

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.21.013

MBBR技术在污水处理厂中的应用及运行效果分析

韦世凡¹, 田茂佳¹, 刘亚东¹, 王攀¹, 廖辰晨², 李海翔²,
王敦球², 董堃²

(1. 华瀚工程设计有限公司, 贵州 贵阳 550025; 2. 桂林理工大学 环境科学与工程学院,
广西 桂林 541006)

摘要: 贵州茅台镇第二污水处理厂采用A²OAO工艺,在好氧区投加悬浮载体填料(即MBBR填料),解决了传统工艺抗冲击负荷能力差及出水水质不稳定的难题。通过悬浮生物载体强化泥膜协同作用,在高冲击负荷条件下系统仍实现了稳定的高效脱氮除磷与有机物降解效果,出水COD、BOD₅、NH₃-N、TN、TP均值分别为19.12、3.44、0.18、4.23、0.13 mg/L, TN达到一级A标准,其他指标稳定达到地表水Ⅳ类标准。MBBR区微生物群落分析显示,生物膜相富集硝化菌(*Nitrospira*的相对丰度为11.10%),活性污泥相主导反硝化菌(*Thermomonas*等合计丰度为43.47%),功能基因(如*narG*、*nirK*)的高表达支撑了碳氮磷代谢网络的高效协同。该工艺抗冲击负荷能力强, COD达1 000 mg/L时仍能稳定运行,且生化段平均电耗为0.359 kW·h/m³。该项目的成功实施及稳定运行为高标准污水处理厂建设提供了示范案例。

关键词: MBBR; 污水处理厂; 微生物群落; 脱氮除磷; 悬浮生物载体

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)21-0088-08

Application and Operational Effectiveness Analysis of MBBR Technology in Wastewater Treatment Plants

WEI Shi-fan¹, TIAN Mao-jia¹, LIU Ya-dong¹, WANG Pan¹, LIAO Chen-chen²,
LI Hai-xiang², WANG Dun-qiu², DONG Kun²

(1. Huahan Engineering Design Co. Ltd., Guiyang 550025, China; 2. College of Environmental
Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China)

Abstract: The Second Wastewater Treatment Plant in Maotai Town adopts the A²OAO process and suspended carrier filler (MBBR filler) is added in the aerobic zone, which solves the problems of poor impact load resistance of the traditional process and unstable effluent quality. By enhancing the synergistic effect of suspended biological carriers, the system achieved stable and efficient nitrogen and phosphorus removal, as well as organic matter degradation under high impact load conditions. The average concentration of COD, BOD₅, NH₃-N, TN, and TP in the effluent were 19.12 mg/L, 3.44 mg/L, 0.18 mg/L, 4.23 mg/L, and 0.13 mg/L, respectively, which reached class Ⅳ standard of surface water (TN reached the first level A standard). Microbial community analysis in the MBBR area showed that the

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52260023); 广西重点研发计划项目(桂科AB24010118); 广西自然科学基金资助项目(2025GXNSFDA069043、2025GXNSFBA069116); 广西环境污染控制理论与技术重点实验室研究基金资助项目(桂科能2301Z003); 广西水体修复新材料与设备人才小高地项目

通信作者: 董堃 E-mail: 2020005@glut.edu.cn

biofilm phase enriched nitrifying bacteria (*Nitrospira*, 11.10%), while the activated sludge phase dominated denitrifying bacteria (such as *Thermomonas*, 43.47%). The high expression of functional genes (such as *narG*, *nirK*) supported the efficient synergy of carbon, nitrogen, and phosphorus metabolism networks. The process has strong resistance to impact loads and can still operate stably when COD fluctuates up to 1 000 mg/L. The average power consumption of the biochemical section is 0.359 kW·h/m³. The successful implementation and stable operation of this project provide a demonstration case for the construction of high standard wastewater treatment plants.

Key words: MBBR; wastewater treatment plant; microbial community; nitrogen and phosphorus removal; suspended biological carrier

随着社会进步和公众环境意识的提升,人们对水环境质量的关注和要求越来越高,污水处理厂排放标准也越来越严格。在“双碳”战略目标的政策导向下,污水处理厂工艺应具备应对复杂进水水质(特别是混合污水)的工艺弹性,需综合考虑进水水质特征、工艺参数优化、能耗碳排控制等关键要素,合理选择工艺路线。这在一定程度上促使我国水污染控制正逐步从“达标排放”向“水质改善”转变^[1-2]。以贵州省为例,为加强赤水河环境的保护,保障当地名优白酒的生产环境安全,贵州省持续强化对赤水河流域生态保护,颁布了《贵州省赤水河流域保护条例》,要求新建污水处理厂采用更为严格的排放标准。以贵州茅台镇第二污水处理厂建设项目为例,介绍悬浮载体 MBBR 技术用于高标准污水处理厂的工程实践情况,为出水水质执行地表水Ⅳ类标准的相关工程提供参考。

1 项目概况

茅台镇现状污水处理厂的设计规模为 1×10⁴ m³/d,出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准,早期建设受占地面积的影响,采用了“一体化氧化沟+纤维滤布滤池”工艺,但随着城区污水收集管网逐步完善和人口逐渐增多,存在处理能力无法满足需求、雨季超负荷运行、污水溢流风险及环境污染隐患等突出问题。根据污水量预测,2030年茅台镇污水总量将接近 2×10⁴ m³/d,由于现状污水处理厂厂区及周边建设用地有限,故另选址新建第二污水处理厂。

2 工程设计

2.1 设计进出水水质

茅台镇第二污水处理厂设计规模为 1×10⁴ m³/d,进水以生活污水为主,掺混少量酿酒工业废水,

具有水量波动显著、水质成分复杂的特点。污水处理厂尾水就近排入自然水体作为河道景观补水,出水 TN 执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准,COD、BOD₅、TP、NH₃-N 等需达到《地表水环境质量标准》的Ⅳ类标准^[3]。新建污水处理厂需要统筹进水 COD、BOD₅、氮、磷污染物浓度波动较大且出水标准提升两个方面,改造前后的设计进、出水水质如表 1 所示。

表1 现状及新建污水处理厂设计进、出水水质

Tab.1 Design influent and effluent water quality

mg·L⁻¹

项目		COD	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	TN	TP
现状厂	进水	400	200	200	20	40	25
	出水	50	10	10	5	15	0.5
新建厂	进水	500	200	220	40	60	50
	出水	30	6	10	1.5	15	0.3

2.2 建设思路

2.2.1 项目难点

该项目进水主要为生活污水,可生化性较好,但掺杂了部分酿酒工业废水,其排放量和水质均无规律可循,导致进水水质波动较大,冲击负荷较强。同时,项目建设场地有限,这些条件对保证高标准出水水质提出了挑战。

2.2.2 生物池工艺选择

传统 AAO 工艺的内回流反硝化存在局限性:提高总氮去除率需增大回流比,但过高的回流比会引入溶解氧而破坏缺氧环境,抑制反硝化菌活性并导致碳源浪费。为满足项目更高的脱氮要求,考虑增设后置反硝化工艺。相比传统 AAO-AO 工艺存在的池容需求大、系统复杂等问题,该项目最终选用 MBBR 工艺,其具有容积负荷高、节约占地、可同步

强化脱氮除磷等优势^[4-5]。为确保出水水质达标,MBBR工艺采用密度接近水、轻微搅拌下易随水自由运动的悬浮载体,具有有效比表面积大、适合微生物附着生长等特点^[6]。MBBR工艺流程见图1。



图1 MBBR工艺流程

Fig.1 Flow chart of MBBR process

厌氧区、前置缺氧区、前置好氧区(MBBR)、后置缺氧区、后置好氧区的容积分别为711、2790、3330、654、264 m³,相应的HRT为1.71、6.70、7.99、1.57、0.63 h。MLSS为4 g/L,污泥回流比和硝化液回流比均为100%,好氧区DO为3~5 mg/L,污泥龄为9 d。化学除磷采用30%的FeCl₃,投加量为30 mg/L,拟去除3 mg/L的磷。MBBR区投加SPR-Ⅲ型悬浮填料,直径为(25±0.5) mm,厚为(10±1) mm,有效比表面积为800 m²/m³,空隙率≥90%,挂膜前相对密度为0.94~0.97,挂膜后与水接近,有效生物膜面积为2.54×10⁵ m²(填充率为20%),抗压强度为0.21 N/mm,压缩回弹率为95%,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461—2014)标准^[7]。MBBR悬浮填料通过出口筛网进行截留,以维持高浓度微生物群落,显著增强抗冲击负荷能力,确保水质波动下的稳定处理效能。在好氧区投加悬浮填料形成的生物膜内层为缺氧状态,可有效提升系统脱氮效率,通过增强微生物附着生长,不仅能够缩短好氧段HRT,还能间接补偿缺氧区处理时间的不足,从而整体优化脱氮效果。整个调试过程中均未投加碳源,生化段处理效果好,系统最终出水TN仍可稳定达到一级A排放标准。在特定工况下启用超越管道分流部分MBBR出水,不再经过反硝化深床滤池处理既可保证出水水质,又能降低能耗。

3 运行效果

3.1 处理水量统计

茅台镇第二污水处理厂经调试运行(0~60 d)后进入稳定运行阶段(61~300 d),处理水量及水温的变化如图2所示。系统接种污泥来自茅台镇污水处理厂,接种污泥浓度为3000 mg/L。在调试运行阶段,根据出水情况逐渐提高进水水量,同时对生物

池各部分的运行参数进行严格把控。由于管网来水量不稳定,前10 d处理水量变化较大,平均进水量为7745.70 m³/d。在第10天时,可观察到填料表面已形成明显的生物膜附着现象,载体由初始的乳白色逐渐转变为典型的黄褐色。至第40天,进水量增加至9012 m³/d,此时污泥浓度达到设计值4000 mg/L。在第41~60天,出水TN逐渐稳定在5 mg/L以下,进水量平均为9399 m³/d。其中,第50~60天因进水水泵出现故障导致进水量突然降低,随后恢复到正常状态,第225~240天,进水管道破损爆管、接口脱落导致进水量降低,之后逐渐恢复。

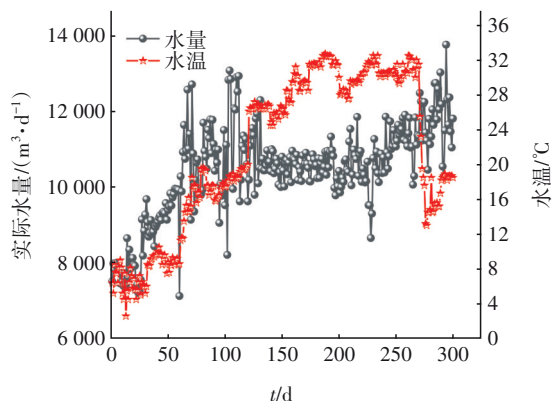


图2 处理水量和水温的变化

Fig.2 Change in water volume and temperature

温度作为关键环境因子,对微生物活性具有重要影响。已有研究证实,当水温<8℃时硝化细菌代谢活性会急剧下降,最终导致系统硝化功能完全丧失^[8]。根据气象监测数据,茅台镇年均气温为17.8℃,夏季最高温度达40℃,低温期主要集中在1月和2月(调试运行阶段)。在2024年1月1日—10月26日(对应于1~300 d)对MBBR池水温进行了监测,在调试期平均水温为6.3℃,微生物群落结构尚未形成稳定体系,特别是在低温环境(日均水温<10℃)下,载体表面的微生物黏附性能显著降低,这直接导致MBBR泥膜系统中生物膜结构松散和局部脱落现象的发生。与此同时,进水水量的剧烈波动(单日变化量最高达2831 m³)使得曝气系统难以实时匹配氧需求;当水温升至25℃以上时(稳定运行阶段的平均水温为24.9℃),水量同步攀升至8000 m³/d以上,表明高温季节用水需求增加与微生物代谢活性增强形成正向耦合。

3.2 有机物去除效果

稳定运行期间,进出水COD、BOD₅平均浓度分

别为831.10、237.51 mg/L和19.12、3.44 mg/L,对应的平均去除率分别为97.7%、98.6%,出水COD、BOD₅可稳定达到地表Ⅳ类水标准。受白酒企业排水的影响,污水处理厂的进水COD浓度明显高于设计值。COD的去除主要在MBBR池内完成,在MBBR池前水解酸化池的作用下,污水的可生化性得到极大改善,为后续的COD去除创造了有利条件,使得系统具有较强的抗COD冲击能力,即使在进水COD波动很大的情况下,仍可以稳定达标。易生物降解有机物首先在缺氧区作为反硝化碳源被快速消耗;随后进入MBBR池,剩余的可降解有机物通过微生物的氧化作用进一步去除,而剩余难降解COD组分主要在后置缺氧区和后置好氧区实现深度降解。这种阶梯式处理模式实现了对不同特性有机物的针对性去除,确保了系统的高效稳定运行。

BOD₅/COD值可用于判断污水的可生化性^[9]。调试运行阶段BOD₅/COD平均值为0.35,稳定运行阶段提高到0.60,可生化性明显提高,其原因前60 d进水主要为酿酒工业废水,含有大量溶解性难降解COD,导致COD高但BOD₅低;后240 d生活污水比例增加,引入更多易降解有机物,BOD₅显著上升,BOD₅/COD值提高。同时,前期预处理(如格栅、调节池)可能未完全去除悬浮物或抑制性物质(如重金属、有毒有机物),导致微生物活性受限,BOD₅值偏低;后期优化预处理后,大分子有机物被分解为小分子可降解物质,BOD₅/COD值提高。MBBR进水BOD₅/COD值的阶段性变化,本质是进水水质可生化性提升与预处理效能强化共同作用的结果。

3.3 脱氮性能

稳定运行期间,进出水NH₃-N平均值分别为18.25和0.18 mg/L,平均去除率为99.0%,在进水水质存在显著波动的条件下,出水NH₃-N浓度仍能稳定达到地表水Ⅳ类标准。MBBR池设计的NH₃-N容积负荷为0.25 kg/(m³·d),投加的悬浮填料为硝化菌提供附着生长表面,同时耐受进水NH₃-N波动,显著提升硝化能力;其次,在生化池的缺氧区发生反硝化作用,反硝化过程进行得比较彻底,使得碳源被充分利用,好氧区无有机负荷的干扰使得硝化菌成为优势菌群,填料的存在使得生物膜微环境能够促进硝化菌富集,提高硝化速率;同时,后置好氧区可以为出水NH₃-N达标提供保障。

稳定运行期间,进出水TN平均浓度分别为

58.46和4.23 mg/L,平均去除率为92.8%,能达到一级A排放标准。新建污水处理厂进水BOD₅/TN均值为7.76,满足《室外排水设计标准》(GB 50014—2021)中宜大于4的要求,有机碳源充足。通过好氧区充分硝化与缺氧区高效反硝化的协同作用,不仅确保了脱氮效果,还避免了投加碳源,同时好氧区产生的硝态氮可为缺氧区提供充足电子受体,形成良性脱氮循环。缺氧区优先利用污水中的易降解碳源,去除约5/8的TN;硝化菌与反硝化菌通过协同作用实现高效脱氮,硝化菌在生物膜上生长,将氨氮氧化为硝态氮,为反硝化菌提供基质;而反硝化菌利用有机碳源进行反硝化,不仅去除了氮污染物,同时通过消耗有机碳降低了系统内的碳竞争,为硝化菌的富集和生物膜稳定创造了有利条件。这种功能互补的微生物共生关系,显著提升了系统的脱氮效率和运行稳定性。同时生化池内部发生同步硝化反硝化,可去除约1/8的TN,而难降解有机物可在生物膜内逐步水解后利用。同时后置缺氧区存在内源反硝化过程,可去除约3~5 mg/L的TN。

第200天对整个生化池沿程断面及系统出水的TN进行监测,结果如图3所示。整个生化池各区域均对TN去除有一定的贡献,厌氧区、前置缺氧区、前置好氧区(MBBR)、后置缺氧区、后置好氧区分别去除23.2%、23.4%、10.2%、10.1%、10.2%的总氮,整个生化池的总氮去除率为77.1%,同时二沉池的出水经反硝化深床滤池处理后,能将总氮去除率提升至87%。后置缺氧区去除的总氮为3.23 mg/L,未投加碳源,其主要原因是在后置缺氧区,反硝化菌主要依赖系统内已有的有机碳源(如微生物衰减释放的溶解性有机物、胞外聚合物EPS等)进行反硝化脱氮,然而,前置好氧区对有机物具有氧化作用,这可能导致进入缺氧区的可利用碳源不足,从而影响反硝化效率,造成总氮去除率的波动。当总回流比为200%时,TN的理论去除率为66.7%,厌氧区和前置缺氧区的TN去除率为46.6%,主要原因是前置好氧区DO过高,而实际的内回流比存在波动,携带至前置缺氧区的DO会破坏严格的缺氧环境,降低反硝化效率。对于该现象,可以采用分段进水,将部分原水直接引入后置缺氧区,以及在内回流部位设置脱氧装置(跌水曝气)加以解决。其次,MBBR生物膜内部存在传质阻力,反硝化菌(如脱氮副球菌、假单胞菌)多分布在生物膜内层缺氧区,但碳源和硝

酸盐需通过扩散才能进入,效率较低。

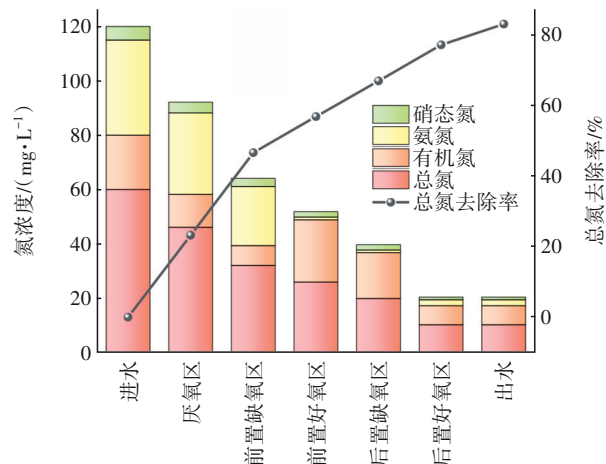


图3 沿程氮浓度及TN去除率的变化

Fig.3 Changes in nitrogen concentration and TN removal rate along the process

3.4 除磷性能

TP的去除主要通过生物除磷和化学除磷共同作用实现。进出水TP平均浓度分别为23.14、0.13 mg/L,平均去除率为99.4%。生物除磷是利用聚磷菌的厌氧释磷、好氧吸磷特性,通过排泥实现磷的去除。传统除磷工艺存在依赖污泥龄控制、对碳源依赖性强、水质波动易导致除磷效率下降的缺陷。MBBR工艺通过生物膜、悬浮污泥的协同作用优化除磷效果,填料生物膜富集高活性聚磷菌,促进磷的传质与吸附,减少污泥龄依赖,形成稳定的厌氧/好氧微环境,有效克服了传统工艺的局限性。在离子气浮池前投加30%的 FeCl_3 进行化学除磷,确保出水总磷浓度达标。

该系统对总磷的优异去除效果同样值得关注,为此在研究氮素迁移转化规律的同时,也对TP的去除特性进行了同步监测。结果显示厌氧区、前置缺氧区、前置好氧区、后置缺氧区、后置好氧区的TP浓度分别为30.69、15.80、8.40、4.10、2.50 mg/L,厌氧区的释磷比例(厌氧区出水TP/厌氧区进水TP)为1.17~2.65,前置缺氧区、前置好氧区、后置缺氧区、后置好氧区和出水(包含化学除磷的去除率)的TP累积去除率分别为31.7%、63.6%、82.9%、89.2%和99.4%,表现出优异的除磷效能。该生化池系统通过在厌氧区前端设置水解酸化池,有效优化了厌氧环境,为聚磷菌的充分释磷创造了理想条件^[10]。厌氧条件的形成是一个多因素协同作用的复杂过

程。监测显示,厌氧段ORP稳定维持在-300~-200 mV的严格厌氧区间。首先,在生化池的前端为水解酸化池,兼性菌和厌氧菌群进一步降解有机物并消耗残余电子受体,同时产生还原性代谢产物(如挥发性脂肪酸和氢气),这些生化反应的协同作用,不仅促进了有机物的转化,还持续降低了系统ORP,从而确保厌氧段维持在严格的低氧化还原电位环境。同时,系统通过完全混合式流态设计配合MBBR区7.99 h的水力停留时间,确保了污泥与基质的充分接触;其次,MLSS>3 000 mg/L和污泥龄>5 d则保障了足够的生物量。这些因素的协同作用,最终构建了有利于聚磷菌释磷的严格厌氧环境。反硝化聚磷菌(DPB)是一类具有特殊代谢功能的兼性厌氧微生物,其能够在缺氧条件下以硝酸盐或亚硝酸盐为电子受体,同步实现反硝化脱氮和过量吸磷的双重功能,实现“一碳两用”,从而极大地节约碳源^[11]。反硝化除磷菌*Acinetobacter*在生物膜和活性污泥中的相对丰度分别达到3.22%、8.54%,为系统中的优势菌种。该污水处理厂在工艺改造中特别注重强化生物脱氮除磷功能,通过优化生化池构型使前置缺氧区和后置缺氧区的总池容占比提升至43.6%,较原厂设计显著提高。其中,前置缺氧区HRT为6.70 h,后置缺氧区HRT为1.57 h,这种分级缺氧的设计为DPB提供了适宜的生长环境,确保了反硝化除磷过程的充分进行。此外,系统通过投加悬浮载体使污泥龄延长了15%~20%,不仅提高了生物量,更促进了聚磷菌的富集,为生物除磷效能提升奠定了基础。

4 微生物组成分析

为进一步从微观层面探究MBBR工艺对系统处理能力的提升效果,分别取活性污泥和生物膜样品进行16S rRNA基因扩增子高通量测序和宏基因组学分析。MBBR系统微生物组成如图4所示。系统中优势菌属主要有*Nitrospira*、*Acinetobacter*、*Thermomonas*、*Hyphomicrobium*、*Ornithinibacter*等。优势菌属呈现功能分区特征,主要包括脱氮功能菌群,除磷及COD、BOD₅菌群等。其中硝化菌群包括*Nitrospira*和*Nitrosomonas*,在生物膜和悬浮载体中的相对丰度达14.80%。*Nitrospira*为硝化螺旋菌属,在生物膜和活性污泥中的相对丰度分别为11.10%和1.11%,该菌兼具全程氨氧化能力,显著强化了

$\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除^[12-13];另一优势菌属为 *Nitrosomonas*, 在生物膜和活性污泥中相对丰度分别为 2.44%、0.15%。好氧区的悬浮载体与活性污泥中均富集了多种反硝化菌 (*Thermomonas*、*Hyphomicrobium*^[14] 等), 合计相对丰度分别达到 15.95%、43.47%, 其多样的代谢特性保障了脱氮效果, 同时还促进了 COD 的深度去除。除磷及 COD 降解菌群包括 *Acinetobacter*、*Ornithinibacter* 等, *Acinetobacter* 在生物膜和活性污泥中的相对丰度分别达到 3.22%、8.54%, 作为反硝化除磷菌, 能够在低碳条件下仍保持活性, 实现“一碳两用”(同步脱氮除磷); *Ornithinibacter* 在生物膜和活性污泥中的相对丰度分别为 1.37%、4.54%, 能够通过分解淀粉等大分子物质为系统提供可生化性碳源, 直接参与 BOD_5 的去除^[15]。生物膜更易富集硝化菌群, 而活性污泥更易富集反硝化菌群, 生物膜形成溶解氧梯度微环境(外层好氧/内层缺氧), 实现硝化菌与反硝化菌的空间分置; 活性污泥则富集快速增殖的异养菌。这种协同作用使系统在 COD 去除率 > 90% 的同时, TN 和 TP 去除率分别达到 85% 和 80% 以上。泥膜复合 MBBR 系统对不同功能菌实现分枝富集, 提高了功能菌富集效果, 为实现良好的脱氮性能奠定了基础。

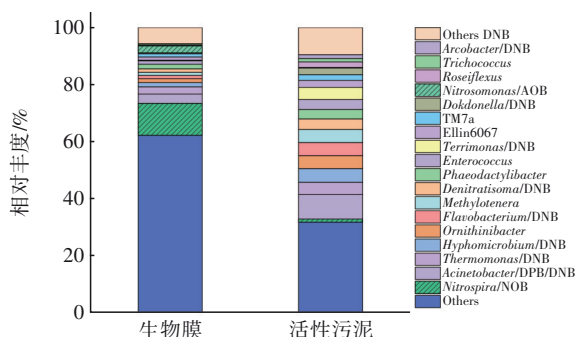


图4 MBBR系统微生物组成

Fig.4 Microbial composition of MBBR system

采用 SEED 数据库对活性污泥和生物膜样品中基因的功能进行注释, 结果见图 5。可见, 主要包括蛋白质生物合成 (Protein Biosynthesis)、中心碳水化合物新陈代谢 (Central Carbohydrate Metabolism)、氮素代谢 (Nitrogen Metabolism)、磷素代谢 (Phosphorus Metabolism) 等。其中污泥和生物膜样本中蛋白质生物合成分别占到注释序列的 9.16% 和 9.42%, 主导 BOD_5 降解; 污泥和生物膜样本中的氮素代谢途径分别占到注释序列的 2.54% 和 2.34%; 污泥和生物

膜样本中已注释序列有 1.75% 和 1.67% 涉及生物除磷过程; 系统内蛋白质合成基因 (9.16% ~ 9.42%) 的高表达保障了功能菌群的稳定增殖, 而差异化的电子传递效率进一步优化了反硝化过程的碳源利用, 实现了污染物高效协同去除。

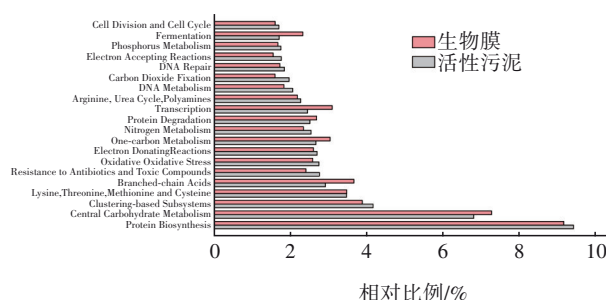


图5 活性污泥和生物膜样品中基因的功能注释

Fig.5 Functional annotation of genes in activated sludge and biofilm samples

基于宏基因组数据, 分析了与氮素和磷素代谢相关的功能基因, 以揭示 MBBR 系统中氮和磷的去除途径。结合 KEGG 数据库的功能基因注释, 对氮循环途径进行了系统分析, 并构建了相应的代谢网络 (见图 6)。在脱氮性能良好的该污水厂中, 污泥和生物膜样品均检测到高丰度的硝化菌、反硝化菌、固氮菌和硝酸盐还原菌功能基因, 表明这些微生物群落可能驱动了高效的氮去除过程。在 MBBR 系统中, 每个过程由相关的功能基因控制, 污泥和生物膜均检测到了一定丰度的硝化过程功能基因 (*hao*, 分别为 1 400 和 912 hits); 同时在污泥和生物膜样品中还出现一定丰度的反硝化菌, 反硝化过程如下: $\text{NO}_3^- \text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^- \text{-N} \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2$, 每个阶段均由不同的酶控制, 污泥和生物膜样品的硝酸盐还原酶 *narG* 功能基因的丰度为 252 和 202 hits, 亚硝态氮还原酶功能基因 *nirK* 的丰度为 160 和 112 hits, NO 还原酶 *norB* 功能基因的丰度为 160 和 144 hits, NO_2 还原酶 *norZ* 功能基因的丰度为 220 和 110 hits, 活性污泥反硝化功能基因数量和生物膜的相比更多, 说明在 MBBR 系统内活性污泥的脱氮性能优于载体生物膜的脱氮性能。除此以外, 固氮基因 *nifD* (活性污泥和生物膜中数量分别为 48 和 41 hits)、同化还原硝酸盐至氨氮 (*narG* 为 252 和 202 hits, *nirA* 为 300 和 200 hits) 以及异化还原硝酸盐至氨氮 (*narC* 为 400 和 320 hits, *narB* 为 500 和 400 hits), 宏基因组检测到的大部分主要的酶基本在该工程 MBBR 系统氮循

环中存在,硝态氮最终通过不同的形式转化为 N_2 ,这些基因的高表达使系统获得85%以上的脱氮效率。同时,系统优异的COD(96.09%)和 BOD_5 (98.10%)去除率与中心碳水化合物新陈代谢基因(6.80%~7.27%)的高表达密切相关,这些基因不仅驱动有机物的降解,更为反硝化过程提供必需的碳源。磷代谢基因(1.67%~1.75%)的存在则实现了99%以上的除磷率。宏基因组数据证实,MBBR系统通过功能基因的协同表达,构建了碳-氮-磷代谢网络,实现了污染物的高效协同去除。

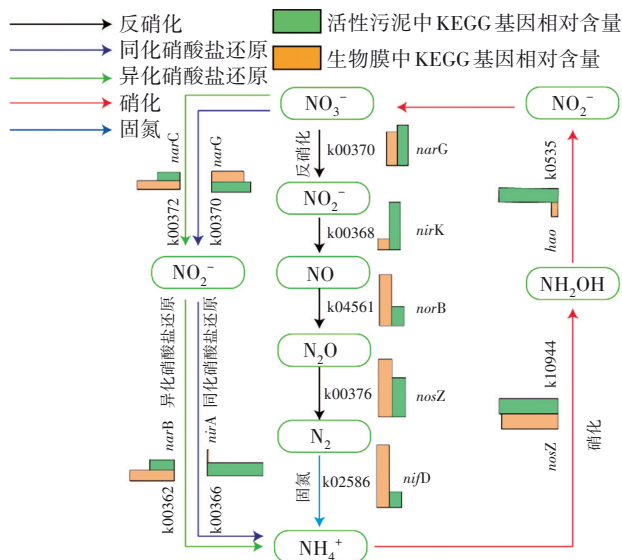


图6 不同微生物作用下活性污泥和生物膜中氮元素的转换途径

Fig.6 Conversion pathways of nitrogen elements under different microbial interactions in activated sludge and biofilm

5 运行能耗分析

稳定运行期间,生化池去除单位COD的平均电耗为 $0.366 \text{ kW} \cdot \text{h/kg}$ (包含搅拌、曝气、回流系统的用电),污水处理厂去除单位COD的平均电耗为 $1.817 \text{ kW} \cdot \text{h/kg}$,低于《中国城镇污水处理与再生利用发展报告(1978—2020)》中的数据:2020年全国城镇污水处理厂去除单位COD的平均电耗为 $3.59 \text{ kW} \cdot \text{h/kg}$,中位值为 $2.14 \text{ kW} \cdot \text{h/kg}$,整体能耗低。生化池主要设备耗电统计如表2所示(开机时长均为24 h),平均电耗为 $0.359 \text{ kW} \cdot \text{h/m}^3$,电价按 $0.6 \text{ 元}/(\text{kW} \cdot \text{h})$ 计,则电费为 $0.215 \text{ 元}/\text{m}^3$ 。分析原因为:MBBR工艺采用的悬浮载体具有优异的耐磨性和耐久性,其配套的流线型叶片可有效避免载体损伤,

而模块化设计的搅拌与曝气系统结合可显著提升维护的便利性,降低风机电耗。

表2 MBBR主要设备耗电统计结果

Tab.2 Power consumption statistics of MBBR main equipment

设备名称	功率/kW	数量	耗电量/ ($\text{kW} \cdot \text{h}$)
内回流泵	5.5	4台	528
厌氧区潜水搅拌器	2.5	2套	120
前置缺氧区潜水搅拌器	2.5	2套	120
	5.5	4套	528
后置缺氧区潜水搅拌器	2.5	2套	120
空气悬浮鼓风机	40.7	2台	1 953.6
污泥回流系统	9.0	1套	216
合计	68.2	—	3 585.6

6 结论

贵州茅台镇第二污水处理厂设计规模为 $1 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,采用改良型 $A^2OAO+MBBR$ 强化脱氮除磷技术,出水COD、 BOD_5 、TP、 NH_3-N 达到地表Ⅳ类水体标准。COD、 BOD_5 、 NH_3-N 、TN、TP出水均值分别为19.12、3.44、0.18、4.23和0.13 mg/L。MBBR系统通过微生物群落的功能分区(硝化菌富集于生物膜,活性污泥主导反硝化菌)与关键代谢基因(氮、磷、碳水化合物代谢)的高效协同作用,实现了COD(>96%)、TN(>85%)、TP(>99%)的同步高效去除。从经济角度分析,本项目设计为微动力混合池型,无需使用推流器,节约投资和运行成本,去除单位COD的平均电耗为 $1.817 \text{ kW} \cdot \text{h/kg}$ 。本项目具有能耗低、运行效果稳定的特点,适用于准Ⅳ类高标准水质及进水水质波动较大要求的污水处理厂新建工程,可为后期类似项目及“双碳”经济相关产业发展背景的同类型污水处理提供借鉴。

参考文献:

- [1] 赵丽娜,郭佳,薛瑞,等.我国水污染物排放标准间接排放的发展历程、特点、问题及对策建议[J].给水排水,2025,51(4):77-83.
ZHAO Lina, GUO Jia, XUE Rui, et al. The development process, characteristics, problems and countermeasures and suggestions of indirect discharge control in standard for the discharge of water pollutants in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2025, 51(4): 77-83 (in Chinese).

- [2] 王丽花,周振. 国内外城镇污水处理厂排放标准发展现状与修订思考[J]. 中国给水排水, 2024, 40(12): 28-34.
WANG Lihua, ZHOU Zhen. Current status and revision thoughts of discharge standards for municipal wastewater treatment plants[J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(12): 28-34 (in Chinese).
- [3] 陈小燕. MBBR及A²/O五段法用于污水处理厂提标扩建[J]. 中国给水排水, 2017, 33(12): 59-62.
CHEN Xiaoyan. Application of MBBR and five-stage A²/O in the upgrading and reconstruction of urban wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(12): 59-62 (in Chinese).
- [4] 王玉兰. A²/O+MBBR工艺用于占地受限污水厂提标改造[J]. 中国给水排水, 2025, 41(12): 103-108.
WANG Yulan. Application of A²/O+MBBR process in WWTP upgrading and reconstruction with limited construction land[J]. China Water & Wastewater, 2025, 41(12): 103-108 (in Chinese).
- [5] 梁思雨. 菌剂挂膜生物流化床工艺处理高氨氮化工废水研究[D]. 重庆:重庆理工大学, 2024.
LIANG Siyu. Study on the Treatment of Chemical Wastewater with High Ammonia Nitrogen by Biological Fluidized Bed Process [D]. Chongqing: Chongqing University of Technology, 2024(in Chinese).
- [6] 吴迪. MBBR在国内的工程应用与发展前景[J]. 中国给水排水, 2018, 34(16): 22-31.
WU Di. Application and development prospect of MBBR in China [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(16): 22-31 (in Chinese).
- [7] 吴迪. 水处理用悬浮载体填料行业标准解读与投加量设计[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 13-17.
WU Di. Interpretation of high density polyethylene suspended carrier for water treatment and calculation of added amount of suspended carrier[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16): 13-17 (in Chinese).
- [8] 刘妍,滕一杰,周家中,等. 纯膜MBBR用于南方某大型水质净化厂改造效果分析[J]. 中国给水排水, 2022, 38(1): 1-8.
LIU Yan, TENG Yijie, ZHOU Jiazhong, *et al.* Operation effect of pure MBBR process used in a large-scale water purification plant in south China[J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(1): 1-8 (in Chinese).
- [9] 袁维波,赵维鑫,刘燕萍,等. 微氧水解酸化对石化废水可生化性的改善[J]. 中国给水排水, 2024, 40(11): 109-114.
YUAN Weibo, ZHAO Weixin, LIU Yanping, *et al.* Micro-oxygen hydrolysis acidification for improving biodegradability of petrochemical wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(11): 109-114 (in Chinese).
- [10] 栾志翔,吴迪,韩文杰,等. 北方某污水厂MBBR工艺升级改造后的高效脱氮除磷效果[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 333-341.
LUAN Zhixiang, WU Di, HAN Wenjie, *et al.* Effect of high efficiency nitrogen and phosphorus removal in a wastewater treatment plant in north China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(2): 333-341 (in Chinese).
- [11] 白少元,张华,林雨倩,等. 活性污泥反硝化除磷性能的影响因素研究[J]. 中国给水排水, 2013, 29(15): 49-54.
BAI Shaoyuan, ZHANG Hua, LIN Yuqian, *et al.* Factors influencing denitrifying phosphorus removal characteristics of activated sludge [J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(15): 49-54 (in Chinese).
- [12] VAN KESSEL M A, SPETH D R, ALBERTSEN M, *et al.* Complete nitrification by a single microorganism [J]. Nature, 2015, 528(7583): 555-559.
- [13] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, *et al.* Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria[J]. Nature, 2015, 528(7583): 504-509.
- [14] 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).
- [15] 康小虎. 西北亚高原地区城市污水净化的微生物学机制研究[D]. 兰州:兰州交通大学, 2018.
KANG Xiaohu. The Microbial Mechanism Underling Municipal Sewage Treatment on Sub-plateau Region in Northwest China [D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2018 (in Chinese).

作者简介:韦世凡(1982-),男,广西贵港人,硕士,高级工程师,主要从事污水处理工艺研究。

E-mail:584607516@qq.com

收稿日期:2025-07-15

修回日期:2025-07-31

(编辑:李德强)