和 3.86 倍.同反硝化类似,生物膜在稳定运行 II 期更低水温下硝化菌相对丰度变化不大,但活性污泥系统明显下降,低温对活性污泥硝化性能的影响更大;在硝化菌组成上,生物膜和活性污泥系统中均以 *Nitrosomonas* 与 *Nitrospira* 为主,其中 *Nitrosomonas* 稳定运行 I 期在纯膜 MBBR 生物膜 O1~O3 中相对丰度分别为 3.11%,3.88%,1.39%,至稳定运行 II 期则分别为 3.09%,4.03%,1.34%,而 *Nitrospira* 稳定运行 I 期相对丰度为 3.08%,4.59%、3.89%,至稳定运行 II 期分别为 3.27%,5.59%,4.35%;在硝化菌相对丰度上,纯膜 MBBR 系统中呈现 O2>O1>O3,与实际处理负荷一致,且相对丰度与常温水质下纯膜 MBBR 系统差异不大,即低温并未显著影响生物膜对硝化菌的富集效率.在硝化菌组成上,*Nitrosomonas* 属于氨氧化菌(AOB),能够将氨氮氧化成亚硝酸盐,有研究指出其对于低温有着良好的适应性,且其相对丰度在 3~8℃低温环境中有显著提升[23].*Nitrospira* 是一种亚硝酸盐氧化菌(NOB),能够将亚硝酸盐氧化为硝酸盐,研究发现,当 MBBR 系统水温由 15℃降至 10℃后,其拷贝数提升了 2.75 倍,暗示其对于低温也有着较强的倾向性[24].另外,有研究认为该菌属是 Comammox 的一个从属菌属,其携

带 AOB 与 NOB 同源基因组,具备直接将氨氮氧化为硝酸盐氮的能力[25],因此可不依附于亚硝酸盐氧化菌而独立存在于硝化系统中.根据已有研究,纯膜 MBBR 系统中硝化菌主要以 *Nitrospira* 为主,占比可达 70%以上,而本项目在进水水质差异不大基础上,*Nitrosomonas* 占比得到较大提升,可能与低温下硝化反应机理发生变化有关.即常温环境下生物膜以 *Nitrospira* 全程硝化为主,而在低温环境下则以 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 协同完成.Yung-Hsien Shao 等[26]的研究发现在生物膜环境中,*Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 可以形成稳定的微生物群落,相互促进生长和代谢,协同完成硝化过程.

稳定运行 II 期扫描电镜(SEM)结果如图 9 所示,活性污泥絮体颗粒大小不均(50~200μm),形态以松散絮状为主,紧密程度较低,表面可见少量游离细菌(约占总菌量 10%),菌胶团结构松散.相比之下,纯膜 MBBR 好氧区生物膜中丝状菌体积占比达 40%~ 50%,通过交织形成网状骨架结构,短杆菌和球菌较多且嵌于丝状菌网络中,形成致密共生体系;缺氧区丝状菌体积占比降至 10%,短杆菌和球菌呈分散分布,菌群密度相对稀疏.纯膜 MBBR 好氧区丝状菌的高丰度增强了生物膜结构稳定性,且硝化反硝化本身为放热反应,活性污泥松散的结构并不利于保温,而纯膜 MBBR 生物膜致密的结构及相对复杂的生物相在一定程度上提供了一定的保温性能,从而使其抗低温能力更强;此外,纯膜 MBBR 生物膜表层观察到少量轮虫和线虫,推测其对有机负荷波动具有缓冲作用;活性污泥系统中微型动物未见显著优势种群,仅零星分布于絮体间隙.

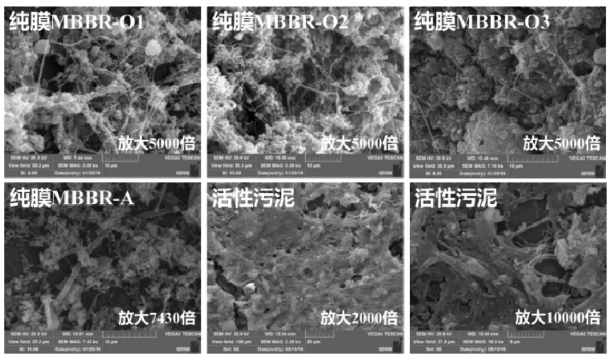


图 9 纯膜 MBBR 系统与活性污泥生物相 SEM 照片

Fig.9 SEM images of pure MBBR biofilm and activated sludge

纯膜 MBBR 抗低温,一方面源于生物膜强化了脱氮功能菌,特别是 *Flavobacterium* 与 *Dechloromonas* 等耐低温脱氮菌的富集能力,另一方面则源于生物膜致密的结构和复杂的生物相,为生物膜保温性能提供了支撑.

2.4 生物膜负荷影响因素分析

纯膜 MBBR 系统生物膜表观及生物膜厚度测定结果如图 10 所示,在生物膜颜色上,缺氧区载体生物膜颜色呈现棕黄色,好氧区生物膜颜色呈现深棕色,在生物膜厚度上,缺氧区生物膜厚度(260±119)μm,介于好氧区 O1 和 O2 之间,好氧功能区生物膜厚度自 O1 的(288±111)μm 逐渐降至 O3 的(172±130)μm.

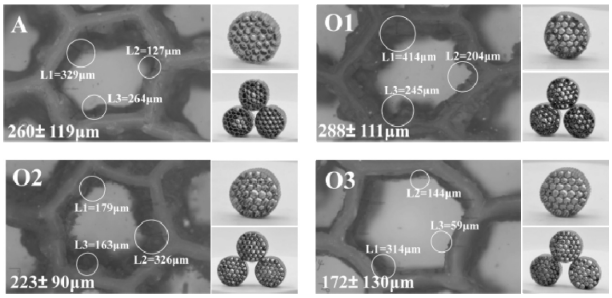


图 10 纯膜 MBBR 系统不同功能区生物膜厚度

Fig.10 Biofilm thickness in different functional areas of pure MBBR system

如表 3 所示,纯膜 MBBR 系统缺氧生物膜表面生物量达到 12.25g/m^2,以表面生物量、载体填充率及生物膜有效比表面积三者乘积核算 MLSS 为 4900mg/L,略高于污水厂活性污泥系统,但由于生物膜 VSS 占比更高,核算纯膜 MBBR 缺氧区 MLVSS 可达 3724mg/L,为活性污泥系统的 1.52 倍;以 MLVSS 与功能菌相对丰度乘积核算其功能菌绝对生物量为 1571.16mg/L,达到活性污泥系统的 4.68 倍.

如表 4 所示,纯膜 MBBR 系统好氧生物膜表面生物量达到 8.26~16.33g/m^2,且自一级至三级逐渐递减,结合填充率及生物膜有效比表面积核算 MLSS 为 2643.20~5225.60mg/L,其中好氧一级 MLSS 高于污水厂活性污泥系统,结合生物膜 VSS 占比核算纯膜 MBBR 好氧区 MLVSS 可达 2246.72~4128.22mg/L,自 O1 至 O3 分别达到活性污泥系统的 1.68、1.32、0.91 倍;结合功能菌相对丰度核算后,其功能菌绝对生物量为 172.00~262.56mg/L,自 O1 至 O3 分别达到

活性污泥系统的 5.72、6.80、2.77 倍.

表 3　缺氧区生物膜生物量及最大污染物去除负荷

Table 3　Biomass and maximum pollutant removal load of biofilm in anoxic　Zone

功能区	A	AS
功能菌相对丰度(%)	42.19	13.66
生物膜表面生物量(g/m^2)	12.25	–
MLSS(mg/L)	4900	4635
MLVSS(mg/L)	3724	2456.55
功能菌绝对生物量(mg/L)	1571.16	335.564
生物膜厚度(μm)	260.00	–
最大污染物去除负荷($kg/(m^3·d)$)	0.38	0.03

表 4　好氧区生物膜生物量及最大污染物去除负荷

Table 4　Biomass and maximum pollutant removal load of biofilm in oxygen zone

功能区	O1	O2	O3	AS
功能菌相对丰度(%)	6.36	9.62	5.69	1.87
生物膜表面生物量(g/m^2)	18.33	12.03	8.66	–
MLSS(mg/L)	5865.60	3849.60	2771.20	4635.00
MLVSS(mg/L)	4633.82	3195.17	2355.52	2456.55
功能菌绝对生物量(mg/L)	294.71	307.38	134.03	45.94
生物膜厚度(μm)	288.00	223.00	172.00	–
最大污染物去除负荷($kg/(m^3·d)$)	0.135	0.137	0.062	0.025

对好氧不同功能区功能菌相对丰度、生物膜表面生物量、生物膜厚度、功能菌绝对生物量和最大污染物去除负荷等参数进行了主成分分析(PCA),此外,为验证纯膜 MBBR 和同厂活性污泥污染物去除负荷差异的本质原因,对纯膜 MBBR 和活性污泥系统功能菌相对丰度、功能菌绝对生物量和最大污染物去除负荷进行了 PCA 分析.如图 11 所示,无论从纯膜 MBBR 不同功能区看还是和活性污泥系统的对比看,最大污染物负荷与功能菌绝对生物量、功能菌相对丰度和生物膜表面生物量均具备一定的正相关关系,但正相关性最强的为功能菌绝对生物量.

可见,对于纯膜 MBBR 工艺,单纯的提高生物量并不是直接提升污染物去除负荷的核心条件,首先,生物膜中生物量不仅仅代表功能菌,其他非功能微生物也占据了生物量中较大比重,因此单纯以生物量评判生物膜污染物去除负荷并不严谨;其次,对于尺寸一定的悬浮载体,生物量增大意味着生物膜增厚,增大了传质难度;生物膜增厚,一方面影响传质,另一方面,降低了有效比表面积.有效比表面积的降低,直接影响了传质,进而影响处理负荷;纯膜 MBBR 处理负荷的限制性因素是功能菌绝对生物量,进一步的则是功能菌相对丰度、有效比表面积和传质,单纯增大生物量意义不大,关键在于控制生物膜在适宜厚度、合适生物量基础上提升功能菌的相对丰度.

本项目采用纯膜 MBBR 处理四川地区长周期超低温污水,缺氧区设置单级工艺,好氧区设计 3 级工艺,好氧区一级主要发挥抑制因素消除与初步硝化功能,其为后续好氧区消除了有机物抑制;好氧区二级主要作为硝化主体,硝化效果最好;好氧区三级硝化效果最低,其设置主要为应对水质冲击及保障出水水质稳定达标.生物膜抗低温性能的增强,一方面源于生物膜强化了脱氮功能菌的富集能力,比如 *Flavobacterium* 与 *Dechloromonas* 等耐低温脱氮菌;另一方面则源于生物膜致密的结构和复杂的生物相,为生物膜保温性能提供了支撑.纯膜 MBBR 处理负荷,则同步受功能菌强化富集和较高的有效生物量影响.

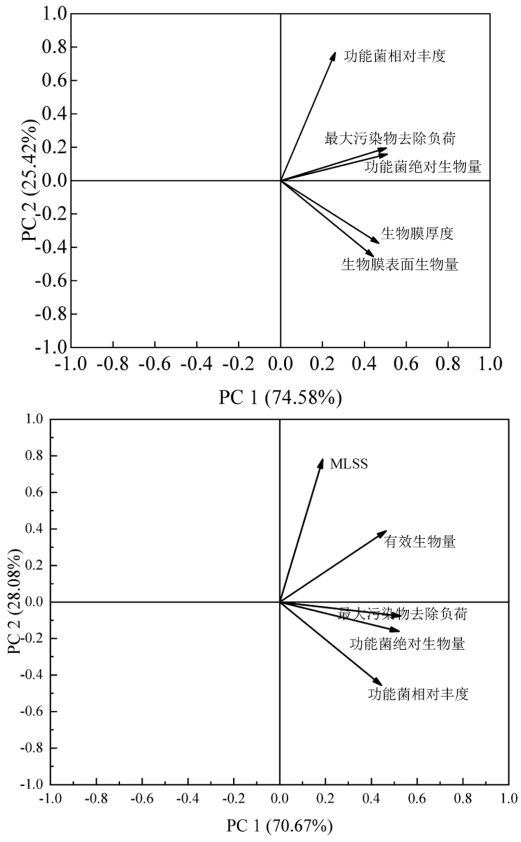


图 11　污染物去除负荷影响因素主成分分析

Fig.11　PCA analysis of factors affecting pollutant removal load

(a)纯膜 MBBR 系统好氧不同功能区;(b)纯膜 MBBR 与活性污泥系统

3 结论

3.1 启动及运行效果方面,在(6.14±1.06)℃水温下,纯膜 MBBR 系统 25d 完成启动,停机 1 个月后仅需 14d 即可恢复处理能力.在长达 245d 的运行中水温(5.45±1.29℃),纯膜 MBBR 水力停留时间仅为同厂活性污泥法 20%基础上,COD、氨氮和总氮去除率分别稳定在 85%,92%和 75%以上.

3.2 在功能分区与脱氮机制优化方面,MBBR 好氧区一级实现 COD 抑制物去除与初步硝化,二级区为主力硝化区,三级区保障出水稳定;在脱氮潜力上,5℃水温下,当面临进水水质冲击时,好氧区提高 DO 强化传质传氧,可进一步提高系统硝化负荷 25%以上,同时带动脱氮能力提升 10%以上.

3.3 在抗低温与工程设计建议方面,一方面源于生物膜强化了脱氮功能菌,特别是 *Flavobacterium* 与 *Dechloromonas* 等耐低温脱氮菌的富集能力,另一方面则源于生物膜致密的结构和复杂的生物相,为生物膜保温性能提供了支撑.纯膜 MBBR 设计,需同步考虑功能菌强化富集和较高的有效生物量,从而使其具备更高的处理负荷.

参考文献:

[1] 吴 迪,陈黎明,杨忠启,等.MBBR 用于西南某污水厂准Ⅳ提标改造冬季脱氮性能研究 [J]. 环境工程学报, 2024,18(12):3652-3662.
Wu D, Chen L M, Yang Z Q, et al. Research on the denitrification performance in winter of MBBR used for the standard Ⅳ upgrading and renovation of a WWTP in Southwest China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024,18(12):3652-3662.

[2] Fan N S, Qi R, Huang B C, et al. Factors influencing Candidatus Microthrix parvicella growth and specific filamentous bulking control: a review [J]. Chemosphere, 244(2020):125371.

[3] 杨文焕,唐若凯,肖作义,等.多级 MBBR 与 A2O 工艺处理低 C/N 生活污水对比分析 [J]. 环境科学与技术, 2017,40(9):131-135.
Yang W H, Tang R K, Xiao Z Y, et al. Comparative analysis of multi-level MBBR process and A2/O process treating low c/n ratio domestic wastewater [J]. Environmental Science & Technology, 2017,40(9):131-135.

[4] Todd K I. MBBR nitrification: Investigation of dissolved oxygen limitation to enhance ammonia removal at cold temperatures [D]. Winnipeg: The University of Manitoba, 2021.

[5] 李志伟,赵治东,祁学玲,等.MBBR 在西藏某污水厂低温环境的应用效果分析 [J]. 工业水处理, 2023,43(8):185-192.
Li Z W, Zhao Y D, Qi X L, et al. Application analysis of MBBR in a wastewater treatment plant of Tibet with low temperature [J]. Industrial Water Treatment, 2023,43(8):185-192.

[6] 周家中,韩文杰,吴 迪,等.MBBR 泥膜复合系统泥膜竞争关系的影响因素 [J]. 中国环境科学, 2020,40(11):4735-4743.
Zhou J Z, Han W J, Wu D, et al. Factors influencing the competition between activated sludge and biofilm in hybrid MBBR nitrification system [J]. China Environmental Science, 2020,40(11):4735-4743.

[7] 赫俊国,江伟勋,何卓义,等.IFAS 工艺处理南方低碳源污水的泥膜微生物互作规律分析 [J]. 环境科学, 2022,43(9):4736-4747.
He J G, Jiang W X, He Z Y, et al. Analysis of microbial interaction law of mud membrane in IFAS process for treating low carbon source sewage in south China [J]. Environmental Science, 2022,43(9):4736-4747.

[8] 陈祥瑞,杜强强,韩文杰,等.基于纯膜 MBBR 的紧凑型污水处理 BFM 中试基质转化特性 [J]. 环境工程学报, 2021,15(11):3741-3756.
Chen X R, Du Q Q, Han W J, et al. Pilot test on the treatment of medium-concentration domestic sewage innorthern China by BFM process based on pure MBBR [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021,15(11):3741-3756.

[9] Li Z, Chen H, Zhang J, et al. Combined application analysis of MBBR and magnetic coagulation process in a full-scale project [J]. Journal of Water Process Engineering, 2022,49:102955.

[10] 周家中,韩文杰,宋平周,等.华北某集约型污水厂 BFM 工艺设计与运行分析 [J]. 中国给水排水, 2023,39(18):126-132.
Zho J Z, Han W J, Song P Z, et al. BFM process design and operation analysis of an intensive WWTP in north China [J]. China Water & Wastewater, 2023,39(18):126-132.

[11] 高彦博,杨忠启,周家中,等.BFM 装配式用于占地受限型污水处理工程设计 [J]. 中国给水排水, 2023,39(2):46-51.
Gao Y B, Yang Z Q, Zhou J Z, et al. Application of BFM fabricated structure in the design of land limited wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2023,39(2):46-51.

[12] 韩文杰,徐康康,杨忠启,等.多级多段纯膜 MBBR 工艺的脱氮稳定性与微生物菌落结构分析 [J]. 环境工程学报, 2023,17(9):3066-3078.
Han W J, Xu K K, Yang Z Q, et al. Analysis of denitrification stability and microbial structure in multi-stage pure MBBR process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023,17(9):3066-3078.

[13] 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 W J, Wu D, Zhou J Z, 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.

[14] 张晓飞,戴海平,孙 磊,等.低温下多级 AO-MBR 工艺处理市政污水中试研究 [J]. 水处理技术, 2017,43(3):73-77.
Zhang X F, Dai H P, Sun L, et al. Pilot-scale study on the MAO-MBR process treatment of municipal wastewater at low temperature [J]. Technology of Water Treatment, 2017,43(3):73-77.

[15] 黄殿男,李 杰,由 昆,等.硅藻土强化闲置污泥再启动处理大蒜废水试验研究 [J]. 水处理技术, 2023,49(2):128-31,38.
Huang D N, Li J, You K, et al. Experimental study on garlic wastewater treatment with diatomite enhanced idle sludge restart [J]. Technology of Water Treatment, 2023,49(2):128-31,38.

[16] Peng C, Gao Y, Fan X, et al. Enhanced biofilm formation and

denitrification in biofilters for advanced nitrogen removal by rhamnolipid addition [J]. Bioresource Technology, 2019,287:121387.

[17] Zhang X, Miao Y, Yu D, et al. Culturing partial denitrification biofilm in side stream incubator with ordinary activated sludge as inoculum: one step closer to mainstream Anammox upgrade [J]. Bioresource Technology, 2022,347:126679.

[18] 高书伟,张　凯,李志斐,等.以丝瓜络为碳源的固相反硝化系统性能 [J]. 水产学报, 2024,48(2):164−177.
Gao S W, Zhang K, Li Z F, et al. Solid phase denitrification system performance using loofah sponge as carbon source [J]. Journal of Fisheries of China, 2024,48(2):164−177.

[19] 刘　超,李　奇,宋子洋,等.低温下磁性载体 MBBR 系统微生物群落特征和功能预测分析 [J]. 环境科学, 2023,44(2):889−899.
Liu C, Li Q, Song Z Y, et al. Analysis of microbial community characteristics and function prediction of MBBR with magnetic biocarriers at low temperature [J]. Environmental Science, 2023, 44(2):889−899.

[20] Dong X, He Y, Peng X, et al. Triclosan in contact with activated sludge and its impact on phosphate removal and microbial community [J]. Bioresource Technology, 2020,319(7):124134.

[21] 余　芬,韩　芸,周梦雨,等.污泥热水解滤液作为外碳源对生物脱氮系统性能和微生物群落结构的影响 [J]. 环境工程学报, 2024, 18(10):2889−2898.
Yu F, Han Y, Zhou M Y, et al. Effect of thermal hydrolyzed sludge filtrate as an external carbon source on the performance and microbial community structure of a biological nitrogen removal system [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2024,18(10):2889−2898.

[22] 徐凤英,樊科峰,周　炯,等.低温下改良 SBBR 脱氮除磷效能及微生物种群研究 [J]. 中国给水排水, 2022,38(9):82−87.
Xu F Y, Fan K F, Zhou J, et al. Nitrogen and phosphorous removal performance and microbial community of modified SBBR at low temperature [J]. China Water & Wastewater, 2022,38(9):82−87.

[23] Tang T, Zhao Z, Wang Y, et al. Internal mechanism of microbial nitrogen removal under prolonged low−temperature stress: A focus on microbial communities, metabolic pathways, and microbial function [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,500:157522.

[24] 李　韧,于莉芳,张兴秀,等.硝化生物膜系统对低温的适应特性:MBBR 和 IFAS [J]. 环境科学, 2020,41(8):3691−8.
Li R, Yu L F, Zhang X X, et al. Adaptability of nitrifying biofilm systems to low temperature: MBBR and IFAS [J]. Environmental Science, 2020,41(8):3691−8.

[25] 郝晓地,杨振理,于文波,等.污水处理过程 N_2O 排放:过程机制与控制策略 [J]. 环境科学, 2023,44(2):1163−1173.
Hao X D, Yang Z L, Yu W B, et al. N_2O emission from the processes of wastewater treatment: mechanisms and control strategies [J]. Environmental Science, 2023,44(2):1163−1173.

[26] Shao Y H, Wu J H, Chen H W. Comammox Nitrospira cooperate with anammox bacteria in a partial nitritation-anammox membrane bioreactor treating low−strength ammonium wastewater at high loadings [J]. Water Research, 2024,257:121698.

作者简介：韩文杰(1990−),男,山东青岛人,正高级工程师,硕士,主要研究方向为污水生物脱氮技术及生物质降解.发表论文 30 余篇. hanwenjie1003@163.com.