

doi: 10.11835/j.issn.1000-582X.2025.261

引用格式:陈泽宇, 杨蕤, 姜莉雯, 等. 溶解氧对不同进水有机物好氧颗粒污泥系统的影响[J]. 重庆大学学报, 2026,49(6): 39-49.



溶解氧对不同进水有机物好氧颗粒污泥系统的影响

陈泽宇, 杨蕤, 姜莉雯, 童美菱, 方芳, 郭劲松

(重庆大学环境与生态学院, 重庆 400045)

摘要:为阐明溶解氧(dissolved oxygen, DO)对好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)系统的影响机理,研究了 DO 质量浓度分别为 4~6 mg/L 和 2~4 mg/L 的条件下,不同进水有机物浓度的 AGS 系统在污染物去除、微生物群落结构以及功能基因方面的差异。研究表明,降低 DO 质量浓度后,低有机物反应器 R1 与高有机物反应器 R2 的 COD 与 TP 仍保持较高的去除率,而同步硝化内源反硝化率分别增加 17.54% 和 7.05%,内源反硝化对脱氮的贡献率提高 9.84% 和 6.11%。DO 的降低驱动了微生物群落结构的调整,促进了 AGS 脱氮除磷功能菌的丰度提升,提高了反硝化以及与内化碳源有关的基因丰度,有利于 AGS 系统实现良好的除磷脱氮性能。研究还发现,DO 变化对低有机物 AGS 系统的影响更为显著,在实际运行中需实施更为精准的 DO 调控。

关键词:好氧颗粒污泥;溶解氧;有机物浓度;微生物群落;功能预测

中图分类号:X703

文献标志码:A

文章编号:1000-582X(2026)06-039-11

Effects of dissolved oxygen on aerobic granular sludge systems under different influent organic loads

CHEN Zeyu, YANG Rui, JIANG Liwen, TONG Meiling, FANG Fang, GUO Jinsong

(College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China)

Abstract: This study aims to elucidate the effects of dissolved oxygen (DO) on aerobic granular sludge (AGS) systems treating influent with different organic matter concentrations. Two AGS reactors, i. e. R1 (low organic load) and R2 (high organic load), were operated under DO ranges of 4 mg/L to 6 mg/L and 2 mg/L to 4 mg/L to investigate differences in pollutant removal performance, microbial community structure, and functional gene profiles. The results show that after reducing the DO concentration maintained high removal efficiencies of chemical oxygen demand (COD) and total phosphorus (TP) in both reactors. Meanwhile, the rates of endogenous denitrification coupled with simultaneous nitrification increased by 17.54% and 7.05% in R1 and R2, respectively, with corresponding increases of 9.84% and 6.11% in their contribution to total nitrogen removal. Lower DO levels

收稿日期:2025-01-01 网络出版日期:2025-05-19

基金项目:国家自然科学基金(52470027, 51878091);中央高校基本科研业务费(2023CDJKYJH010)。

Supported by National Natural Science Foundation of China (52470027, 51878091) and the Fundamental Research Funds for the Central Universities grant (2023CDJKYJH010).

作者简介:陈泽宇(2000—),女,硕士研究生,主要从事水污染控制与处理方向研究,(E-mail)2473281351@qq.com。

通信作者:方芳,女,教授,(E-mail)fangfangcq@cqu.edu.cn。

also induced shifts in microbial community structure, enriching functional microorganisms associated with nitrogen and phosphorus removal. In addition, the abundance of genes related to denitrification and intracellular carbon utilization increased, promoting enhanced nutrient removal performance in the AGS systems. Furthermore, DO variation exerted a more pronounced effect on the low-organic system (R1), indicating that more accurate DO control is required in such conditions for optimal operation.

Keywords: aerobic granular sludge; dissolved oxygen; organic loading; microbial community; functional genes

好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)是一种在好氧条件下自聚集形成的微生物聚集体^[1]。与传统活性污泥相比,AGS具有更高生物量、优异的沉降能力、丰富的微生物多样性以及更强的承受冲击负荷能力^[2-4]。由于颗粒污泥粒径较大且结构紧凑^[5],内部存在溶解氧(dissolved oxygen, DO)扩散限制,从外向内形成好氧/缺氧/厌氧的分层结构^[4,6],使得AGS系统具有良好的同步脱氮除磷性能^[7]。

表观气速是AGS系统高效稳定运行的关键参数^[8],通常控制在0.2~2.0 cm/s以形成稳定的好氧颗粒污泥^[9]。调节表观气速可改变好氧颗粒污泥反应器DO质量浓度,而DO质量浓度是影响反应器污染物去除的重要因素^[10-11]。不同的DO质量浓度在好氧颗粒污泥内部的扩散程度不同,可以改变颗粒污泥中好氧层、缺氧层和厌氧层的比例^[12-13],引起功能微生物丰度的变化^[14],从而影响反应器的污染物去除性能。有研究发现,AGS可以在低曝气量下稳定运行,并实现良好的污染物去除效果^[15]。Hu等^[16]发现SBR反应器AOA运行模式采用低氧曝气时优势属为内源反硝化菌,影响硝化性能和内碳源的转化,可减少内碳源在好氧阶段的消耗。安泽铭等^[17]探究了0.5~4 mg/L的DO对内源反硝化的影响,发现DO为1 mg/L时内源反硝化速率最高。污水处理厂进水有机物浓度因来源不同存在显著差异^[18],其浓度直接影响到功能微生物的活性和丰度,进而影响反应器脱氮除磷性能^[19]。然而,目前的研究很少涉及DO质量浓度对不同进水有机物的好氧颗粒污泥系统的影响,相关机理也尚不明确。

笔者通过改变曝气系统的曝气量来控制DO质量浓度,探究DO质量浓度变化对不同进水有机物的好氧颗粒污泥系统污染物去除效果的差异。采用高通量测序并进行微生物功能预测,分析微生物群落结构的变化,解析微生物的功能基因差异,阐明DO质量浓度对不同进水有机物的好氧颗粒污泥系统的影响机制。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行工况

实验采用2个相同的圆柱形序批式反应器R1和R2,有效容积为2.5 L。采用蠕动泵和球阀分别控制进水和出水。曝气头置于反应器底部,并用流量计控制曝气量。反应器运行周期包括90 min厌氧进水,140 min曝气,5 min沉降,5 min排水,换水比为50%,水力停留时间为8 h。反应器运行了60 d,根据曝气量不同分为2个阶段,阶段I(0~30 d)和阶段II(30~60 d)的曝气量分别为1.5 L/min和0.5 L/min,表观气速为0.88 cm/s和0.29 cm/s,DO质量浓度分别为4~6 mg/L和2~4 mg/L。

1.2 接种污泥与合成废水

反应器接种污泥来自实验室长期稳定运行的AGS反应器,污泥浓度约为5 000 mg/L,平均粒径约为1.4 mm。反应器进水采用人工配置的合成废水,主要由丙酸钠($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COONa}$)、氯化铵(NH_4Cl)、磷酸二氢钾(KH_2PO_4)和微量元素^[20]组成。反应器R1与R2的进水COD分别为300 mg/L和600 mg/L, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为50 mg/L,TP为5 mg/L。

1.3 分析项目及计算方法

水样经0.45 μm 滤膜过滤后采用标准方法测定COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和TP^[21],TN为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、

NO_2^- -N、 NO_3^- -N的浓度之和。

在反应器运行过程中,选择阶段 I 和阶段 II 典型周期测定水质指标。厌氧阶段进水 COD 可被异养菌在反硝化过程中消耗(COD_{dn}),也可被聚磷菌(phosphate-accumulating organism, PAO)和聚糖菌(glycogen-accumulating organism, GAO)储存为内碳源($\text{COD}_{\text{intra}}$)^[22]。根据典型周期水质数据可计算厌氧阶段有机碳源的消耗量($\text{COD}_{\text{consum}}$),计算公式为

$$\text{COD}_{\text{consum}} = \text{COD}_{\text{dn}} + \text{COD}_{\text{intra}}, \quad (1)$$

$$\text{COD}_{\text{dn}} = 2.86\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}_a + 1.71\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}_a, \quad (2)$$

式中: $\text{COD}_{\text{consum}}$ 为厌氧阶段 COD 消耗量,mg/L; COD_{dn} 为厌氧阶段反硝化消耗的 COD,mg/L; $\text{COD}_{\text{intra}}$ 为 PAO 和 GAO 细胞内碳源储存所消耗的 COD,mg/L;2.86 和 1.71 分别为单位质量 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 反硝化所需 COD 的理论值; $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}_a$ 和 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}_a$ 分别为厌氧阶段 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的变化量,mg/L。

反硝化脱氮包括厌氧阶段外源反硝化和好氧阶段内源反硝化,贡献率的计算公式为

$$\text{CP}_{\text{EXD}} = \frac{\Delta\text{NO}_{x,\text{EXD}}^-}{\Delta\text{TN}}, \quad (3)$$

$$\text{CP}_{\text{END}} = \frac{\Delta\text{TN} - \Delta\text{NO}_{x,\text{EXD}}^-}{\Delta\text{TN}}, \quad (4)$$

式中: CP_{EXD} 为厌氧阶段外源反硝化对脱氮的贡献率,%; CP_{END} 为好氧阶段内源反硝化对脱氮的贡献率,%; $\text{NO}_{x,\text{EXD}}^-$ 为厌氧阶段 NO_x^- -N 的变化量,mg/L; ΔTN 为整个周期 TN 的变化量,mg/L。

SND 率可表述为好氧阶段的氮损失^[23],计算公式为

$$\text{SND} = \left(1 - \frac{\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}_o + \Delta\text{NO}_2^- - \text{N}_o}{\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}_o} \right) \times 100\%, \quad (5)$$

式中: $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}_o$ 和 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}_o$ 分别为好氧阶段 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的变化量,mg/L; $\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}_o$ 为好氧条件 NH_4^+ -N 的变化量,mg/L。

1.4 生物多样性

收集反应器不同阶段的污泥样品,对污泥样品进行高通量测序以分析微生物群落结构。使用引物 338F/806R 对 16S rRNA 基因的 V3-V4 区域进行 PCR 扩增,高通量测序由美吉生物公司(中国,上海)在 Illumina MiSeq 平台上进行。采用 PICRUST2 方法对微生物测序结果进行功能预测,结合蛋白质直系同源数据库(Cluster of Orthologous Groups of proteins, COGs)和 KEGG(Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes)数据库,分析微生物 COGs 类别差异与功能基因差异^[24]。

2 结果与讨论

2.1 反应器污染物去除性能

好氧颗粒污泥反应器有机物、氮、磷的去除如图 1 所示。反应器 R1 的 COD 和 TP 的平均去除率由阶段 I 的 90.30%、89.98% 提升到阶段 II 的 93.91% 和 93.43%,而 R2 反应器 COD、TP 的去除性能在阶段 I 和阶段 II 均稳定在 95% 左右。反应器 R1 与 R2 的出水 NH_4^+ -N 在 2 个阶段均低于 1.5 mg/L, NO_2^- -N 也保持较低水平,但 NO_3^- -N 有明显下降。R1 的 NO_3^- -N 由阶段 I 的 24.76 mg/L 下降到阶段 II 的 13.74 mg/L, R2 由 6.58 mg/L 降低至 2.53 mg/L。2 个反应器的 TN 去除率则分别由阶段 I 的 44.15%、87.59% 升高到阶段 II 的 61.44% 和 90.16%。DO 的降低使得反应器 R1 与 R2 的反硝化作用增强, TN 去除性能均有提高,但反应器 R1 的 TN 去除率仍低于反应器 R2,且受 DO 的影响较大。

2.2 物质转化途径差异分析

对反应器 R1 和 R2 在典型周期内有机物、氮和磷的转化进行分析。反应器周期水质数据如图 2(a)(b) 所示,基于周期数据计算结果如图 2(c) 所示。在阶段 I 和阶段 II, 2 个反应器在厌氧阶段末期的 COD 均低于

35 mg/L, 且 COD_{intra}/COD_{consum} 均高于 90%, 表明厌氧阶段消耗的 COD 大部分被反应器中的 GAO/DGAO 和 PAO/DPAO 转化为内碳源。此外, 在 2 个阶段中, 反应器 R1 和 R2 在厌氧阶段末期的 TP 均高于 20 mg/L, 表明 PAO/DPAO 在厌氧阶段进行了充分的释磷, 而在随后的好氧阶段中, 2 个反应器出水 TP 均低于 0.8 mg/L, 显示出良好的除磷效果。

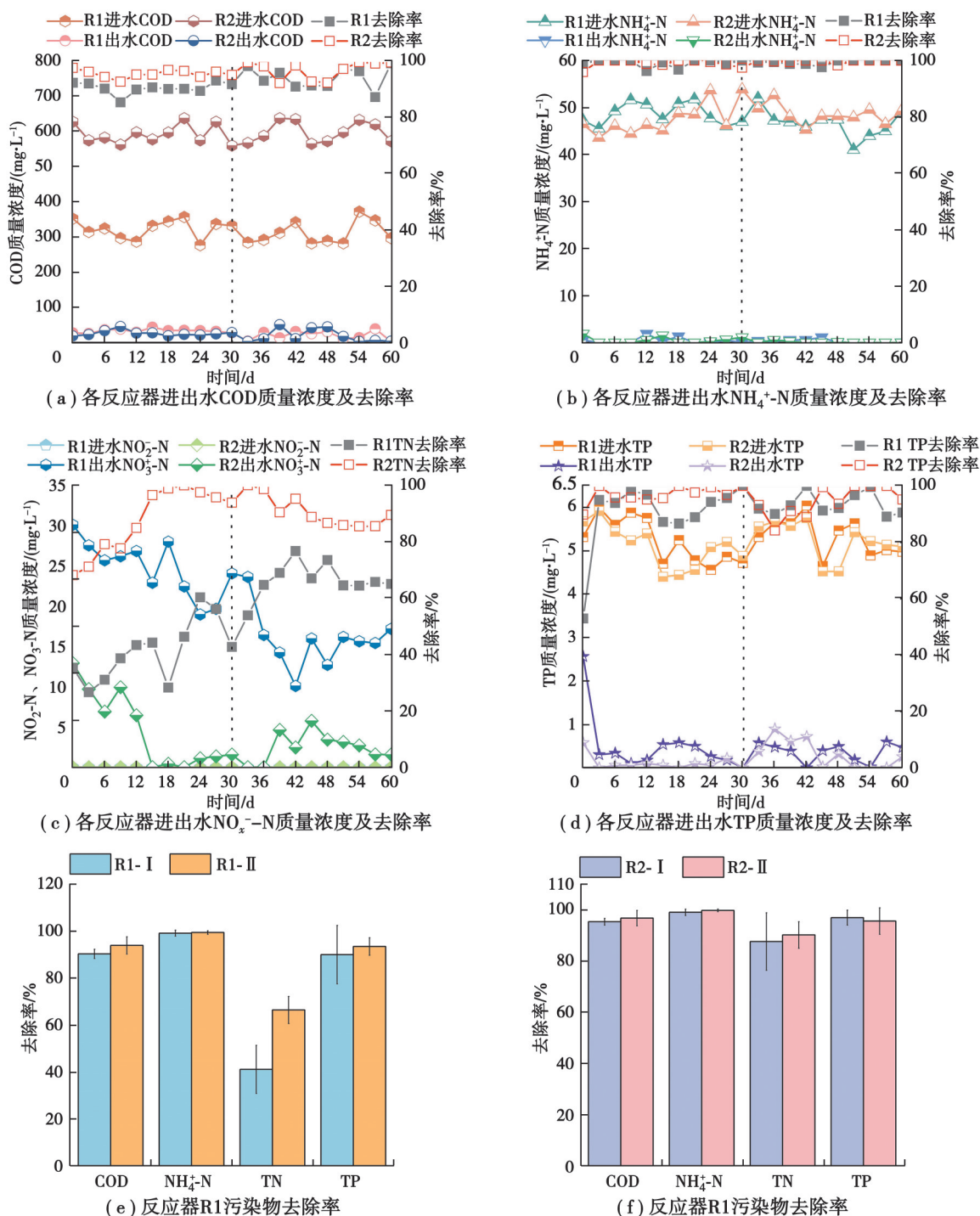


图1 不同DO质量浓度下反应器R1、R2污染物的去除性能

Fig. 1 Removal performance of R1 and R2 contaminants in reactors with different DO concentrations

好氧颗粒污泥反应器的氮去除主要包括硝化,反硝化和同步硝化反硝化。反硝化过程主要包括异养微生物(DNB)利用外部有机碳源在缺氧条件下进行外源反硝化,以及GAO/DGAO利用内碳源进行的内源反

硝化^[22,25]。如图 2(a)(b)所示,反应器 R1 与 R2 在厌氧阶段 NO_3^- -N 浓度下降,说明上一周期残留的 NO_3^- -N 可通过 DNB 外源反硝化作用得以去除。好氧阶段主要发生 NH_4^+ -N 的转化以及 NO_3^- -N 的反硝化,由于 NO_3^- -N 的产生量明显低于 NH_4^+ -N 的转化量,表明好氧阶段存在同步硝化反硝化(SND)过程。反应器 R1 的 SND 率由阶段 I 的 41.38% 增加到阶段 II 的 58.92%,而 R2 的 SND 率由阶段 I 的 76.03% 增加到阶段 II 的 83.11%。进一步计算发现反应器 R1 和 R2 好氧段内源反硝化对脱氮的贡献率 PC_{END} 由阶段 I 的 82.28% 和 93.89% 增加至阶段 II 的 92.12% 和 100%。由此可见,DO 质量浓度降低后,2 个反应器进一步强化了内源反硝化,并增强脱氮性能,且对有机物浓度较低的 R1 反应器影响更大。

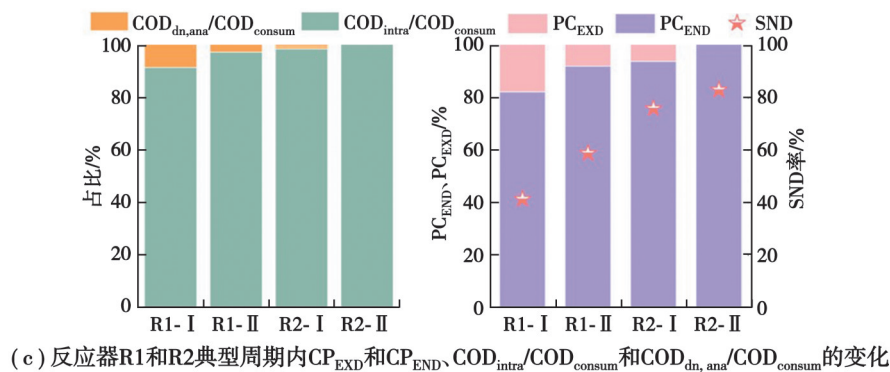
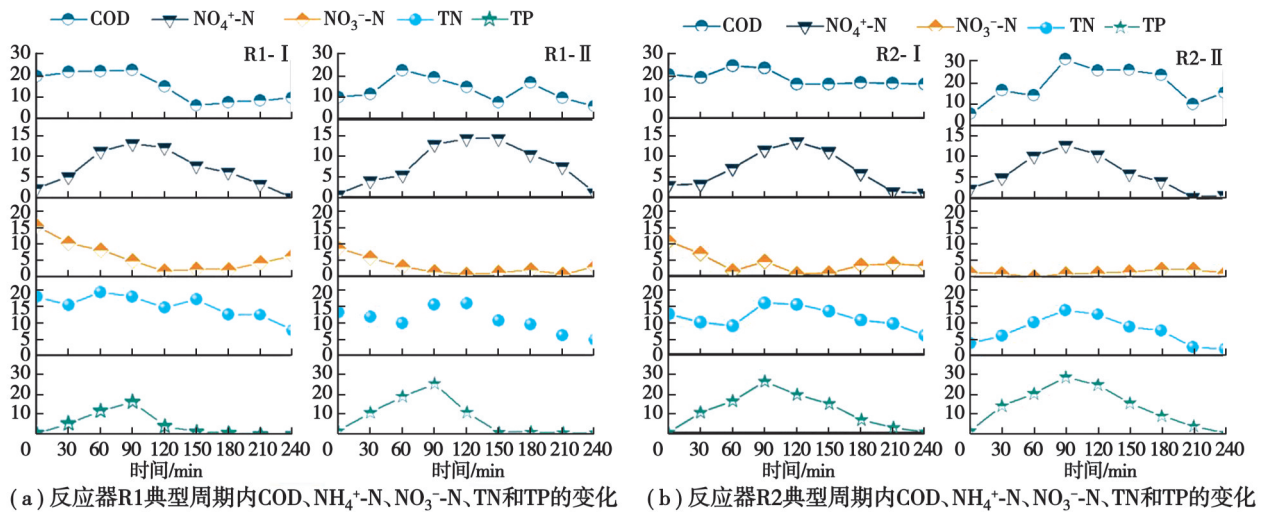


图 2 不同 DO 质量浓度下反应器 R1 和 R2 典型周期内参数的变化

Fig. 2 The changes of parameters of reactors R1 and R2 within typical cycles under different DO concentrations

2.3 反应器微生物群落结构变化

反应器颗粒污泥水平微生物群落结构如图 3(a)所示,优势菌门为变形菌门(Proteobacteria),在阶段 I 与阶段 II 中丰度均高于 60%。变形菌门是污水处理系统中重要而常见的微生物,具有降解有机物、脱氮除磷的能力,能够增强 AGS 系统的污水处理性能^[26]。反应器 R1 和 R2 中变形菌门的相对丰度由阶段 I 的 61.33% 和 61.25% 增加到阶段 II 的 68.76% 和 65.27%,DO 质量浓度的降低,富集了更高丰度的变形菌,保证了各反应器高效的污染物去除性能。Bian 等^[27]也发现同样的现象,这与其适应低氧环境的能力有关。

属水平微生物群落结构如图 3(b)所示,Candidatus_Competibacter、norank_f_A4b、Rhodanobacteraceae 等菌属是颗粒污泥中主要的优势菌属。Candidatus_Competibacter 是一类典型的 GAO/DGAO,不仅可将进水有机物转化为细胞内碳源,还能通过内源反硝化作用去除 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N,是 SND 过程的一类关键微生物^[28-29]。如图 3(c)所示,反应器 R1 中 Candidatus_Competibacter 的相对丰度由阶段 I 的 23.53% 增加到阶段 II

的 30.48%, 反应器 R2 也由阶段 I 的 45.09% 增加到阶段 II 的 48.52%。DO 质量浓度降低, AGS 系统在厌氧阶段通过外源反硝化途径利用的碳源减少, 更多的碳源被微生物转化为内碳源, 使得 GAO/DGAO 的丰度升高, 且对 R1 中的 GAO/DGAO 丰度影响更大。

PAO/DPAO 是一类能在厌氧条件下吸收有机物合成内碳源并用于好氧/缺氧吸磷的微生物^[30-31]。与 GAO/DGAO 丰度增加类似, 反应器 R1 与 R2 中 PAO/DPAO 的总丰度分别由阶段 I 的 6.36% 和 4.44% 增加至阶段 II 的 8.39% 和 5.89%, 反应器 R1 与 R2 中 TP 的去除性能提高相符。

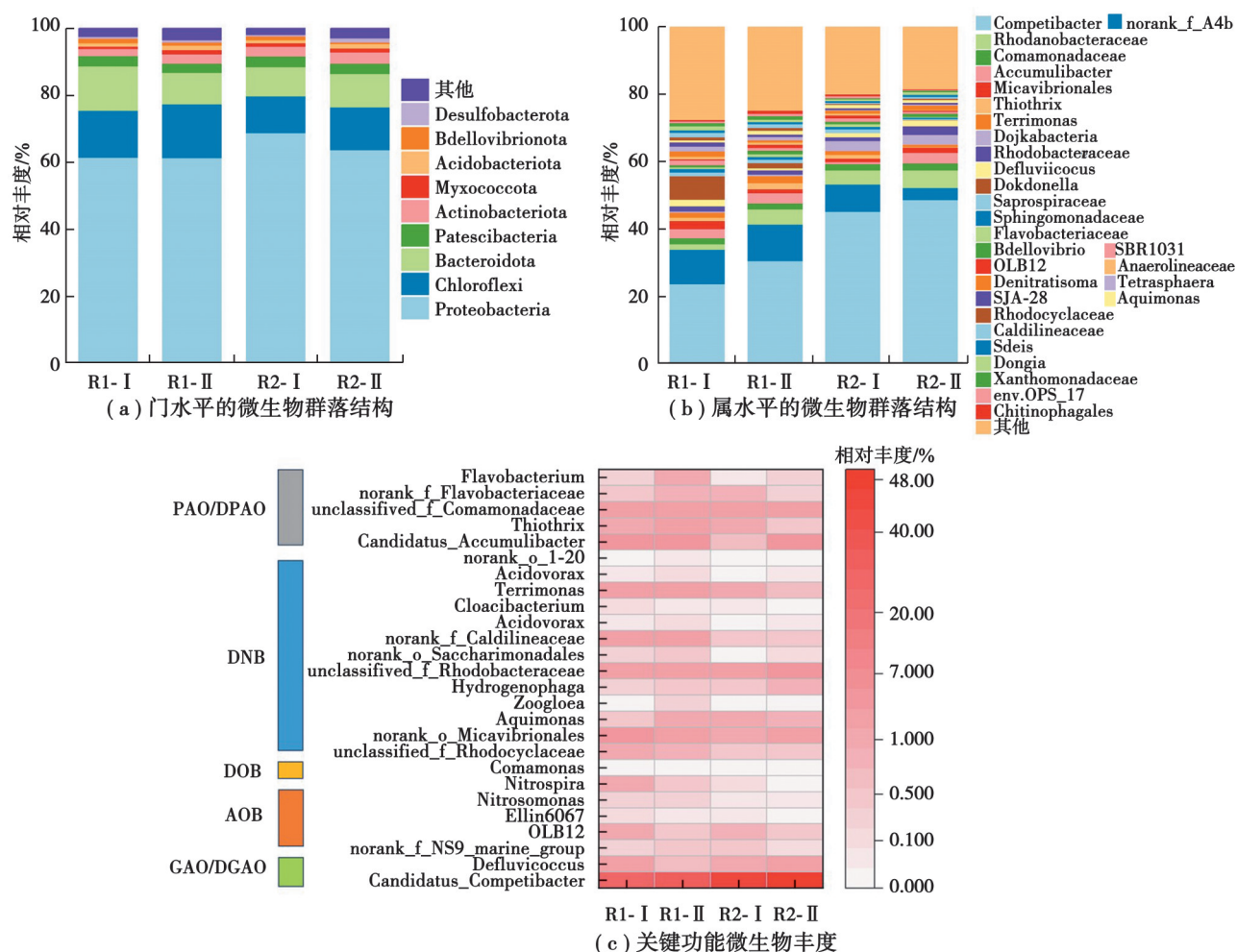


图 3 不同 DO 质量浓度下反应器 R1、R2 颗粒污泥微生物群落结构

Fig. 3 Microbial community structure in reactor R1 and R2 under different DO concentrations

2.4 DO 质量浓度对不同进水有机物反应器性能的影响机理

图 4 显示不同 DO 质量浓度下反应器中颗粒污泥的 COGs 功能类别丰度差异。可以看出, DO 质量浓度降低后, 反应器 R1 与 R2 中大多数 COGs 类别相对丰度增加, 可能与低 DO 质量浓度下微生物代谢活性及环境适应能力的增强有关。氨基酸传递与代谢(E)、翻译与核糖体结构(J)和细胞壁/膜形成(M)等 COGs 类别的相对丰度在 DO 质量浓度降低后增加。氨基酸传递与代谢的上调暗示微生物通过氨基酸代谢获取碳、氮源的潜力增强^[32], 翻译与核糖体结构功能的上调可能反映微生物增强了蛋白质合成的能力, 有助于微生物更高效地利用底物^[33]。预测结果显示, 氨基酸传递与代谢、翻译与核糖体结构等 COGs 类别相对丰度上调, 协同支持了 AGS 系统在低 DO 质量浓度下良好的污染物去除效果。

AGS 系统的脱氮性能受到 DO 质量浓度的显著影响。当 DO 质量浓度降低时, 颗粒污泥氧扩散深度减小, 内部缺氧区容积增大, 使得一部分 GAO 从利用 O_2 为电子受体转变为利用 NO_3^- -N 或 NO_2^- -N 为电子受体^[34]。

同时,在长期较低 DO 条件下,更多的细菌通过反硝化作用获得能量^[35],从而提高了反硝化微生物的丰度。由图 5(a)可知,在低 DO 环境中,反硝化基因(如 *nar*、*nirS*、*nor*、*nosZ*)表达增强,印证了 AGS 系统反硝化能力的提升。值得注意的是,颗粒污泥 SND 率表现出对 DO 质量浓度的高度依赖,较低 DO 条件下可显著提高 SND 率,提升 AGS 系统的脱氮效率。池玉蕾等^[36]也发现在活性污泥系统中,DO 质量浓度从 4~5 mg/L 降低到 2~3 mg/L 后,反硝化细菌丰度增加,SND 率上升。AGS 反应器较高的氮去除主要是通过内源反硝化实现,而内碳源的含量多以 PHAs 来表征^[37]。*prpE* 基因催化丙酸转化为丙酰辅酶 A,为 PHAs 的合成提供了必要的前体物质,在丙酸钠转化为 PHA 的过程中扮演着至关重要的角色^[38]。从图 5(b)可以看出 *prpE* 的丰度随着 DO 质量浓度的降低而增加。反应器 R1 系统中 *prpE* 的相对丰度由阶段 I 的 0.029% 增加到阶段 II 的 0.044%,反应器 R2 系统中 *prpE* 的相对丰度由阶段 I 的 0.035% 增加到阶段 II 的 0.046%。这些结果均表明低 DO 环境强化了微生物内化碳源能力,有利于反应器的脱氮。

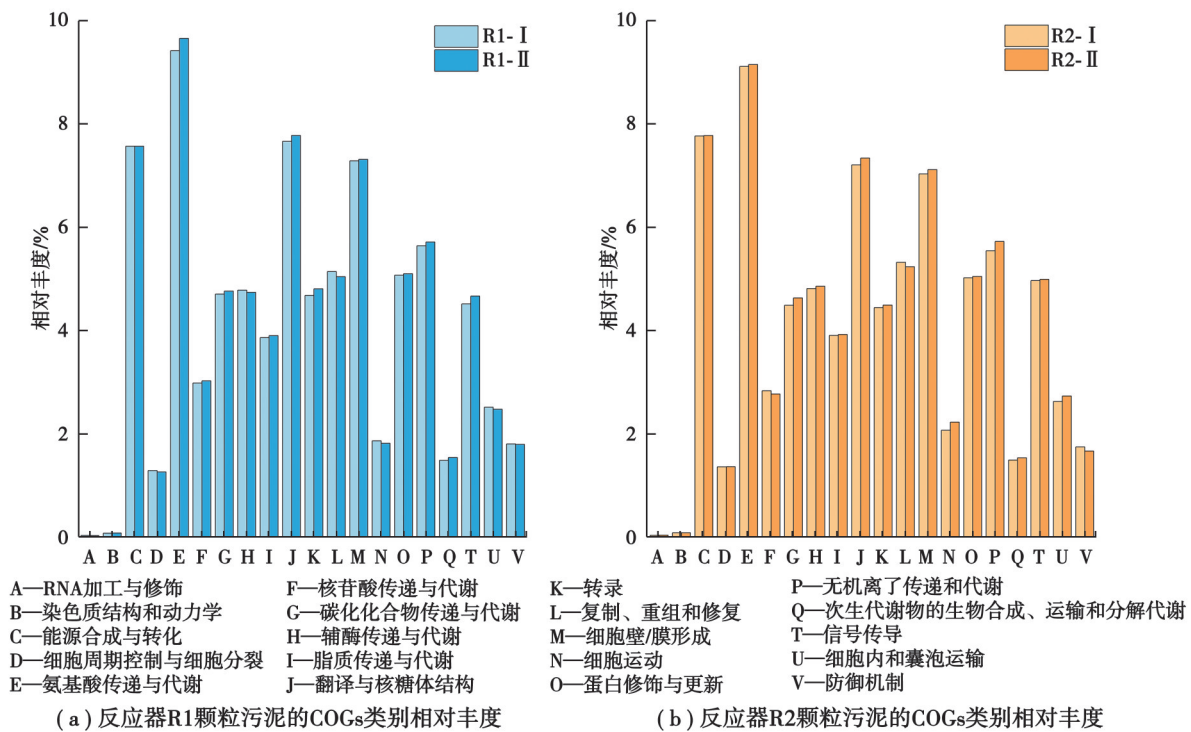


图 4 不同 DO 质量浓度下颗粒污泥的 COGs 类别相对丰度

Fig. 4 Relative abundance of COGs category in granular sludge at different DO concentrations

比较反应器 R1 和 R2 在不同 DO 质量浓度下的污染物去除性能,可以发现,DO 质量浓度的变化对高有机物反应器 R2 的影响较小。R2 反应器中有机物充足,使其拥有比反应器 R1 更高丰度的内源反硝化菌。Wang 等^[14]的研究也发现进水有机物增加后,能够进行内源反硝化微生物的丰度增加。虽然 DO 质量浓度降低会导致缺氧区容积变大,但是反应器 R2 中高丰度的 DGAO,高比例的 SND 率使其在面对 DO 的变化时反应器的性能不会发生较大的改变。从图 5(b)可知,反应器 R2 中与丙酰辅酶 A 合成酶有关的基因 *prpE* 以及与反硝化有关的基因在 DO 质量浓度降低后丰度上升幅度较小。

综上所述,适当降低 DO 质量浓度不仅有助于节省能源,还能有效刺激反硝化过程,进而提高系统的脱氮效率。需要注意的是,DO 的质量浓度会影响硝化细菌的性能^[39],为确保 AGS 系统在好氧阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,DO 的质量浓度不能太低。此外,DO 质量浓度的变化对低进水有机物系统的影响更大,因此,对于低有机物 AGS 系统而言,实现污染物有效去除需要更为精准的 DO 控制。

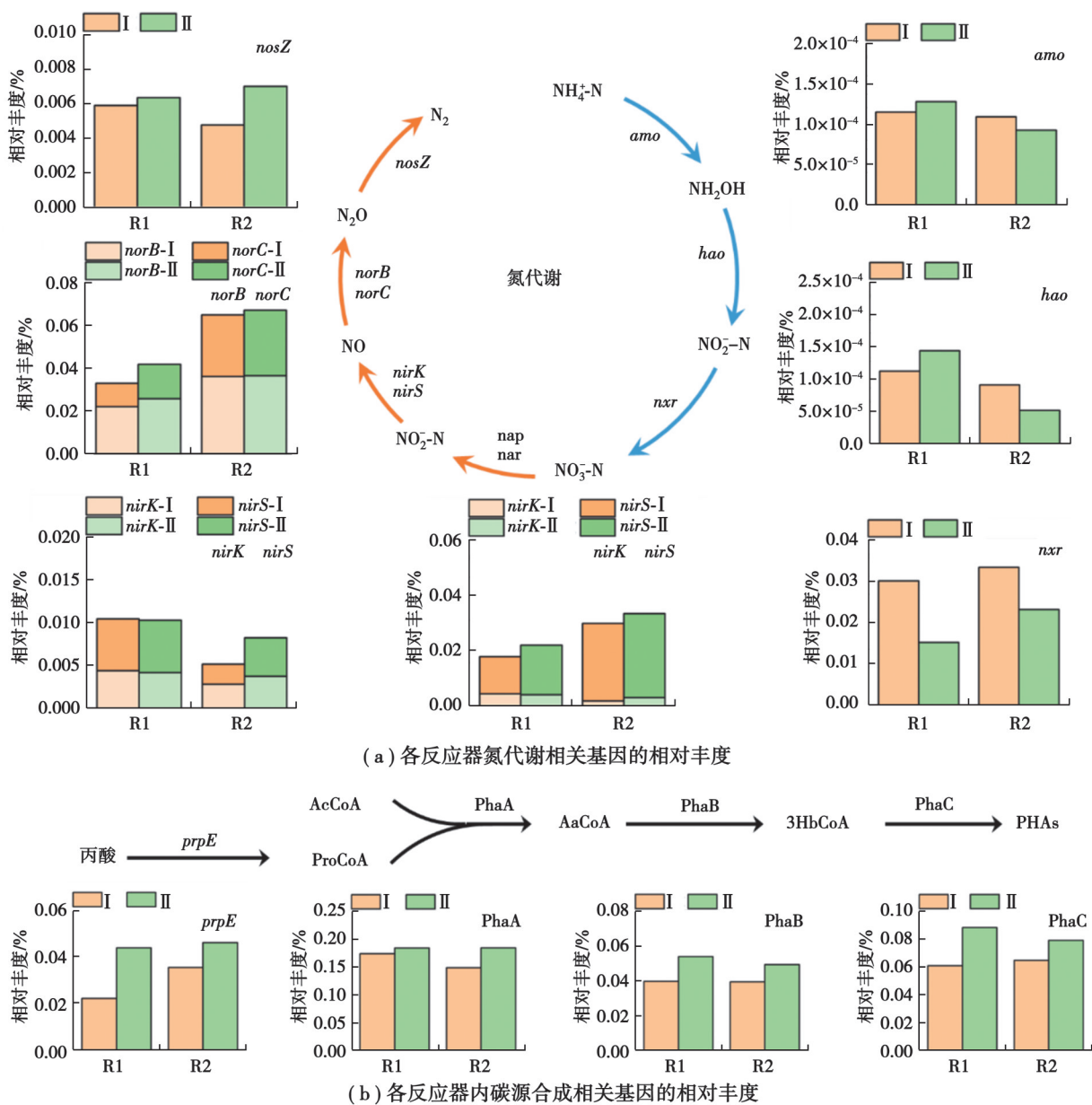


图 5 不同 DO 质量浓度下反应器 R1、R2 中与氮代谢、内碳源合成有关的功能基因预测

Fig. 5 Prediction of functional genes related to nitrogen metabolism and internal carbon source synthesis in reactor R1 and R2 at different DO concentrations

3 结论

1) DO 质量浓度为 4~6 mg/L 和 2~3 mg/L 时,低有机物反应器 R1 与高有机物反应器 R2 的 COD 与 TP 均保持较高的去除率,达到 95% 以上。DO 质量浓度降低后,反应器 R1 与 R2 的 SND 率分别提高了 17.54% 和 7.05%,内碳源对脱氮的贡献率升高了 9.84% 和 6.11%,系统脱氮性能增强,TN 去除率得到提高。

2) DO 质量浓度的降低驱动反应器颗粒污泥的微生物群落结构调整,促使脱氮除磷功能微生物的丰度增加,反应器 R1 与 R2 中 *Candidatus_Competibacter* 的相对丰度由阶段 I 的 23.53% 和 45.09% 增加到阶段 II 的 30.48% 和 48.52%。同时,与反硝化以及与内化碳源有关的基因丰度升高,有利于 AGS 系统实现良好的脱氮性能。

3) DO 变化可改变颗粒污泥内部缺氧区容积,DO 降低时缺氧区增大,部分 GAO 由利用 O_3 转为利用 NO_2^-/NO_3^- 进行反硝化,从而提高氮去除性能。高有机物系统中碳源充足,具有高丰度的内源反硝化微生物及高比

例的SND率,而低有机物系统中内源反硝化微生物丰度较低,DO变化对系统影响较大,因此在实际运行中需要精准调控DO质量浓度。

参考文献

- [1] Morgenroth E, Sherden T, Van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1997, 31(12): 3191-3194.
- [2] Liu Y, Tay J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment[J]. *Biotechnology Advances*, 2004, 22(7): 533-563.
- [3] Winkler M H, Meunier C, Henriot O, et al. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 336: 489-502.
- [4] Nguyen Quoc B, Wei S, Armenta M, et al. Aerobic granular sludge: impact of size distribution on nitrification capacity[J]. *Water Research*, 2021, 188: 116445.
- [5] 张立楠, 张斌超, 刘祖文, 等. 粒径对好氧颗粒污泥储存稳定性的影响[J]. *化工进展*, 2019, 38(7): 3450-3457.
Zhang L N, Zhang B C, Liu Z W, et al. Effect of particle size on storage stability of aerobic granular sludge[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2019, 38(7): 3450-3457. (in Chinese)
- [6] Wang X C, Chen Z L, Shen J M, et al. Impact of carbon to nitrogen ratio on the performance of aerobic granular reactor and microbial population dynamics during aerobic sludge granulation[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 271: 258-265.
- [7] Tang P, Wang Y Y, Li J, et al. Multiple-perspective research on the spatial distribution of full-size aerobic granular sludge in wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(2): 107135.
- [8] Ji Y T, Cao R J, Wang C, et al. Effect of flow regime on mass transfer diffusion and stability of aerobic granular sludge (AGS) in view of interfacial thermodynamic[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 323: 116293.
- [9] Chen X, Gong Y Z, Li Z H, et al. Key function of Kouleothrix in stable formation of filamentous aerobic granular sludge at low superficial gas velocity with polymeric substrates[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 397: 130466.
- [10] Liu Y, Wang Z W, Qin L, et al. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, 67(1): 26-32.
- [11] Yuan X J, Gao D W. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178(1/2/3): 1041-1045.
- [12] Li Y, Liu Y, Shen L, et al. DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2008, 43(4/5): 349-354.
- [13] Mosquera-Corral A, de Kreuk M K, Heijnen J J, et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor[J]. *Water Research*, 2005, 39(12): 2676-2686.
- [14] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage[J]. *Water Research*, 2015, 77: 191-200.
- [15] He Q L, Zhang W, Zhang S L, et al. Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 326: 1223-1231.
- [16] Hu T T, Peng Y Z, Yuan C S, et al. Enhanced nutrient removal and facilitating granulation *via* intermittent aeration in simultaneous partial nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal (SPNEDpr) process[J]. *Chemosphere*, 2021, 285: 131443.
- [17] 安泽铭, 丁静, 高歆婕, 等. AOA系统厌氧时间和溶解氧对内源反硝化脱氮速率的影响[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(2): 667-674.
An Z M, Ding J, Gao X J, et al. Effects of anaerobic duration and dissolved oxygen on endogenous denitrification rate in AOA system[J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(2): 667-674. (in Chinese)

- [18] Wang H Y, Song Q, Wang J, et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor with high dissolved oxygen: effects of carbon to nitrogen ratios[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1145-1152.
- [19] Zou X, Gao M J, Mohammed A, et al. Responses of various carbon to nitrogen ratios to microbial communities, kinetics, and nitrogen metabolic pathways in aerobic granular sludge reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 367: 128225.
- [20] Wang G L, Huang X X, Wang S, et al. Effect of food-to-microorganisms ratio on aerobic granular sludge settleability: Microbial community, potential roles and sequential responses of extracellular proteins and polysaccharides[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 345: 118814.
- [21] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. Editorial Committee of the Monitoring and Analysis Methods for Water and Wastewater of the State Environmental Protection Administration. *Monitoring and Analysis Methods for Water and Wastewater*[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. (in Chinese)
- [22] 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.
- [23] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage[J]. *Water Research*, 2015, 77: 191-200.
- [24] Douglas G M, Maffei V J, Zaneveld J R, et al. PICRUSt2 for prediction of metagenome functions[J]. *Nature Biotechnology*, 2020, 38(6): 685-688.
- [25] 李冬, 刘博, 王文琪, 等. 除磷颗粒诱导的同步短程硝化反硝化除磷颗粒污泥工艺[J]. *环境科学*, 2020, 41(2): 867-875. Li D, Liu B, Wang W Q, et al. Simultaneous short-cut nitrification-denitrification phosphorus removal granules induced by phosphorus removal granules[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(2): 867-875. (in Chinese)
- [26] Liu S L, Daigger G T, Liu B T, et al. Enhanced performance of simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor (AOA-SBR) system by alternating the cycle times[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122750.
- [27] Bian Y H, Fu K M, Yang W B, et al. Effect of different dissolved oxygen enrichment incubation conditions on the realization of partial nitrification under microaerobic condition[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 63: 105481.
- [28] Ma J W, Ji Y N, Fu Z D, et al. Performance of anaerobic/oxic/anoxic simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal system overwhelmingly dominated by *Candidatus_Cometibacter*: Effect of aeration time[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 384: 129312.
- [29] Song X, Yu D S, Qiu Y L, et al. Unexpected phosphorous removal in a *Candidatus_Cometibacter* and *Defluviicoccus* dominated reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 345: 126540.
- [30] He S M, McMahon K D. Microbiology of 'candidatus accumulibacter' in activated sludge[J]. *Microbial Biotechnology*, 2011, 4(5): 603-619.
- [31] Zeng R J, Saunders A M, Yuan Z G, et al. Identification and comparison of aerobic and denitrifying polyphosphate-accumulating organisms[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 83(2): 140-148.
- [32] Li D Y, Li J R, Liang D B, et al. Effects of degradable and non-degradable microplastics on SPNEDPR-AGS system: sludge characteristics, nutrient transformation, key enzyme, and microbial community[J]. *Bioresource Technology*, 2025, 418: 131917.
- [33] Liu X B, Yang X Y, Hu X B, et al. Comprehensive metagenomic analysis reveals the effects of silver nanoparticles on nitrogen transformation in constructed wetlands[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 358: 1552-1560.
- [34] Durand S, Guillier M. Transcriptional and post-transcriptional control of the nitrate respiration in bacteria[J]. *Frontiers in Molecular Biosciences*, 2021, 8: 667758.
- [35] Liu X Y, Hu S H, Sun R, et al. Dissolved oxygen disturbs nitrate transformation by modifying microbial community, co-occurrence networks, and functional genes during aerobic-anoxic transition[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 790: 148245.

- [36] 池玉蕾, 石烜, 任童, 等. 溶解氧对低碳源城市污水处理系统脱氮性能与微生物群落的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(9): 4374-4382.
Chi Y L, Shi X, Ren T, et al. Effects of dissolved oxygen on nutrient removal performance and microbial community in low carbon/nitrogen municipal wastewater treatment process[J]. Environmental Science, 2021, 42(9): 4374-4382. (in Chinese)
- [37] Diba H S, Seifi-Kashani R, Tavakkoli S, et al. Polyhydroxyalkanoates (phas), intracellular pathways and properties[J]. Current World Environment, 2015, 10(Special-Issue1): 644-649.
- [38] 袁恺, 周卫强, 彭超, 等. 微生物发酵法生产聚羟基脂肪酸酯的研究进展[J]. 生物工程学报, 2021, 37(2): 384-394.
Yuan K, Zhou W Q, Peng C, et al. Engineering progress in microbial production of polyhydroxyalkanoates[J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2021, 37(2): 384-394. (in Chinese)
- [39] Jiang C C, Xu S J, Wang R, et al. Achieving efficient nitrogen removal from real sewage *via* nitrite pathway in a continuous nitrogen removal process by combining free nitrous acid sludge treatment and DO control[J]. Water Research, 2019, 161: 590-600.

(编辑 郑洁)