净水技术 2023,42(3):49-59

刘丽娅, 刘丹丹, 莫华荣, 等. 城镇污水生物脱氮除磷研究进展[J]. 净水技术, 2023, 42(3):49-59. LIU L Y, LIU D D, MO H R, et al. Research progress of biological nitrogen and phosphorus removal in municipal wastewater treatment[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(3):49-59.

城镇污水生物脱氮除磷研究进展

刘丽娅,刘丹丹*,莫华荣,高远东,周文森,刘至宇 (成都天投环境有限公司,四川成都 610213)

摘 要 传统污水处理工艺具有脱氮除磷效率低、运行能耗高、剩余污泥量大、温室气体排放缺乏有效管控等缺点,难以满足 "十四五"生态文明建设对城镇污水深度处理及资源化利用的更高要求。深入研究微生物脱氮除磷理论及技术,加快新工艺 工程应用步伐,是当前形势下的必然选择。基于我国城镇污水处理发展现状,文中系统介绍了污水处理从传统脱氮除磷到短 程硝化反硝化、同步硝化反硝化、厌氧氨氧化及反硝化除磷的研究进展,针对现状研究的不足之处,对未来发展趋势进行 展望。

关键词 脱氮除磷 短程硝化反硝化 厌氧氨氧化 反硝化除磷 节能降耗 中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)03-0049-11 DOI: 10.15890/j. cnki. jsjs. 2023. 03. 006

Research Progress of Biological Nitrogen and Phosphorus Removal in Municipal Wastewater Treatment

LIU Liya, LIU Dandan * , MO Huarong, GAO Yuandong, ZHOU Wensen, LIU Zhiyu

(Chengdu Tiantou Environment Co., Ltd., Chengdu 610213, China)

Abstract The limited removal level of nitrogen and phosphorus, high consumption of energy and electricity, large amount of excess sludge, coupled with the emission of greenhouse gas, are always the shortcomings of traditional wastewater treatment, which are difficult to meet the more stringent requirements for advanced wastewater treatment and resource utilization during the "14th Five-Year Plan". Therefore, it is an inevitable choice to deeply study the theory and technology of microbial nitrogen and phosphorus removal and speed up the application of new process engineering. Based on the development status of urban wastewater treatment at home, this paper systematically introduces the research progress of wastewater treatment from traditional nitrogen and phosphorus removal to shortcut nitrification-denitrification, simultaneous nitrification-denitrification, amammox and denitrifying phosphorus removal. Finally, the further development direction in the future are explored in view of the shortcomings of the current research.

Keywords nitrogen and phosphorus removal shortcut nitrification-denitrification amammox denitrifying phosphorus removal energy saving and consumption reduction

随着我国生态文明发展水平的不断提高,不少 城镇污水处理厂难以满足生态文明建设新阶段污水 处理深度脱氮除磷的实际需求。2021年6月,国家 发改委、住建部出台的《"十四五"城镇污水处理及 资源化利用发展规划》从顶层规划上布局了我国未 来5年内污水处理的发展方向。规划明确了推进污水资源化利用、破解污泥处置难点是未来水处理行业的重点。老旧污水处理厂提标改造势在必行, 《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918— 2002)一级A标准已是宏观导向下水环境敏感地区的最低要求,高效的脱氮除磷工艺亟待开发应用。 而曾在我国污水处理中普遍存在的"重水轻泥"现象, 如今也因其导致的"污泥围城"引起了社会各界的高 度关注,尤其是对于工艺落后、需依靠大量化学混凝 剂的投加来达到出水TP指标的污水处理厂站,含磷

— 49 —

[[]收稿日期] 2021-11-23

[[]作者简介] 刘丽娅(1995—),女,硕士,主要从事水处理相关工作,E-mail:110106015@qq.com。

[[]通信作者] 刘丹丹(1990—),女,硕士,主要从事水处理相关工作,E-mail:632913754@qq.com。

污泥的处理处置已难以寻求有效稳定的出路。

与此同时,污水微生物处理脱氮除磷理论及工 艺也在相关政策导向下同步发展和更新。短程硝化 反硝化缩短了传统生物脱氮路径;同步硝化反硝化 (simultaneous nitrification-denitrification, SND)打破 了硝化和反硝化必须在不同单元独立进行的限制; 厌氧氨氧化因其无需碳源、节能降耗的特点在低 C/N 污水脱氮领域表现出了巨大的优势;反硝化除 磷工艺具有"一碳两用""同步脱氮除磷"的特点,在 生物除磷理论的发展突破上具有重要的研究意义。 本文从传统脱氮除磷理论出发,梳理了生物脱氮及 除磷的研究进展,辩证指出当前研究存在的不足,并 对未来发展趋势进行展望,以期为污水处理深度脱 氮除磷的研究及应用提供一定思路。

1 脱氮研究进展

1.1 传统生物脱氮

传统的生物脱氮处理为活性污泥法,通过硝化菌 好氧氧化氨氮,反硝化菌缺氧还原硝酸盐(NO₃)/亚 硝酸盐(NO₅)完成脱氮^[1]。具体脱氮过程如式(1)。

微生物反应[式(2)~式(3)]为硝化反应。氨 氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)以铵盐 为电子供体, O_2 为电子受体,将氨氮氧化为 NO₂,亚 硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)进一 步将 NO₂ 氧化为 NO₃。AOB 和 NOB 统称为硝化 细菌。

$$55NH_{4}^{+}+76O_{2}+109HCOO_{3}^{-} \rightarrow C_{5}H_{7}NO_{2}+54NO_{2}^{-}+57H_{2}O+104H_{2}CO_{3} \qquad (2)$$

$$400NO_{2}^{-}+NH_{4}^{+}+4H_{2}CO_{3}+195O_{2}+HCO_{3}^{-} \rightarrow C_{5}H_{7}NO_{2}+3H_{2}O+400NO_{2}^{-} \qquad (3)$$

NO₃ 的还原过程主要通过反硝化细菌来实现。 反硝化细菌为兼性菌,可在缺氧条件下利用 NO₂、 NO₃ 为电子受体氧化分解有机物。从 NO₃ 还原过 程来看,反硝化脱氮会产生不利的中间反应产物 NO、N₂O,N₂O 是全球第三大温室气体,增温作用是 CO₂ 的 190~270 倍^[2]。

近年来,针对传统硝化反硝化脱氮理论的研究

已经较为成熟,据此研发的系列脱氮工艺,如厌氧-缺氧-好氧(anaerobic-anoxic-oxic,AAO)、氧化沟、序 批式活性污泥法(sequencing bath reactor,SBR)、膜 生物反应器(membrane bio-reactor,MBR)等已在实 际工程中被广泛应用。上述工艺各有其优势和不 足。以运行相对稳定的AAO工艺为例(图1),进水 碳源、曝气量和硝化液回流比的合理调控对氨氮和 总氮(TN)的去除具有显著作用。碳源不足时反硝 化过程缺乏足够的电子供体脱氮;曝气量过低时影 响硝化反应,过高易引起污泥过氧化造成污泥膨胀; 硝化液回流比提高可增强TN的去除效果,但同时 也导致了高昂的运行费用。



1.2 短程硝化反硝化

短程硝化反硝化控制硝化反应停留在生成 NO₂ 阶段,异养反硝化菌将生成的 NO₂ 直接还原为 N₂, 该过程将在传统硝化反硝化的基础上节约 40%碳 源和 25%氧耗^[3]。具体过程如式(4)。

$$\mathrm{NH}_{4}^{+} \rightarrow \mathrm{NO}_{2}^{-} \rightarrow \mathrm{N}_{2} \tag{4}$$

短程硝化反硝化工艺成功启动的关键是实现生 化系统中 NO₂ 的积累, 难点在于避免 NOB 对 NO₂ 的进一步氧化^[4]。基本的研究思路主要是通过降 低溶解氧(DO)含量、缩短反应过程的污泥停留时间 (sludge retention time, SRT)、投加 NOB 抑制因子, 如 游离氨(free ammonia, FA)、游离亚硝酸(free nitrous acid, FNA)等来抑制 NOB 活性^[5]。

温度是影响 HNO₂ 积累的重要因素,一般情况 下,温度低于 15 ℃和高于 30 ℃时,硝酸菌活性受到 抑制,出现 HNO₂ 的积累。罗远玲等^[6]考察了温度 变化对亚硝化颗粒污泥特性、稳定性、氮转换性能及 活性的影响,结果表明在 30 ℃时,亚硝化颗粒污泥 具有良好的絮凝和沉降性,亚硝化积累率维持在 96.17%,而当温度降低至 25 ℃时,亚硝化污泥发生 解体,亚硝化积累率低于 35%。张小玲^[7]研究结果 显示,SBR 反应器周期内低、高 DO 交替环境是实现 短程硝化的控制条件,合理的高 DO 时间是维持

— 50 —

NO2 稳定积累的保证, NO2 的饱食饥饿特性是该条 件下短程硝化实现的生物学基础。Gao 等^[8]提出, 利用在线曝气控制,在接近氨氧化完成时终止曝气, 可避免 NOB 进一步氧化 NO2 为 NO3。马斌[9] 研究 结果表明,可通过 FA 与 FNA 的联合抑制实现稳定 的短程硝化,NO2积累率在95%以上;通过微孔曝气 改善气液传质,氨氧化速率可达 2.71 kg N/(m³·d)。 Joss 等^[10] 指出通过高温、低 DO 和低污泥龄运行控 制,投加 FA、FNA,可将 NOB 有效筛出生化系统并 实现高脱氮率。Regmi 等^[11]基于细菌生长的 Monod 动力学方程,调控满足 AOB 最佳的氮和氧底物水 平,以此获得 AOB 和 NOB 最大差异的生长速率;同 时辅以施加短暂缺氧等过程控制,研究结果显示,在 整个操作期间,观察到持续的 NO5 积累,且 AOB 活 性大于 NOB,系统脱氮性能优异。除此之外,部分 学者如 Kempen 等^[12]利用高负荷侧流工艺也成功 启动了短程硝化/反硝化工艺。

短程 硝 化 反 硝 化 理 论 应 用 的 代 表 工 艺 是 SHARON 工艺和 OLAND(oxygen limited autotrophic nitrification denitrification)工艺。SHARON 工艺是荷 兰学者 Mulder 基于温度胁迫下开发的典型工艺,已 成功应用于荷兰两座城市污水处理厂的消化液脱氮 处理^[13]。其原理为:根据高温(30 ℃)下 AOB 的世 代周期低于 NOB 的基本特性,控制系统污泥龄介于 AOB 和 NOB 世代周期之间,逐步淘汰 NOB,实现系 统中 NO₂ 的积累。而比利时 Gent 微生物实验室开 发的 OLAND 工艺与 SHARON 工艺关键的不同之处 在于 OLAND 工艺主要通过控制 DO 浓度,来调控并 获得 AOB 和 NOB 生长动力学上的最大差异^[14]。

1.3 SND

传统生物脱氮理论认为,硝化和反硝化细菌由 于生长的世代周期及生存环境存在差异,硝化和反 硝化过程必须在不同的反应单元独立进行。宏观环 境理论认为传统活性污泥法的好氧段曝气不均匀, 局部存在缺氧区。缺氧微环境理论认为,污泥聚集 体内存在着 DO 浓度梯度,污泥外部 DO 含量较高, 主要聚集着硝化细菌和好氧菌;而污泥内部 DO 含 量较低,该区域主要是反硝化细菌主导的反硝化脱 氮反应,如图 2 所示。随着微生物学理论的研究深 入,也逐渐出现了异养硝化细菌和以 O₂ 为电子受 体的好氧反硝化细菌^[15]。

一般来说,DO浓度、有机负荷和污泥絮体结构 均会对 SND 效果产生影响。对于 DO 和有机负荷 而言,SND系统均存在一个最佳反应的平衡点。当 硝化过程产生的 NO; 恰好能被反硝化利用时,两种 微环境达到平衡,TN 去除效率最高。DO 含量低、 碳源含量高时,硝化反应受到抑制,反之则影响反硝 化过程。卢阳阳[16]以生活污水为研究对象,探究了 DO、水力停留时间、pH 等因素对 SND 系统的脱氮 影响,其研究指出 DO 质量浓度控制在 1.4~1.6 mg/L、C/N为5、停留时间为20h、pH在中性微碱 时, 氨氮和 COD_{cr} 的去除率可达 85.89% 和 92.76%, TN 去除率可达 80.75%。王建文[17] 指出, 较高的曝气量增强了 DO 对污泥絮体的穿透力,内 部缺氧区比例减少,反硝化过程受到抑制,不利于 SND 过程的启动,在低曝气条件下,当 MLSS 为 6 000 mg/L、C/N 为 15 时,SBR 系统中 SND 过程 TN 去除率最高为 84.37%。尽管 SND 过程可大大提高 污水 TN 去除能力,节省工程基建费用,节约运行成 本,但贾文林^[18]研究指出,相比传统顺序式硝化反 硝化(SQND),SND 过程 N₂O 释放量约为 SQND 过程 的4倍多,且主要发生在曝气阶段。尤其是在低 C/N 下,SND 反应器中部分反硝化菌会利用胞内储存的有 机物质为碳源进行反硝化,引起反硝化酶之间对电子 供体的竞争,造成 N₂O 的积累和大量释放。







1.4 厌氧氨氧化

20世纪90年代,荷兰的 Mulder 和 Kuenen 发现 了一种新型细菌——厌氧氨氧化菌。其可在厌氧条 件下,以铵盐为电子供体,以 NO₂ 为电子受体,直接 脱氮^[19]。此过程可节省 100%的碳源和 60%的曝气 成本,表现出了巨大的应用潜力^[20]。具体反应过程 如式(5)、图 3 所示。

$$\mathrm{NH}_{4}^{+} + \mathrm{NO}_{2}^{-} \rightarrow \mathrm{N}_{2} + 2\mathrm{H}_{2}\mathrm{O}$$
 (5)

— 51 —





Fig. 3 Schematic Diagram of Anammox^[21]

厌氧氨氧化反应的出现,无疑是污水脱氮处理 的又一巨大变革。然而,这种单一的无机脱氮工艺 却难以在实际污水处理中推广。原因有二:一是厌 氧氨氧化菌为化能自养的严格厌氧菌,生长率低,世 代周期长,对生长环境极其敏感,菌种的富集难度 大,工况运行条件要求较高;二是实际污水富含碳、 氮、磷多种元素,单独应用难以满足实际需求。

李媛^[22]将常温下闲置两年的厌氧氨氧化污泥 接种至 UASB 反应器上,以人工配水为原水,逐步提 高水力压力,在运行 68 d 后成功实现厌氧氨氧化工 艺的启动。稳定运行的厌氧氨氧化反应器内氨氮、 NO₇-N 消耗量与 NO₃-N 生成量之比约为 1.00: 1.08:0.26。反应器启动成功后的厌氧氨氧化污泥 平均粒径为 3~4 mm, 沉降速度在 20~78 m/h, 具备 较好的污泥沉降性能。丁爽^[23]研究指出,厌氧产甲 烷污泥、新鲜厌氧氨氧化污泥和储藏厌氧氨氧化污 泥均可作为接种物,成功启动厌氧氨氧化反应器,但 所启动的厌氧氨氧化反应器呈现不同的运行性能, 其优劣次序为新鲜厌氧氨氧化污泥>储藏厌氧氨氧 化污泥>厌氧产甲烷污泥。进一步研究指出,即使 是厌氧氨氧化菌自身所需的反应底物,在较高浓度、 长时间的暴露下,细菌自身活性也将受到抑制。现 有研究对这一抑制水平的定量存在较大的差异。丁 爽[23]研究了基质对厌氧氨氧化反应性能和活性污 泥的影响,试验表明,分批培养条件下,基质氨和 HNO, 对厌氧氨氧化菌的半抑制质量浓度为 1 670.0 mg/L 和 585.6 mg/L, HNO, 相对毒性大于 氨,氨和 HNO,的联合作用类型为独立作用,二者各 自对厌氧氨氧化菌产生毒害。Strous 等^[24]研究指 出,当 NO5 质量浓度超过 100 mg/L 时,厌氧氨氧化

菌会完全失活;而 Kimura 等^[25]的研究则指出当 NO;质量浓度为750 mg/L时,厌氧氨氧化菌活性受 到抑制。因此,稳定的 NO5 供给和适宜的 NO5/ NH⁺ 对于厌氧氨氧化反应的启动尤为重要。安芳 娇等^[26]、闾刚等^[27]、林皓^[28]的研究结果分别显示, 进水底物中 NO⁻₇/NH⁺₄ 为 1.4~1.6、1.34、1.2~1.5 时,厌氧氨氧化对于 TN 的去除率分别稳定在 81.68%、87%、80%。有学者指出,通过培养驯化高 效厌氧氨氧化颗粒污泥来弱化基质毒性是发展厌氧 氨氧化工艺的重要思路,唐崇俭等^[29]在厌氧氨氧化 上流式污泥床中培育获得了高效厌氧氨氧化颗粒污 泥,该污泥厌氧氨氧化活性为 2.63 kg/(kg·d),是絮 状厌氧氨氧化污泥的 2.5倍;对氨、FA和 HNO,的 抑制常数分别为 11 679、505 mg/L 和 735 mg/L,远 高于絮状污泥的对应值。这说明通过提高厌氧氨氧 化颗粒污泥不利环境中竞争基质的能力,对于厌氧 氨氧化工艺的推广应用具有积极意义。

1.5 短程硝化耦合厌氧氨氧化

短程硝化的产物 NO₂⁻N 可作为厌氧氨氧化反 应的底物,这便从反应机理上阐明了工艺串联的可 能性。付昆明^[30]基于小试试验,在好氧条件下通过 温度和 pH 的联合控制获得了稳定的 NO₂ 积累(积 累率达 98%),成功在好氧条件下启动短程硝化-厌 氧氨氧化。李冬等^[31]在常温小型 MBR 反应器内接 种普通活性污泥,以调控曝气时间和曝气量为主要 手段,通过限氧启动亚硝化,再进一步降低 DO 实现 亚硝化向厌氧氨氧化的转变。进一步,左富民等^[32] 基于工程规模,以控制 DO、曝气方式为主,外加 NaNO₂ 为辅的 NO₂ 调控策略,分别在 SBR 和序批式 生物膜反应器(SBBR)反应器中构建了一体式短程

硝化-厌氧氨氧化工艺的原位启动,其研究结果显示 泥膜共生的 SBBR 工艺更适于短程硝化的快速启 动,但由短程硝化向厌氧氨氧化转化过程中,SBBR 中长时间、高浓度的 NO; 抑制致使厌氧氨氧化菌失 活,未能成功实现转化。SBR 转化成功后,通过外加 NaNO₂,厌氧氨氧化菌得到快速增长,系统脱氮能力 稳定。短程硝化与厌氧氨氧化的联合工艺由于具有 无需添加有机碳源、节省曝气量、低运行费用等优 点,在低 C/N、高氨氮废水的处理上表现出了巨大 的优势。梁俊宇^[33]将短程硝化反硝化与厌氧氨氧 化系统串联处理垃圾渗滤液,在日平均进水 TN 负 荷为 5 055.20 mg/L 时,平均 TN 去除率高达 95.78%。殷增杰^[34]采用顶部装有三相分离器的反 应器,通过投加 NO5,减少初期曝气量,富集和驯化 厌氧氨氧化菌,并成功将其用于处理高氨氮高盐 废水。

进一步研究发现,短程反硝化反应速率快,相比 短程硝化更具长期稳定的 NO₂ 积累能力,为厌氧氨 氧化菌提供底物 NO₂ 的新途径。彭永臻等^[35]基于 中试规模,通过对进水比例和水力停留时间的联合 调控,成功启动了短程反硝化系统,长期试验结果表 明 NO₃ 还原为 NO₂ 的转化率高于 75%,即使是在低 温(13.7~16.2 °C)条件下,转化率仍可达 62.3%。

1.6 厌氧氨氧化耦合异养反硝化

厌氧氨氧化反应无需碳源,甚至一定量的碳源 会对厌氧氨氧化的启动产生抑制作用。但实际进水 中不可避免地会含有碳源,这便为厌氧氨氧化协同 异养反硝化脱氮工艺的研究提供了基础条件。就该 协同工艺的启动上,碳源的投加量是一个至关重要 的平衡点,合适的 C/N 对实现厌氧氨氧化和反硝化 的协同脱氮至关重要^[36]。一般情况下, C/N 较低 时,厌氧氨氧化反应主导脱氮过程,而 C/N 较高时, 厌氧氨氧化易向反硝化转变[37]。赵鑫磊等[38]通过 SBR-ASBR 组合工艺耦合厌氧氨氧化-反硝化脱氮, 并研究了进水 NO5/NH4 及 CODcr/NH4 对系统协同 脱氮效果。其研究结果显示, $NO_{7}^{-}/NH_{4}^{+} = 1.55$ 、 COD_{cr}/NH₄⁺=4.22 时,厌氧氨氧化协同反硝化脱氮 效果最佳,TN 去除率高达 86.90%。而伴随着 NO5/ NH⁺₄和 COD_C/NH⁺₄增加, 厌氧氨氧化菌竞争电子受 体 NO₂ 的优势被削弱,异养反硝化对系统的脱氮贡 献增大。王天石^[39]向厌氧氨氧化污泥中投加碳源,

在 C/N = 3 序批式运行方式下, TN 去除速率为 0.083 kg/(m³·d),随着 C/N 升高,反应体系内厌氧 氨氧化活性因反硝化对 NO₂ 的争夺而受到抑制。 张诗颖等^[40]考察了厌氧氨氧化与反硝化协同作用 对城市污水的处理性能,研究指出厌氧氨氧化菌与 反硝化菌最佳协同作用条件为 C/N = 1,此时 TN 去 除率为 93%。除了碳源以外,水力停留时间也会对 工艺的协同作用产生影响。安芳娇等^[41]指出,随着 水力停留时间的逐渐减少,厌氧氨氧化对脱氮系统 的脱氮率逐渐减小,异养反硝化对脱氮的贡献率逐 渐增加。

2 除磷研究进展

2.1 传统生物除磷

传统生物除磷过程通常包括厌氧释磷和好氧超量吸磷两个过程。在厌氧条件下,聚磷菌(PAOs)利用胞内聚磷酸盐水解产生的能量,吸收污水中的挥发性脂肪酸(VFA),并将其以聚羟基烷酸酯(PHA)的形式储存于胞内,这一过程伴随着磷酸盐的释放、糖原的分解。在好氧条件下,PAOs利用胞内储存的内碳源,超量吸收污水中的磷酸盐,实现磷的去除,这一过程伴随着糖原的合成^[42]。生物除磷原理如图4所示。





对于传统生物除磷法,厌氧过程磷酸盐的释放 程度是决定好氧吸磷的关键。碳源种类、基质浓度、 pH、温度和 NO₃等对厌氧释磷过程均有影响。一般 来说,VFA 诱导的释磷过程优于其他碳源,分子量 较大的碳源需在厌氧条件下水解为低分子有机物后 才能被 PAOs 利用。由于较高的磷负荷更有利于 PAOs 的生长,相对较高的进水磷酸盐浓度会强化 磷酸盐的释放过程。在一定范围内,pH 的适当提高 对释磷量和释磷速率均有一定的促进作用,但过量

— 53 —

碱化会生成磷酸钙沉淀而影响液相中磷酸盐浓度。 升高温度可增强聚磷水解酶的活性。NO₃的存在会 增强异养反硝化相对 PAOs 竞争碳源的能力,从而 影响厌氧释磷过程。

2.2 反硝化除磷

反硝化除磷是指在厌氧条件下,反硝化除磷菌 (DPAOs)利用聚磷酸盐水解产生的能量,将污水中 的 VFA 内化为胞内碳源 PHA,同时释放磷酸盐;在 缺氧条件下, DPAOs 以 NO₃ 为电子受体, 氧化 PHA,还原 NO₃ 为 N₂,产生的能量大部分用于糖原 的合成.另一部分则用于过量吸收水中的磷酸盐。 细胞内碳源 PHA 同时承担着为反硝化提供碳源和 为 DPAOs 吸磷提供能源两方面的作用。在这样的 厌氧/缺氧交替运行条件下,即可实现同步脱氮除 磷[44]。相比传统生物脱氮除磷,反硝化除磷具有节 省碳源(一碳两用)、减少曝气量(吸磷可通过缺氧 实现)、降低污泥产量(减少化学混凝剂的投加量)、 缩小反应器体积(脱氮除磷可于同一单元内实现) 等诸多优点^[45]。针对反硝化除磷,研究历程基本上 经历了3个阶段:功能菌富集、影响因子探究及脱氮 除磷效率量化。

2.2.1 功能菌富集

DPAOs的富集是工艺启动的先决条件。赵伟 华等^[46]利用分离富集的思路,降低好氧段水力停留 时间,将传统AAO工艺中好氧段的硝化功能分离至 后置的生物接触氧化段(BCO),以硝化细菌与 DPAOs泥龄分离的手段实现AAO中DPAOs的富 集。荧光原位杂交(FISH)技术对PAOs的定量分 析结果表明,AAO+BCO改进工艺中PAOs菌群占比 由7%提高至22%;且工艺运行一段时间后,TN和 TP的去除率分别提高了18%和28%。在一定程度 上说明了DPAOs对系统脱氮除磷的贡献。Chi 等^[47]提出了一种可调节微生物代谢的高频微曝气/ 缺氧工艺运行模式(HMOA),其曝气频率高(15 次/h),曝气时间短。宏基因组分析结果表明, HMOA模式上调了微生物碳代谢相关基因,提高了 PAOs对碳源的利用率。

2.2.2 影响因子探究

研究证明,曝气时间、碳源类型、进水 C/N、 C/P、SRT、硝化液回流比、温度、pH、NO₃ 浓度等工 艺运行参数对反硝化除磷系统脱氮除磷效果均有影 响。影响因素及相关结论^[7,48-58]总结如表1所示。

除了基本运行参数的优化,学者们也探索了反 硝化除磷工艺与短程硝化反硝化、SND、厌氧氨氧化 深度耦合的可能性。短程硝化-反硝化除磷工艺的 重点是驯化 DPAOs 利用 NO2 为电子受体进行反硝 化,实现脱氮除磷。张小玲^[7]以 NO₂ 为电子受体的 反硝化除磷诱导试验表明,当连续投加 HNO, 时,经 过 23 d 的驯化, DPAOs 在缺氧段的最大聚磷速率可 达10.44 mg P/(g SS·h)。杜世明^[59]研究指出,采 用厌氧/低氧交替运行,60 d 可实现短程硝化-反硝 化除磷系统。当 NO₂-N 质量浓度为 10 mg/L 时,磷 去除速率最大,此后反硝化除磷速率随着 NO₂-N 浓 度升高而降低,说明高浓度 NO5-N 对反硝化除磷存 在一定的抑制作用。李寒^[60]在分别完成 SND 污泥 和反硝化除磷污泥驯化后,在SBR反应器内混合两 种污泥,成功实现 SND 与反硝化除磷的耦合,最终 系统出水各项指标能达《城镇污水处理厂污染物排 放标准》(GB 18918-2002)一级 A 标准。利用扫描 电镜观察发现随着耦合系统中微生物驯化时间的延 长,微生物多样性逐渐降低并趋于稳定,说明反应系 统对微生物进行了选择和富集。徐贵达等[61] 通过 两级短程反硝化除磷与厌氧氨氧化工艺的耦合,实 现了模拟生活污水的高效处理。其处理方式为:生 活污水首先进入短程硝化单元将氨氮转化为 NO₂-N 并去除 COD_{cr},其部分出水与生活污水原水相混合 再进入厌氧氨氧化单元,同时反硝化除磷单元于缺 氧条件下吸磷,待反应结束后两个处理单元的出水 混合排放。通过控制进水混合比,反硝化除磷与厌 氧氨氧化耦合良好。

2.2.3 脱氮除磷效率定量

硝化、反硝化和 DPAOs 组成了一个特殊的生物 群落,量化各功能菌对系统中碳、氮、磷去除的贡献, 能解释并进一步优化现有工艺的运行^[62]。吕小 梅^[50]采用宏基因组测序技术研究了反硝化除磷的 菌群结构和功能基因,结果显示反硝化除磷污泥中 有 97. 2%的细菌、0. 6%的古菌、1. 63%的真核生物 等,以 NO₃-N、NO₂-N、O₂ 为单一电子受体的除磷污 泥对 TP 去除率分别为 84. 8%、78. 5%、87. 4%,表明 以 NO₂-N 为电子受体的反硝化除磷能力相对较弱。 李燕^[63]建立了短程反硝化厌氧释磷和短程反硝化 缺氧吸磷模型,研究结果显示,厌氧段释磷量与碳源

— 54 —

文献	探究的影响因子	处理对象	重要结论
张玉君等[48]	曝气	实际生活污水	间歇梯度曝气下,初始厌氧段从 50 min 增加至 90 min, PAOs 污泥内碳源储存量增加
Wang 等 ^[49]	曝气	实际生活污水	厌氧段 90 min 内 PAOs 通过释磷储存大量碳源
吕小梅 ^[50]	碳源类型	实际生活污水	乙酸钠、丙酸钠、甘油为碳源、反硝化除磷污泥对 TP 去除率分别为 82.5%、91.8%、 79.2%,丙酸钠为碳源时反硝化除磷效果最佳
戴娴等 ^[51]	进水 C/N	实际生活污水	 (1)由于系统内 PAOs 含量高,C/N 对系统的除磷性能影响较小; (2)当进水负荷较小时,厌氧段用于异养反硝化的 COD_{Cr}占比增大,而用于释磷和内碳源储存的比例减小,导致缺氧和好氧段吸磷动力不足;当进水负荷较大时,厌氧段碳源过剩,进入低氧曝气段的 COD_{Cr}仍有富余; (3)一方面,异养菌氧化剩余碳源消耗部分 DO,影响 PAOs 好氧吸磷;另一方面,氨物
[72]			质被优先用于异养菌的合成代谢,自养好氧型硝化菌活性受到抑制,硝化过程受阻
都叶奇等[52]	进水 C/N	人工配制的 模拟废水	当进水 C/N 由 5 提高全 10 时,系统维持良好的脱氮除磷性能,释磷量(PRA)由 16.0 mg/L 提高至 24.4 mg/L;当 C/N 为 10 时,TN 和 PO ₄ ³⁻ 去除率最高达 94.5%和 100%; C/N 为 2.5 时,系统失去脱氮、除磷性能,PRA 仅为 1.36 mg/L
甄建园等 ^[53]	进水 C/P	实际城市污水	适当降低 C/P 可提高反硝化除磷系统的除磷性能,当 C/P 为 30 时,系统除磷性能最高,PRA 速率和吸磷量(PUR)速率分别高达 3.5 mg/(g·h)和 4.2 mg/(g·h)
王榕等 ^[54]	进水 C/P	人工配水	低 C/P 反应器(C/P=27.6)对 TN 和 TP 的去除速率均高于高 C/P 反应器;对于进水 C/P 而言,低 C/P 下 PAOs 得到富集,同时部分 PAOs 利用 NO ₃ 和 NO ₂ 为电子受体吸 收磷,从而可实现脱氮除磷的同步提高
王晓霞等[55]	SRT	实际城市污水	当 SRT≥10 d 时,短 SRT 有利于提高 PAOs 的竞争优势,这与 DPAOs 相对异养反硝化 菌相对较短的世代周期密切相关
王聪等 ^[56]	硝化液回流比 R	低 C/N 城市 生活污水	脱氮: R 从 100% 增大到 400%, 平均出水 TN 质量浓度分别为 33.78、21.57、14.96、 23.61 mg/L; R=300%时 TN 去除率最高达 75.6%; 除磷: 反硝化除磷量随着 R 的增大 略有增大, 当 R=400%时, 反硝化除磷量高达磷去除总量的 98%
苗志加[57]	温度	实际生活污水	温度越高 PAO 活性衰减速率越明显
周俊 ^[58]	рН	实际生活污水	在 pH 值为 6.5~8.5 时, pH 变化并未对系统反硝化除磷能力和 COD _{Cr} 去除能力产生显著影响, 仅在 pH 值为 6.5 时, 系统对 TP 的去除效果有所下降, 平均去除率降低到了 78.72%
张小玲 ^[7]	NO3 浓度	人工配水	反硝化速率随着 NO ₃ 浓度的增加而增加,但其质量浓度高于 20 mg/L 时,反硝化除磷 效果会因为 NO ₃ 的残留受到影响;在相同的 NO ₃ 浓度下,反硝化除磷效果随着缺氧时 间的延长而增加

表1 影响因子 Tab 1 Influencing Factors

浓度及微生物体内的含磷量(即上一阶段缺氧吸收的 TP量)有关,厌氧释磷量与碳源浓度符合统一动力学模型;缺氧吸磷速度和厌氧阶段吸收的碳源量、微生物浓度、混合液中磷浓度有关,且吸磷速度与磷浓度之间符合统一动力学模型。Wang等^[49]分析了各功能菌对反硝化除磷系统脱氮除磷的贡献。在厌氧段,COD_G 削减 67.6 mg/L,其中外源反硝化削减20.3%,细胞内碳储存削减79.7%(PAOs 储存了40%的碳源);在好氧段,DPAOs 和异养反硝化细菌分别去除18.1%和17.3%的氮素。对于除磷,好氧PAOs 和 DPAOs 分别削减 84.9%和15.1%。

3 现状问题及未来展望

结合国内污水处理脱氮除磷的研究进展,本文 从脱氮、除磷两方面对未来研究方向进行展望。

(1)脱氮

对于短程硝化反硝化,影响 NO₂ 积累的诸多因素(温度、pH、氨浓度、DO、污泥龄等)和相关解释众说纷纭,长久稳定地维持 NO₂ 积累的途径有待进一步研究。在利用微生物动力学特性来实现 AOB 与 NOB 的生长速率差异化的过程中,应同步考虑活性 污泥的沉降性能和可能引发的污泥膨胀问题。对于 SND,深入研究并降低该过程中释放的高含量 N₂O

— 55 —

在我国当前致力于实现"碳中和"的背景下具有重要的研究价值。关于厌氧氨氧化,结合微生物学基因调控来强化厌氧氨氧化菌对反应基质的耐毒性, 培养驯化高效厌氧氨氧化颗粒污泥是推动该工艺实现进一步应用的重要途径。

(2)除磷

对于传统生物除磷,强化生物除磷的研究仍有 待进一步深入。研究^[64]指出,当以 0.5 mg/L 的磷 质量浓度作为出水标准时,纯生物除磷工艺比纯化 学除磷对全球变暖的贡献低 5%;当将磷出水标准 提高至 0.1 mg/L,纯生物除磷工艺比纯化学除磷对 全球变暖的贡献低 13.2%,因此,化学除磷应逐渐 成为污水除磷中备用但不必要的手段。对于反硝化 除磷,探索多影响因子协同驯化培养 DPAOs,研究 反硝化同步脱氮除磷系统对间歇、不均质进水的稳 定性,以功能菌种群密度为基础对系统脱氮除磷贡 献进行量化,对于未来缩短工艺流程、减少构筑物和 基建投资具有重大意义,也是在节能降耗要求下的 大势所趋。

参考文献

- [1] SUN Y W, ZHANG Q, LI X Y, et al. Nutrients removal by interactions between functional microorganisms in a continuousflow two-sludge system (AAO-BCO): Effect of influent COD/N ratio [J]. Science of the Total Environment, 2021, 793: 148581. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148581.
- LI C, WANG Q, JIA W L. N₂O reduction during denitrifying phosphorus removal with propionate as carbon source [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 29: 12390-12398. DOI: 10.1007/s11356-021-14629-4.
- [3] 李聪.利用双污泥反硝化除磷工艺降低污水处理过程中 N₂O 的产生[D].济南:山东大学,2013.
 LI C. N₂O reduction during wastewater treatment using a two-sludge denitrifying pnosphorus removal process [D]. Jinan: Shandong University, 2013.
- [4] NIU J J, FENG Y J, WANG N Y et al. Effects of high ammonia loading and in-situ short-cut nitrification in low carbon nitrogen ratio wastewater treatment by biocathode microbial electrochemical system[J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142641. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142641.
- [5] SHOURJEH S M, KOWAL P, LU X, et al. Development of strategies for AOB and NOB competition supported by mathematical modeling in terms of successful de-ammonification implementation for energy-efficient WWTPs [J]. Processes, 2021, 9(3): 562. DOI: 10.3390/pr9030562.

- [6] 罗远玲,杨朝晖,徐峥勇,等. 亚硝化颗粒污泥对温度变化的响应特性研究[J]. 环境科学,2012,33(2):511-517.
 LUO Y L, YANG C H, XU Z Y, et al. Effect of temperature on the response characteristics of shortcut nitrification granular sludge[J]. Environmental Science, 2012, 33(2):511-517.
 DOI: 10.13227/j. hjkx. 2012. 02. 031.
- [7] 张小玲. 短程硝化-反硝化生物脱氮与反硝化聚磷基础研究
 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2004.
 ZHANG X L. Fundamental study of short-cut nitrificationdenitrification biological nitrogen removal and denitrifying phosphorus removal[D]. Xi'an; Xi'an University of Architecture & Technology, 2004.
- [8] GAO D, PENG Y Z, LI B K, et al. Shortcut nitrification denitrification by real-time control strategies [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(7): 2298-2300. DOI: 10.1016/j. biortech. 2008.11.017.
- [9] 马斌、城市污水连续流短程硝化厌氧氨氧化脱氮工艺与技术
 [D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2012.
 MA B. Nitritation and anammox achieved in continuous reactors treating sewage[D]. Harbin; Harbin University of Technology, 2012.
- [10] JOSS A, SALZGEBER D, EUGSTER J, et al. Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitritation and anammox in one SBR [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43 (14): 5301 - 5306. DOI: 10.1021/ es900107w.
- [11] REGMI P, MILLER M W, HOLGATE B, et al. Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitritation/ denitritation[J]. Water Research, 2014, 57: 162-171. DOI: 10.1016/j. watres. 2014. 03. 035.
- KEMPEN R V, MULDER J W, UIJTERLINDE C A, et al. Overview: Full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering [J]. Water Science and Technology, 2001, 44(1): 145-152.
- HELLINGA C, SCHELLEN A A J C, MULDER J W, et al. The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. Water Science and Technology, 1998, 37 (9): 135-142. DOI: 10.1016/S0273-1223 (98) 00281-9.
- VERSTRAETE W, PHILIPS S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts [J]. Environmental Pollution, 1998, 37(9): 135-142. DOI: 10.1016/S0269-7491(98)80104-8.
- [15] WAN X Y, LAURENI M, JIA M S, et al. Impact of organics, aeration and flocs on N₂O emissions during granular-based partial nitritation-anammox [J]. Science of the Total Environment, 2021,797: 149092. DOI: 10.1016/j.scitotenv. 2021.149092.
- [16] 卢阳阳. 生活污水同步硝化反硝化脱氮研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2014.

— 56 —

LU Y Y. The study on simultaneous nitrification and denitrification of domestic sewage[D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2014.

- [17] 王建文. SBR 工艺中同步硝化反硝化影响因素及动力学模型 研究[D]. 西安:长安大学,2013.
 WANG J W. Study on influencing factors and dynamics model of the simultaneous nitrification and nitrification processes in SBR
 [D]. Xi'an: Chang'an University, 2013.
- [18] 贾文林. 同步硝化反硝化过程中 N₂O 释放特征及其机理研究[D]. 济南:山东大学, 2013.
 JIA W L. N₂O emission characteristics and mechanisms during simultaneous nitrification and denitrification process[D]. Jinan: Shandong University, 2013.
- WANG W Q, LI D, LI S, et al. Insight into enrichment of anaerobic ammonium oxidation bacteria in anammox granulation under decreasing temperature and no strict anaerobic condition: Comparison between continuous and sequencing batch feeding strategies [J]. Science of the Total Environment, 2021, 787: 147601. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147601.
- [20] CHEN Y Z, YUAN Z L, MA Y H, et al. Simultaneous carbon and nitrogen removal by anaerobic ammonium oxidation and denitrification under different operating strategies [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2021, 28: 65462-65473. DOI: 10.1007/s11356-021-15531-9.
- [21] 彭永臻.新型生物脱氮除磷能否解决污水处理瓶颈?[EB/ OL].(2019-01-11)[2021-11-23].https://mp.weixin.qq. com/s? __biz=MzIyMTA3NTIONg==&mid=2667663609&idx= 1&sn = 11b6d78cc277e9ee18e928392ffb101a&chksm = 8d37b2 b8ba403bae8d1d0761b1dae82e9a4c295c49c9bd4cfb02d8edb408 d83ddbbdb51998ef&scene=27.

PENG Y Z. Can the new biological nitrogen and phosphorus removal technology solve the problem of sewage treatment? [EB/ OL]. (2019-01-11) [2021-11-23]. https://mp.weixin.qq. com/s? __biz=MzIyMTA3NTIONg = = &mid = 2667663609&idx = 1&sn = 11b6d78cc277e9ee18e928392ffb101a&chksm = 8d37b2 b8ba403bae8d1d0761b1dae82e9a4c295c49c9bd4cfb02d8edb408 d83ddbbdb51998ef&scene = 27.

- [22] 李媛. 厌氧氨氧化工艺启动和运行特性及其受抑机理研究
 [D]. 无锡: 江南大学, 2014.
 LI Y. Start-up and performance characteristic of anaerobic ammonium oxidation process and its repressed mechanisms[D].
 Wuxi: Jiangnan University, 2014.
- [23] 丁爽. 厌氧氨氧化关键技术及其机理的研究[D]. 杭州: 浙 江大学, 2014.
 DING S. Research of key technologies and their mechanisms of anaerobic ammonia oxidation [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014.
- [24] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S. Key physiology of

anaerobic ammonium oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(7): 3248-3250.

- [25] KIMURA Y, ISAKA K, KAZAMA F, et al. Effects of nitrite inhibition on anaerobic ammonium oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010, 86 (1): 359-365. DOI: 10.1007/s00253-009-2359-z.
- [26] 安芳娇,黄剑明,黄利,等. 基质比对厌氧氨氧化耦合反硝 化脱氮除碳的影响[J]. 环境科学,2018,39(11):5058-5064.

AN F J, HUANG J M, HUANG L, et al. Effect of substrate ratio on removal of nitrogen and carbon using anaerobic ammonium oxidation and denitrification [J]. Environmental Science, 2018, 39(11): 5058-5064. DOI: 10.13227/j. hjkx. 201804130.

- [27] 闾刚,徐乐中,沈耀良,等. 基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺 脱氮性能的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(5): 2006-2011.
 LÜG, XULZ, SHENYL, et al. Effect of substrate ratio on nitrogen removal performance of anammox in ABR [J]. Environmental Science, 2017, 38(5): 2006-2011.
- [28] 林皓. 厌氧氨氧化-反硝化耦合处理合成革废水研究[J]. 水 处理技术, 2020, 46(2): 98-103.
 LIN H. Study on anammox-denitrification coupled process for synthetic leather wastewater treatment[J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(2): 98-103.
- [29] 唐崇俭,熊蕾,王云燕,等.高效厌氧氨氧化颗粒污泥的动力学特性[J].环境科学,2013,34(9):3544-3551.
 TANG C J, XIONG L, WANG Y Y, et al. Kinetic characteristics of high-rate anammox granules[J]. Environmental Science, 2013, 34(9): 3544-3551.
- [30] 付昆明. 全程自养脱氮(CANON)反应器的启动及其脱氮性能[D]. 北京:北京工业大学,2010.
 FU K M. Start-up and performance of nitrogen removal of Cannon reactor[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2010.
- [31] 李冬,曹思雨,王琪,等. 厌氧推流进水对反硝化除磷好氧
 颗粒污泥系统的影响[J].环境科学,2021,42(9):4399-4405.

LI D, CAO S Y, WANG Q, et al. Effect of anaerobic plug-flow on nitrification denitrifying phosphorus removal aerobic granular sludge with intermittent aeration [J]. Environmental Science, 2021, 42(9): 4399-4405.

- [32] 左富民,郑蕊,隋倩雯,等.一体式短程硝化-厌氧氨氧化工 艺启动过程的亚硝酸盐调控[J].环境科学,2021,42(11): 5472-5480.
 ZUO F M, ZHENG R, SUI Q W, et al. Nitrite regulation during start-up of combined partial nitrification and anammox process
- [J]. Environmental Science, 2021, 42(11): 5472-5480.
 [33] 梁俊宇. 短程硝化反硝化-厌氧氨氧化联合工艺处理垃圾渗 滤液[D]. 广州:广州大学, 2018.
 LIANG J Y. Treatment of landfill leachate by combined process of partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation [D].

Guangzhou: Guangzhou University, 2018.

- [34] 殷增杰. 短程硝化-厌氧氨氧化处理高氨氮高盐废水的研究
 [D]. 济南:齐鲁工业大学, 2016.
 YIN Z J. Study on high ammonium and high salt wastewater treatment with partial nitrification-anammox process[D]. Jinan: Qilu University of Technology, 2016.
- [35] 彭永臻,范泽里,杜睿,等.为耦合厌氧氨氧化产生 NO₂ 的 城市污水中试研究[J].北京工业大学学报,2020,46(4): 329-337.
 PENG Y Z, FAN Z L, DU R, et al. Pilot-scale study on

producing NO_2^- for anammox with municipal wastewater [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2020, 46(4): 329–337.

- [36] XIAO H K, PENG Y Z, ZHANG Q, et al. Pre-anaerobic treatment enhanced partial nitrification start-up coupled with anammox for advanced nitrogen removal from low C/N domestic wastewater[J]. Bioresource Technology, 2021, 337: 125434. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125434.
- [37] CUI H H, ZHANG L, ZHANG Q, et al. Advanced nitrogen removal from low C/N municipal wastewater by combining partial nitrification-anammox and endogenous partial denitrificationanammox (PN/A-EPD/A) process in a single-stage reactor[J]. Bioresource Technology, 2021, 339: 125501. DOI: 10.1016/j. biortech. 2021.125501.
- [38] 赵鑫磊,邢嘉伟,付雪,等.NO⁻₂-N/NH⁴₄-N及COD/NH⁴₄-N 对厌氧氨氧化耦合反硝化脱氮除碳的影响[J].中国环境科 学,2021,41(6):2586-2594.
 ZHAO X L, XIN J W, FU X, et al. Effect of NO⁻₂-N/NH⁴₄-N and COD/NH⁴₄-N on anaerobic ammonia oxidation coupled denitrification nitrogen and carbon removal [J]. China Environmental Science, 2021, 41(6): 2586-2594.
- [39] 王天石. 厌氧氨氧化菌与异养反硝化菌耦合脱氮工艺的研究
 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工程大学, 2019.
 WANG T S. Research on simultaneously anammox and denitrification process[D]. Harbin: Harbin Engineering University, 2019.
- [40] 张诗颖, 吴鹏, 宋吟玲, 等. 厌氧氨氧化与反硝化协同脱氮 处理城市污水[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4174-4179.
 ZHANG S Y, WU P, SONG Y L, et al. Nitrogen removal using anammox and denitrification for treatment of municipal sewage
 [J]. Environmental Science, 2015, 36(11): 4174-4179.
- [41] 安芳娇,赵智超,黄利,等.HRT 对厌氧氨氧化协同异养反 硝化脱氮的影响[J].环境科学,2018,39(9):4302-4309.
 AN F J, ZHAO Z C, HUANG L, et al. Effect of HRT on nitrogen removal using anamnox and heterotrophic denitrification [J]. Environmental Science, 2018, 39(9): 4302-4309.
- [42] CHEN P, WU J K, LU X W, et al. Denitrifying phosphorus removal and microbial community characteristics of two-sludge DEPHANOX system: Effects of COD/TP ratio[J]. Biochemical

Engineering Journal, 2021, 172: 108059. DOI: 10. 1016/j. bej. 2021. 108059.

- [43] 毕学军,赵桂芹,毕海峰. 污水生物除磷原理及其生化反应 机制研究进展[J]. 青岛理工大学学报,2006(2):9-13.
 BI X J, ZHAO G Q, BI H F, et al. Principle and progress of bio-chemical mechanism for biological removal of phosphorus from wastewater [J]. Journal of Qingdao University of Technology, 2006(2):9-13.
- [44] ZHU G C, LU Y Z, XU L R. Effects of the carbon/nitrogen (C/ N) ratio on a system coupling simultaneous nitrification and denitrification (SND) and denitrifying phosphorus removal (DPR)[J]. Environmental Technology, 2021, 42(19):3048– 3054. DOI: 10.1080/09593330.2020.1720310.
- [45] ZAMAN M, KIM M G, NAKHLA G. Simultaneous partial nitrification and denitrifying phosphorus removal (PNDPR) in a sequencing batch reactor process operated at low DO and high SRT for carbon and energy reduction[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 425: 131881. DOI: 10. 1016/j. cej. 2021. 131881.
- [46] 赵伟华, 王梅香, 李健伟, 等. A²O工艺和 A²O+BCO工艺的 脱氮除磷性能比较[J]. 中国环境科学, 2019, 39(3): 994-999.
 ZHAO W H, WANG M X, LI J W, et al. Nitrogen and phosphorus removal performance comparison between A²O and A²O+BCO system[J]. China Environmental Science, 2019, 39
- [47] CHI Y, REN T, SHI X, et al. Mechanism of nutrient removal enhancement in low carbon/nitrogen wastewater by a novel highfrequency micro-aeration/anoxic (HMOA) mode [J]. Chemosphere, 2021, 263: 128003. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2020. 128003.

(3): 994-999.

- [48] 张玉君,李冬,王歆鑫,等. 间歇梯度曝气下缩短 SRT 强化 短程 SNEDPR 系统脱氮除磷[J].环境科学,2021,42(9): 4383-4389.
 ZHANG Y J, LI D, WANG X X, et al. Shortening SRT of intermittent gradient aeration to realize nitrogen and phosphorus removal in short-range and SNEDPR system[J]. Environmental Science, 2021,42(9):4383-4389.
- [49] WANG X X, WANG S Y, ZHAO J, et al. A novel stoichiometries methodology to quantify functional microorganisms in simultaneous (partial) nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) [J]. Water Research, 2016, 95: 319-329. DOI: 10.1016/j.watres.2015.12.046.
- [50] 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.
 LÜ X M. Microbial community structure and process control strategy of denitrifying phosphorus removal[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2014.
- [51] 戴娴, 王晓霞, 彭永臻, 等. 进水 C/N 对富集聚磷菌的

— 58 —

SNDPR 系统脱氮除磷的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35 (9): 2636-2643.

DAI X, WANG X X, PENG Y Z, et al. Effect of influent C/N ratio on simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SNDPR) enriched with phosphorus accumulating organisms(PAOs)[J]. China Environmental Science, 2015, 35 (9): 2636–2643.

- [52] 都叶奇,于德爽,甄建园,等.进水 C/N 对 SNEDPR 系统脱 氮除磷的影响[J].环境科学,2019,40(2):816-822.
 DU Y Q, YU D S, ZHEN J Y, et al. Effect of influent C/N ratio on the nutrient removal characteristic of SNEDPR system[J]. Environmental Science, 2019, 40(2):816-822.
- [53] 甄建园,于德爽,王晓霞,等.进水 C/P 对 SNEDPR 系统脱 氮除磷性能的影响[J].环境科学,2019,40(1):343-351.
 ZHEN J Y, YU D S, WANG X X, et al. Effect of influent C/P ratio on the nutrient removal characteristic of SNEDPR system
 [J]. Environmental Science, 2019, 40(1): 343-351.
- [54] 王榕,成鹏飞,张建,等.碳磷比对 SND 过程污染物去除及 N₂O 释放的影响[J].中国环境科学,2014,34(2):378-382.
 WANG R, CHENG P F, ZHANG J, et al. Effect of COD/P

ratio on contaminant removal and N_2O emission during simultaneous nitrification and denitrification process [J]. China Environmental Science, 2014, 34(2): 378–382.

- [55] 王晓霞, 甄建园, 赵骥, 等. 不同污泥龄(SRT)对 SNEDPR 系统脱氮除磷影响[J]. 环境科学, 2019, 40(1): 352-359.
 WANG X X, ZHEN J Y, ZHAO J, et al. Effect of different sludge retention time (SRT) operations on the nutrient removal characteristic of SNEDPR system [J]. Environmental Science, 2019, 40(1): 352-359.
- [56] 王聪,王淑莹,张森,等. 硝化液回流比对 A²/O-BCO 工艺 反硝化除磷特性的影响[J].中国环境科学,2014,34(11): 2844-2850.
 WANG C, WANG S Y, ZHANG M, et al. Effect of nitrate recycling ratio on denitrifying phosphorus removal characteristics in A²/O-BCO process[J]. China Environmental Science, 2014, 34(11): 2844-2850.
- [57] 苗志加.强化生物除磷系统聚磷菌的富集反硝化除磷特性
 [D].北京:北京工业大学,2013.
 MIAO Z J. The study of PAO enrichment and performance of

denitrifying phosphorus removal in EBPR system [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2013.

- [58] 周俊.反硝化除磷颗粒污泥反应器快速启动及其功能菌群作用机制研究[D].武汉:武汉大学,2016.
 ZHOU J. Research on the fast startup of denitrifying phosphorus removal granular reactor and mechanism of the functional microorganisms[D]. Wuhan: Wuhan University, 2016.
 [59] 杜世明.短程硝化反硝化除磷处理城市污水和硝酸盐废水的
 - 运行特性研究[D]. 青岛;青岛大学,2019. DU S M. Operation characteristics of patial nitrification and denitrifying phosphorus removal system treating municipal wastewater and nitrate-contained sewage[D]. Qingdao; Qingdao University, 2019.
- [60] 李寒.同步硝化反硝化与反硝化除磷耦合强化脱氮除磷微生物特性研究[D].南京:东南大学,2017.
 LI H. Study of nitrogen and phosphorus removal and microbial character on the combination of simultaneous nitrification/ denitrification and denitrifying phosphorus removal [D]. Nanjing: Southeast University, 2017.
- [61] 徐贵达,李冬,刘志诚,等.两级 PNDPR 耦合 Anammox 脱 氮除磷工艺研究[J].中国环境科学,2021,41(11):5133-5141.
 XU G D, LI D, LIU Z C, et al. Study on two-stage PNDPR coupled with anammox for nitrogen and phosphorus removal[J]. China Environmental Science, 2021,41(11):5133-5141.
- [62] WANG Y, ZHOU S, WANG H, et al. Comparison of endogenous metabolism during long-term anaerobic starvation of nitrite/nitrate cultivated denitrifying phosphorus removal sludges
 [J]. Water Research, 2015, 68: 374-386. DOI: 10.1016/j. watres. 2014. 09. 044.
- [63] 李燕. 短程反硝化除磷动力学模型及工艺技术研究[D]. 徐州:中国矿业大学, 2013.
 LI Y. Study on model and technology of shortcut denitrifying phosphorus removal [D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2013.
- [64] COATS E R, WATKINS D L, KRANENBURG D. A comparative environmental life-cycle analysis for removing phosphorus from wastewater: Biological versus physical/chemical processes [J]. Water Environment Research, 2011, 83 (8): 750-760. DOI: 10.2175/106143011X12928814444619.