

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.07.002

# 碳源形态与分布对脱氮除磷效能及功能菌群的影响

林书轩<sup>1</sup>, 刘 轶<sup>2</sup>, 李志刚<sup>3</sup>, 舒 彬<sup>1</sup>, 曹 猛<sup>1</sup>, 肖安琪<sup>3</sup>,  
周 健<sup>1</sup>

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 2. 重庆水务集团股份有限公司, 重庆 400010; 3. 中国市政工程西南设计研究总院有限公司, 四川 成都 610213)

**摘 要:** 针对城镇污水脱氮除磷系统中碳源利用率低的问题,研究了3种不同运行工况的序批式反应器SBR<sub>-AOA</sub>(厌氧-好氧-缺氧)、SBR<sub>-AAO</sub>(厌氧-缺氧-好氧)、SBR<sub>-OA</sub>(好氧-缺氧)系统中碳源的形态与分布,并解析其对系统脱氮除磷效能及微生物菌群的影响。结果表明,在3组反应器中,碳源的形态与分布、脱氮除磷效能均有明显差别。在温度为25~30℃、DO为2~4 mg/L、COD/TN值为7.5、排水比为0.4的条件下,SBR<sub>-AOA</sub>系统的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP平均去除率分别为98.25%、90.35%、99.60%,较SBR<sub>-AAO</sub>和SBR<sub>-OA</sub>系统分别高2.17%、15.12%、0.10%和11.35%、5.51%、6.20%。SBR<sub>-AOA</sub>系统中厌氧段的PHAs合成速率及好氧段的硝化速率显著高于SBR<sub>-AAO</sub>和SBR<sub>-OA</sub>系统,前置厌氧段与后置缺氧段有利于转变碳源的形态、优化碳源分配,避免了有机物对自养硝化菌的胁迫,并促进了异养硝化菌-好氧反硝化菌群的富集。各系统中的优势脱氮功能菌属主要有*Nitrospira*、*Rhodobacter*、*Candidatus\_Competibacter*、*Thauera*、*Hyphomicrobium*、*Ferruginibacter*、*Dechloromonas*, SBR<sub>-AOA</sub>系统中硝化、反硝化、聚磷菌属的丰度及脱氮关键酶活性均显著高于另外两个系统,碳源形态及分布对功能菌群的富集影响显著。

**关键词:** 城镇污水; 运行工况; 碳源形态; 脱氮除磷; 微生物菌群

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)07-0008-09

## Impact of Carbon Source Form and Distribution on Nitrogen and Phosphorus Removal Efficiency and Functional Microbial Communities

LIN Shu-xuan<sup>1</sup>, LIU Yi<sup>2</sup>, LI Zhi-gang<sup>3</sup>, SHU Bin<sup>1</sup>, CAO Meng<sup>1</sup>, XIAO An-qi<sup>3</sup>,  
ZHOU Jian<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment <Ministry of Education>, Chongqing 400045, China; 2. Chongqing Water Group Co. Ltd., Chongqing 400010, China; 3. Southwest Municipal Engineering Design & Research Institute of China, Chengdu 610213, China)

**Abstract:** This study investigated the form and distribution of carbon sources in three sequential batch reactors operating under different conditions: SBR<sub>-AOA</sub> (anaerobic-oxic-anoxic), SBR<sub>-AAO</sub> (anaerobic-anoxic-oxic), and SBR<sub>-OA</sub> (oxic-anoxic) to address the low carbon source utilization rate in

基金项目: 重庆水务环境控股集团有限公司科技创新项目(2022-07); 重庆市科研创新项目(CYS23142)

通信作者: 周健 E-mail: zhoujian126@126.com

nitrogen and phosphorus removal systems for municipal wastewater. The impacts on nitrogen and phosphorus removal efficiency as well as microbial community composition were analyzed. Among the three reactors, there were significant differences in the form and distribution of carbon sources as well as in the efficiency of nitrogen and phosphorus removal. Under conditions of 25–30 °C, DO of 2–4 mg/L, COD to TN ratio (COD/TN) of 7.5, and drainage ratio of 0.4, the SBR<sub>-AOA</sub> system achieved average removal efficiencies of 98.25% for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, 90.35% for TN, and 99.60% for TP, which were 2.17%, 15.12%, and 0.10% higher for the SBR<sub>-AAO</sub> system, and 11.35%, 5.51%, and 6.20% higher for the SBR<sub>-OA</sub> system. In the SBR<sub>-AOA</sub> system, the PHAs synthesis rate and nitrification rate during the anaerobic phase were significantly higher than those in the SBR<sub>-AAO</sub> and SBR<sub>-OA</sub> systems. The pre-anaerobic and post-anoxic periods facilitated the transformation of carbon source forms and optimized carbon source distribution, thereby mitigating the adverse effects of organic matters on autotrophic nitrifying bacteria. Additionally, these phases promoted the enrichment of heterotrophic nitrifying bacteria and aerobic denitrifying bacteria. *Nitrospira*, *Rhodobacter*, *Candidatus\_Competibacter*, *Thauera*, *Hyphomicrobium*, *Ferruginibacter*, and *Dechloromonas* were the predominant bacterial genera for nitrogen removal in the three systems. In the SBR<sub>-AOA</sub> system, the abundance of nitrifying, denitrifying, and phosphorus-accumulating bacteria, as well as the activities of key denitrification enzymes, were significantly higher compared to the other two systems, indicating that the form and distribution of carbon sources had a substantial impact on the enrichment of functional bacteria.

**Key words:** municipal wastewater; operating condition; form of carbon source; nitrogen and phosphorus removal; microbial community

目前,我国城镇污水处理规模庞大,并且,北京、天津、浙江、昆明等地相继颁布实施的城镇污水处理厂污染物排放标准高于现行国家标准,这对城镇污水处理厂脱氮除磷提出了更高的要求,因此,对现行工艺进行改良优化成为研究热点。针对我国城镇污水碳氮比偏低、高效脱氮碳源不足的问题,开展有限碳源的合理分配及有效利用成为提升城镇污水脱氮除磷效能的关键。对此,相关研究主要关注反硝化脱氮及除磷过程中对碳源的最大化利用情况<sup>[1-2]</sup>,现有改良AAO和序批式工艺,主要通过多点进水、强化内碳源转化与内源反硝化<sup>[3-4]</sup>来提高C/N污水脱氮除磷系统的碳源利用率,以达到提升系统脱氮除磷效能的目的。

反硝化聚糖菌与反硝化聚磷菌可以在有机碳源充足的前置厌氧段将进水有机物转化为聚羟基脂肪酸酯(PHAs),并在有机碳源缺乏的后置缺氧段利用PHAs作为能量和电子源完成内源反硝化<sup>[5]</sup>。贮存和利用内碳源的能力可以提高内源功能微生物对碳源的优先利用,并在与普通异养微生物的竞争中占据优势<sup>[6]</sup>;然而,前置厌氧段与内碳源转化能

否促进硝化效能,以及系统中外碳源、内碳源赋存形态对系统的硝化效能及途径是否产生影响,这些研究鲜有报道。

为了探究碳源形态与分布对生物脱氮除磷系统效能及微生物菌群的影响,笔者以序批式活性污泥反应器(SBR)为研究对象,建立3个不同运行工况的系统即SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>、SBR<sub>-OA</sub>,分别以厌氧-好氧-缺氧、厌氧-缺氧-好氧、好氧-缺氧工况运行,考察运行工况对碳源形态与分布以及系统脱氮除磷效能的影响,通过对各系统典型周期中污染物降解、碳源形态与分布的监测,探究各系统胞内碳源转化规律,以及污染物降解对其的响应;解析各系统内碳源转化与氮代谢相关的功能微生物菌群的演替和关键酶活性变化规律,探究各系统脱氮除磷途径及微生物作用机制,以期城镇污水处理厂脱氮除磷效能提升提供支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

试验采用SBR反应器,直径为15 cm、高为20 cm,有效容积为2 L。反应器采用曝气机经砂头供

氧,供气量通过气体转子流量计进行计量;采用磁力搅拌机进行缺氧搅拌;进、出水流量采用蠕动泵控制;反应器采用时控开关全程自控运行。

## 1.2 试验用水

试验用水为模拟城镇污水,由乙酸钠、淀粉、奶粉、 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 和 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 配制而成,并投加微生物代谢需要的微量元素 $1\text{ mL/L}$ , $\text{COD}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{TN}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为 $288\sim 315$ 、 $37.36\sim 41.52$ 、 $37.67\sim 42.53$ 、 $4.94\sim 5.23\text{ mg/L}$ , $\text{pH}$ 为 $7.0\sim 8.0$ 。

## 1.3 试验方法

采用平行对比试验,考察不同运行工况下碳源形态与分布的差异,以及对SBR系统脱氮除磷效能的影响。控制温度为 $25\sim 30\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $\text{DO}$ 为 $2\sim 4\text{ mg/L}$ 、排水比为 $0.4$ ,SBR反应器运行周期均为 $8\text{ h}$ ,采用不同的运行工况,其中, $\text{SBR}_{\text{AOA}}$ :厌氧( $60\text{ min}$ )-好氧( $80\text{ min}$ )-缺氧( $220\text{ min}$ )-沉淀( $120\text{ min}$ ), $\text{SBR}_{\text{AAO}}$ :厌氧( $60\text{ min}$ )-缺氧( $220\text{ min}$ )-好氧( $80\text{ min}$ )-沉淀( $120\text{ min}$ ), $\text{SBR}_{\text{OA}}$ :好氧( $80\text{ min}$ )-缺氧( $280\text{ min}$ )-沉淀( $120\text{ min}$ )。试验期间测定进出水 $\text{COD}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 等水质指标,以及胞内糖原、PHAs含量,探究碳源形态及分布规律;并采集各反应器生物样品进行 $16\text{S rDNA}$ 高通量测序及脱氮关键酶活性分析,探究系统的微生物作用机制。

## 1.4 测试项目与方法

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{COD}$ 、 $\text{BOD}_5$ 等水质指标均采用《水和废水监测分析方法》(第4版)测定; $\text{DO}$ 采用哈希HQ30D溶解氧测定仪测定;胞内糖原采用蒽酮法测定<sup>[7]</sup>;PHAs采用气相色谱法测定,即分别测定聚- $\beta$ -羟基丁酸酯(PHB)和聚- $\beta$ -羟基戊酸酯(PHV),两者之和表示PHAs含量<sup>[8]</sup>;脱氮关键酶的提取与酶活性的测定采用ELISA检测试剂盒。

## 2 结果与分析

### 2.1 运行工况对系统脱氮除磷效能的影响

运行工况对系统脱氮除磷效能的影响如图1所示。可知,运行工况对系统脱氮除磷效能的影响显著,但对 $\text{COD}$ 去除效能的影响不显著。在稳定运行期间, $\text{SBR}_{\text{AOA}}$ 系统出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{TN}$ 、 $\text{TP}$ 平均浓度分别为 $0.70$ 、 $3.86$ 、 $0.02\text{ mg/L}$ ,去除率分别为 $98.25\%$ 、 $90.35\%$ 、 $99.60\%$ ,较 $\text{SBR}_{\text{AAO}}$ 系统分别高 $2.17\%$ 、 $15.12\%$ 、 $0.10\%$ ,较 $\text{SBR}_{\text{OA}}$ 系统分别高 $11.35\%$ 、 $5.51\%$ 、 $6.20\%$ ,表明SBR反应器采用厌氧-好氧-缺

氧运行工况可显著提升硝化、反硝化及除磷效能。

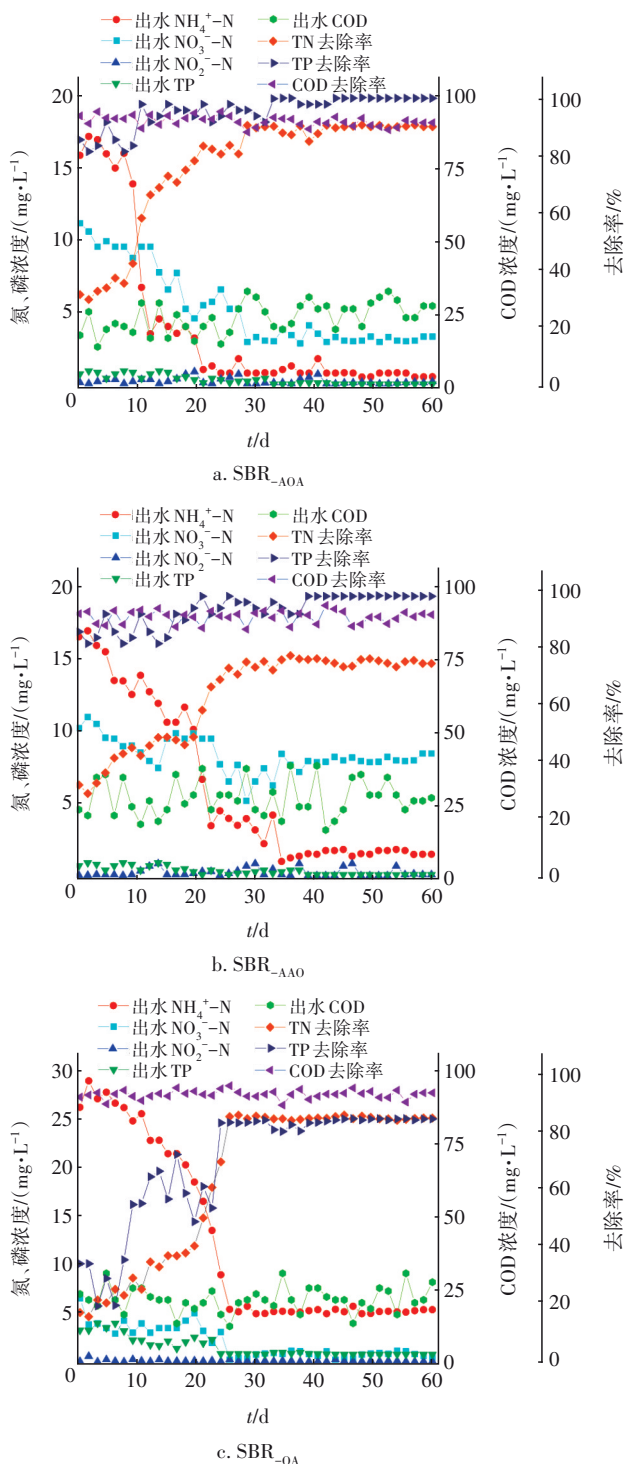


图1 不同运行工况下SBR系统的脱氮除磷效能

Fig.1 Removal efficiency of nitrogen and phosphorus in SBR system with different operating conditions

不同运行工况下SBR系统典型周期内污染物浓度的变化见图2。可知,在厌氧段,反硝化菌利用进水中的碳源对上一周期残留的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以及少量



的 $\text{NO}_2^-$ -N进行反硝化脱氮, $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统的TN浓度分别降至16.87和16.59 mg/L;同时,聚磷菌利用进水中的碳源进行厌氧释磷, $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统的 $\text{PO}_4^{3-}$ -P浓度从2.00 mg/L增至26.96 mg/L, $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统的 $\text{PO}_4^{3-}$ -P浓度从2.06 mg/L增至25.32 mg/L;厌氧结束时, $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统的COD浓度分别为38和43 mg/L。

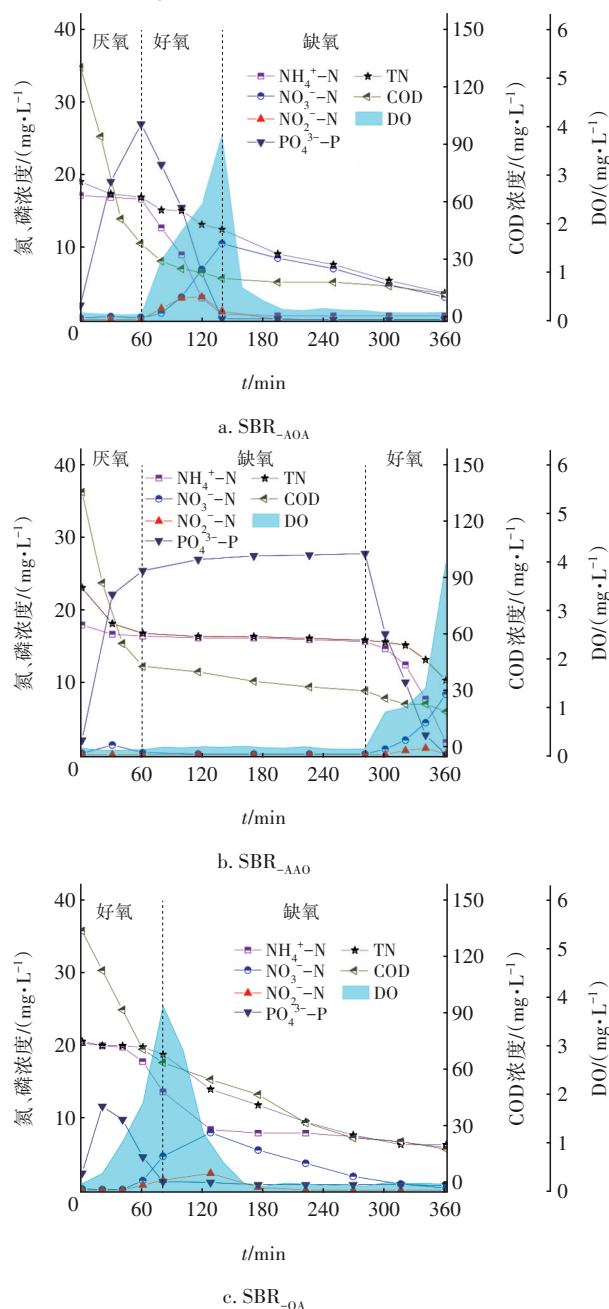


图2 不同运行工况下SBR系统典型周期内污染物浓度的变化

Fig.2 Change in pollutants concentration during typical cycles of SBR system with different operating conditions

$\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统的好氧段设置于厌氧段后,随着曝气时间的增加,硝化速率先增加后降低,在曝气0~20、20~40、40~60、60~80 min时段,硝化速率分别为11.87、13.35、15.58、6.68 mg/(L·h);而 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统的好氧段设置于厌氧和缺氧段后, $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统的好氧段设置于缺氧段前,随着曝气时间的增加,硝化速率逐步增加,在曝气0~20、20~40、40~60、60~80 min时段, $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统的硝化速率分别为2.97、6.68、14.09、17.80 mg/(L·h), $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统的硝化速率分别为2.23、5.93、12.61、15.58 mg/(L·h)。 $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-O}}$ 系统不同好氧段的平均硝化速率存在显著差异,在好氧段前40 min,分别为12.61、4.82、4.08 mg/(L·h);在好氧段后40 min,分别为11.13、15.95、14.09 mg/(L·h)。以上结果表明, $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统的硝化速率显著高于 $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 系统,运行工况对系统的硝化效能影响显著。分析认为,由于前置厌氧段的内碳源转化后即开始进行好氧硝化,这为利用内碳源的异养硝化提供了碳利用的优先权,采用AOA运行工况富集到比自养硝化菌增殖速率高且环境抗性强的异养硝化菌;而运行工况为AAO的SBR系统则先利用厌氧段转化的胞内碳源在缺氧段进行反硝化脱氮,之后才进入好氧段,利用剩余的胞内碳源进行异养硝化,使得内碳源驱动的异养硝化过程的硝化速率降低。与 $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统相比,前置厌氧段可能赋予 $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统中异养硝化以动力学优势。 $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统异养硝化过程利用的是胞内碳源,而且PHAs的氧化速率比利用外碳源的 $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统低。另外,前置厌氧段可以减少COD降解的耗氧量,环境中较高的DO可以同时强化 $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 系统中的异养/自养硝化效能;而 $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统由于好氧段前置运行,异养硝化过程利用的是液相中的外碳源,液相中COD、 $\text{NH}_4^+$ -N浓度较高,系统耗氧速率较高,导致液相DO浓度较低,形成厌氧环境(出现厌氧释磷),此时,各种异养菌竞争碳源,异养硝化菌所能利用的碳源有限,进而导致好氧段前期硝化速率较低,但随着曝气时间的增加,系统DO浓度上升, $\text{NH}_4^+$ -N降解速率逐步增加。

在好氧段, $\text{SBR}_{\text{-AOA}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-AAO}}$ 、 $\text{SBR}_{\text{-OA}}$ 系统中的 $\text{NH}_4^+$ -N浓度分别减少了15.82、13.85、6.78 mg/L, $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N浓度分别增加了1.15、0.12、1.38 mg/L和10.24、8.23、4.50 mg/L,通过同步好氧反硝

化去除的TN分别为5.44、5.50、1.92 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 分别减少了26.86、27.57、11.41 mg/L, 可知SBR<sub>-AOA</sub>系统的硝化效能最高。

SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>、SBR<sub>-OA</sub>系统中的缺氧段设置不同, 所以表现出的脱氮除磷性能亦有差异。在SBR<sub>-AOA</sub>系统, 缺氧段设于厌氧和好氧段后, DO<0.5 mg/L, 反硝化菌利用胞内碳源进行脱氮,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别降至0.52、0.03、3.11、3.67、0.02 mg/L; 在SBR<sub>-AAO</sub>系统中, 缺氧段设于厌氧段后, DO<0.2 mg/L, 聚磷菌继续释磷, 系统内 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度增加至27.67 mg/L, TN浓度仅从16.73 mg/L降低至15.78 mg/L, COD浓度降低至30 mg/L; 在SBR<sub>-OA</sub>系统中, 缺氧段设于好氧段后, 在缺氧段前20 min, DO浓度维持在1.0~2.0 mg/L, 此时系统依旧进行着硝化和吸磷过程, 但在缺氧运行100 min时, DO降至0.5 mg/L以下, 缺氧结束时, 系统出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为5.96、6.36、0.82 mg/L。

测定各个系统的脱氮关键酶活性, 探究运行工况的影响, 结果见表1。可知, SBR<sub>-AOA</sub>系统的硝化关键酶AMO、HAO、NXR, 以及反硝化关键酶NR、NIR的活性均高于另外两个系统。硝化酶AMO、HAO、NXR催化氨氮、羟胺、亚硝态氮的连续氧化, 反硝化酶NR、NIR催化硝酸盐和亚硝酸盐的依次还原。微生物菌群测定结果显示, SBR<sub>-AOA</sub>系统中硝化和反硝化功能菌属的总丰度均显著高于另外两个系统, 这是SBR<sub>-AOA</sub>系统中硝化和反硝化关键酶活性高的主要原因。

表1 运行工况对SBR系统中脱氮关键酶活性的影响

Tab.1 Effect of operating conditions on key enzymes activity for nitrogen removal in SBR systems

U·mg<sup>-1</sup>

运行 工况	酶活性				
	AMO	HAO	NXR	NR	NIR
AOA	3.083±	2.109±	0.387±	1.753±	0.306±
	0.342	0.114	0.044	0.012	0.059
AAO	2.894±	0.958±	0.340±	0.984±	0.298±
	0.397	0.061	0.060	0.018	0.089
OA	2.468±	1.435±	0.359±	1.157±	0.316±
	0.425	0.078	0.054	0.020	0.046

综上可知, 运行工况对SBR系统去除污染物效能的影响显著。其中, SBR<sub>-AOA</sub>系统的各项出水水质指标都优于SBR<sub>-AAO</sub>和SBR<sub>-OA</sub>系统, 其硝化速率更

高, 脱氮除磷效能更佳。

## 2.2 运行工况对胞内碳源转化的影响

运行工况对SBR系统中胞内碳源转化的影响如图3所示。可知, 在厌氧段, 当外碳源充足时, 微生物将水中的有机质转化为PHAs储存在细胞内。厌氧结束时, SBR<sub>-AOA</sub>系统的PHAs从27.85 mg/gVSS增至58.36 mg/gVSS, PHAs转化速率为30.51 mg/(gVSS·h); 微生物合成PHAs所需的能量来自糖原的降解, 糖原含量从(205.24±12.43) mg/gVSS降至(181.40±15.17) mg/gVSS。而SBR<sub>-AAO</sub>系统的PHAs从43.60 mg/gVSS增至56.78 mg/gVSS, PHAs转化速率仅为13.18 mg/(gVSS·h), 糖原含量从(205.40±11) mg/gVSS降至(195.73±17) mg/gVSS, 这是由于该系统上一周期残留的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较高, 反硝化菌和聚磷菌竞争碳源导致聚磷菌能利用的外碳源减少, 进而导致PHAs合成量远低于SBR<sub>-AOA</sub>系统的, 降低了后续脱氮过程可利用的PHAs量。与此同时, 反硝化菌利用进水中的碳源进行反硝化脱氮, 聚磷菌利用进水中的碳源进行厌氧释磷, 聚糖菌利用碳源储存PHAs, 厌氧结束时, SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>系统的COD浓度从308 mg/L分别降至38、43 mg/L。

由图3(a)和(b)可知, 在好氧段, SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>系统的COD浓度基本无变化, PHAs含量变化显著。系统中的异养硝化好氧反硝化菌、聚磷菌利用胞内碳源进行硝化和吸磷。在曝气0~20、20~40、40~60、60~80 min时段, SBR<sub>-AOA</sub>系统的PHAs消耗量分别为2.86、4.07、7.90、3.90 mg/gVSS, 好氧段PHAs平均利用速率为14.05 mg/(gVSS·h)。在好氧期间, PHAs减少部分用于糖原的合成, 糖原从(181.40±15.17) mg/gVSS增至(197.24±12) mg/gVSS。对于SBR<sub>-AAO</sub>系统, 其在好氧段可利用的胞内碳源较少, 进而降低了微生物对污染物的去除效能。在曝气0~20、20~40、40~60、60~80 min时段, SBR<sub>-AAO</sub>系统的PHAs消耗量分别为2.82、5.00、4.22、5.68 mg/gVSS, 好氧段PHAs平均利用速率为13.29 mg/(gVSS·h)。与此同时, 糖原从(194.66±13) mg/gVSS增至(205.92±19) mg/gVSS。随着曝气时间的增加, 系统中DO浓度逐渐升高, 异养硝化菌的硝化速率和聚磷菌的好氧吸磷速率逐渐增加, 导致PHAs消耗量不断增加; 至好氧末期, 由于系统内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度较低, PHAs主要用于合成糖原。

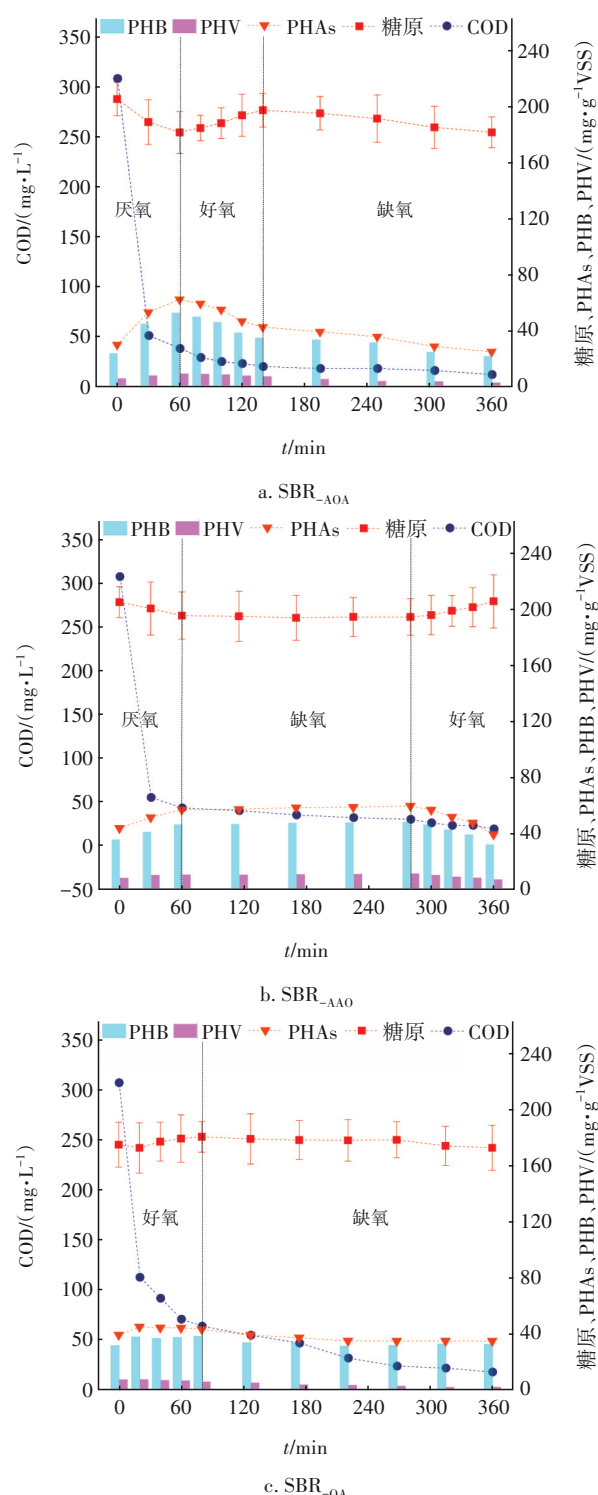


图3 不同运行工况下SBR系统中胞内碳源的变化

Fig.3 Change in intracellular carbon source in SBR systems with different operating conditions

由图3(c)可知,在好氧段,SBR<sub>OA</sub>系统的COD浓度逐渐降低,在曝气前20 min,PHAs从39.30 mg/gVSS增至45.08 mg/gVSS,虽然SBR<sub>OA</sub>系统未设前

置厌氧段,但由于初始好氧段存在厌氧微环境,仍然能观察到内碳源转化与释磷,但其COD的转化和PHAs的储存量都远低于SBR<sub>AOA</sub>系统,表明严格的前置厌氧段对内碳源转化至关重要;另一方面,在微环境中发生的同步硝化反硝化也消耗了碳源。随着曝气时间的增加,系统的外碳源逐步被消耗,DO浓度逐步上升,在曝气20~40、40~60、60~80 min时段,PHAs消耗量分别为0.55、0.22、0.99 mg/gVSS,PHAs平均利用速率为1.76 mg/(gVSS·h)。与此同时,糖原含量从(175.51±16) mg/gVSS增加至(181.14±11) mg/gVSS,好氧结束时,COD从308 mg/L降至64 mg/L。由于SBR<sub>OA</sub>系统中的PHAs储存量少,脱氮过程难以得到内碳源的支持,表明系统中的异养硝化菌在好氧期间利用外碳源进行硝化过程。与此同时,自养硝化菌受到外碳源的胁迫,从而降低了自养硝化速率。

由图3可知,在缺氧段,SBR<sub>AOA</sub>系统中COD浓度基本无变化,而PHAs从39.61 mg/gVSS降至24.43 mg/gVSS,糖原从(197.24±12) mg/gVSS降至(181.46±11) mg/gVSS,表明反硝化菌利用胞内碳源进行反硝化脱氮。在SBR<sub>AAO</sub>系统中,缺氧段设于厌氧段后,缺氧时系统中COD浓度降低,微生物继续消耗糖原,并储存胞内碳源PHAs,糖原从(195.73±17) mg/gVSS降至(194.66±13) mg/gVSS,PHAs增加了2.12 mg/gVSS,COD从43 mg/L降至30 mg/L;在缺氧期间,由于厌氧结束时系统中的COD浓度较低,微生物缺少可利用的有机物,合成的PHAs较少。在SBR<sub>OA</sub>系统中,由于缺氧段设于好氧段后,在缺氧前段(80~215 min),系统仍持续进行同步硝化反硝化和吸磷过程,COD浓度从64 mg/L降至32 mg/L,PHAs降低了8.25 mg/gVSS,糖原含量无显著变化;在缺氧后段(215~360 min),反硝化可利用的内、外碳源都基本消耗殆尽,COD浓度下降至18 mg/L,PHAs降低了0.16 mg/gVSS,糖原从(178.65±15) mg/gVSS下降至(173.22±16) mg/gVSS。

综上所述,运行工况对SBR系统中碳源形态及分布影响显著,前置厌氧段的内碳源转化为内源异养硝化-好氧反硝化提供了碳源优先权,显著促进了SBR<sub>AOA</sub>系统的脱氮除磷效能。

### 2.3 运行工况对微生物菌群的影响

在不同运行工况的SBR系统中,门和属水平上的微生物菌群结构如图4所示。



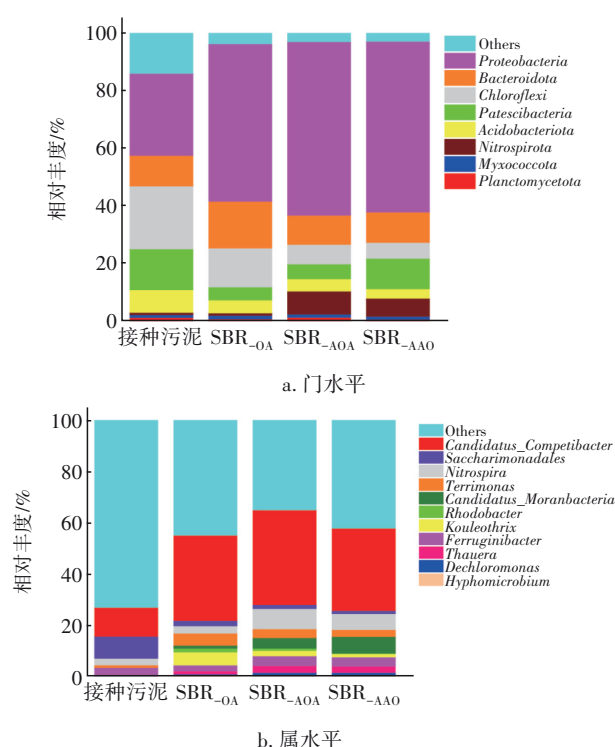


图4 不同运行工况下SBR系统中门和属水平上的微生物菌群结构

Fig.4 Microbial community structure at the phylum and genus levels in SBR systems with different operating conditions

由图4(a)可知,在门水平上,运行工况对SBR系统的微生物菌群结构影响显著。接种污泥以及SBR<sub>AOA</sub>、SBR<sub>AAO</sub>、SBR<sub>OA</sub>系统的污泥样本中优势菌门分别为变形菌门 *Proteobacteria* (28.41%、60.12%、59.12%、54.53%)、绿弯菌门 *Chloroflexi* (21.79%、6.74%、5.50%、13.48%)、酸杆菌门 *Patescibacteria* (14.17%、5.19%、10.54%、4.52%)、拟杆菌门 *Bacteroidota* (10.57%、10.10%、10.53%、16.20%)、酸杆菌门 *Acidobacteriota* (7.82%、4.25%、3.29%、4.48%)、硝化菌门 *Nitrospirata* (2.47%、7.92%、6.21%、0.83%)、浮霉菌门 *Planctomycetota* (1.52%、1.58%、0.81%、0.97%)。其中, *Proteobacteria* 包含有大量与生物脱氮密切相关的功能菌属<sup>[9]</sup>,且在各样本中均具有最高的相对丰度,表明不同运行工况的SBR系统均可富集大量的变形菌门微生物,变形菌门的相对丰度从大到小依次为SBR<sub>AOA</sub>、SBR<sub>AAO</sub>、SBR<sub>OA</sub>系统。 *Patescibacteria* 中的菌属具有反硝化能力<sup>[10]</sup>,其在SBR<sub>AAO</sub>中相对丰度最高。 *Nitrospirata* 是主要的亚硝酸盐氧化菌门<sup>[11]</sup>,在SBR<sub>AOA</sub>系统的相对

丰度最高(7.92%),其次是SBR<sub>AAO</sub>系统(6.21%),表明前置厌氧段将外碳源转化为内碳源,一方面有利于异养硝化菌的富集,同时又避免了碳源有机物对自养硝化菌群的胁迫;而在SBR<sub>OA</sub>系统中其相对丰度降至0.83%,表明该系统的好氧段外碳源对自养硝化功能菌产生了胁迫。此外, *Bacteroidota* 和 *Chloroflexi* 中包含多种降解有机物的异养菌<sup>[12]</sup>,运行工况对两者的相对丰度影响显著,其在SBR<sub>OA</sub>系统中的相对丰度最高,表明异养有机物降解菌与异养硝化菌存在激烈的生态位竞争。

由图4(b)可知,在属水平上,运行工况对系统中的脱氮除磷功能菌属影响显著。SBR<sub>AOA</sub>、SBR<sub>AAO</sub>、SBR<sub>OA</sub>系统中的优势硝化功能菌属主要有 *Nitrospira* (7.92%、6.21%、2.83%)、*Rhodobacter* (0.91%、0.21%、1.50%),优势反硝化功能菌属有 *Candidatus\_Competibacter* (36.93%、32.12%、33.26%)、*Thauera* (2.68%、2.47%、1.19%)、*Hyphomicrobium* (0.45%、0.42%、0.69%)。SBR<sub>AOA</sub>、SBR<sub>AAO</sub>、SBR<sub>OA</sub>系统中硝化菌属的总相对丰度分别为8.83%、6.42%、2.33%,反硝化菌属的总相对丰度分别为41.59%、36.21%、37.23%,内源反硝化菌属的总相对丰度分别为40.06%、35.01%、35.14%。

*Nitrospira* 为自养硝化菌,在好氧条件下能够降解  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_2^--\text{N}$ ,是系统中的氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌<sup>[11]</sup>,承担着系统中的自养硝化功能。运行工况对 *Nitrospira* 菌属的富集影响显著,该菌属在SBR<sub>AOA</sub>、SBR<sub>AAO</sub>系统中的相对丰度较高,而在SBR<sub>OA</sub>系统中的相对丰度较低,表明前置厌氧段将有机物转化为内碳源,避免了有机物对自养硝化菌的胁迫,有利于自养硝化菌的富集;而没有前置厌氧段的SBR<sub>OA</sub>系统,由于外碳源有机物的胁迫,导致 *Nitrospira* 的相对丰度显著降低。同时,异养硝化菌 *Rhodobacter*<sup>[13]</sup> 在SBR系统中得到了富集,而接种污泥中并没有该菌属,其在SBR<sub>OA</sub>系统中的相对丰度最高,其次是SBR<sub>AOA</sub>系统,这表明SBR系统中的内、外碳源共同促进了该菌属的富集。此外, *Thauera* 也可能参与了SBR系统中的内源异养硝化过程<sup>[14]</sup>,可能是潜在的内源异养硝化功能菌,这有待进一步研究。

*Candidatus\_Competibacter* 是一种能够储存胞内碳源的聚糖菌,同时是实现内源反硝化的典型反硝化聚糖菌<sup>[15]</sup>,其在不同运行工况的SBR系统中均是

相对丰度最高的功能菌属,且显著高于接种污泥,并在SBR<sub>-AOA</sub>系统中相对丰度最高,与系统的内碳源转化能力呈正相关。反硝化聚糖菌 *Thauera* 能够积累胞内碳源,同时通过同步硝化反硝化去除污水中的氮,并实现好氧吸磷<sup>[15]</sup>,其在SBR<sub>-AOA</sub>系统中的相对丰度最高,而在SBR<sub>-OA</sub>系统中相对丰度显著下降。同时,检测到的反硝化聚糖菌 *Hyphomicrobium* 能够利用有机物作为电子供体将NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N转化为N<sub>2</sub>,并具有好氧反硝化能力<sup>[16]</sup>,其在各系统中的相对丰度均低于1.0%,表明其在本研究的运行工况下不具备竞争优势。此外,系统中存在常规的缺氧反硝化菌属 *Saccharimonadales* (1.53%、1.20%、2.09%),其在SBR<sub>-OA</sub>系统中的相对丰度较高。SBR<sub>-OA</sub>系统中的异养硝化菌/反硝化菌与非功能性异养微生物之间存在激烈的生态位竞争,这可能导致了无前置厌氧段的SBR<sub>-OA</sub>系统脱氮效能较低。

运行工况对除磷菌属的富集亦有显著影响,SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>、SBR<sub>-OA</sub>系统中的优势聚磷功能菌属主要有 *Ferruginibacter* (3.79%、3.57%、2.57%)、*Dechloromonas* (1.19%、1.22%、0.36%),聚磷功能菌属的总相对丰度分别为4.98%、4.79%、2.96%,在SBR<sub>-AOA</sub>系统中的相对丰度最高。*Ferruginibacter* 和 *Dechloromonas* 能够利用多磷酸盐水解产生的能量储存胞内碳源,在好氧期间进行吸磷<sup>[17-19]</sup>。

### 3 结论

① 运行工况对SBR系统的脱氮除磷效能影响显著。在温度为25~30℃、DO为2~4 mg/L、COD/TN为7.5、排水比为0.4条件下,SBR<sub>-AOA</sub>系统的出水NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP平均浓度分别为0.70、3.86、0.02 mg/L,去除率分别为98.25%、90.35%、99.60%,比SBR<sub>-AAO</sub>、SBR<sub>-OA</sub>系统分别高2.17%、15.12%、0.10%和11.35%、5.51%、6.20%。

② 运行工况对SBR系统中胞内碳源的转化及分布影响显著,其中,SBR<sub>-AOA</sub>系统中PHAs在厌氧段的合成速率及好氧段的硝化速率显著高于SBR<sub>-AAO</sub>和SBR<sub>-OA</sub>系统。SBR<sub>-AOA</sub>系统通过前置厌氧段和后置缺氧段有利于将有机物转化为内碳源,避免了有机物对自养硝化菌的胁迫,并促进了内碳源异养硝化菌-好氧反硝化菌群的富集;SBR<sub>-OA</sub>系统的外碳源有机物对自养硝化菌形成胁迫,并且异养硝化菌/反硝化菌功能菌群与非功能性异养菌群之间

的生态位竞争,导致功能菌群丰度及系统脱氮效能降低。

③ 运行工况对SBR系统中的脱氮除磷功能菌群影响显著。SBR<sub>-AOA</sub>、SBR<sub>-AAO</sub>、SBR<sub>-OA</sub>系统中的优势脱氮功能菌属主要有 *Nitrospira*、*Rhodobacter*、*Candidatus\_Competibacter*、*Thauera*、*Hyphomicrobium*、*Ferruginibacter*、*Dechloromonas*,各系统中硝化菌的总相对丰度分别为8.83%、6.42%、2.33%,反硝化菌的总相对丰度分别为41.59%、36.21%、37.23%,聚磷菌的总相对丰度分别为4.98%、4.79%、2.96%,其中,SBR<sub>-AOA</sub>系统中各功能菌属的相对丰度及脱氮关键酶(AMO、HAO、NXR、NR、NIR等)活性均显著高于SBR<sub>-AAO</sub>和SBR<sub>-OA</sub>系统。

### 参考文献:

- [1] ZAMAN M, KIM M, 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.
- [2] GAO C, XU L, MONTOYA L, et al. Co-occurrence networks reveal more complexity than community composition in resistance and resilience of microbial communities [J]. Nature Community, 2022, 13: 3867.
- [3] WINKLER M, COATS E R, BRINKMAN C K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal [J]. Water Research, 2011, 45: 6119-6130.
- [4] ZHANG F, PENG Y, LIU Z, et al. Development of a novel partial nitrification, fermentation-based double denitrification bioprocess (PN-F-Double/DN) to simultaneous treatment of mature landfill leachate and waste activated sludge [J]. Water Research, 2021, 203: 117540.
- [5] DAN Q, PENG Y, WANG B, et al. Side-stream phosphorus famine selectively strengthens glycogen accumulating organisms (GAOs) for advanced nutrient removal in an anaerobic-aerobic-anoxic system [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 420: 129554.
- [6] QIU G, LAW Y, ZUNIGA-MONTANEZ, et al. Global warming readiness: feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35℃ [J]. Water Research, 2021, 216: 118301.



- [7] ZENG R J, VAN LOOSDRECHT M C M, YUAN Z, *et al.* Metabolic model for glycogen-accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 81(1): 92–105.
- [8] HUANG W, ZHOU J, HE X, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from simulated digested piggery wastewater in a single-stage biofilm process coupling anammox and intracellular carbon metabolism [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 333: 125152.
- [9] XI H, ZHOU X, ARSLAN M, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification process: promising but a long way to go in the wastewater treatment [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 805:150212.
- [10] ZHANG Y, LI M, DONG L, *et al.* Effects of biochar dosage on treatment performance, enzyme activity and microbial community in aerated constructed wetlands for treating low C/N domestic sewage [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 24: 101919.
- [11] YANG L, XU X, WANG H, *et al.* Biological treatment of refractory pollutants in industrial wastewaters under aerobic or anaerobic condition: batch tests and associated microbial community analysis[J]. *Bioresource Technology Reports*, 2022, 17: 100927.
- [12] CAO S, YAN W, YU L, *et al.* Challenges of THP-AD centrate treatment using partial nitrification–anammox (PN/A) – inhibition, biomass washout, low alkalinity, recalcitrant and more[J]. *Water Research*, 2021, 203: 117555.
- [13] QIANG J, ZHOU Z, WANG K, *et al.* Coupling ammonia nitrogen adsorption and regeneration unit with a high-load anoxic/aerobic process to achieve rapid and efficient pollutants removal for wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2020, 170: 115280.
- [14] WANG Q, HE J. Complete nitrogen removal via simultaneous nitrification and denitrification by a novel phosphate accumulating *Thauera* sp. strain SND5 [J]. *Water Research*, 2020, 185: 116300.
- [15] HUANG W, SHE Z, GAO M, *et al.* Effect of anaerobic/aerobic duration on nitrogen removal and microbial community in a simultaneous partial nitrification and denitrification system under low salinity [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 859–870.
- [16] WANG J, CHI Q, ZHANG R, *et al.* Evaluation of N-methylpyrrolidone bio-mineralization mechanism and bacterial community evolution under denitrification environment [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 343:130945.
- [17] YANG Z, MA S, DU S, *et al.* Assessment of upgrading WWTP in southwest China: towards a cleaner production [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 326: 129381.
- [18] LI H, ZHONG Y, HUANG H, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by interactions between phosphate accumulating organisms (PAOs) and denitrifying phosphate accumulating organisms (DPAOs) in a sequencing batch reactor [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 744: 140852.
- [19] RUBIO-RINCÓN F J, WELLES L, LOPEZ-VAZQUEZ C M, *et al.* Long-term effects of sulphide on the enhanced biological removal of phosphorus: the symbiotic role of *Thiothrix caldiformis* [J]. *Water Research*, 2017, 116: 53–64.

作者简介:林书轩(1999–),男,福建福州人,硕士研究生,研究方向为水污染控制。

E-mail:2071895287@qq.com

收稿日期:2024-01-05

修回日期:2024-03-20

(编辑:刘贵春)