



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201903177

中图分类号 X703

文献标识码 A

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.

北方某污水厂 MBBR 工艺升级改造后的高效脱氮除磷效果

栾志翔¹, 吴迪^{2,*}, 韩文杰², 井添祺²

1. 青岛市团岛污水处理厂, 青岛 266500

2. 青岛思普润水处理股份有限公司, 青岛 266510

第一作者: 栾志翔(1963—), 男, 本科, 高级工程师。研究方向: 污水脱氮除磷。E-mail: 18563979729@163.com

*通信作者: 吴迪(1985—), 男, 博士, 高级工程师。研究方向: 污水脱氮除磷。E-mail: hitwudi@126.com

摘要 为研究北方某污水厂经过 MBBR 提标改造后, 在秋冬季进水碳源较低条件下生化段脱氮除磷率高于理论值的原因, 采用沿程水质测定法及小试实验的方法验证其脱氮除磷效果, 并通过基于 16S rRNA 的高通量测序对好氧段微生物菌群进行分析。结果表明, 系统在好氧区存在显著的 TN 去除, 去除率约占 15%~20%, 在缺氧区存在显著的 TP 去除, 去除率高达 63.04%, 显示系统内发生了同步硝化反硝化(SND)和反硝化除磷现象。通过小试实验验证了好氧 SND 现象主要来自于悬浮载体, 得益于悬浮载体生物膜功能菌分层分布; 反硝化除磷现象则得益于系统较长的缺氧停留时间及较短的泥龄。系统中 SND 和反硝化除磷的存在是系统在低碳源消耗条件下取得高效脱氮除磷效果的主要原因; 微生物菌群分析验证了 SND 现象主要来源于悬浮载体; 悬浮载体上硝化菌群相对丰度为 28.56%, 是污泥的 14 倍, 反硝化菌相对丰度约 8.34%, 为 SND 效果的发生提供了微观保证; 污泥中存在 *Candidatus Accumulibacter*、*Acinetobacter* 和 *Tetrasphaera*, 为该污水厂存在反硝化除磷及高效除磷现象提供了微观证据。

关键词 移动床生物膜工艺; 悬浮载体; 同步硝化反硝化; 反硝化除磷; 污水处理厂

常规硝化反硝化需要在 2 个反应器内完成, 有研究^[1]表明, 在有氧条件下, 不同的生物处理系统中可能会出现同步硝化反硝化(simultaneous nitrification and denitrification, SND), 在提高 TN 的去除率的同时, 可降低碳源投加量。同步硝化反硝化与多种因素有关, 如 DO、pH、C/N、温度、污泥龄等, 作为一种经济有效的工艺, 目前已成为研究及应用的热点。在 MBBR 工艺中好氧悬浮载体区发生 SND 现象被多次报道^[2], 北方某采用新型悬浮载体强化脱氮除磷工艺(A²/O-MBBR)污水处理厂在进水碳源不足、总回流比为 200%、碳源投加量为 10 mg·L⁻¹的条件下, TN 去除率均值达到 89.71%, 存在明显的 SND 现象, 强化了系统整体脱氮能力^[3]。

针对反硝化除磷技术的研究在我国起步较晚, 但由于其高效的除磷特性及较高的碳源利用率而在污水处理领域备受关注, 在反硝化除磷过程中, 反硝化聚磷菌(DPB)可以在缺氧条件下, 利

收稿日期: 2019-03-27; 录用日期: 2019-09-25

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07106005); 青岛市民生科技计划项目(18-6-1-100-nsh)

用硝酸盐作为电子受体吸收磷,其代谢特性与常规好氧聚磷菌(PAO)相似,除磷效能也与好氧聚磷相当^[4]。目前,关于反硝化除磷工艺的研究主要集中在利用A²/O、SBR、UCT等工艺自主培养驯化DPB,研究DPB的培养驯化方法、富集条件以及影响因素等。有研究^[2]表明,适当的好氧条件有利于维持活性污泥中DPB的反硝化聚磷活性,在连续厌氧/缺氧运行条件下,DPB会逐渐失去聚磷和释磷能力^[5]。因此,后续的研究发现,具有脱氮除磷功能的污水处理工艺在厌氧、缺氧、好氧交替的条件下运行,活性污泥中会存在数量可观的反硝化聚磷菌^[6]。

近年来,移动床生物膜工艺(MBBR)在国内广泛应用,尤其在A²/O工艺的嵌入式改造上有大量应用案例。由于MBBR多与活性污泥相嵌合形成泥膜复合工艺,使得系统内形成了悬浮态泥龄和附着态泥龄的双泥龄结构,可有效去除有机物及氮、磷等物质,投加悬浮载体后形成的泥膜复合工艺对生活污水以及工业废水均有良好的处理效果。而悬浮载体生物膜分层分布的特点,也为其存在SND奠定了良好基础。

北方某污水处理厂,其设计规模10万m³·d⁻¹,2010年采用改良A²/O-MBBR工艺进行升级改造,出水执行一级A标准,已稳定运行8a。本研究首先针对污水厂的处理效果分析了实际TN、TP去除率与理论值的差异,之后通过硝化小试及反硝化除磷实验分别验证了SND及反硝化除磷现象的存在,并通过高通量测序为SND及DPB现象提供微观保证,为类似污水厂运行及相关技术的工程应用提供基础数据。

1 污水厂运行概况

北方某污水处理厂,主体工艺为改良A²/O,其生化池从进水端到出水端,依次为预缺氧区、厌氧区、缺氧区、好氧区,HRT分别为1、1.6、10、11.2h。各反应区DO动态监测值分别为0~0.1、0、0~0.1、2.0~3.0mg·L⁻¹,生化池污泥浓度为2.5~4.5g·L⁻¹。缺氧区投加25%含量醋酸钠约5t·d⁻¹,相当于10mg·L⁻¹的BOD当量。混凝剂采用聚合氯化铁,好氧区的溶解氧实测值为2~3mg·L⁻¹,内外回流比分别为250%和100%。污水厂设计进出水水质见表1。在生化段好氧区“镶嵌”MBBR工艺,投加SPR-I型悬浮载体,悬浮载体直径为25mm,厚为10mm,有效比表面积大于450m²·m⁻³,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体》(CJ/T461-2014)行业标准。挂膜前,其密度略小于水的密度,约为0.94~0.97g·cm⁻³;挂膜后,密度与水接近,为1.000~1.003g·cm⁻³。在好氧区全池投加时,填充率为30%,挂膜完成后的悬浮载体如图1所示。成熟的悬浮载体生物膜厚度适中,为60~150μm,生物膜颜色呈现深褐色。

表1 污水厂生化段设计水质
Table 1 Design water quality of the biological tank in WWTP mg·L⁻¹

水质参数	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP
设计进水	800	400	30	100	12
秋冬进水	391	188	54	65	4.8
设计出水	50	10	5(8)	15	0.5
控制出水	35	8	1.5	12	0.3

注:本项目针对出水NH₃-N在不同季节设置不同浓度限值,夏季要求出水标准为5mg·L⁻¹,冬季则为8mg·L⁻¹。



图1 成熟悬浮载体

Fig. 1 Mature suspending carrier

2 实验部分

2.1 沿程水质测定

生化段沿程测定样品包括生化池进水、厌氧池出水、缺氧池出水、好氧池出水以及二沉池出

水, 取样点均位于功能区出水口, 每间隔 2~3 h 取样, 取 3 次后, 做混合样测定。所有样品先快速沉淀后取上清液, 取回后及时进行预处理, 将 3 次样品等量混合均匀后测定氨氮、硝氮、TN、TP、COD。

2.2 小试实验

采用生化池缺氧区出水经沉淀后的上清液以及好氧区末端活性污泥进行硝化速率的测定。小试实验同批分别设置纯膜、纯泥、泥膜复合系统。纯膜系统仅投加悬浮载体, 填充率为 30%; 纯泥系统不投加悬浮载体, 污泥浓度为 $3.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; 在泥膜复合系统内, 直接取固定体积好氧区内悬浮载体及污泥混合物, 经 $10 \mu\text{m}$ 滤袋过滤截留活性污泥和悬浮载体, 后换水至相同体积, 维持污泥浓度为 $3.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 与原池一致, 悬浮载体填充率为 30%。小试期间, 系统温度为 $7\sim 10 \text{ }^\circ\text{C}$, 溶解氧为 $4.0\sim 6.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 定时取样并对水样的氨氮、硝氮进行测定。

采用生化段好氧区末端活性污泥, 经充分曝气并用中水淘洗后进行活性污泥除磷效果的测定。将活性污泥置于密闭容器中, 加入 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 碳源 (NaAc), 分别于 0、10、20、30、60、90 min 取样, 测定样品中磷酸盐含量; 释磷结束后, 在反应器中加入 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的硝酸钾, 分别于 0、20、40、60、90、150、210、270、330 min 取样, 测定磷酸盐及硝酸盐氮的含量。

2.3 指标测试

沿程样及小试样品的相关常规指标均采用《水和废水监测分析方法 (第 4 版)》中的方法测定。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法; 碱度采用酸碱指示剂滴定法测定; PO_4^{3-} 采用钼锑抗分光光度法测定; TP 采用过硫酸钾消解法测定; COD 采用重铬酸盐消解法测定; pH、DO 采用 WTW Multi-3430i 测定。

2.4 高通量测序

采用试剂盒 (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 试剂盒检测基因组 DNA 浓度。PCR 扩增所用引物为 341F/805R。PCR 产物进行琼脂糖电泳, 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, 按照 1:1 的等量混合后测序, 等量混合时, 每个样品 DNA 量取 10 ng , 最终上机测序样品量为 20 pmol , 通过 Illumina Miseq 测序平台完成对样品高通量测序。

采用 UPARSE 7.1 软件, 根据 97% 的相似度进行 OTU 聚类; 使用 UCHIME 软件剔除嵌合体。利用 RDPclassifier 对每条序列进行物种分类注释, 比对 Silva 数据库 (SSU123), 设置比对阈值为 70%。

3 结果与讨论

3.1 生化池处理效果

本研究跟踪了污水厂 2018 年 9 月至 2019 年 2 月秋冬季节生化段水质指标, 此阶段进水水温仅为 $7\sim 10 \text{ }^\circ\text{C}$, 水质指标如表 2 所示。污水厂投加 25% 乙酸钠约 $5 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 作为碳源, 供反硝化利用, 相当于 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 BOD_5 。由表 2 可知, 系统的氮磷去除效果较优, 氨氮去除率为 99.3%, TN 去除率为 87.4%, TP 去除率为 91.9%, 但系统的碳源严重不足。理论上, 反硝化所需的 C/N 为 2.86, 考

表 2 污水厂生化段水质
Table 2 Actual water quality of biological tank in WWTP $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

检测样品	COD	BOD_5	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TN	TP
实际进水水质	390.7±109.6	188.1±35.6	54.1±5.8	3.7±1.7	64.9±11.9	4.8±1.1
实际出水水质	20.1±14.1	3.0±2.0	0.37±0.45	7.8±1.2	8.2±2.0	0.39±0.25

虑生物同化 C/N 应在 3.57, 再结合回流携带溶解氧的影响, 一般工程中, C/N 须为 4~5.5, 如果再考虑生物除磷的碳源消耗, 则 C/N 须为 5~6。系统进水 C/N 仅为 2.90:1, C/P 为 39.2:1, 考虑投加碳源后进水 C/N 也仅提高至 3.05:1, 虽然高于反硝化的理论值 (2.86:1), 但实际的氮磷去除率较高, 而碳源消耗更少。从 A²/O 工艺的角度看, 87.4% 的 TN 去除率理论上需要 693% 的总回流比, 而实际的总回流比仅为 350%, 与理论值偏差较大。这种异常的碳源消耗及低回流比下的高 TN 去除表明, 系统内可能发生了区别于传统硝化、反硝化的反应, 提高了氮磷去除率。

3.2 TN 去除效果分析

为进一步分析系统的氮磷高效去除现象, 在 2018 年 11 月至 2019 年 1 月 (1~120 d), 对生化池进行了沿程测定和分析, 结果如图 2 和图 3 所示。设置进水流量为 Q , 系统内回流比为 250%, 外回流比为 100%, 由此核算厌氧池内总计流量为 $2Q$ (流量倍数), 缺氧及好氧池内总计流量为 $4.5Q$ 。系统进水氨氮为 $52.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水氨氮为 $0.99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮去除率为 98.1%, 基本发生在 MBBR 好氧池, 未观察到厌/缺氧池中的氨氮明显去除。系统进水 TN 为 $62.53 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 TN 为 $7.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 去除率为 87.39%, 各功能区实际进水 TN 浓度为上一功能区出水 TN 浓度与流量倍数之积, 加上该功能区回流的 TN 浓度与回流流量倍数乘积; 因此, 各功能区去除 TN 量为实际的进水 TN 浓度与出水 TN 浓度差值; 相应地, 以生化段进水 TN 为基数, 各功能区的 TN 去除率为该功能区内去除 TN 浓度与总流量倍数之积, 除以生化段进水 TN 浓度。以此计算, 系统沿程各功能区均有 TN 去除效果。以进水 TN 为基数, 厌氧区实际进水 TN 为 $33.97 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 TN 为 $27.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 流量为 $2Q$, TN 去除率为 22.76%, 缺氧区实际进水 TN 为 $16.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 TN 为 $10.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 流量为 $4.5Q$, TN 去除率 44.51%, 好氧区实际进水 TN 为 $10.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 TN 为 $7.40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 流量为 $4.5Q$, 核算好氧区 TN 去除率为 20.12%, 同步硝化反硝化率达到 28.57%。好氧区的 TN 去除现象预示着好氧区存在稳定的 SND 过程。如图 3 所示, 以系统初始 TN 为基数, 以反应前后系统 TN 差值核算 SND 对 TN 的去除率, 结果表明 SND 对于 TN 去除率一般在 15%~20%。MBBR 在好氧区发生 SND 现象的报道^[7-8]屡见不鲜, 有研究^[9]发现, 在生化段 MBBR 区, 总氮去除率高达 27.4%, SND 效果较好。好氧区既存在悬浮态的活性污泥, 又存在附着态的生物膜。生物膜内部环境各种物质 (有机物、DO 等) 存在的传质梯度和各类微生物的代谢活动及其相互作用所形成的微环境是引起 SND 的主要因素^[10-11]。由于系统内 DO 为 $2\sim 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 对于活性污泥难以达到缺氧环境, 推测是生物膜上发生了 SND 现象。DO 在膜内的扩散情况是保证 SND 能否实现的关键因素^[12]。生物膜分层分布的特点使其存在典型的缺/好氧微环境。生物膜外层形成好氧生物膜, 硝化菌群得以附着并氧化氨氮; 内层则形成厌/缺氧生物膜, 具备反硝化功能的菌群能够得以生长并将氨氮的氧化产物还原为氮气实现脱氮。

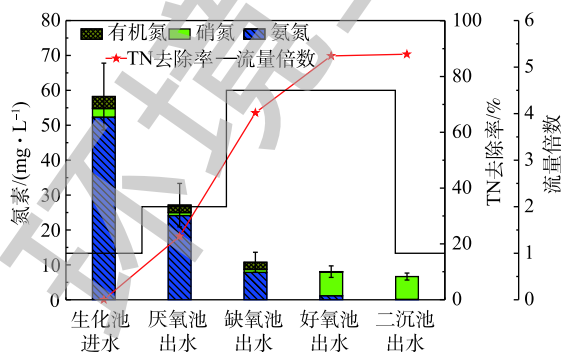


图 2 沿程断面氮素的变化

Fig. 2 Variations of nitrogen along the tank

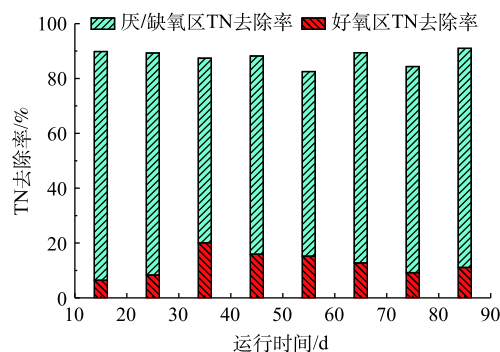


图 3 各功能区 TN 去除占比

Fig. 3 TN removal ratio in different functional zone

为进一步分析污水处理系统中 SND 现象的来源，取好氧池内挂膜成熟的悬浮载体以及好氧池污泥进行小试实验，结果如图 4 所示。在起始氨氮浓度为 $13\sim 15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的情况下，经 7 h 反应后，3 组小试实验中氨氮浓度均降至 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。纯泥、纯膜和泥膜混合的氨氮去除率分别为 92.98%、98.25% 和 98.78%，氨氧化容积负荷分别为 0.042 、 0.047 、 $0.051\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。TIN 在反应开始阶段有小幅上升，可能是由于原水中含有少部分有机氮转化为无机氮所致。在含有悬浮载体的反应器中，氨氮的去除明显高于硝酸盐氮的生成，即系统整体 TIN 均呈下降的趋势，纯泥、纯膜和泥膜系统 TIN 分别下降了 0.26 、 2.96 、 $3.27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在纯膜、泥膜系统中，存在明显的反硝化现象，而纯泥系统中 TIN 去除较少。由此可以推测，系统中的 SND 现象主要来源于悬浮载体，且同步硝化反硝化率分别为 1.41%、15.36%、16.52%。

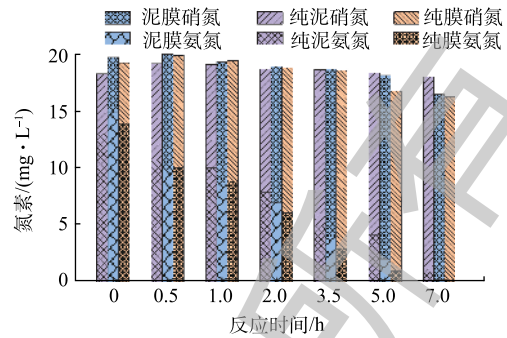


图 4 纯泥、纯膜和泥膜混合小试中氨氮浓度的变化

Fig. 4 Variations of ammonia and nitrate contents in sludge, pure MBBR, and IFAS

SND 受 DO、碳源等多个因素的影响。由于溶解氧传递时存在局限性^[13-15]，在生物膜内产生溶解氧梯度，即生物膜的外表面溶解氧浓度较高，好氧菌、硝化菌占有优势；深入到生物膜内部，溶解氧大量消耗以及氧传递受到限制，产生微缺氧区，以反硝化菌为主，从而为 SND 的产生提供了必要的条件。反硝化过程需要充足的有机物^[16]，由于好氧悬浮载体区有机物含量已很低，进一步推测 SND 的碳源可能与生物膜的内碳源相关。

3.3 磷素去除效果分析

系统较高的 TP 去除率同样引起了关注，在测定沿程氮素变化的同时，对 TP 的去除效果亦进行了测试，结果如图 5 和图 6 所示。由图 5 可知，厌氧区释磷比(厌氧出水 TP/实际生化池进水 TP)为 1.23~3.21，显示出了良好的厌氧释磷效果。由于系统来自于原位改造，原设计中设置了预缺氧区，为厌氧区的厌氧环境提供了保证，厌氧段 ORP 为 $-370\sim -290\text{ mV}$ ，预缺氧段消耗了回流污泥中携带的 DO 和硝酸盐，为厌氧条件的创造奠定了基础^[17]。至缺氧末端时，系统的 TP 去除率已达到 63.04%，TP 在好氧区平均去除率为 23.11%。由图 6 可知，整个研究周期 TP 在缺氧段均有显著的去除，且对于 TP 去除率的贡献均超过了好氧段，这显示出系统已出现典型的反硝化除磷效果。反硝化聚磷菌 (DPB) 是一类在厌氧/缺氧交替环境下富集的微生物，其能够以硝酸盐作为电子受体，可利用同一碳源在同一环境中实现反硝化和聚磷^[18]，从而极大地节约碳源。

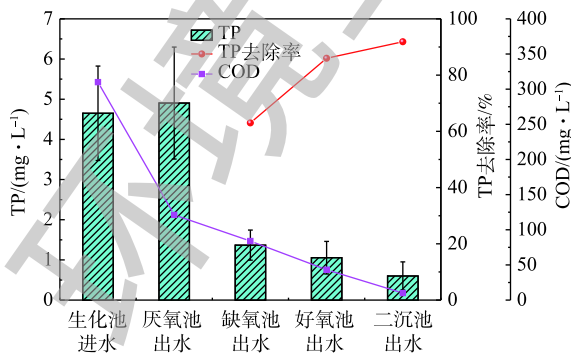


图 5 沿程断面 TP 变化

Fig. 5 Virations of TP along the tank

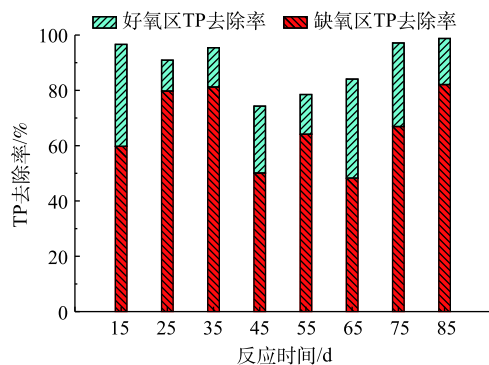


图 6 各功能区 TP 去除效果

Fig. 6 TP removal ratio in different functional zone

为进一步分析该污水厂污泥反硝化除磷效果, 取好氧末端活性污泥进行除磷小试, 厌氧释磷及反硝化聚磷效果见图7。在厌氧阶段, 聚磷菌分解体内积聚的磷产生能量, 一部分供自身生存, 另一部分供聚磷菌吸收有机物转化成的乙酸苷, 从而转化为 PHB 储存于体内, 被分解的磷释放到污水中, 致使磷酸盐浓度升高^[17]。厌氧释磷结束时, 磷酸盐浓度由 $4.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增至 $16.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 厌氧释磷阶段的释磷速率为 $0.566 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。在 90 min 时, 向系统内投加硝酸盐, 在缺氧条件下, 聚磷菌以硝酸盐氮作为电子受体氧化体内 PHA, 产生的能量用于超量吸收水体中的正磷酸盐, 并以聚磷的形式储存在细胞体内。缺氧阶段进行至 5.5 h, 磷酸盐浓度降至 $3.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时吸磷的速率为 $0.188 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。

正常情况下, 普通反硝化异养菌反硝化速率远高于反硝化聚磷菌利用体内储存的 PHA 进行反硝化速率, 因此, 只有提供足够的电子受体或降低有机物含量, 限制异养菌反硝化, 才能提高反硝化除磷效果^[19-21]。实验结果显示, 吸磷量和反硝化量比值 (P/N) 为 1.001, 这表明系统中反硝化产生的能量与缺氧吸磷耦合良好, 可减少反硝化产能的无谓消耗, 反映了系统活性污泥中反硝化除磷微生物的主导作用^[18]。系统在改造中, 扩大了缺氧区池容, 缺氧区 HRT 由 6 h 提升至 10 h, 为充分反硝化除磷创造了条件, 反硝化聚磷菌可利用硝酸盐为电子受体进行吸磷。而缺氧 HRT 的增加是建立在好氧区 HRT 缩小并在投加悬浮载体的基础之上的。悬浮载体的进一步投加, 释放了系统的悬浮态污泥龄, 在运行中, 冬季污泥龄始终为 12 d 左右, 可为生物除磷创造良好条件。

3.4 MBBR 系统微生物分析

为进一步分析系统 SND 及反硝化除磷现象的微观基础, 对该污水厂好氧池末端污泥及挂膜悬浮载体进行了高通量测序, 属水平物种相对丰度如图8所示。取样时, 系统内污泥浓度为 $2.86 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, VSS/SS=0.71; 悬浮载体上污泥量为 $9.07 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, VSS/SS=0.89。悬浮载体中优势菌群主要包括 *Nitrospira*(硝化螺旋菌属)、*Caldilineaceae*(暖绳菌属); 污泥中相对丰度较高的微生物包括 *Ornithinibacter*、*Nitrospira*(硝化螺旋菌属)、*Caldilineaceae*(暖绳菌属)、*Denitratisoma*(反硝化菌)、*Candidatus Microthrix*(微丝菌属)、*Trichococcus*(束毛球菌属)等。系统中 AOB 主要为 *Nitrosomonas*(亚硝化单胞菌属), 该菌属在悬浮载体生物膜和污泥中的相对丰度分别仅为 0.88% 和 0.19%。

Nitrospira 是主要的 NOB 菌属, 在悬浮载体生物膜和污泥上的相对丰度分别为 28.59% 和 2.04%, 说明 *Nitrospira* 更容易以附着态形式存在。因此, 其在悬浮载体中相对丰度较大,

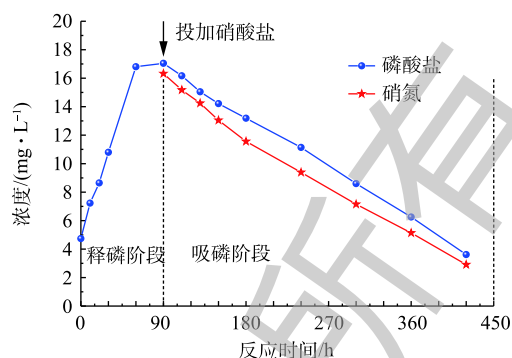


图7 厌氧释磷及反硝化聚磷效果

Fig. 7 Effect of anaerobic phosphorus release and denitrifying phosphorus accumulation

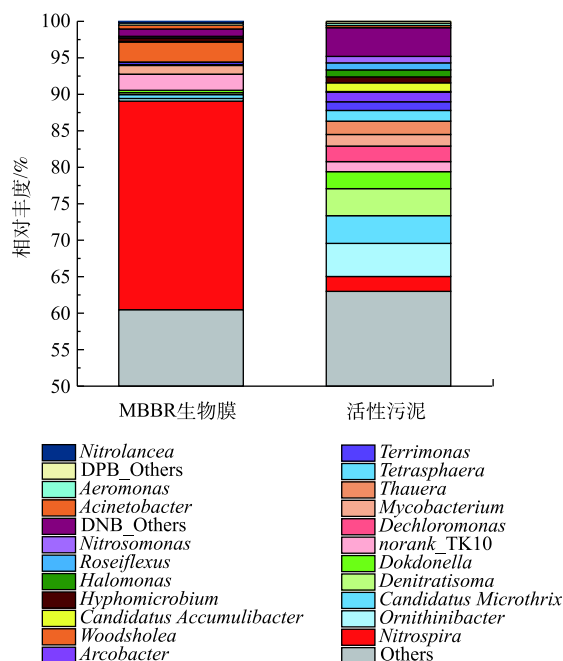


图8 属水平物种相对丰度

Fig. 8 Relative abundance distribution of microbes at genus level

约为污泥中的14倍; *Nitrospira* 在污泥中的相对丰度也高于传统污水厂的报道, 可能是悬浮载体生物膜脱落后, 对污泥进行了接种, 使之在污泥中也能够维持一定的比例。有研究^[22-23]发现, *Nitrospira* 兼具 AOB 和 NOB 功能, 因此, 系统内虽未发现相对丰度较高的 AOB 菌属, 但依然展示出良好的硝化状态, 这可能与 *Nitrospira* 相关。此外, 该菌属适宜生存在低氨氮环境中, 可以作为出水水质较好和稳定的指示性微生物, 因此, *Nitrospira* 作为硝化菌中优势种属也反映了水厂处理效果较为良好。结合对悬浮载体生物膜和好氧污泥进行生物量测定, 确定系统中 93% 的硝化过程来自悬浮载体生物膜, 显示了悬浮载体对硝化反应的贡献极大。

悬浮载体生物膜上具有反硝化功能的菌种包括 *Dokdonella*、*Denitratisoma*、*Dechloromonas*, 反硝化菌总相对丰度为 8.34%; 污泥中具有反硝化功能的菌种包括 *Denitratisoma*、*Dokdonella*、*Dechloromonas*, 其占比分别为 3.7%、2.34%、2.13%, 反硝化菌总相对丰度为 18.28%。悬浮载体生物膜上反硝化菌的存在为 SND 现象提供了微观证据。除磷效果较好时, 以 *Proteobacteria*(变形杆菌)、*Acidobacteria*(产酸杆菌) 等聚磷菌为优势菌属, 实验结果表明污泥和悬浮载体中分别含有 0.76% 和 2.04% 的 *Acidobacteria*, 这说明系统除磷效果较好。另外, 在污泥和悬浮载体中分别检测出 1.20% 和 0.02% 的 *Candidatus Accumulibacter*(聚磷菌) 以及 0.3% 和 0.51% 的 *Acinetobacter*(不动杆菌)。不同运行条件下的除磷系统微生物组成会有很大的不同, 生物除磷不是单一的菌种在起作用^[24]。*Candidatus Accumulibacter* 是目前研究者普遍接受的具有除磷能力的菌属, KONG 等^[25]利用显微放射自显影 (MAR)-FISH 技术证明了 *Candidatus Accumulibacter* 属在不同条件下能够利用 O_2 、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 作为电子受体吸磷, 这说明该菌属部分菌种具备反硝化除磷性能。WAGNER 等^[26]采用 FISH 技术, 通过设计探针 ACA23a 测得 *Acinetobacter* 是优势除磷菌属。OKUNUKI 等^[27]通过小试实验探究了除磷现象和微生物群落结构的关系, 发现 *Acinetobacter* 具备反硝化除磷功能。*Tetrasphaera* 菌属是 2000 年前后由 KAMAGATA 等^[28]和 MASZENAN 等^[29]从活性污泥中分离出的具有聚磷能力的菌属, 并被确认为是一种新型的 PAOs, 在检测中发现污泥和悬浮载体中含有 1.47% 和 0.07% 的 *Tetrasphaera*, *Tetrasphaera* 类 PAOs 具有发酵特性并能直接利用葡萄糖和氨基酸进行厌氧释磷, 且 *Tetrasphaera* 可以与 *Accumulibacter* 协同共生, 强化生物除磷作用。*Candidatus Accumulibacter* 和 *Acinetobacter* 以及 *Tetrasphaera* 的检出, 为该污水厂存在反硝化除磷现象以及高效的生物除磷作用提供了微观证据。

4 结论

1) 污水厂采用 MBBR 升级改造后, 在进水投加碳源后、C/N 仅为 3.05 的情况下, 秋冬季生化段 TN 去除率高达 87.4%, TP 去除率为 91.9%。

2) 系统在好氧区存在显著的 TN 去除, 约占 15%~20%, 在缺氧区存在显著的 TP 去除, 占 63.04%, 由此推测发生了同步硝化反硝化 (SND) 和反硝化除磷现象; SND 和反硝化除磷是系统高效脱氮除磷而低碳源消耗的主要原因; SND 现象主要来源于悬浮载体; 反硝化除磷现象则得益于系统较长的缺氧停留时间及较短的泥龄。

3) 悬浮载体上硝化菌群相对丰度为 28.56%, 是污泥的 14 倍, 反硝化菌相对丰度约为 8.34%, 为 SND 效果的发生提供了微观保证; 检测到污泥与悬浮填料中存在具备反硝化除磷功能的菌种, 为该污水厂存在反硝化除磷现象及高效生物除磷现象提供了微观证据。

参考文献

- [1] 郭滢含. 强化 SBR 同步硝化反硝化处理生活污水脱氮效能研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2018.
- [2] 张新波, 宋姿, 祁丽, 等. 聚氨酯海绵载体填充率对 MBBR 脱氮的影响[J]. 中国给水排水, 2017, 33(15): 78-81.

- [3] 杨晓美, 宋美芹, 吴迪, 等. 新型悬浮载体强化脱氮除磷技术用于高标准污水处理[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 97-102.
- [4] 王亚宜, 彭永臻, 潘绵立, 等. 生物除磷系统聚糖菌的代谢机理及菌群结构[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2008, 40(8): 1319-1324.
- [5] 豆俊峰, 罗固源, 季铁军. SUFR脱氮除磷系统中反硝化聚磷菌的性能研究[J]. 水处理技术, 2005, 31(6): 28-31.
- [6] 王亚宜, 王淑莹, 彭永臻. MLSS、pH及NO₂-N对反硝化除磷的影响[J]. 中国给水排水, 2005, 21(7): 47-51.
- [7] 杨晓美, 宋美芹, 吴迪, 等. 新型悬浮载体强化脱氮除磷技术在地表IV类水处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 97-102.
- [8] 杨宇星, 吴迪, 宋美芹, 等. 新型MBBR用于地表IV类水排放标准升级改造[J]. 中国给水排水, 2017, 33(14): 93-98.
- [9] 吴迪, 李闯修. 北方某污水厂Bardenpho-MBBR改造运行分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(9): 106-110.
- [10] 曹文娟, 徐祖信, 王晟. 生物膜中同步硝化反硝化的研究进展[J]. 水处理技术, 2012, 38(1): 1-5.
- [11] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. 不同C/N比和碳源种类条件下的SNAD生物膜脱氮性能[J]. 中国环境科学, 2017, 37(4): 1331-1338.
- [12] CAO Y, ZHANG C, RONG H, et al. The effect of dissolved oxygen concentration(DO) on oxygen diffusion and bacterial community structure in moving bed sequencing batch reactor (MBSBR)[J]. *Water Research*, 2017, 108: 86-94.
- [13] 叶建锋. 废水生物脱氮处理新技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.
- [14] 周少奇. 同时硝化反硝化生物脱氮技术研究进展[J]. 环境技术, 2002, 20(2): 38-40.
- [15] KLANGDUEN P, KELLER J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification(SND)[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(6): 61-68.
- [16] 杨帅, 杨凤林, 付志敏. 移动床膜生物反应器同步硝化反硝化特性[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 803-808.
- [17] HU J Y, ONG S L, NG W J, et al. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors[J]. *Water Research*, 2003, 37(14): 3463-3471.
- [18] 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.
- [19] 吕小梅. 反硝化除磷菌群结构与工艺调控策略[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [20] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及ORP的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [21] 王晓莲, 王淑莹, 彭永臻. A²/O³工艺强化反硝化除磷体系中微生物特性分析[J]. 应用与环境生物学报, 2007, 13(3): 401-407.
- [22] VAN KESSEL M A H J, SPETH D R, ALBERTSEN M, et al. Complete nitrification by a single microorganism[J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 555-559.
- [23] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria[J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 504-509.
- [24] 李博晓. 反硝化除磷系统中聚磷菌菌群功能与群落分布研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2013.
- [25] KONG Y, NIELSEN J L, NIELSEN P H. Microautoradiographic study of rhodocyclus-related polyphosphate-accumulating bacteria in full-scale enhanced biological phosphorus removal plants[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70(9): 5383-5390.
- [26] WAGNER M, ERHART R, MANZ W, et al. Development of an rRNA-targeted oligonucleotide probe specific for the genus

- Acinetobacter* and its application for in situ monitoring in activated sludge[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 1994, 60(3): 792-800.
- [27] OKUNUKI S, KAWAHARASAKI M, TANAKA H, et al. Changes in phosphorus removing performance and bacterial community structure in an enhanced biological phosphorus removal reactor[J]. *Water Research*, 2004, 38(9): 2433-2439.
- [28] KAMAGATA Y, LIU W T, NAKAMURA K, et al. *Tetrasphaera elongata* sp. nov. a polyphosphate-accumulating bacterium isolated from activated sludge[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2002, 52(3): 883-887.
- [29] MASZENAN A M, SEVIOUR R J, PATEL B K, et al. THREE isolates of novel polyphosphate-accumulating gram-positive cocci, obtained from activated sludge, belong to a new genus, *Tetrasphaera* gen. nov., and description of two new species, *Tetrasphaera japonica* sp. nov. and *Tetrasphaera australiensis* sp. nov.[J]. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2000, 50(2): 593-603.

(本文编辑：曲娜，郑晓梅，张利田)

Effect of high efficiency nitrogen and phosphorus removal in a wastewater treatment plant in north China

LUAN Zhixiang¹, WU Di^{2,*}, HAN Wenjie², JING Tianqi²

1. Qingdao Tuandao Wastewater Treatment Plant, Qingdao 266500, China

2. Qingdao Spring Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266510, China

*Corresponding author, E-mail: hitwudi@126.com

Abstract In order to study the reason why the nitrogen and phosphorus removal rate of a sewage plant in north China was higher than the theoretical value under the condition that the carbon source of water inlet was lower in autumn and winter after MBBR upgrading. The removal effect of nitrogen and phosphorus was verified by the method of water quality determination along the route and small experiments, and the microbial community in aerobic segment was analyzed by high-throughput sequencing based on 16S rRNA. The results show that TN removal rate of the system is about 15%~20% in aerobic area, in anoxic zone, TP removal rate was 63.04%, which indicated that SND and DPB occurred in the system. The lab-scale experiment showed that the phenomenon of aerobic SND mainly came from suspended carrier, which was due to the layered distribution of functional bacteria on the biofilm of suspended carrier and the enrichment of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria at the same time. DPB phenomenon is due to the long anoxic residence time and short mud age, which makes DPB bacteria enriched in the system. The existence of SND and DPB in the system is the main reason for the high efficiency of nitrogen and phosphorus removal. Microbiological analysis verified that the main source of SND phenomenon was the suspension carrier, the abundance of the nitrifying bacteria in the suspended carrier was 28.56%, which was 14 times higher than that of in the sludge, and the denitrifying bacteria accounted for about 8.34%, which provided the guarantee for the SND effect in aerobic zone. The presence of *Candidatus Accumulibacter*, *Acinetobacter* and *Tetrasphaera* in the sludge provided microscopic evidence for the denitrifying phosphorus removal phenomenon and high phosphorus removal efficiency in the system.

Keywords moving bed biofilm process; suspending carrier; simultaneous nitrification and denitrification; denitrifying phosphorus removal; wastewater treatment plant