杨颂, 杨腾飞, 付炳炳, 等. MBBR 耦合多段 AO 工艺在大型市政污水处理厂的运行初探和实践成效[J]. 净水技术, 2024, 43(1):101-109.
YANG S, YANG T F, FU B B, et al. Analysis of regulation and operation of MBBR coupled with multi-stage AO process in large municipal WWTP [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(1):101-109.

MBBR 耦合多段 AO 工艺在大型市政污水处理厂的运行初探和实践成效

杨　颂,杨腾飞*,付炳炳,杨伟滨
(深圳市环境水务集团有限公司,广东深圳　518000)

摘　要　新建城市污水处理厂或提标改造老旧污水处理厂普遍存在出水水质差、污染物负荷与占地面积等不可调和的矛盾,基于纵向扩大池容会增加建设成本、高负荷运行具有超标风险,因此,急需一种污泥/容积负荷高、运行稳定、操作简单的污水处理新技术。对此,某大型市政污水处理厂利用移动床生物膜反应器(MBBR)泥膜共混技术提高生化池有效污泥浓度、实现功能微生物的强化和富集,耦合多段 AO 工艺,经历雨/旱、夏/冬季,已稳定运行 227 d,当进水 COD_{Cr}、氨氮、TN 质量浓度分别为 277.97、34.92、45.95 mg/L,对应出水质量浓度分别降低至 12.68、0.33、7.55 mg/L,MBBR 挂膜前后的氨氮污泥负荷为 0.011、0.015 g 氨氮/(g MLSS·d)、TN 污泥负荷为 0.014、0.020 g TN/(g MLSS·d)。系统稳定运行期间,好氧Ⅰ段氨氮硝化速率为 7.27 mg/(L·h)、缺氧Ⅰ段 NO_3^--N 还原速率为 3.48 mg/(L·h)。结果表明,通过负载微生物和游离污泥的交互作用,寻求复杂微生物群落功能的强化和调控,可以设计出更加合理、高效的污水处理新工艺。

关键词　市政污水处理厂　移动床生物膜反应器(MBBR)　多段 AO 工艺　泥膜共混技术　强化脱氮
中图分类号:TU992　**文献标识码**:A　**文章编号**:1009-0177(2024)01-0101-09
DOI:10.15890/j.cnki.jsjs.2024.01.013

Analysis of Regulation and Operation of MBBR Coupled with Multi-Stage AO Process in Large Municipal WWTP

YANGY Song, YANG Tengfei*, FU Bingbing, YANG Weibin
(*Shenzhen Environmental Water Group Co., Ltd., Shenzhen　518000, China*)

Abstract　New urban wastewater treatment plants (WWTPs) or upgrading old WWTPs generally have irreconcilable contradictions such as poor effluent quality, pollutant load and occupied area, based on vertical expansion of pool capacity will increase construction costs, high load operation has the risk of exceeding the standard, therefore, there is an urgent need for a new sewage treatment technology with high sludge/volume load, stable operation and simple operation. In this case, a large municipal WWTP used the moving bed biofilm reactor (MBBR) mud membrane blending technology to improve the effective sludge concentration of the biochemical tank, achieve the strengthening and enrichment of functional microorganisms, coupled with the multi-stage AO process, experienced rain/drought, summer/winter, and has been stable for 227 days. When the influent mass concentrations of COD_{Cr}, ammonia nitrogen and TN were 277.97, 34.92 mg/L and 45.95 mg/L, the corresponding effluent mass concentrations were reduced to 12.68, 0.33 mg/L and 7.55 mg/L, respectively. Sludge loads of ammonia nitrogen before and after MBBR film hanging were 0.011 g ammonia nitrogen/(g MLSS·d) and 0.015 g ammonia nitrogen/(g MLSS·d), and TN sludge loads were 0.014 g TN/(g MLSS·d) and 0.020 g TN/(g MLSS·d). During the stable operation of the system, the nitrification rate of ammonia nitrogen in aerobic Ⅰ stage was 7.27 mg/(L·h), and the reduction rate of NO_3^--N in anoxic Ⅰ stage was 3.48 mg/(L·h). The results show that through the interaction of loaded microorganisms and free sludge, seeking to strengthen and regulate the function of complex microbial community, a more reasonable and efficient new wastewater treatment process can be designed.

[收稿日期]　2023-08-23
[作者简介]　杨颂(1986—　),女,硕士,工程师,主要从事水处理及循环再生工作,E-mail:417010271@qq.com。
[通信作者]　杨腾飞(1991—　),男,硕士,工程师,主要从事污水处理及其再生利用工作,E-mail:641335203@qq.com。

Keywords　municipal wastewater treatment plant　moving bed biofilm reactor (MBBR)　multi-stage AO process　mud film blending technology　enhanced denitrification

化学需氧量(COD)、氮、磷是废水中主要组分,不达标排放到天然水体会造成严重的生态和人类健康危害[1]。目前生物除磷辅以化学除磷基本可实现市政污水厂出水总磷(TP)的达标排放,受制于脱氮处理技术、水质稳定性、处理能耗、氮素负荷等,在不投加碳源且高负荷运行的基础上实现废水氮素稳定达标排放难度较大[2-3]。

我国每年的氨氮排放量达到 141.8 万 t、总氮(TN)排放量为 212.1 万 t[4]。生物脱氮技术是水体氮污染物去除最为可行的方法,根据生物脱氮理论开发了硝化反硝化(nitrification/de-nitrification, ND)、短程反硝化(partial denitrification, PD)、厌氧氨氧化(Anammox, AD)等[5]。目前污水处理厂的脱氮技术普遍采用以 ND 为主的 AAO 工艺,该工艺虽然可达到同步脱氮除磷效果,但其水力停留时间(HRT)长、抗负荷能力差、功能微生物无法富集[6]。移动床生物膜反应器(movingbed biofilm reactor, MBBR)是一种新型泥膜共混污水处理技术,将生物膜与活性污泥相结合,形成悬浮生长的活性污泥和附着生长的生物膜,既有传统生物膜法耐冲击负荷、泥龄长、剩余污泥量少的特征,又具有活性污泥法高效和运转灵活的优点[7-9],同时 MBBR 可实现功能微生物的富集、强化和调控[10-11],为市政污水厂实现同步硝化反硝化(simultaneous nitrification and denitrification, SND)、AD 等提供探索的可能性。研究表明,众多市政污水厂提标改造路径均选择 MBBR 技术:都雪晨等[12]就南方某城市污水处理厂一期工程采用 MBBR 工艺对生物池进行升级改造,出水水质全面提升至《地表水环境质量标准》中 V 类标准(TN 除外);张申旺等[13]将某污水处理厂 MSBR 工艺升级改造为 MBBR 工艺,使出水氨氮、TN 质量浓度由原来满足限值 5、15 mg/L 升级到满足限值 1.5、10 mg/L。本团队调研发现,MBBR 技术普遍存在填料容易堵塞出水口、拦截系统跑填料、流化效果不理想、投加填料作用不明确等问题,导致其推广使用难度大。

基于南方某大型市政污水厂实际占地面积小、进水水质含氮污染物浓度高、出水水质标准严,该厂创造性构建了以功能微生物为驱动的 MBBR 和多段 AO 活性污泥耦合的强化脱氮污水处理系统,并长期运行考察该系统污染物去除性能。以能耗、药耗最优为目标,通过对实际工程泥膜共混生化池的进出水连续监测并进行各工艺段污染物消减分析,探究该新技术的运行优势、污泥/容积负荷、污染物降解速率等;同时,镜检挂膜微生物的物理形态和生物特性,尝试解析生物膜和活性污泥微生物复合群落的耦合作用机制及分工与合作规律。

1　工程概况

该厂采用 MBBR 耦合多段 AO 工艺,设计规模为 22.5 万 m^3/d,占地面积达 50 100 m^2,于 2021 年 2 月 20 日动工,2022 年 6 月 18 日通水,2022 年 7 月 6 日完成环保验收。

1.1　工艺流程

该厂水处理工艺流程如图 1 所示,采用“预处理→MBBR 耦合多段 AO 工艺生物单元→深度处理→自然水体”工艺。

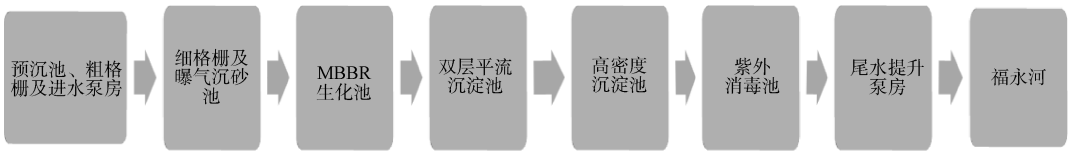


图 1　工艺流程

Fig. 1　Process Flow

生化处理系统分为 2 组,每组由 2 座 MBBR 耦合多段 AO 工艺池组成,池长为 136 m,宽为 26 m,有效水深为 9.5 m,总池高为 10.5 m,总池容为 30 468 m^3,共分为 9 个廊道,如图 2 所示。

1.2　主要设计参数

该厂设计进出水水质如表 1 所示,出水水质执行《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的Ⅳ类标准(TN 质量浓度≤10 mg/L, SS 质量浓度≤

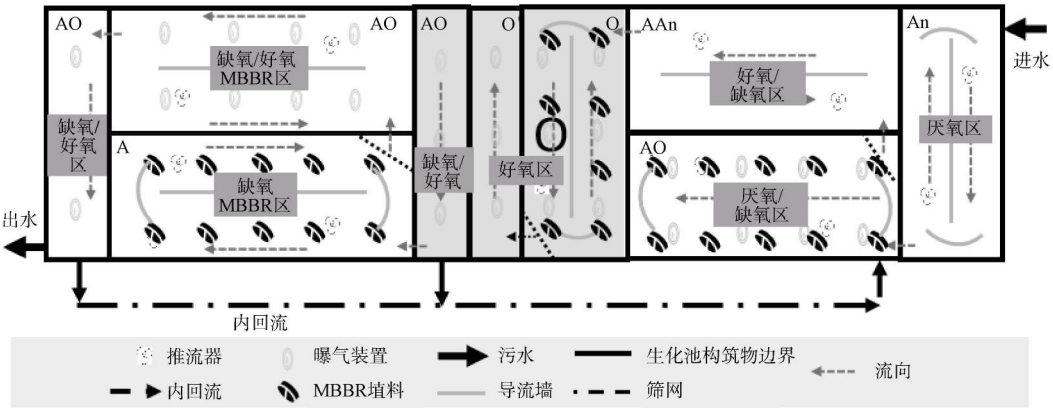


图 2 单座生化池结构

Fig. 2 Structure of A Single BiochemIcal Tank

6 mg/L),其他指标达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准的要求;设计运行混合液悬浮固体质量浓度(MLSS)为 4 500 mg/L,生化区 HRT 为 13 h,最大内回流比为 400%,最大外回流比为 200%;设计污泥负荷为 0.14 kg COD_{Cr}/(kg MLSS·d)、容积负荷 0.64 kg COD_{Cr}/(m^3·d),明显高于该厂所处片区其他市政污水厂设计负荷[14-15]。

表 1 设计进出水水质主要指标

Tab. 1 Main Designed Indices of Water Quality of Influent and Effluent

水质指标	COD_{Cr}	BOD_5	SS	TN	氨氮	TP
设计进水水质/(mg·L^{-1})	≤350	≤150	≤350	≤45	≤40	≤9.0
设计出水水质/(mg·L^{-1})	≤30	≤6	≤6	≤10	≤1.5	≤0.3

2 污泥接种及运行启动方案

接种污泥为与该厂相邻的同源污水厂二沉池剩余污泥,待接种污泥与生化池内污水混合后,开始活性污泥的培养工作。先进行间歇闷曝,当主要污染指标浓度明显下降后,适当向生化池补充新鲜污水,维持生化系统低负荷连续运行,待活性污泥微生物适应性良好、正常生长、生化出水主要污染物指标满足排放标准,逐步提高进水负荷。如果生化系统连续运行过程中,生化池出水水质良好、污泥絮体性状良好、剩余污泥排放逐步增加、污泥浓度维持在理想范围,表明生化池活性污泥的培养和驯化工作完成。

3 运行条件及材料方法

3.1 生化池运行条件

为维持较好的脱氮除磷效果,生化池工艺运行采用两点进水,运行模式如图 3 所示。生化池分为 5 个工艺段,分别为厌氧段、缺氧Ⅰ段、好氧Ⅰ段、缺氧Ⅱ段、好氧Ⅱ段,各工艺段设计 HRT 分别为 1.64、3.36、3.05、2.08、2.84 h;厌氧区和缺氧Ⅱ段的污水配比为 85%∶15%,好氧Ⅰ段和好氧Ⅱ段均回流至缺氧Ⅰ段,内回流比分别为 100%和 200%,外回流比为 75%,好氧Ⅰ段 DO 质量浓度控制在 0.3~0.8 mg/L、好氧Ⅱ段控制在 2.0~3.0 mg/L。

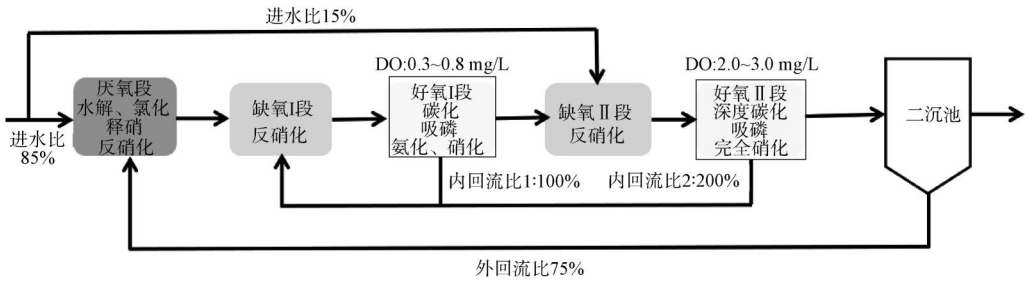


图 3 生化池运行模式及参数控制图

Fig. 3 Diagram of Biochemical Tank Operation Mode and Parameter Controling

生化池生物悬浮填料投加区域为缺氧Ⅰ段、好氧Ⅰ段和缺氧Ⅱ段,生产厂家为大连宇都环境工程

技术有限公司,材质为高密度聚乙烯(HDPE),产品尺寸为 φ25 mm×10 mm,挂膜前密度为 0.95~0.98 g/cm^3(好氧区)、0.97~1.00 g/cm^3(厌/缺氧区),挂膜后密度均接近 1 g/cm^3,堆积密度为(107±2) kg/m^3,比表面积≥800 m^2/m^3,具有亲水性、生物亲和性、生物活性、高效去氨氮等改性特征,少量曝气或保持正常的厌氧/缺氧搅拌就能实现填料的均匀流化。缺氧Ⅰ段、好氧Ⅰ段和缺氧Ⅱ段 3 个工艺段的填料填充比均为 10%。

3.2　取样与分析方法

进出水混合样使用 ES-6910 型 24 瓶冷藏式水质自动采样器(哈希,美国)取样;pH 采用 PHS-3C 玻璃电极法(雷磁,上海)测定;DO 采用 HQ2100 电化学探头法(哈希,美国)测定;COD_{Cr} 使用 DR6000 型(哈希,美国)快速消解分光光度法测定;TN、TP、氨氮、NO_3^--N、NO_2^--N 依据标准方法采用 DR6000 型(哈希,美国)紫外分光光度法测定;MLSS 依据标准重量法采用(梅特勒·托利多,瑞士)分析;微生物多样性分析送至上海美吉生物医药科技有限公司进行微生物群落组成和多样性检测。

分析方法的计算如式(1)~式(4)。

$$R = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \times 100\% \tag{1}$$

$$X = \frac{(C_1 - C_2) \times Q_1}{Q_0 \times C_0} \times 100\% \tag{2}$$

$$V = \frac{C_1 - C_2}{H} \times 100\% \tag{3}$$

$$N_4 = N_0 - N_1 - N_2 - N_3 \tag{4}$$

其中:R——污染物去除率;

X——污染物消减量占比;

V——污染物去除速率,mg/(L·h);

C_0——生化系统进水污染物质量浓度,mg/L;

C_1——单元进水污染物质量浓度,mg/L;

C_2——单元出水污染物质量浓度,mg/L;

Q_0——生化系统实际进水量,m^3;

Q_1——单元实际进水量,m^3;

H——单元实际 HRT,h;

N_0——TN 质量浓度,mg/L;

N_1——氨氮质量浓度,mg/L;

N_2——NO_3^--N 质量浓度,mg/L;

N_3——NO_2^--N 质量浓度,mg/L;

N_4——总有机氮(DON)质量浓度,mg/L。

4　结果讨论

4.1　系统整体污染物去除效果

在工艺调试完成后,分别向缺氧Ⅰ段、好氧Ⅰ段、缺氧Ⅱ段一次性投加填料至所处工艺段池容的 10%,正式启动 MBBR 耦合多段 AO 工艺的运行。根据填料生物膜形态、微生物负载量和污染物去除性能,调整运行水力负荷,如图 4(a)所示,把运行分为两个时间周期,MBBR 填料挂膜过程为启动期(0~20 d)、完成挂膜后为稳定运行期(21~227 d),在 2 个不同运行周期,通过控制参数,可实现进水特征污染物的高效去除。由图 4(b)和图 4(c)可知,在运行期进水 COD_{Cr} 平均质量浓度为 270.47 mg/L 的条件下,出水 COD_{Cr} 平均质量浓度为 12.76 mg/L,去除率高达 95.28%;进水 TP 平均质量浓度为 5.24 mg/L,出水可降低至 0.64 mg/L,去除率为 87.79%,后续辅以化学除磷,可满足 TP 排放标准。通过 2 个阶段的运行对比,发现填料生物膜的形成对 COD_{Cr} 和 TP 的去除未表现出明显的促进作用,其原因是市政污水处理厂引入生物膜技术主要强化生化系统的硝化和反硝化作用,解决现行主流污水处理工艺氨氮抗负荷能力差和出水 TN 质量浓度高等痛点问题。研究[16]表明,以泥膜共混状态为驱动的 MBBR 耦合活性污泥工艺主要是增强生化系统进水氨氮、TN 方面的抗冲击能力。

通过对该厂投产至今共 227 d 的进水水质检测,发现进水 COD_{Cr}、氨氮、TN 平均质量浓度分别为 277.97、34.92、45.95 mg/L, B/C 为 0.37、C/N(BOD/TN)为 2.22,可生化性较为一般。若采用传统 AAO 工艺,在此进水水质条件下,不投加碳源很难满足现有排放标准(氨氮质量浓度≤1.5 mg/L,TN 质量浓度≤10 mg/L)。如图 4(c)、图 4(d)和图 4(e)所示,启动期和运行期通过工艺运行参数调整,实现系统稳定运行和出水达标排放,其中出水 COD_{Cr}、氨氮、TN 平均质量浓度为 12.68、0.33、7.55 mg/L。受制于出水标准限制,启动期平均 HRT 为 18.71 h、水力负荷仅有 71.72%,较传统单一活性污泥工艺并未明显表现出污染物负荷或 HRT 的优势[14-15]。运行至第 20 d,水力负荷已提升至 91.22%;在运行期第 35 d 水力负荷达到 137.68%,

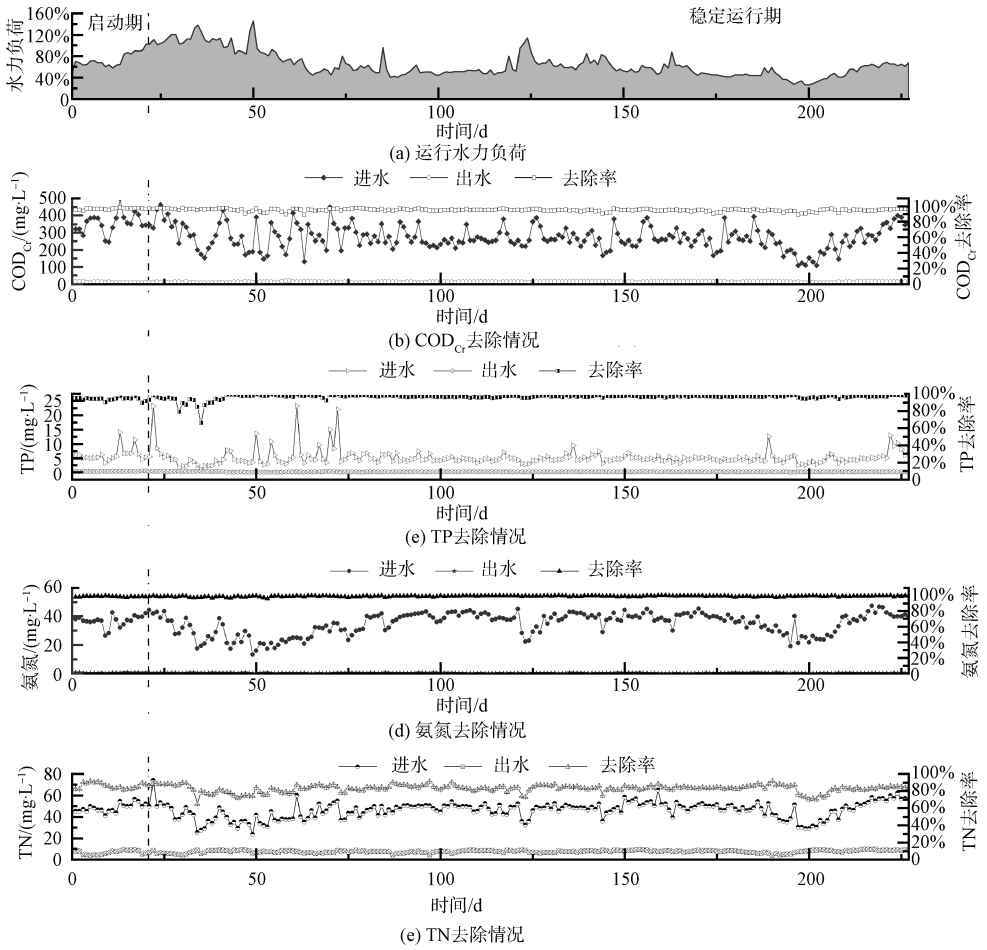


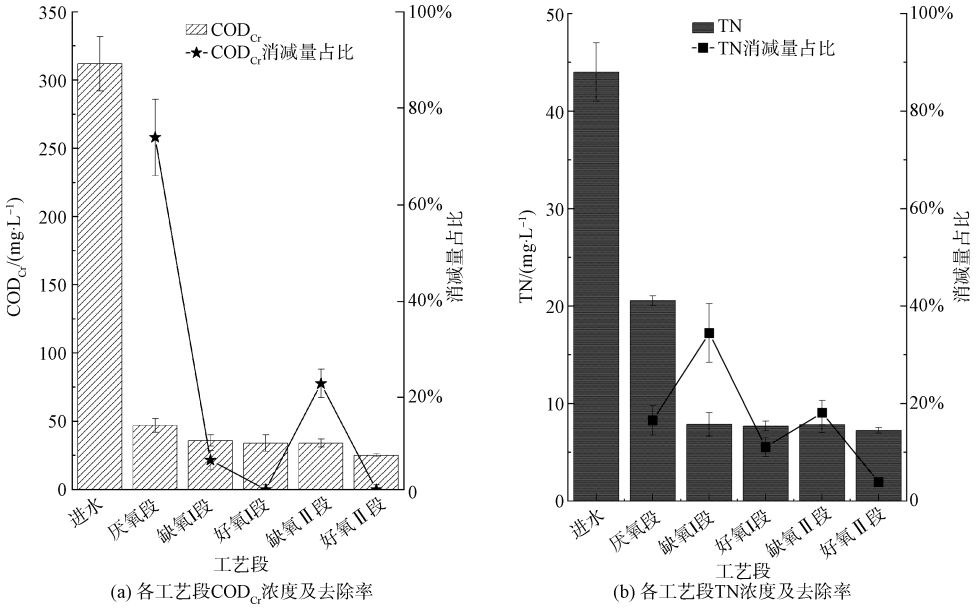
图 4 系统连续运行的进出水污染物浓度变化

Fig. 4 Changes of Contaminant Concentration of Influent and Effluent during Continuous Operation of System

HRT 缩短至 9.44 h，在第 50 d（雨天），水力负荷高达 145.92%，HRT 仅为 8.91 h。第 209~227 d（2 月 1 日—20 日）为明显的旱冬季节，进水水质较为恶劣，进水 COD_{Cr}、氨氮、TN 平均质量浓度分别为 310.47、40.21、53.14 mg/L，对应的出水平均质量浓度为 14.05、0.29、8.87 mg/L，去除率高达 95.47%（COD_{Cr}）、99.28%（氨氮）、83.31%（TN）。重点比较了生化系统启动期和运行期进水氨氮和 TN 负荷方面的稳定性和差异性，发现两阶段氨氮污泥负荷为 0.011、0.015 g 氨氮/(g MLSS·d)，TN 污泥负荷为 0.014、0.020 g TN/(g MLSS·d)，较启动期分别提升了 36.36%和 42.86%。根据脱氮理论，充足的碳源和精准硝化是保证市政污水处理厂出水 TN 达标的必要条件，本团队先前对精准曝气、过程氨氮监测为调控措施进行了市政污水节能降耗脱氮性能研究，发现在多段 AO 中，以过程氨氮监测为驱动的曝气调控，可大幅度提升污水原有 COD_{Cr} 的脱氮利用率、降低出水 TN。

4.2 各工艺段污染物消减分析

碳素和氮素的分配和控制是市政污水处理厂能否实现生化系统零药耗的关键，为进一步探究稳定运行期各工艺段污染物的状态变化和消减量，连续 1 周取样检测各工艺段重要污染物浓度变化。该厂生化系统采用两点进水，85%原污水进入厌氧区，由图 5(a) 可知，厌氧区出水 COD_{Cr} 平均质量浓度为 47.58 mg/L，消减量占比高达 73.73%，后续缺氧Ⅰ段未明显表现出 COD_{Cr} 降解功能。此外，结合缺氧Ⅰ段 NO_3^--N 去除约为 2.84 mg/L、氨氮浓度未出现明显变化，猜测该厂以过程氨氮浓度为指示的精确曝气多段 AO 工艺存在内碳源反硝化现象。目前很多研究[17-18]也表明，市政污水处理生化工艺采用内碳源反硝化脱氮技术在能耗、药耗、污泥产率等方面具备一定的优势，工艺参数调控均需精准的 DO 管控。



(a) 各工艺段COD$_{Cr}$浓度及去除率　(b) 各工艺段TN浓度及去除率

图 5　各工艺段 COD$_{Cr}$ 和 TN 去除性能

Fig. 5　COD$_{Cr}$ and TN Removal Performance of Each Process Section

由图 5(b)可知,在 5 个工艺段(厌氧段、缺氧Ⅰ段、好氧Ⅰ段、缺氧Ⅱ段、好氧Ⅱ段)中,TN 的消减量占比分别为 16.58%、35.46%、11.12%、17.12%、3.90%。结合图 6 不同工艺段氮组分的变化,发现厌氧段 HRT 仅 1.51 h,但其承接的大量新鲜污水可较好地去除污泥回流携带的 NO_3^--N,出水 NO_3^--N 质量浓度为 0.22 mg/L,NO_3^--N 还原速率为 4.14 mg/(L·h);缺氧Ⅰ段对 NO_3^--N 的消减量占比在 5 个工艺段中最高,根据检测结果及内外回流比计算,缺氧Ⅰ段的进水 NO_3^--N 质量浓度为 4.16 mg/L、出水质量浓度为 1.32 mg/L,NO_3^--N 还原速率为 3.48 mg/(L·h),根据前述分析,该工艺段并不是以外碳源反硝化为主。此外,考虑到该工艺段的污染物主要组分为氨氮、NO_3^--N,同时生化池共存有内碳源污泥和缺氧区生物膜微生物,存在 AD 脱氮的可能[19],未来可深入开展内碳源反硝化耦合 AD 的脱氮研究。好氧Ⅰ段进水氨氮、NO_3^--N、NO_2^--N 质量浓度分别为 5.93、1.32、0.07 mg/L,对应的出水质量浓度分别为 1.38、4.65、0.78 mg/L,表明该工艺段主要发生氨氮的硝化反应,硝化速率为 7.27 mg/(L·h);缺氧Ⅱ段 TN 的消减量占比为 18.12%,以分流少量原污水的方式实现 TN 的深度去除,该工艺段 NO_3^--N 还原速率为 1.73 mg/(L·h)。根据检测结果,好氧Ⅱ段主要功能为控制出水氨氮浓度,实现出水氨氮稳定达标,同时需精准曝气,避免内回流携带大量溶解氧至缺氧段消耗碳源。

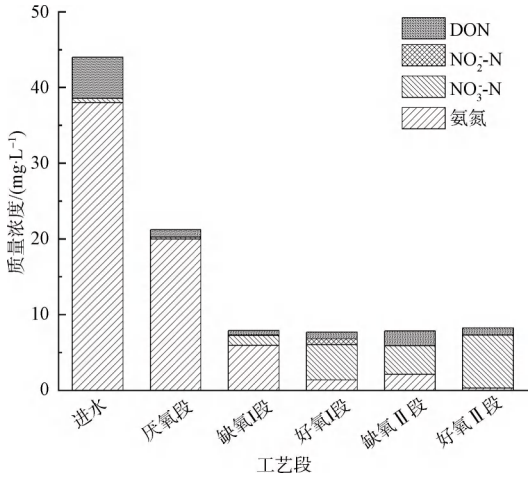


图 6　各工艺段氮组分的变化

Fig. 6　Changes of Nitrogen Components in Each Process Section

以泥膜共混为驱动构建的 MBBR 耦合多段 AO 工艺在微生物多样性、参数调控和数据分析上存在多种组合和可能性,在实际工程应用中表现出综合的环境效应,根据不同进水水质和出水标准可以设计出更加合理、高效、节能降耗的污水处理新工艺。

4.3　MBBR 生物膜镜检分析

关联 MBBR 生物膜形态和微生物群落结构变化可辅助理解 MBBR 耦合多段 AO 工艺的强化脱氮

反应过程,并对 MBBR 技术的运行优化具有指导意义[8]。分别在第 1、10 d 和 20 d,从正常运行的好氧Ⅰ段反应池中取填料样品制片观察。由图 7(a)、图 7(b)和图 7(c)对比可知,第 1 d 填料表面无生物膜,第 10 d 可观察到填料表面有较薄且稀疏的斑点状浅黄色生物膜负载,表明填料上已形成部分生物膜;在第 20 d,填料表面生物膜形态均匀且厚度约为 0.2 mm,表明填料挂膜完成。污水活性污泥微生物中原后生动物丰度具有指示污泥性能、关联出水水质的作用[20],镜检发现生物膜污泥紧密,存有大量菌胶团和原后生动物,如累枝虫、轮虫、钟虫等,如图 7(d)和图 7(e)所示,此类原后生动物作为优势种出现可以认为该系统是较为成熟的生物膜系统,具备较好的污染物去除性能。

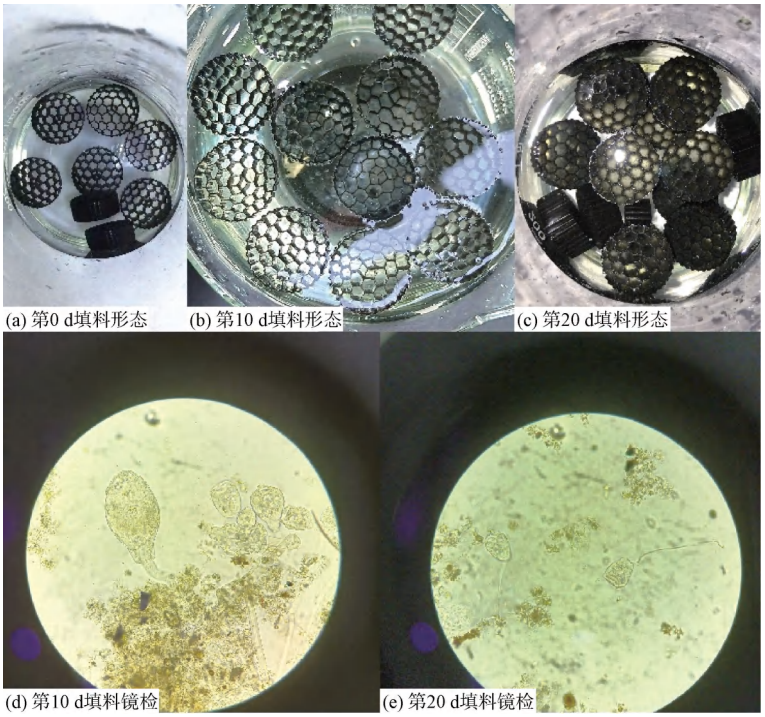


图 7 好氧Ⅰ段填料物理形态变化和微生物镜检图

Fig. 7 Physical Morphology Changes and Microscopic Examination of Aerobic Ⅰ Packing

在第 20 d 从生化系统获取游离活性污泥和好氧区填料生物膜样品分析微生物群落。样品的序列组成、操作性分类单元(OTU)数及微生物群落 alpha 多样性分析列于表 2 中:获得了 29 666 个有效序列,OTU 的数量为 1 093~1 121。第 20 d 好氧填料污泥的 Ace 指数、Chao 指数、Shannon 指数和 Simpson 指数均出现下降趋势,说明微生物多样性在减少。微生物序列组成、OTU 数、多样性和丰度的变化表明随着时间的推移,好氧填料生物膜负载的主要功能微生物在选择性富集。

表 2 样品 OTU、序列组成分析和 α 多样性参数统计

Tab. 2 OTU, Sequence Composition Analysis of Samples and α Diversity of Statistical Parameters

项目	序列数量	OTU 数量	Ace 指数	Chao 指数	Shannon 指数	Simpson 指数
游离活性污泥	29 666	1 121	1 258.94	1 249.26	5.39	0.011 7
好氧填料生物膜	29 666	1 093	1 251.78	1 248.41	5.36	0.011 5

基于 SILVL 数据库分类信息,对生化系统运行第 20 d 游离活性污泥和好氧区填料生物膜的高通量测序数据进行门、属水平上的分类分析。两个样品中门和属水平上的大量类群(相对丰度大于 1%)如图 8 所示。游离活性污泥和好氧区填料生物膜的优势菌群基本一致,但某些菌门和属的相对丰度存在一定差异,其中好氧区填料生物膜中优势菌群 Proteobacteria(变形菌门)、Nitrospirota(硝化螺旋菌门)相对丰度分别为 27.50%、3.19%,较游离活性污泥分别对应提高了 1.94%、0.39%;游离活性污泥优

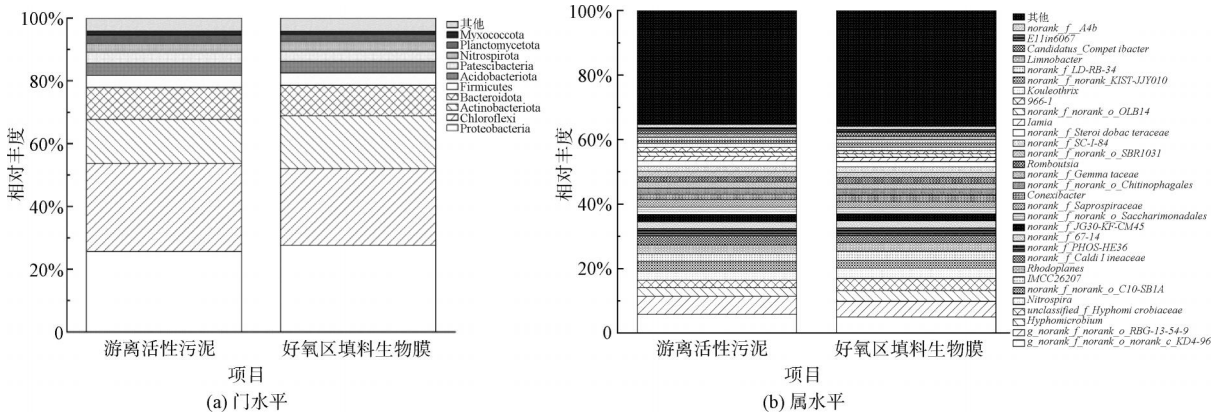


图 8　门和属水平上群落结构

Fig. 8　Community Structure at Phylum and Genus Level

势菌属 *Nitrospira*(亚硝酸盐氧化细菌)和 *Hyphomicrobium*(生丝微菌属)相对丰度分别为 2.80%、2.73%,好氧区填料生物膜对应分别上升至 3.20%、3.38%。*Nitrospira* 为亚硝酸盐氧化菌(NOB),将 NO_2^--N 氧化成硝酸盐,部分菌属也具备直接将氨氮氧化为 NO_3^--N 的能力;*Hyphomicrobium* 属于生丝微菌属,可利用有机物进行反硝化脱氮[10]。结果表明:好氧区填料已经成功负载了一定量的微生物,有助于提高生化系统有效污泥浓度;填料生物膜微生物群落结构在逐步发生变化,提升了优势菌属 *Nitrospira* 的相对丰度,为好氧区填料生物膜实现功能微生物的强化和富集提供依据。

5　总结

本文分析了市政污水处理厂采用 MBBR 耦合多段 AO 工艺的运行情况,通过调控运行参数,实现了高浓度含氮市政废水的高效去除,总结如下。

(1)泥膜共混生化系统连续运行 227 d,在氨氮、TN 进水质量浓度为 34.92、45.95 mg/L 高负荷冲击下,出水水质稳定达标,对应的去除率分别为 99.05%、83.57%,生化系统对氨氮、TN 的污泥负荷较挂膜前分别提高了 36.36%和 42.86%;在进水水质较为恶劣的旱冬季节,该生化系统针对特征污染物(COD_{Cr}、氨氮、TN)仍表现出稳定、高效去除特征。

(2)通过对各工艺段污染物消减分析,好氧Ⅰ段氨氮硝化速率为 7.27 mg/(L·h)、缺氧Ⅰ段 NO_3^--N 还原速率为 3.48 mg/(L·h),较传统工艺抗氮负荷冲击方面有明显提升。同时,由污染物物料平衡发现 MBBR 耦合活性污泥在精确曝气好氧区可产生同步硝化反硝化脱氮反应。

(3)MBBR 耦合多段 AO 工艺可实现污染物去除及微生物的分布在空间上的差异性分离,通过运行参数调控,结合生物膜和活性污泥中微生物之间交互作用,可实现多种脱氮路径的选择或合作,可能成为具有潜力的节能低耗污染控制新技术。

参考文献

[1] CHEN S Y, WU Z M, YU W B, et al. Formation harmfulness prevention control and treatment of waters eutrophication[J]. Environmental Science and Technology, 1999(2):12-16.

[2] FU B B, PAN J X, MA J D, et al. Evaluation of advanced nitrogen removal from coking wastewater using sulfide iron-containing sludge as a denitrification electron donor[J]. Environmental Science, 2018, 39(7): 3262-3270.

[3] BUSS S R, MORGAN P, et al. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes[J]. Water Research, 2008, 42(16): 4215-4232.

[4] 国家统计局, 环境保护部. 中国环境统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2016.
National Bureau of Statistics, Ministry of Environmental Protection. China yearbook of environmental statistics[M]. Beijing: China Statistics Press, 2016.

[5] WEI C H, LI Z M, PAN J X, et al. An oxic-hydrolytic-oxic process at the nexus of sludge spatial segmentation, microbial functionality, and pollutants removal in the treatment of coking wastewater[J]. Environmental Science, 2021(5): 1252-1262.

[6] 邱慎初, 丁堂堂. 分段进水的生物除磷脱氮工艺[J]. 中国给水排水, 2003, 19(4): 32-36.
QIU S C, DING T T. Step feed biological phosphorus and nitrogen removal process[J]. China Water & Wastewater, 2003, 19(4): 32-36.

[7] WANG D E, LU X C, PANG H T, et al. A pilot-scale study of hybrid system of biofilm and anoxic-oxic-anoxic process for enhanced nitrogen removal of municipal wastewater[J]. Journal

of Environmental Engineering, 2022, 16(3): 837-845.

[8] WU T, LING Y, WANG H Y, et al. Review on the research and application development of MBBR carrier [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(6): 988-995.

[9] 卢德强, 张喜宝, 张家鸣, 等. MBBR 工艺在城市污水处理厂提标改造中的应用分析[J]. 环境工程, 2023, 41(s1): 23-26.
LU D Q, ZHANG X B, ZHANG J M, et al. Application and analysis of mbbr process in the upgrading of urban sewage treatment plant[J]. Environmental Engineering, 2023, 41(s1): 23-26.

[10] 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.

[11] 仵晓辉, 刘真, 侯海明, 等. 西部高原某污水处理厂的 MBBR 改造效果分析[J]. 净水技术, 2023, 42(11): 166-172, 190.
WU X H, LIU Z, HOU H M, et al. Performance analysis of MBBR process reconstruction for a western plateau WWTP[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(11): 166-172, 190.

[12] 都雪晨, 黄华玲, 靳斌斌, 等. MBBR 和 MBR 工艺在南方某用地受限污水处理厂扩建及提标改造中的应用[J]. 净水技术, 2023, 42(5): 164-171.
DU X C, HUANG H L, JIN B B, et al. Application of MBBR and MBR processes in extention and upgrading project of a southern WWTP under limited land use[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(5): 164-171.

[13] 张申旺, 杨硕, 张向阳, 等. 某污水处理厂 MSBR 工艺升级改造为 MBBR 工艺的工程应用[J]. 净水技术, 2023, 42(10): 173-178.
ZHANG S W, YANG S, ZHANG X Y, et al. Engineering application of upgrading MSBR process to MBBR process in a sewage treatment plant [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(10): 173-178.

[14] 戴仲怡, 李瑞成, 王建兴. 多段强化脱氮 A^2/O 工艺用于大型半地下式污水处理厂[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 75-78.
DAI Z Y, LI R C, WANG J X. Application of multi-stage A^2/O process for enhanced nitrogen removal in large semi-underground Wastewater Treatment Plant[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16): 75-78.

[15] 王雪, 黎柳记, 戴仲怡. 前置调蓄池的改良型 A^2/O 工艺半地下式大型污水厂设计[J]. 中国给水排水, 2021, 37(6): 86-90.
WANG X, LI L J, DAI Z Y. Design of semi-underground large-scale sewage treatment plant with improved A^2/O process with pre-storage tank[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(6): 86-90.

[16] 杨平, 周家中, 管勇杰, 等. 基于 MBBR 的 AAO 和 Bardenpho 工艺改造效果对比[J]. 中国给水排水, 2021, 37(7): 11-19.
YANG P, ZHOU J Z, GUAN Y J, et al. Comparison of AAO and Bardenpho processes transformation effect based on MBBR [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(7): 11-19.

[17] ZHANG T, WANG B, LI X Y, et al. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 335: 330-337. DOI: 10.1016/j.cej.2017.09.188.

[18] GAO X J, ZHANG T, WANG B, et al. Advanced nitrogen removal of low C/N ratio sewage in an anaerobic/aerobic/anoxic process through enhanced post-endogenous denitrification [J]. Chemosphere, 2020, 252: 126624. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126624.

[19] MA J D, PAN J X, LI Z M, et al. Performance and mechanisms of advanced nitrogen removal via FeS-driven autotrophic denitrification coupled with ANAMMOX [J]. Environmental Science, 2019, 40(8): 3683-3690.

[20] 孙晓, 江婕, 王强, 等. 大型污水厂中填料对 A^2O 系统微生物种群的影响[J]. 中国给水排水, 2022, 38(7): 63-68.
SUN X, JIANG J, WANG Q, et al. Effect of suspended carrier on microbial community in A^2O system in a full scale wastewater treatment plant[J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(7): 63-68.

(上接第 100 页)

[3] 马丽媛, 邓林, 王庆, 等. 市政污水再生处理 RO 系统脱盐率周期衰减机制分析[J]. 净水技术, 2020, 39(9): 121-126.
MA L Y, DENG L, WANG Q, et al. Analysis of mechanism for periodic desalination decline of reverse osmosis system for municipal wastewater reclamation [J]. Water Purification Technology, 2020, 39(9): 121-126.

[4] 张子潇, 魏屹, 张宏宇, 等. 不同生物污染控制条件下对反渗透污染的控制效果[J]. 中国给水排水, 2019, 35(23): 96-99.
ZHANG Z X, WEI Q, ZHANG H Y, et al. Control effect of RO membrane fouling under different biofouling control conditions [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(23): 96-99.

[5] 薛伟, 焦春联, 靳亚鹏, 等. 国产 RO 膜用阻垢剂 DM101 性能对比及工程应用[J]. 净水技术, 2020, 39(6): 161-166.
XUE W, JIAO C L, JIN Y P, et al. Performance comparison and engineering application of home-made RO membrane scale inhibitor[J]. Water Purification Technology, 2020, 39(6): 161-166.