

DOI:10.11918/202412069

# (O/A)<sub>n</sub> 运行模式对同步硝化内源反硝化除磷工艺脱氮除磷效果的影响

李冬<sup>1</sup>, 陈荟冰<sup>1</sup>, 张杰<sup>1,2</sup>, 赖会彬<sup>1</sup>, 任纪元<sup>1</sup>

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学), 北京 100124;

2. 城乡水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

**摘要:** 为强化反硝化除磷技术中反硝化聚磷菌(DPAOs)与反硝化聚糖菌(DGAOs)的协同作用, 实验设置3组同规格SBR反应器R1~R3, 以 $n$ 值分别为1、2、3的周期性好氧/缺氧(O/A)<sub>n</sub>曝气模式运行同步硝化内源反硝化除磷(SNEDPR)系统, 通过对比3组反应器70 d的运行情况, 探究各系统污染物处理性能和功能菌活性。结果表明: 在厌氧阶段内碳源储量相似的情况下, 采用(O/A)<sub>3</sub>运行的R3反应器在第71天的出水TN、TP和COD去除率分别达89.38%、91.78%和90.20%, 表现出最佳的污染物去除效果, 缺氧阶段的TP去除率也更高; 典型周期显示, 第70天3组反应器最后一个好氧段末NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N占总氮的质量分数分别为42.41%、49.83%和52.33%, 证实提高(O/A)<sub>n</sub>运行的 $n$ 值后, 系统亚硝酸盐转化率(NTR,  $R_{NT}$ )提高; 污泥特性分析表明, R3反应器中MLSS和MLVSS增长平稳, SVI值较低, 单位VSS EPS质量分数在第70天达85.27 mg/g, 显示出良好的污泥结构和沉降性能; 微生物群落分析显示, R3中DPAOs和DGAOs的相对丰度更高, 表明增加(O/A)<sub>n</sub>的曝气周期有利于功能菌的富集; 提高(O/A)<sub>n</sub>运行的 $n$ 值可以有效增强DPAOs和DGAOs的协同作用, 提高SNEDPR系统的脱氮除磷效率, 并减少对外部碳源的依赖。

**关键词:** 同步硝化内源反硝化除磷; 反硝化聚磷菌; 反硝化聚糖菌; (O/A)<sub>n</sub>; 高通量测序

中图分类号: TU375

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2025)12-0254-09

## Impact of (O/A)<sub>n</sub> operation on nitrogen and phosphorus removal performance of a simultaneous nitrification and endogenous denitrification phosphorus removal system

LI Dong<sup>1</sup>, CHEN Huibing<sup>1</sup>, ZHANG Jie<sup>1,2</sup>, LAI Huibin<sup>1</sup>, REN Jiyuan<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering (Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban-rural Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

**Abstract:** To enhance the synergistic effects of denitrifying phosphate accumulating organisms (DPAOs) and denitrifying glycogen accumulating organisms (DGAOs) in the denitrification phosphorus removal technology, three identical SBR reactors (R1, R2, R3) were set up in the experiment. These reactors operated under a periodic aerobic/anoxic (O/A)<sub>n</sub> aeration mode with  $n$  values of 1, 2, and 3, respectively, to run a simultaneous nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) system. By comparing the operational conditions of the three reactors over 70 days, the pollutant treatment performance and the activity of functional bacteria were investigated. The results show that under the condition of similar internal carbon storage during the anoxic phase, the R3 reactor operated with (O/A)<sub>3</sub> achieved the highest pollutant removal rates on the 71st day, with 89.38% for total nitrogen (TN), 91.78% for total phosphorus (TP), and 90.20% for chemical oxygen demand (COD), demonstrating the best pollutant removal effect, and also had a higher TP removal rate during the anoxic phase. The typical cycles indicated that on the last aerobic stage of the 70st day, the ratio of NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N to total nitrogen was 42.41%, 49.83%, and 52.33%, respectively, confirming that increasing the  $n$  value in (O/A)<sub>n</sub> operation enhances the system's NTR. Analysis of sludge characteristics revealed that in the R3 reactor, MLSS (mixed liquor suspended solids) and MLVSS (mixed liquor volatile suspended solids) increased steadily, with a low SVI (sludge volume index). The unit VSS extracellular polymeric substances (EPS) content reached

收稿日期: 2024-12-24; 录用日期: 2025-01-21; 网络首发日期: 2025-04-08

网络首发地址: <https://link.cnki.net/urlid/23.1235.T.20250408.1100.002>

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划(BJJWZYJH 01201910005019)

作者简介: 李冬(1976—), 女, 教授, 博士生导师; 张杰(1938—), 男, 教授, 中国工程院院士

通信作者: 李冬, lidong2006@bjut.edu.cn

85.27 mg/g by the 70st day, indicating good sludge structure and settling performance. Microbial community analysis showed a higher relative abundance of DPAOs and DGAOs in R3, suggesting that increasing the aeration cycle of  $(O/A)_n$  is beneficial for the enrichment of functional bacteria. Increasing the  $n$  value in  $(O/A)_n$  operation can effectively enhance the synergistic action between DPAOs and DGAOs, improve the nitrogen and phosphorus removal efficiency of the SNEDPR system, and reduce the reliance on external carbon sources.

**Keywords:** simultaneous nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR); denitrifying polyphosphate accumulating bacteria (DPAOs); denitrifying polysaccharide bacteria (DGAOs);  $(O/A)_n$ ; high throughput sequencing

中国城市生活污水普遍存在低碳、高氮的特点,传统生物处理技术需要加入额外的碳源才能使出水水质达到日渐严格的排放标准,这增加了污水处理厂的运行费用<sup>[1-3]</sup>。反硝化聚糖菌 (denitrifying glycoconjugate organisms, DGAOs) 在厌氧阶段能够充分利用原废水中的有机碳源,形成细胞内聚羟基烷酸酯 (PHAs), 这些 PHAs 可以用于反硝化过程,从而减少异养微生物在好氧阶段对碳源的利用,降低原水碳源的浪费<sup>[4]</sup>。反硝化聚磷菌 (denitrifying polyphosphorus organisms, DPAOs) 能够利用内碳源实现反硝化的同时实现磷的吸收,即可实现“一碳两用”,减少外碳源的需求并减少污泥排放<sup>[5]</sup>。有研究表明,在反硝化除磷系统中,聚磷菌和聚糖菌存在着协同关系。Rubio-Rincon 等<sup>[6-7]</sup>发现在反硝化除磷系统中, DGAOs 将  $\text{NO}_3^-$ -N 还原为  $\text{NO}_2^-$ -N, DPAOs 利用生成的  $\text{NO}_2^-$ -N 完成反硝化除磷。而 Fan 等<sup>[8]</sup>发现聚糖菌主导的内源反硝化与聚磷菌主导的反硝化除磷的协同作用可以进一步降低脱氮除磷处理对碳源的需求。在反硝化除磷系统中,采用合适的方法增强聚糖菌与聚磷菌的协同作用,减少对有机碳源的需求,提高系统脱氮除磷效率,在以往的研究中还没有涉及。

研究表明: DGAOs 的亚硝酸盐转化率 (nitrate-to-nitrite transformation ratio, NTR,  $R_{\text{NT}}$ ) 随系统初始  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度的升高而降低<sup>[9]</sup>。采用 O/A 实现反硝化除磷 (DPR) 系统在硝化阶段一次性生成  $\text{NO}_3^-$ -N, 不仅抑制 DPAOs 释磷和 PHB 的合成,还会降低反应全程的 NTR。若创造一种周期性好氧/缺氧环境,多次少量生成  $\text{NO}_3^-$ -N, 避免反应过程中  $\text{NO}_3^-$ -N 积累,就可维持较高的 NTR,进而增强聚糖菌与聚磷菌的协同作用。

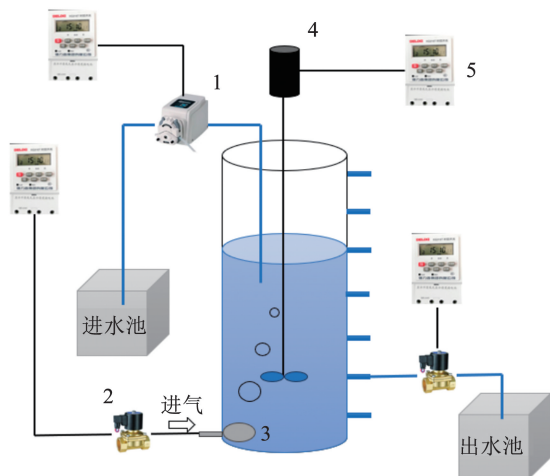
基于上述分析,提出周期性好氧/缺氧的  $(O/A)_n$  运行模式,在好氧段和缺氧段 HRT 不变的条件下,改变硝化阶段的曝气周期。 $(O/A)_n$  中  $n$  值是本研究中的一个重要参数,影响着反应全程的 NTR 和缺氧段系统  $\text{NO}_x^-$ -N 的构成,选择合适的曝气周期有利

于维持良好的脱氮除磷效果。本实验采用 3 组高度、直径完全一致的 SBR 反应器同时进行同步硝化内源反硝化除磷 (SNEDPR) 反应,设置不同的  $(O/A)_n$  曝气周期。通过对比 3 组 SBR 反应器的运行状况,探究系统中功能菌的活性和  $\text{NO}_x^-$ -N 的构成,以期为实现 SNEDPR 工艺在  $(O/A)_n$  运行下的稳定应用提供参考。

## 1 实验

### 1.1 实验装置与运行方法

采用 3 组高径比相同的有机玻璃 SBR 反应器,如图 1 所示,工作容积均为 6 L,周期为 8 h。由蠕动泵向反应器进水,搅拌机提供水力剪切力,反应器底部连接曝气饼,好氧段曝气强度均为 0.3 L/min。采用周期性好氧/缺氧的  $(O/A)_n$  运行模式,3 组反应器 R1、R2、R3 采用不同  $n$  值,R1 每周期进行 1 次好氧/缺氧交替,R2 每周期进行两次好氧/缺氧交替,R3 每周期进行 3 次好氧/缺氧交替。具体运行情况如表 1 所示。 $(O/A)_n$  运行模式包括 10 min 进水、120 min 厌氧、270 min 曝气(好氧与缺氧段时间比为 2:1)、10 min 沉降、5 min 排水,余下时间闲置,所有装置均通过时控开关自动控制。



1—蠕动泵;2—电磁阀;3—曝气饼;4—搅拌机;5—时控开关。

图 1 SBR 实验装置

Fig. 1 SBR experimental setup

表 1 反应器运行工况

Tab. 1 Operation conditions of the reactor

反应器	时间/min									
	进水	厌氧段	好氧段	缺氧段	好氧段	缺氧段	好氧段	缺氧段	沉降	排水
R1	10	120	180	90					10	5
R2	10	120	90	45	90	45			10	5
R3	10	120	60	30	60	30	60	30	10	5

## 1.2 接种污泥及实验用水

反应器接种污泥有两种,一种是冷藏储存 4 个月的硝化污泥,该污泥是来自 A<sup>2</sup>/O 工艺的絮状污泥,经 4 个月培养具备良好硝化性能。一种是经过实验室驯化 3 个月的絮状活性污泥,初始颜色呈黄黑色,驯化后具备内源反硝化和反硝

化除磷能力,二者 1:1 混合。实验采用人工模拟废水,在进水中投加 NH<sub>4</sub>Cl 为氮源, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 为磷源,丙酸钠作为唯一碳源,通过投加 CaCl<sub>2</sub> 和 MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 提供钙镁离子,投加 NaHCO<sub>3</sub> 调整碱度,调控 3 组反应器的 pH 为 7.5~8.5。水质情况如表 2 所示。

表 2 实验用水水质特性

Tab. 2 Water quality characteristic of experimental water

项目	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{PO}_4^{3--}\text{P})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	pH
范围	250~350	45~55	<1	<1	6~8	7.5~8.5
均值	300	50	0.1	0.1	7	8

## 1.3 分析项目与检测方法

采用 COD 多参数快速测定仪测定水样的 TP 和 COD,采用纳氏试剂光度法测定 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N,采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N,采用紫外分光光度法测定 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,采用便携式 WTWpH/Oxi 340i 测定仪测定 pH、DO 及温度。EPS 中多糖采用蒽酮硫酸法测定,蛋白质采用 lowry 法测定,腐殖酸采用修正的 lowry 法测定。混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 和挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 采用标准重量法测定。颗粒污泥的粒径分布采用激光粒度仪 (Malvern Mastersizer 2000) 测定。

## 1.4 计算公式

厌氧阶段细胞内碳源储量 COD<sub>intra</sub> 及储存效率 E<sub>CODintra</sub> (%) 计算公式如下:

$$\rho(\text{COD}_{\text{intra}}) = \Delta\rho(\text{COD}) - 1.71\Delta\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) - 2.86\Delta\rho(\text{NO}_3^--\text{N}) \quad (1)$$

$$E_{\text{CODintra}} = \rho(\text{COD}_{\text{intra}}) / \rho(\text{COD}_i) \times 100\% \quad (2)$$

式中:  $\Delta\rho(\text{COD})$ 、 $\Delta\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 、 $\Delta\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$  分别表示厌氧段前后 COD、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度差, mg/L;  $\rho(\text{COD}_i)$  表示厌氧初始 COD, mg/L; 1.71 和 2.86 分别为单位 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 反硝化所消耗 COD 的理论值<sup>[2]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同 n 值(O/A)<sub>n</sub> 运行下污染物去除性能变化

#### 2.1.1 不同 n 值(O/A)<sub>n</sub> 运行下 COD 去除性能

3 组反应器 70 d 运行期间的 COD 变化和去除率见图 2。实验全程 3 组反应器进水 COD 始终在 300 mg/L 左右波动。接种污泥后,运行前 30 d 为污

泥驯化期,由于污泥未适应新的条件,尚处在恢复适应阶段,沉降性能较差,易发生流失和解体,驯化前期 COD 去除率较低。随着反应进行,污泥逐渐适应新环境,沉降性能提高且粒径增大,微生物活性增强,污泥浓度上升,系统内 COD 去除率逐渐升高。运行第 30~70 天为稳定期,第 71 天 3 组反应器 COD 去除率分别达到了 87.63%、88.70% 和 90.20%,稳定期内均保持在 90% 左右,出水 COD 最差为 41.8 mg/L,依然达到了 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准。3 组反应器 COD 去除性能良好,猜测是由于去除 COD 的反应主要于厌氧阶段发生, COD 被功能菌充分利用以合成细胞内碳源,实现后续对磷的去除与内源反硝化反应,故相比 N、P 两种污染物, COD 去除性能受反应器运行方式影响较小,这一现象与王琪等<sup>[10]</sup>的研究结果相符。

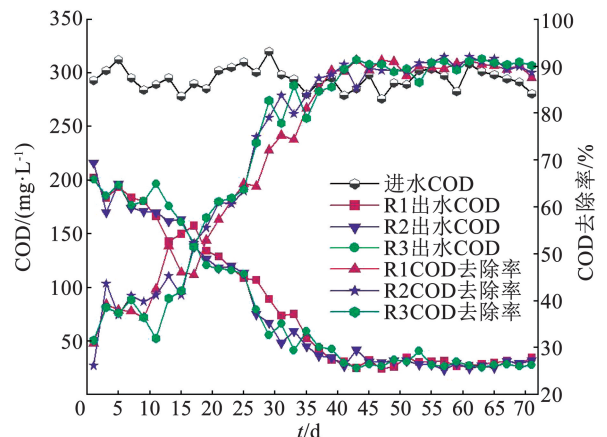


图 2 运行过程中 COD 的变化

Fig. 2 Changes in COD during operation

图 3 为 3 组反应器厌氧阶段的细胞内碳源储存量  $COD_{intra}$  及储存效率  $E_{COD_{intra}}$  的变化。厌氧阶段去除的 COD 多供给功能菌合成内碳源, 可对厌氧阶段的内碳源储存情况进行表征。可以看出, 3 组反应器在厌氧阶段的内碳源储存情况相仿, 反应全程 3 组反应器供给相同的曝气量, 但由后续分析得 R3 反应器的运行情况优于 R1 和 R2, 可知 R3 反应器中功能菌对有机碳源的利用更佳。原因可能是提高  $(O/A)_n$  曝气周期的  $n$  值后, DGAOs 和 DPAOs 的协同性增强, 降低了碳源需求量。

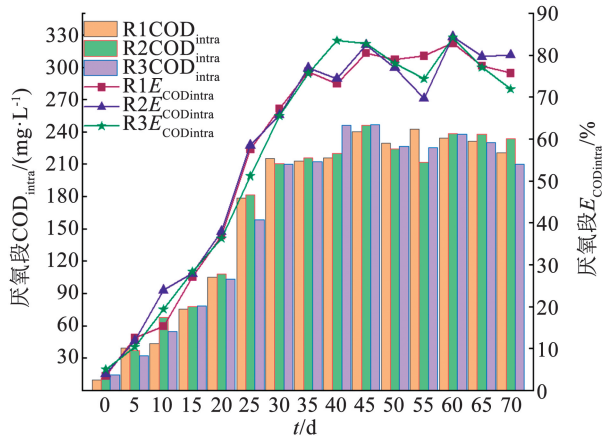


图 3 厌氧阶段细胞内碳源储存量及储存效率

Fig. 3 Intracellular carbon storage and efficiency under anaerobic conditions

### 2.1.2 不同 $n$ 值 $(O/A)_n$ 运行下磷去除性能

3 组反应器 70 d 运行期间的磷质量浓度变化见图 4。进水磷质量浓度均在 6 ~ 8 mg/L 波动, 运行前 15 d, 3 组反应器除磷效率均不超过 50%, 除磷效率并不理想, 这可能是由于刚加入反应器的污泥经过长期饥饿结构松散, 启动初期系统中生物量减少。随反应继续运行, 得益于先厌氧后好/缺氧交替的运行方式, 系统中 DPAOs 的丰度逐渐升高, 3 组反应器的 P 去除率也随之提升, 在稳定期均取得了良好的去除效果。反应第 69 天, 3 组反应器出水 TP 质量浓度分别达 1.1、0.8、0.6 mg/L, TP 的去除率分别为 84.93%、89.04% 和 91.78%, 相比以往多数反硝化除磷耦合工艺在处理低碳氮比废水时所达到的 TP 去除率<sup>[11]</sup>, 本研究的去除效率显著更高。图 4 中 R1 除磷效果相对不够理想且存在少许硝酸盐氮的积累, 可能是由于 R1 以 O/A 方式运行, 一次性曝气时间过长, 致使以氧气为受体的聚磷菌 (APAOs) 发生富集, 与功能菌争夺碳源<sup>[12]</sup>。而 R2 和 R3 的除磷效率相对较高, 且未出现  $NO_x^-$ -N 的积累现象, 说明增加  $(O/A)_n$  的曝气周期, 两反应器中 DPAOs 的富集程度高于 R1, 可见  $n$  值更大的  $(O/A)_n$  运行方式更有利于 DPAOs 生长。稳定期内 R3 的 TP 去

除率始终保持在 90% 左右, 但出水 TP 未达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》中规定的一级 A 标准。结合图 2 中 R3 较高的 COD 去除率, 猜测是 DGAOs 储存了较多内碳源, 致使用于 DPAOs 除磷的内碳源不足, 影响了磷去除效果。DGAOs 较高的丰度在 2.3 节的微生物群落分析中也得到了证实。

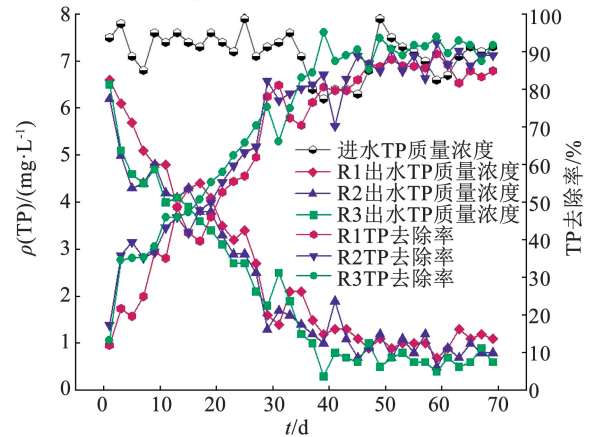


图 4 运行过程中 TP 质量浓度的变化

Fig. 4 Changes in TP during operation

图 5 为 3 组反应器缺氧阶段的磷去除量与磷去除率, R3 在缺氧阶段的磷去除率高于 R1, 原因可能是 R3 的曝气周期最短, 氨氮在好氧阶段被氧化为硝态氮和亚硝态氮, DPAOs 在缺氧阶段以 PHAs 为电子供体, 以硝态氮和亚硝态氮为电子受体将硝态氮和亚硝态氮还原为氮气, 并将水中的正磷酸盐吸收到体内形成聚磷颗粒, 随剩余污泥排出系统。而 R1 曝气周期相对较长, APAOs 在好氧阶段以  $O_2$  为电子受体吸收了水中大部分的磷。

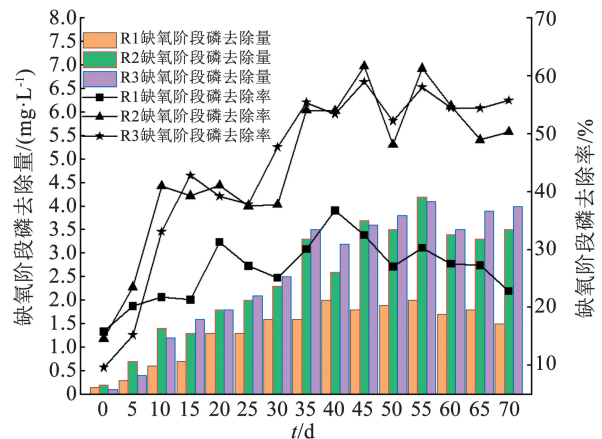


图 5 缺氧阶段 TP 去除量及去除率

Fig. 5 TP removal amount and rate during hypoxia stage

### 2.1.3 不同 $n$ 值 $(O/A)_n$ 运行下总氮去除性能

3 组反应器 70 d 运行期间的出水 N 质量浓度变化和 TN 去除率见图 6, 在污泥驯化期, 3 组反应器对 N 的去除效率均较低, 出水中硝酸盐氮存在一

定程度的积累,推测是由于在接种初期,污泥中微生物需要一定时间的恢复以适应新环境,反应器中反硝化菌活性不高,难以进行充分的反硝化。随着系统运行和主要功能菌的富集,反硝化性能逐渐恢复, TN 去除率升高。相比 R2 和 R3, R1 反应器对氨氮的去除不够稳定,直到第 33 天,其总氮去除率才稳定在 60% 以上,此时出水氨氮质量浓度为 3.79 mg/L,而 R2 和 R3 在第 33 天对总氮的去除率已分别达到 64.62% 和 72.44%,反应后期,相比 R3, R1、R2 反应器表现出较高的出水硝酸盐氮质量浓度,原因是 R1 和 R2 的好氧/缺氧循环次数较少,不利于反硝化聚磷菌的生长与富集,而 R3 提高了  $(O/A)_n$  运行的  $n$  值,反应器中缺氧环境反复形成,既有利于

DPAOs 的富集与生长,还大大提高了硝化反应的 NTR,同步富集 AOB 与 DPAOs 两种功能菌得以实现。系统运行至最后阶段, R1、R2、R3 对 TN 的去除率分别达 82.25%、85.83% 和 89.38%,其中, R3 的 TN 去除效果显著优于 R1 和 R2,并且相比以往多数反硝化除磷耦合工艺在处理类似废水时的 TN 去除性能<sup>[13-14]</sup>, R3 的表现也更为出色。反应到最后阶段, 3 组反应器出水 TN 最差为 12.14、9.56、7.27 mg/L,达到了 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级 A 标准。R3 较 R1、R2 表现出更高的总氮去除率,这可能是由于曝气周期更短的 R3 中 DPAOs 和 DGAOs 表现出更好的协同性,具有更高的碳源利用率。

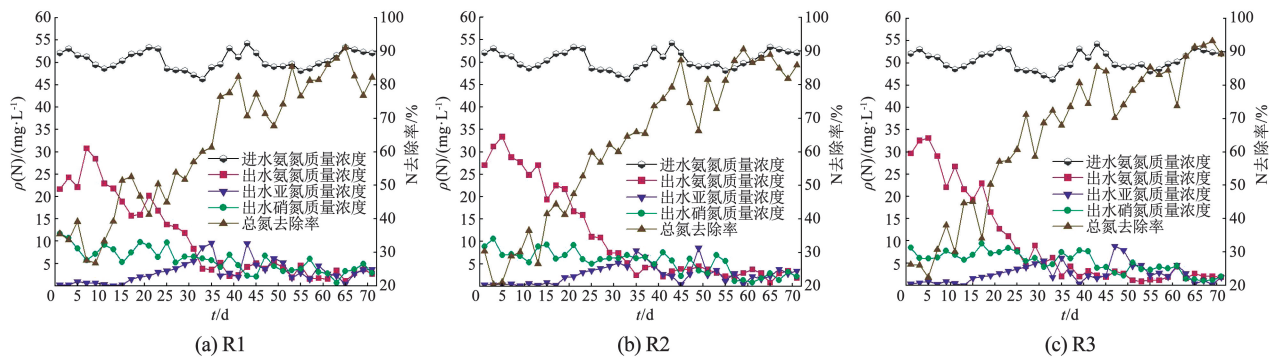


图 6 运行过程中 N 质量浓度的变化

Fig. 6 Changes in N concentration during operation

#### 2.1.4 典型周期污染物去除性能

为了明晰 R3 的脱氮除磷机制并分析其优越性,选取 3 组反应器第 70 天的典型周期, R1 和 R3 每隔 30 min 测量一次 COD、P、 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N, R2 因曝气周期特殊,在好/缺氧段改为每隔 45 min 测量一次上述参数,结果如图 7 所示。运行到第 70 天, R1、R2 和 R3 最后一个好氧段末  $\text{NO}_2^-$ -N 占 TN 的质量分数分别为 42.41%、49.83% 和 52.33%,可见以好氧/缺氧周期性曝气的方式运行,反应器中 NTR 有所提升。在厌氧阶段,生活污水中的有机物通过以下几种途径被去除:异养反硝化菌利用有机物作为电子供体将上周期剩余的硝态氮或亚硝态氮还原为氮气, DPAOs 和 DGAOs 将有机物贮存为 PHAs。本实验中,在厌氧阶段, COD 下降迅速,被作为内碳源储存,系统磷质量浓度不断增加,第 120 分钟厌氧末的 R1、R2 和 R3 释磷量分别为 39.50、42.00、43.27 mg/L。值得注意的是, DPAOs 进行除磷利用的正是厌氧段储存内碳源合成的 PHA,因此,可观察到厌氧段 COD 消耗量与磷释放量、缺氧段吸磷量均呈现正相关<sup>[15-16]</sup>,而每到

缺氧阶段, COD 降势都极平缓,近乎不变。该现象说明系统内不发生外源反硝化, DPAOs 和 DGAOs 等内源性微生物积累了足够的内碳源并在厌氧阶段利用内碳源吸收水中大部分有机物储存为 PHAs,好氧阶段和缺氧阶段 COD 去除率均较低。通过两系统释磷量可推断 R3 反应器中 DPAOs 丰度略高于 R1 和 R2,可能是由于 R3 曝气周期较短,氨氮在好氧阶段被氧化为硝态氮和亚硝态氮,反硝化利于有机物将硝态氮和亚硝态氮还原为氮气。在好氧阶段,  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 质量浓度均下降,其中,以磷的下降趋势更显著,  $\text{NO}_2^-$ -N 与  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度则呈上升趋势,说明氨氮在好氧段被稳定转化为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮。3 组反应器中, R3 的  $\text{NO}_2^-$ -N 质量浓度最高,  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度则最低,证实相比 R1 和 R2, R3 在硝化阶段的 NTR 有所提升,  $(O/A)_n$  运行方式增加好氧/缺氧交替次数使得亚氮的产生更稳定,对照前 3 节的整体处理效果可知,这样的改变是有利的。磷质量浓度在缺氧段随着  $\text{NO}_2^-$ -N 与  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度的下降有所降低,说明反应器内进行了以亚硝酸盐氮与硝酸盐氮为受体的除磷活动。

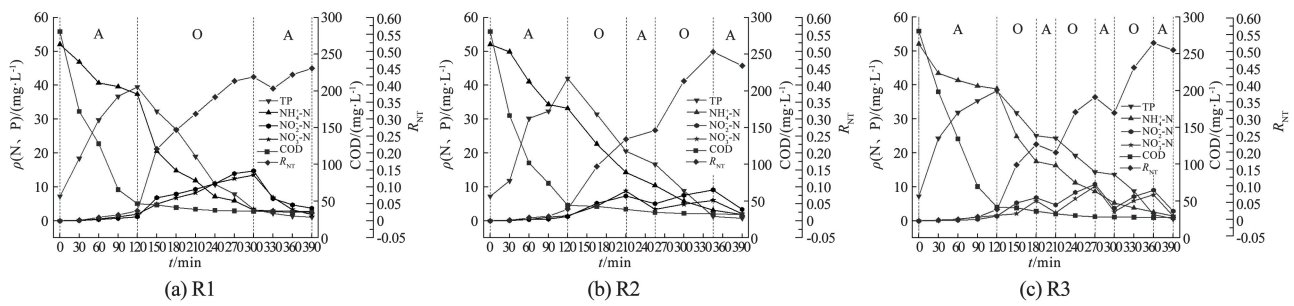


图 7 第 70 天典型周期中基质质量浓度变化

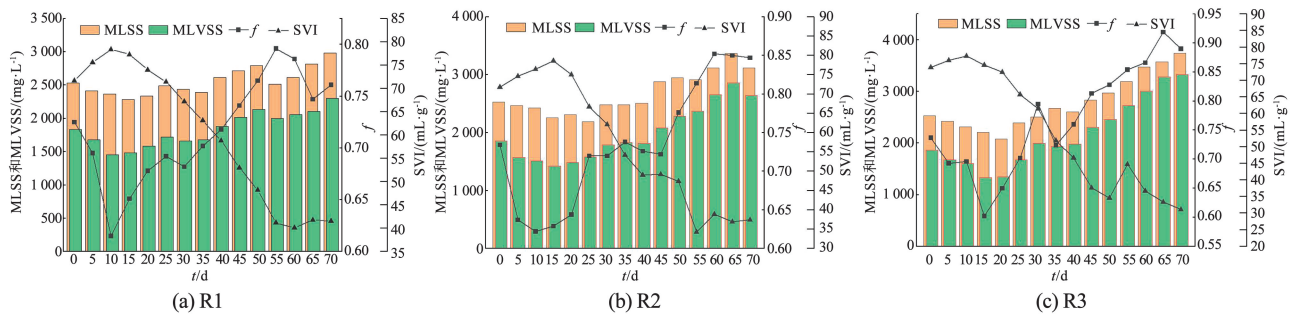
Fig. 7 Changes in matrix concentration during typical cycles on day 70

## 2.2 不同 $n$ 值 (O/A)<sub>n</sub> 运行下污泥特性变化

### 2.2.1 污泥 MLSS、MLVSS、SVI 变化

MLSS (混合液悬浮固体浓度)、MLVSS (混合液挥发性悬浮固体浓度) 与  $f$  (MLVSS/MLSS) 是反映生物量与污泥浓度的重要标志<sup>[17]</sup>。本实验每周对 MLSS 与 MLVSS 进行一次测量,以明晰反应全程污泥沉降性能的变化及生物量情况,并得出  $f$  (MLVSS/MLSS),结果如图 8 所示。3 组反应器接种污泥的初始 MLSS 均在 2 530 mg/L 左右,测得初始 SVI 约为 72 mL/g。由测量结果可看出,反应器中污泥浓度总体呈先降后增趋势,初期降低的原因可能是污泥刚接种入反应器,沉降性能不佳。此外,初期由于丝状菌生长,污泥不成颗粒,结构相对松散,也对沉降时间有一定影响。有研究证实,污泥在接种后通常会经历一个驯化阶段,该阶

段对污泥进行大规模淘洗,淘洗后沉降性差的污泥被排出,而且随着菌胶团细菌对新环境的逐渐适应,硝化菌、聚磷菌和聚糖菌先后逐渐恢复活性,可以解释后续污泥沉降性能的增加<sup>[18]</sup>。随反应时间增加,微生物各项生理机能趋于稳定,3 组反应器中污泥浓度均缓慢上升。由图 8 可知,相比 R1 和 R2,反应后期 R3 反应器中 MLSS 与 MLVSS 的增长更加平稳, $f$  也更高,说明 R3 有着更高的生物量,原因可能是 R3 采用好氧/缺氧的多次交替,促进了功能微生物 DPAOs 的富集,较高的生物量提高了颗粒结构的稳定性。运行末期 R2 和 R3 的 SVI 都在 30 ~ 40 mL/g,沉降性能良好。反应至第 70 天时,R3 的 SVI 达 31.1 mL/g,单位 MLSS 污泥生物量达 3 742 mg/L,比初始状态有很大提高。

图 8 运行过程中 MLSS、MLVSS、 $f$  及 SVI 变化Fig. 8 Changes in MLSS, MLVSS,  $f$  and SVI during operation

### 2.2.2 污泥 EPS 分析

胞外聚合物 (EPS) 是种生物聚合物,由蛋白质 (PN) 和多糖 (PS) 组成,在反应全程作为“生物胶”,发挥促进颗粒形成和维护颗粒稳定的作用<sup>[19]</sup>。EPS 作为保护层,可防止微生物受外界水环境中压力变化的困扰,也可充当备用能量来源在不利条件下对微生物临时补给<sup>[20]</sup>。有研究表明,PN 质量分数影响微生物聚集程度,可改变微生物细胞间疏水性,PS 则可通过交联结构提供结合位点,促进污泥颗粒化的发生<sup>[21]</sup>。图 9 为反应全程 3 组

反应器中污泥的 EPS 质量分数变化,因接种污泥中部分污泥在实验室冰箱中冷藏较久,在寒冷和饥饿条件下污泥为维持稳定,微生物分泌大量 EPS (其中以 PS 为主),污泥初期的 PS 质量分数较高<sup>[22]</sup>。随污泥活性不断恢复,3 组反应器中 EPS 质量分数呈降低趋势,此时污泥环境条件相对稳定,微生物逐渐适应,EPS 分泌放缓<sup>[23]</sup>。此后不久单位 VSS EPS 质量分数有所回升,其中,R3 的增速明显快于 R1 和 R2,在第 70 天达 85 mg/g, R1、R2 则分别约为 75 mg/g 和 80 mg/g,猜测差距

是由运行操作的差异产生, R3 反应器 O/A 交替更加频繁, 污泥为适应不断变化的环境, 会刺激微生物分泌更多 EPS, 以使污泥结构更加稳定<sup>[24]</sup>。运行后期 3 组反应器的 PN 和 PS 质量分数均增

加, 其中, R3 的 PN 与 PS 质量比最高。PN 与 PS 质量比提高会减少细胞表面负电荷的数目, 进而增强其疏水性能, 有利于反应的长期稳定运行和污泥的颗粒化进程<sup>[25-26]</sup>。

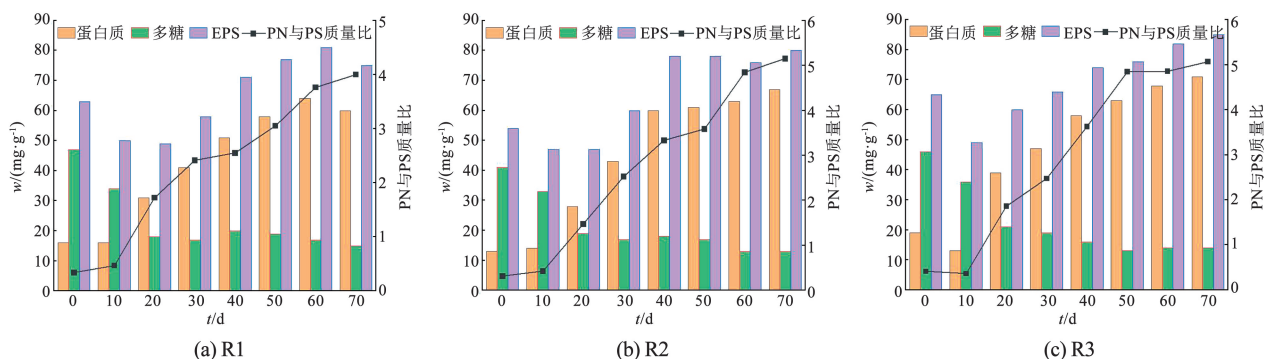


图 9 运行过程中 PN、PS 及 PN 与 PS 质量比的变化

Fig. 9 Changes in PN, PS and PN/PS during operation

### 2.3 微生物群落分析

通过 16S rRNA 基因测序分析, 进一步了解运行过程中关键微生物的变化。图 10(a) 显示了污泥样品在门水平上的群落结构变化。污泥样品在门水平上的群落结构相似, 主要由变形菌门

(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)和绿弯菌门(Chloroflexi)3 类构成。Proteobacteria 门包含多种对有机物、氮、磷去除的功能微生物<sup>[27-28]</sup>, 其相对丰度由接种污泥的 43.42% 上升至 58.21% (R1)、59.31% (R2)、59.43% (R3)。

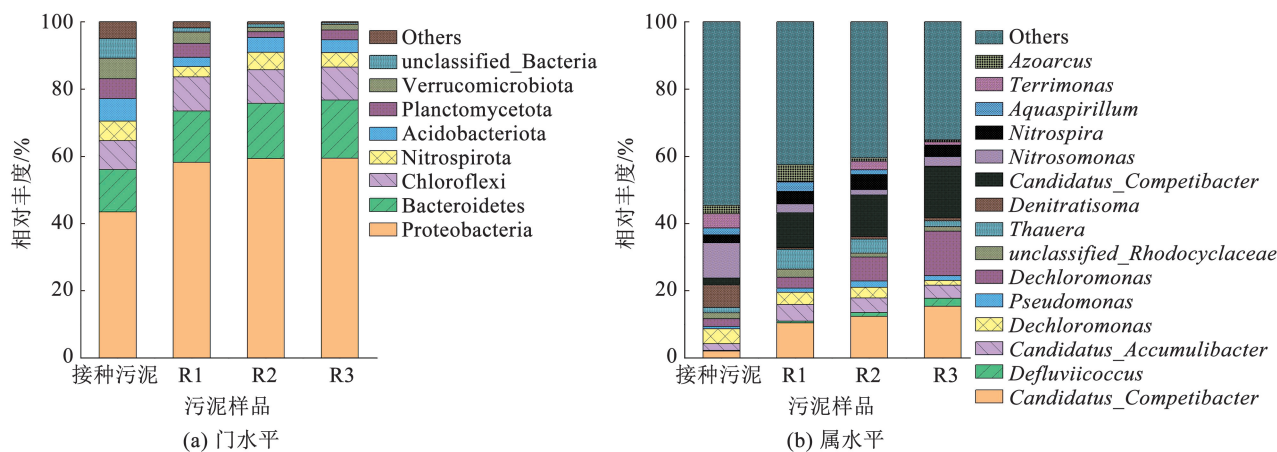


图 10 微生物菌群结构变化

Fig. 10 Changes in microbial community structure

图 10(b) 显示了污泥样本在属水平上的群落结构变化。在厌氧和好/缺氧交替运行下, 由于 DPAOs 和 DGAOs 的富集及其在厌氧阶段充分吸收水中的有机物, 好/缺氧阶段水中剩余有机物较少, 普通的异养反硝化菌 (DNBs) 得不到足够的碳源用于生长、繁殖, DNBs 的丰度逐渐降低。Candidatus\_Competibacter 为典型的 DGAOs<sup>[29]</sup>, 其相对丰度由接种污泥的 2.12% 上升至 12.32% (R1)、14.25% (R2)、18.32% (R3)。Defluviicoccus 仅负责将  $\text{NO}_3^-$ -N 还原为  $\text{NO}_2^-$ -N, 也被认为是一种典型的驱动 EPD 反应的 DGAOs 菌属, 其在 R1、R2、R3 的相对丰度分别

为 0.61%、1.32%、2.75%, 这与上述  $(\text{O/A})_n$  运行的  $n$  值升高后, 系统 NTR 提高的结果一致。Candidatus\_Accumulibacter 属于红环菌科, 可以  $\text{O}_2$ 、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 为电子受体吸收磷, 是除磷反应器中常见的 APAOs 和 DPAOs<sup>[30]</sup>, 其相对丰度在接种污泥 2.12% 的基础上均出现了上升, 在 R1、R2、R3 的相对丰度分别为 5.86%、4.98%、4.62%。Dechloromonas 脱氯单胞菌被认为是反硝化除磷系统中主要 DPAOs, 其仅能以  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 为电子受体吸收磷。Dechloromonas 的相对丰度在 3 组反应器中出现了明显的差异, 在 R1、R2、R3 的相对丰

度分别为 3.86%、8.25%、15.78%, 在 R3 中明显富集, 反映出 DPAOs 与 DGAOs 协同性的增强, 表明在 多段好氧/缺氧运行下有利于驯化 DPAOs, 这与上述缺氧阶段磷去除率出现差异的结果一致。

### 3 结 论

1) 从污染物去除效果看, 3 组反应器运行至最后阶段 COD 去除率均在 90% 左右, 在内碳源储量相似条件下, 采用 (O/A)<sub>3</sub> 运行的 R3 反应器在第 71 天的出水 TN 和 TP 去除率分别达 89.38% 和 91.78%, 在 3 组反应器中脱氮除磷效果最佳, 缺氧阶段的 TP 去除率也最高。

2) 从典型周期看, 第 70 天 3 组反应器第 120 分钟厌氧段末的 R1、R2 和 R3 释磷量分别为 39.50、42.00、43.27 mg/L, 最后一个好氧段末 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 占总氮的质量分数分别为 42.41%、49.83% 和 52.33%, 提高 (O/A)<sub>n</sub> 运行的 *n* 值后, 系统 NTR 提高。

3) 从污泥特性看, 相比 R1 和 R2 反应器, R3 反应器的 MLSS 和 MLVSS 增长平稳, SVI 更低, 单位 VSS EPS 质量分数在第 70 天达 85.27 mg/g, PN 与 PS 质量比高于 R1 和 R2, 显示出良好的污泥结构和沉降性能。

4) 从微生物群落分析看, 污泥样品中 Proteobacteria 占主导, 相对丰度自 R1 至 R3 递增。R3 反应器中 *Candidatus*\_Competibacter 和 *Defluviicoccus* 丰度高于 R1 和 R2, DPAOs 和 DGAOs 协同性增强。

### 参 考 文 献

[1] 冯琪瑞, 唐玉朝, 伍昌年, 等. 反硝化除磷工艺进展及影响因素 [J]. 环境监测管理与技术, 2023, 35(4): 7  
FENG Qirui, TANG Yuchao, WU Changnian, et al. Progress and influencing factors of denitrifying phosphorus removal process [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2023, 35(4): 7. DOI:10.19501/j.cnki.1006-2009.2023.04.014

[2] 李冬, 张复旦, 张杰, 等. 厌/缺氧段 HRT 对平衡 EDPR 系统内 DPAOs 和 DGAOs 的影响 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2025, 57(5): 1  
LI Dong, ZHANG Fudan, ZHANG Jie, et al. The impact of anaerobic/oxic HRT on the balance of DPAOs and DGAOs in EDPR systems [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2025, 57(5): 1. DOI: 10.11918/202401035

[3] WANG X, ZHAO J, YU D, et al. Stable nitrite accumulation and phosphorous removal from nitrate and municipal wastewaters in a combined process of endogenous partial denitrification and denitrifying phosphorus removal (EPDPR) [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 355: 560. DOI:10.1016/j.cej.2018.08.165

[4] WANG Xiaoxia, WANG Shuying, ZHAO Ji, et al. A novel stoichiometries methodology to quantify functional microorganisms in simultaneous (partial) nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) [J]. Water Res, 2016, 95: 319.

DOI:10.1016/j.watres.2015.12.046

[5] WEN X, ZHOU J, LI Y, et al. A novel process combining simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) with denitrifying phosphorus removal (DPR) to treat sewage [J]. Bioresource Technology, 2016, 222: 309. DOI:10.1016/j.biortech.2016.09.132

[6] RUBIO-RINCON F J, LOPEZ-VAZQUEZ C M, WELLES L, et al. Cooperation between *Candidatus* Competibacter and *Candidatus* Accumulibacter clade I, in denitrification and phosphate removal processes [J]. Water Research, 2017, 120: 156. DOI:10.1016/j.watres.2017.05.001

[7] KIM J M, LEE H J, LEE D S, et al. Characterization of the denitrification-associated phosphorus uptake properties of "*Candidatus* Accumulibacter phosphatis" clades in sludge subjected to enhanced biological phosphorus removal [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2013, 79(6): 1969. DOI:10.1128/AEM.03464-12

[8] FAN Zhiwei, ZENG Wei, WANG Baogui, et al. Microbial community at transcription level in the synergy of GAOs and *Candidatus* Accumulibacter for saving carbon source in wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2020, 297: 122454. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122454

[9] 陈紫薇. 反硝化聚糖菌的培养及内碳源部分反硝化影响特性研究 [D]. 西安: 长安大学, 2023  
CHEN Ziwei. Cultivation of denitrifying polyphosphate-accumulating organisms and the study on the characteristics of partial denitrification influenced by internal carbon sources [D]. Xi'an: Chang'an University, 2023

[10] 王琪, 李冬, 李鹏垚, 等. 厌/缺氧时间对好氧颗粒污泥同步硝化内源反硝化和除磷的影响 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(9): 4199  
WANG Qi, LI Dong, LI Pengyao, et al. Effect of anaerobic/anoxic time on simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal from aerobic granular sludge [J]. Bioresource Technology, 2022, 42(9): 4199. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220412.004

[11] ZHAO Ji, WANG Xiaoxia, LI Xiyao, et al. Advanced nutrient removal from ammonia and domestic wastewaters by a novel process based on simultaneous partial nitrification-anammox and modified denitrifying phosphorus removal [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 354: 589. DOI:10.1016/j.cej.2018.07.211

[12] 王晓霞. 低 C/N 比污水同步硝化反硝化除磷工艺与优化控制 [D]. 北京: 北京工业大学, 2016  
WANG Xiaoxia. Simultaneous nitrification and denitrification phosphorus removal process and optimized control for low C/N ratio wastewater [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2016

[13] WANG Xiaoxia, ZHAO Ji, YU Deshuang, et al. Evaluating the potential for sustaining mainstream anammox by endogenous partial denitrification and phosphorus removal for energy-efficient wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2019, 284: 302. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.03.127

[14] WEN Xin, ZHOU Jian, LI Yancheng, et al. A novel process combining simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) with denitrifying phosphorus removal (DPR) to treat sewage [J]. Bioresource Technology, 2016, 222: 309. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.09.132

[15] LIU Hui, WANG Qin, SUN Yanfu, et al. Isolation of a non-

- fermentative bacterium, *Pseudomonas aeruginosa*, using intracellular carbon for denitrification and phosphorus-accumulation and relevant metabolic mechanisms[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 6. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.051
- [16] ZOU H, WANG Y. Phosphorus removal and recovery from domestic wastewater in a novel process of enhanced biological phosphorus removal coupled with crystallization[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 87. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.073
- [17] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(2): 403  
GAO Chundi, WANG Weixiao, LI Hao, et al. Optimization of short-term nitrification efficiency under alternating anoxic-oxic conditions in SBR process[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2015, 35(2): 403
- [18] 王景峰. 聚糖菌微生物聚集体反硝化特性与微生物生态学解析 [C]//中国环境科学学会学术年会论文集. 昆明:[s. n.], 2013: 6522  
WANG Jingfeng. Denitrification characteristics of polyphosphate-accumulating organisms and microbial ecological analysis [C]//Proceedings of the Annual Conference of the Chinese Society for Environmental Sciences. Kunming:[s. n.], 2013: 6522
- [19] DE SOUSA ROLLEMBERG S L, DE OLIVEIRA L Q, BARROS A R M, et al. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 278: 195. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.01.071
- [20] 李冬, 田海成, 梁瑜海, 等. 水质条件对厌氧氨氧化颗粒污泥 EPS 含量的影响[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2017, 49(2): 6  
LI Dong, TIAN Haicheng, LIANG Yuhai, et al. The impact of water quality conditions on the EPS content of anammox granular sludge[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2017, 49(2): 6. DOI: 10.11918/j.issn.0367-6234.2017.02.002
- [21] SEVIOUR T, DONOSE B C, PIJUAN M, et al. Purification and conformational analysis of a key exopolysaccharide component of mixed culture aerobic sludge granules[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(12): 4729. DOI: 10.1021/es100362b
- [22] WANG Zhiwu, LIU Yu, TAY J H. Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, 69(4): 469. DOI: 10.1007/s00253-005-1991-5
- [23] 罗小娟. 不同水力条件对 CANON 颗粒污泥微生物胞外聚合物的影响[J]. *环境科技*, 2017, 30(2): 17  
LUO Xiaojuan. The impact of different hydraulic conditions on extracellular polymeric substances of CANON granular sludge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 30(2): 17
- [24] LI Y, HUANG Z, RUAN W, et al. ANAMMOX performance, granulation, and microbial response under COD disturbance[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2015, 90(1): 10. DOI: 10.1002/jctb.4298
- [25] ZHANG Lili, FENG Xinxing, ZHU Nanwen, et al. Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41(5): 551. DOI: 10.1016/j.enzmictec.2007.05.001
- [26] YIN C Q, MENG F G, CHEN G H. Spectroscopic characterization of extracellular polymeric substances from a mixed culture dominated by ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Water Research*, 2015, 68: 740. DOI: 10.1016/j.watres.2014.10.046
- [27] HOU H H, DUAN L, ZHOU B H, et al. The performance and degradation mechanism of sulfamethazine from wastewater using IFAS-MBR[J]. *Chinese Chemical Letters*, 2020, 31: 543. DOI: 10.1016/j.ccllet.2019.08.031
- [28] CHEN Peng, WU Junkang, LU Xiwu, et al. Denitrifying phosphorus removal and microbial community characteristics of two-sludge dephano system; effects of COD/TP ratio[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2021, 172: 108059. DOI: 10.1016/j.bej.2021.108059
- [29] 狄斐, 隋倩雯, 高超龙, 等. 反硝化除磷工艺实现亚硝酸盐积累的参数优化[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(6): 2647  
DI Fei, SUI Qianwen, GAO Chaolong, et al. Parameter optimization for the achievement of nitrite accumulation by denitrifying phosphorus removal process[J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(6): 2647. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20220506.001
- [30] FAN Zhiwei, ZENG Wei, WANG Baogui, et al. Transcriptional responses of *Candidatus Accumulibacter* clade to environmental dynamics in enhanced biological phosphorus removal [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 306: 123108. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123108

(编辑 刘 彤)