环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2019

Vol.40 No.3

第40卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第3期
2019年3月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第3期 2019年3月
Vol. 40, No. 3 Mar., 2019

不同曝气量和好氧时间下 SPNDPR 系统处理低 C/N 城市污水的脱氮除磷性能

袁梦飞, 于德爽, 巩秀珍, 王晓霞*, 陈光辉, 杜世明, 甄建园
(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 以低 C/N 城市污水为处理对象, 采用延时厌氧(180min)/好氧运行的 SBR 反应器, 通过调控曝气量[单位体积的反应器在单位时间内通过的气体的体积, 单位为L·(min·L)$^{-1}$. 由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$逐渐降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$]和好氧时间(由 3 h 逐渐延长至 6 h), 考察了 SPNDPR 系统的深度脱氮除磷性能. 结果表明, 当曝气量为 0.025 L·(min·L)$^{-1}$、好氧时间为 6 h 时, SPNDPR 系统出水NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N和PO_4^{3-}-P浓度分别为 0、8.62、0.06 和 0.03 mg·L^{-1}; 出水 TN 浓度约为 9.22 mg·L^{-1}, TN 去除率高达 87.08%. 当曝气量分别由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$和由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.075 L·(min·L)$^{-1}$时, 系统硝化速率均能恢复并稳定维持在 0.16 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 但曝气量继续降至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$和 0.025 L·(min·L)$^{-1}$后, 硝化速率分别降至 0.09 mg·(L·min)$^{-1}$和 0.06 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 随着曝气量的降低[由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$依次降至 0.100、0.075、0.050、0.025 L·(min·L)$^{-1}$]和好氧时间的延长(由 3 h 延长至 6 h), SPND 脱氮性能逐渐增强, SND 率由 19.57% 升高至 72.11%, TN 去除率逐渐升高(由 62.82% 升高至 87.08%). 降低曝气量和延长好氧时间后的 SPNDPR 系统, 强化了厌氧段内碳源贮存与好氧段好氧吸磷、反硝化除磷、短程硝化、内源反硝化等过程的进行, 实现了低 C/N 城市污水的深度脱氮除磷.

关键词: 曝气量; 同步短程硝化反硝化除磷; 内碳源贮存; 碳氮比; 聚磷菌
中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)03-1382-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201808018

Nitrogen and Phosphorus Removal from Low C/N Municipal Wastewater Treated by a SPNDPR System with Different Aeration and Aerobic Times

YUAN Meng-fei, YU De-shuang, GONG Xiu-zhen, WANG Xiao-xia*, CHEN Guang-hui, DU Shi-ming, ZHEN Jian-yuan
(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: An anaerobic (180 min)/aerobic operated sequencing batch reactor (SBR) fed with urban sewage was optimized by regulating the aeration quantity to investigate the deep-level nitrogen (N) and phosphorus (P) removal. The amount of aeration was regulated by adjusting the volume of gas per unit volume of reactor passed in unit time, when the unit is L·(min·L)$^{-1}$, from 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ gradually to 0.025 L·(min·L)$^{-1}$, and aerobic times from 3 h to 6 h. The experimental results show that the effluent NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N, and PO_4^{3-}-P concentrations of the optimized SPNDPR system were 0, 8.62, 0.06, and 0.03 mg·L^{-1}. The effluent TN concentration was about 9.22 mg·L^{-1}, and the TN removal efficiency was up to 87.08%. When the aeration quantity was decreased from 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ to 0.100 L·(min·L)$^{-1}$; then decreased to 0.075 L·(min·L)$^{-1}$, the nitrification rate of the system recovered and stabilized at 0.16 mg·(L·min)$^{-1}$. However, when the aeration quantity continuously decreased to 0.050 L·(min·L)$^{-1}$ and then to 0.025 L·(min·L)$^{-1}$, the nitrification rate decreased to 0.09 mg·(L·min)$^{-1}$ and 0.06 mg·(L·min)$^{-1}$. With reduction of the aeration quantity [from 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ to 0.100, 0.075, 0.050 and 0.025 L·(min·L)$^{-1}$] and extension of aerobic time (from 3 h to 6 h), the TN removal efficiency increased gradually from 62.82% to 87.08%, and the SND efficiency increased from 19.57% to 72.11%. It was proven that reducing the aeration quantity can enhance the SPND function and deep denitrification by the system was realized. By enhancing the anaerobic intracellular carbon storage and aerobic phosphorus uptake, denitrifying phosphorus removal, partial nitrification, and endogenous nitrification were achieved. The SPNDPR system, after reducing aeration and prolonging aerobic time, was able to realize deep-level denitrification and dephosphorization using low C/N urban sewage.

Key words: aeration quantity; simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification phosphorus removal (SPNDPR); intracellular carbon storage(COD_{ins}); C/N ratio; phosphorous accumulating organisms(PAOs)

短程硝化(PN)是指通过控制溶解氧(DO)和污泥龄(SRT)等因素, 抑制亚硝酸盐氧化菌(NOB)的生长, 将硝化过程控制在NO_2^--N阶段[1], 其具有节约成本、缩短反应时间等优点[2]. 同步硝化反硝化(SND)是指在空间上没有明显缺氧和好氧分区或者在微溶解氧的条件下, 硝化和反硝化反应在空间和时间上同步进行的生物脱氮过程[3~9]. 同步短程硝

收稿日期: 2018-08-02; **修订日期**: 2018-09-19
基金项目: 国家自然科学基金项目(51778304, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)
作者简介: 袁梦飞(1993~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: y_yuanmengfei@126.com
* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

化反硝化(SPND)脱氮就是将 PN 与 SND 耦合，污水中的NH_4^+-N经氨氧化菌(AOB)氧化为NO_2^--N后，直接通过反硝化还原为 N_2 除去[10]，其具有节约成本、缩短反应时间、高效利用碳源等优势.

强化生物除磷技术(EBPR)是指通过微生物大量吸收水中溶解性的磷酸盐从而去除磷的活性生物污泥系统，其去除量超过自身代谢繁殖所需要的磷酸盐的量[11~14]. EBPR 工艺的核心就在于保证聚磷菌(PAOs)的生长，提高 PAOs 相对于异养菌所占的比例[15]. 反硝化除磷(DPR)与传统的好氧除磷菌相比具有相似的除磷机制，其主要区别在于吸磷过程所利用的电子受体不同，其利用的是NO_2^--N和NO_3^--N[16]. EBPR 和 DPR 的同时存在，可保证低曝气量下PO_4^{3-}-P的高效去除.

针对传统生物脱氮除磷工艺中存在的碳源不足[17~19]、脱氮菌与除磷菌对溶解氧(DO)的竞争[20,21]、不同功能菌在污泥龄[22~25]方面存在着矛盾等诸多弊端[26]，结合低 C/N 城市污水的水质特点提出了一种同步脱氮除磷的新工艺，即同步短程硝化反硝化除磷(SPNDPR)系统. SPNDPR 工艺中好氧吸磷过程与反硝化除磷过程的同时存在，可在保证系统稳定除磷的基础上，实现部分氮的去除；与传统同步硝化反硝化(SND)脱氮工艺相比，SPNDPR 工艺中短程硝化反硝化的存在，实现了“一碳两用”[27]，可进一步降低脱氮过程所需的有机碳源需求，有利于提高系统的脱氮性能.

目前，有关 SPNDPR 系统脱氮除磷的报道[28]主要是启动或典型周期内脱氮除磷特性的研究，对于 SPNDPR 工艺进一步的优化运行还未见报道. 本研究以低 C/N(≤4)城市污水为处理对象，采用厌氧/低氧运行的序批式活性污泥反应器(SBR)，通过合理控制厌氧/好氧运行时间和 SRT，并联合调控好氧段曝气量[单位体积的反应器在单位时间内通过的气体的体积，单位为$L\cdot(min\cdot L)^{-1}$]和曝气时间，考察了 SPNDPR 系统的优化运行特性，并探讨了该系统优化运行后的 COD、氮、磷去除特性以及优化运行前后典型周期内基质浓度的变化情况，以期为了解 SPNDPR 系统优化运行期间的氮磷去除特性及其在低 C/N 城市污水的实际工程应用中提供实验数据支撑.

1　材料与方法

1.1　实验装置与运行工序

SBR 反应器采用有机玻璃制成，为敞口式反应器，总体积为 13 L，有效容积为 8 L，采用机械搅拌的方式使泥水混匀，以曝气砂头作为微孔曝气器，并以转子流量计调节曝气量. 反应器采用厌氧/好氧交替的运行方式，具体运行参数见表 1. SPNDPR 系统初始运行参数：曝气量 0.125 $L\cdot(min\cdot L)^{-1}$、好氧时间 3 h；出水水质：NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、PO_4^{3-}-P和 COD 浓度分别为 0.35、20.05、0.42、0.47 和 63.55 $mg\cdot L^{-1}$.

表 1　SPNDPR 系统优化运行期间运行参数1)

Table 1　Running parameters during the optimal operation of the SPNDPR system

项目	阶段 1(1~28 d)	阶段 2(29~53 d)	阶段 3(54~77 d)	阶段 4(78~97 d)	阶段 5(98~118 d)
总体积/L	8	8	8	8	8
排水比	3:8	3:8	3:8	3:8	3:8
厌氧时间/min	180	180	180	180	180
好氧时间/min	180	180	300 *	300	360
SRT/d	10	10	10	10	10
HRT/h	16	16	21.33	21.33	24
曝气量/$L\cdot(min\cdot L)^{-1}$	0.100	0.075	0.050	0.025	0.025
DO 浓度/$mg\cdot L^{-1}$	≤0.8	≤0.6	≤0.5	≤0.3	≤0.3

1) * 曝气量由 0.075 $L\cdot(min\cdot L)^{-1}$降至 0.050 $L\cdot(min\cdot L)^{-1}$且好氧时间为 180 min 时，出水NH_4^+-N浓度高达 23.15 $mg\cdot L^{-1}$，考虑到游离氨(FA)对系统脱氮除磷性能的抑制作用，遂将好氧时间延长至 300 min

1.2　实验用水和接种污泥

本实验用水为青岛市某污水处理厂粗格栅前入口处的生活污水，具体水质为：COD 浓度 176.75~572.48 $mg\cdot L^{-1}$，NH_4^+-N 浓度 53.99~92.84 $mg\cdot L^{-1}$，NO_2^--N浓度 < 1 $mg\cdot L^{-1}$，NO_3^--N浓度 < 1 $mg\cdot L^{-1}$，PO_4^{3-}-P浓度平均 3~10.25 $mg\cdot L^{-1}$，pH 值 7.2~7.6. 接种污泥取自本实验室正常运行的 SPNDPR 系统的剩余污泥，具有良好的脱氮除磷能力，接种到反应器内后 MLSS 约为4 016 $mg\cdot L^{-1}$，SV 约为 21%，SVI 约为 52.29 $mL\cdot g^{-1}$.

1.3　检测方法

1.3.1　常规检测方法

水样经中性滤纸(最大孔径 15~20 μm)过滤后测定以下各参数：NH_4^+-N采用纳氏试剂分光光度法测定，NO_2^--N采用 *N*-(1-萘基)乙二胺分光光度法测定，NO_3^--N采用麝香草酚分光光度法测定，PO_4^{3-}-P采用钼酸铵分光光度法测定；COD 采用联华 5B-3A 型 COD 快速测定仪测定，MLSS 采用重量法测定，温度与 DO 值采用雷磁便携式溶解氧测定仪测定，pH 采用雷磁 PHS-3C pH 计测定.

1.3.2 COD_{ins}计算方法

COD_{ins}是指在 SPNDPR 系统的厌氧段，原水中的 COD 被 PAOs 和 GAOs 储存为内碳源的量. 其计算方法如下：

$$COD_{ins}(mg \cdot L^{-1}) = \Delta COD - (1.71\Delta NO_2^- + 2.86\Delta NO_3^-)$$

式中，ΔCOD、ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统厌氧段 COD、NO_2^--N和NO_3^--N浓度的变化量$mg \cdot L^{-1}$；1.71 和 2.86 分别为单位质量浓度的NO_2^--N和NO_3^--N被异养反硝化菌利用时所消耗 COD 的质量浓度.

1.3.3 SND 率计算方法

SND 率用以表示在 SPNDPR 系统好氧段的氮损失情况，其计算方法如下：

$$SND = \left[1 - \frac{\Delta NO_2^- + \Delta NO_3^-}{\Delta NH_4^+}\right] \times 100\%$$

式中，ΔNH_4^+、ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统好氧段 NH_4^+-N、NO_2^--N和NO_3^--N浓度的变化量，$mg \cdot L^{-1}$.

2 结果与讨论

2.1 优化运行期间 SPNDPR 系统的 COD 去除及厌氧段内碳源贮存特性

图 1 为 SPNDPR 系统优化运行期间 COD 浓度、COD 去除率、COD_{ins}、COD 进水负荷以及 COD 去除负荷的变化情况. 在阶段 1[1 ~ 28 d，曝气量由 0.125 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$降低至 0.100 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$]，进水 COD 浓度约为 302.62 $mg \cdot L^{-1}$，厌氧末和出水 COD 浓度分别由 75.25 $mg \cdot L^{-1}$和 64.83 $mg \cdot L^{-1}$逐渐降低至 44.64 $mg \cdot L^{-1}$和 33.08 $mg \cdot L^{-1}$. COD_{ins}由 26.47 $mg \cdot L^{-1}$逐渐提高至 51.90 $mg \cdot L^{-1}$. 说明降低曝气量有利于提高 SPNDPR 系统的内碳源贮存性能. 此外，COD 进水负荷约为 151.31 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，COD 去除负荷由 90.24 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$逐渐提高至 110.36 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，且 COD 去除率由 73.57% 逐渐提高至 86.97%.

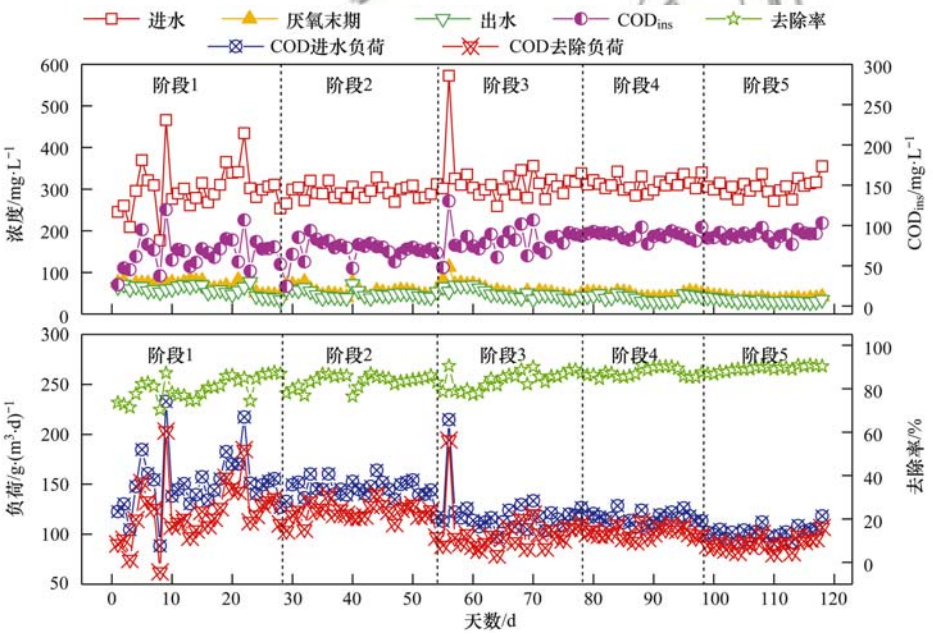

图 1 优化运行期间 SPNDPR 系统 COD 浓度，COD 去除率和 COD_{ins}变化情况

Fig. 1 Variations of COD concentration, removal efficiency, and COD_{ins} during the optimal operation of the SPNDPR system

在阶段 2[29 ~ 53 d，曝气量由 0.100 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$降低至 0.075 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$]，进水 COD 浓度约为 293.32 $mg \cdot L^{-1}$；厌氧末和出水 COD 浓度分别由 70.59 $mg \cdot L^{-1}$和 58.75 $mg \cdot L^{-1}$逐渐降低并稳定在 44.81 $mg \cdot L^{-1}$和 38.25 $mg \cdot L^{-1}$. 此外，COD 进水负荷约为 146.66 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，COD 去除负荷由 103.37 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$逐渐升高并稳定在 124.54 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$；COD 去除率由 77.87% 逐渐升高并稳定在 84.40%. 在阶段 3[54 ~ 77 d，曝气量由 0.075 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$ 降低至 0.050 $L \cdot (min \cdot L)^{-1}$，好氧时间由 3 h 延长至 5 h]，进水 COD 浓度约为 319.24 $mg \cdot L^{-1}$；厌氧末和出水 COD 浓度分别由 56.63 $mg \cdot L^{-1}$和 53.25 $mg \cdot L^{-1}$逐渐升高至第 69 d 的 71.17 $mg \cdot L^{-1}$和 68.58 $mg \cdot L^{-1}$，而后逐渐降低并稳定在 45.99 $mg \cdot L^{-1}$ 和 41.64 $mg \cdot L^{-1}$. 此阶段，COD 进水负荷和去除负荷分别由 117.08 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$和 97.11 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$逐渐降低至第 64 d 的 97.17 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ 和 79.23 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$，而后逐渐升高并稳定在 117.35 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$和 101.71 $g \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$；COD 去除率由 82.94% 逐渐降低至第 69 d 的 78.85%，而后逐渐升高并稳定在 86.43%. 在阶段 4 ~ 5[78 ~ 118 d，曝气

量由 0.050 L·(min·L)$^{-1}$ 降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$，好氧时间由 5 h 延长至 6 h]，进水 COD 浓度约为 309.78 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 COD 浓度维持稳定，分别平均为 41.47 mg·L^{-1} 和 36.18 mg·L^{-1}；COD 去除率由 87.30% 逐渐升高至 90.35%．阶段 4 和 5 的 COD 进水负荷分别约为 117.45 g·(m^3·d)$^{-1}$ 和 102.16 g·(m^3·d)$^{-1}$，COD 去除负荷分别为 104.01 g·(m^3·d)$^{-1}$ 和 91.99 g·(m^3·d)$^{-1}$．说明 SPNDPR 系统的 COD 去除性能逐步提高并能维持在较高水平[COD 进水负荷 102.16 g·(m^3·d)$^{-1}$ 时，COD 去除负荷高达 91.99 g·(m^3·d)$^{-1}$，即 COD 去除率高达 90% 以上]．此外，在阶段 2～5，COD_{ins} 缓慢升高，由 64.24 mg·L^{-1} 逐步升高至约 89.74 mg·L^{-1}．进一步说明降低曝气量[由 0.075 L·(min·L)$^{-1}$ 逐渐降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$] 和延长好氧时间(由 3 h 逐渐延长至 6 h)有利于提高 SPNDPR 系统的内碳源贮存性能．

2.2　SPNDPR 系统的除磷特性

图 2 为 SPNDPR 系统优化运行期间 PO_4^{3-}-P 浓度及其去除率的变化情况．在阶段 1[1～28 d，曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ 降低至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$]的第 1～19 d，进水 PO_4^{3-}-P 浓度约为 5.86 mg·L^{-1}；出水 PO_4^{3-}-P 浓度和 PO_4^{3-}-P 去除率均不稳定，厌氧末 PO_4^{3-}-P 浓度由 20.67 mg·L^{-1} 逐渐升高至 26.64 mg·L^{-1}．在该阶段的第 20～28 d，厌氧末 PO_4^{3-}-P 浓度和出水 PO_4^{3-}-P 浓度均维持稳定，分别平均为 27.65 mg·L^{-1} 和 0.01 mg·L^{-1}；PO_4^{3-}-P 去除率高达 99.88%，说明系统除磷性能较好．在阶段 2～5(29～118 d)，SPNDPR 系统进水 PO_4^{3-}-P 浓度、厌氧末 PO_4^{3-}-P 浓度、出水 PO_4^{3-}-P 浓度和 PO_4^{3-}-P 去除率均维持稳定，分别平均为 5.51、30.92、0.03 mg·L^{-1} 和 99.39%．

上述实验结果表明，改变运行条件[曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ 降低至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$]后，SPNDPR 系统的除磷性能受到影响(PO_4^{3-}-P 去除率不稳定)，经过一段时间(约 8 d)的运行，系统除磷性能稳定在较高水平(PO_4^{3-}-P 去除率高达 99.88%)．当曝气量由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$ 降至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$ 过程中，SPNDPR 系统的除磷性能几乎不受影响，表现为 PO_4^{3-}-P 去除率稳定维持在较高水平(约为 99.39%)．

2.3　SPNDPR 系统的硝化特性

2.3.1　SPNDPR 系统优化运行期间 NH_4^+-N 浓度及 NH_4^+-N 去除率变化情况

图 3 为 SPNDPR 系统优化运行期间 NH_4^+-N 浓度及 NH_4^+-N 去除率变化情况．在阶段 1[1～28 d，曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$ 降低至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$]，进水 NH_4^+-N 浓度约为 67.38 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 NH_4^+-N 浓度分别由 26.47 mg·L^{-1} 和 13.90 mg·L^{-1} 逐渐提高至第 5 d 的 48.91 mg·L^{-1} 和 36.91 mg·L^{-1}，而后逐渐降低并稳定维持在 28.99 mg·L^{-1} 和 0．说明曝气量的突降使 SPNDPR 系统硝化不完全，但是运行一段时间(21 d 左右)后，SPNDPR 系统的硝化性能得到提高，并稳定在较高水平(出水 NH_4^+-N 浓度约为 0)．NH_4^+-N 去除率由 100% 逐渐降低至第 10 d 的 42.16%，而后逐渐上升并稳定维持在 98% 以上．说明降低曝气量引起 SPNDPR 系统的硝化性能变差(NH_4^+-N 去除率降至 50% 以下)，但是运行一段时间(21 d 左右)之后，系统的硝化性能逐渐提高并稳定在较高水平(NH_4^+-N 去除率高达 98% 以上)．

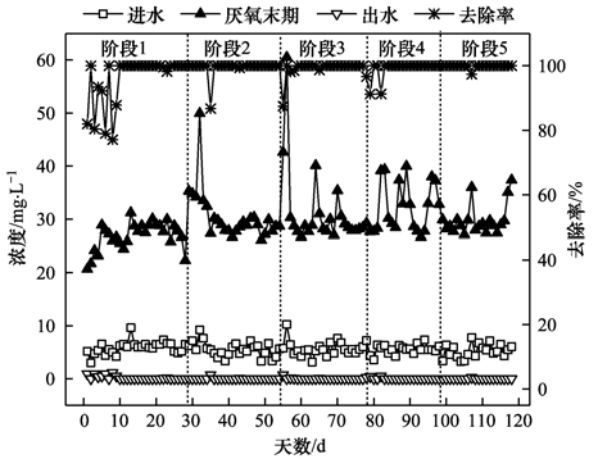

图 2　优化运行期间 SPNDPR 系统 PO_4^{3-}-P 浓度及其去除率的变化情况

Fig. 2　Variations of the PO_4^{3-}-P concentration and removal efficiency during the optimal operation of the SPNDPR system

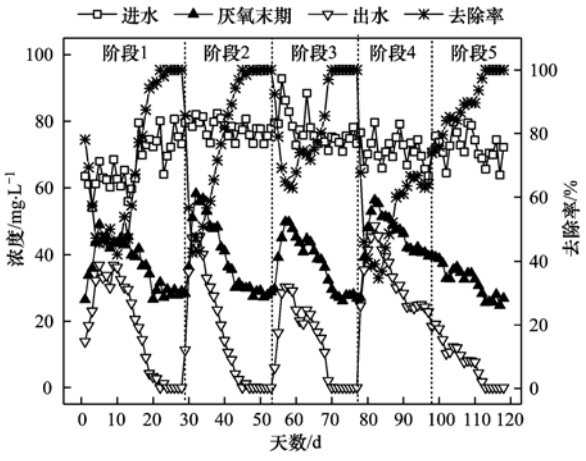

图 3　优化运行期间 SPNDPR 系统 NH_4^+-N 浓度及其去除率的变化情况

Fig. 3　Variations of NH_4^+-N concentration and removal efficiency during the optimal operation of the SPNDPR system

在阶段 2［29 ~ 53 d，曝气量由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.075 L·(min·L)$^{-1}$］，进水 NH_4^+-N浓度约为 77.91 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 NH_4^+-N浓度分别由 28.30 mg·L^{-1}和 11.36 mg·L^{-1}逐渐升高至第 32 d 的 58.23 mg·L^{-1}和 45.36 mg·L^{-1}，而后逐渐降低并稳定维持在 28.72 mg·L^{-1}和 0.18 mg·L^{-1}. NH_4^+-N去除率由 100% 逐渐下降至第 44 d 的 43.06%，而后逐渐升高并稳定维持在 99.80%.

在阶段 3［54 ~ 77 d，曝气量由 0.075 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$，好氧时间由 3 h 延长至 5 h］，进水 NH_4^+-N浓度约为 77.43 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 NH_4^+-N 浓度由 29.71 mg·L^{-1}和 6.00 mg·L^{-1}逐渐升高至第 57 d 的 49.68 mg·L^{-1}和 30.31 mg·L^{-1}，而后逐渐降低并稳定维持在 27.39 mg·L^{-1}和 0. NH_4^+-N去除率由 100% 逐渐下降至第 69 d 的 62.89%，而后逐渐升高并稳定维持在 100%.

在阶段 4［78 ~ 97d，曝气量由 0.050 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$，好氧时间为 5 h］，进水 NH_4^+-N浓度约为 71.29 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 NH_4^+-N浓度由 27.10 mg·L^{-1}和 24.73 mg·L^{-1}逐渐升高至第 82 d 的 56.27 mg·L^{-1}和 48.56 mg·L^{-1}，而后逐渐降低并稳定维持在 40.83 mg·L^{-1}和 24.19 mg·L^{-1}. NH_4^+-N去除率由 100% 逐渐降低至第 83 d 的 34.66%，而后逐渐升高并稳定维持在 64.76%. 在阶段 5(98 ~ 118 d，好氧时间由 5 h 延长至 6 h)，进水 NH_4^+-N 浓度约为 72.19 mg·L^{-1}；厌氧末和出水 NH_4^+-N 浓度由 39.84 mg·L^{-1}和 18.47 mg·L^{-1}逐渐降低并稳定维持在 26.27 mg·L^{-1}和 0. NH_4^+-N去除率由 73.90% 逐渐提高并稳定维持在 100%.

上述实验结果表明，当曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$和由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.075 L·(min·L)$^{-1}$时，系统硝化速率均能恢复并稳定维持在 0.16 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 但曝气量继续降至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$和 0.025 L·(min·L)$^{-1}$后，硝化速率分别降至 0.09 mg·(L·min)$^{-1}$和 0.06 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 说明曝气量降至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$ 和 0.025 L·(min·L)$^{-1}$时，系统硝化性能变差.

2.3.2 SPNDPR 系统优化运行期间出水 NO_2^--N和 NO_3^--N浓度变化情况

图 4 为 SPNDPR 系统优化运行期间出水 NO_2^--N和 NO_3^--N浓度变化情况. 在阶段 1［1 ~ 28 d，曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$］，出水 NO_2^--N浓度由 9.39 mg·L^{-1}逐步降低至第 10 d 的 5.70 mg·L^{-1}，而后逐渐升高并稳定在 19.67 mg·L^{-1}；出水 NO_3^--N浓度稳定维持在 0.31 mg·L^{-1}. NO_2^--N积累率稳定维持在 97.61%. 说明 SPNDPR 系统的短程硝化性能得以稳定维持. TN 进水负荷约为 34.15 g·(m^3·d)$^{-1}$，TN 去除负荷由 20.34 g·(m^3·d)$^{-1}$逐渐提高至 18 d 的 22.23 g·(m^3·d)$^{-1}$，而后稳定维持在 26.70 g·(m^3·d)$^{-1}$；TN 去除率由 62.82% 逐渐降低至第 18 d 的 25.34%，而后逐渐提高并稳定维持在 72.06%；SND 率由 19.57% 逐渐提

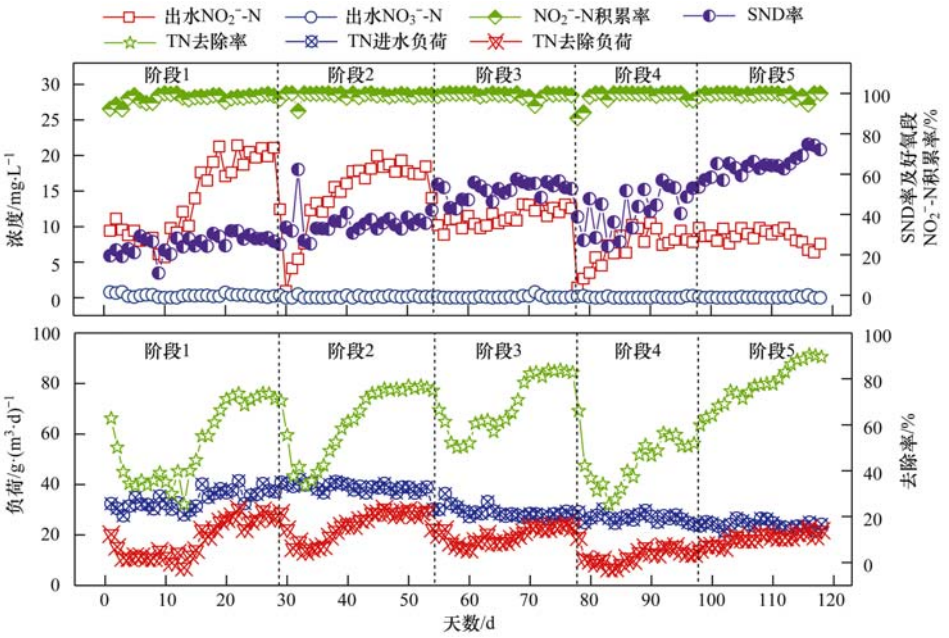

图 4 优化运行期间 SPNDPR 系统出水 NO_2^--N和 NO_3^--N浓度的变化情况

Fig. 4 Variation of effluent NO_2^--N and NO_3^--N concentration during the optimal operation of the SPNDPR system

高并稳定维持在 28.64%. 说明降低曝气量后有利于同步短程硝化反硝化性能的提高.

在阶段 2［29 ~ 53 d，曝气量由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.075 L·(min·L)$^{-1}$］，出水 NO_2^--N浓度由 12.43 mg·L^{-1}突降至第 30 d 的 0.93 mg·L^{-1}，而后逐渐升高并稳定在 18.19 mg·L^{-1}；出水NO_3^--N浓度稳定维持在 0.13 mg·L^{-1}. NO_2^--N积累率稳定维持在 99.00%. TN 进水负荷约为 39.08 g·(m^3·d)$^{-1}$，TN 去除负荷由 28.80 g·(m^3·d)$^{-1}$逐渐降低至 33 d 的 13.34 g·(m^3·d)$^{-1}$，而后逐渐升高并稳定在 28.99 g·(m^3·d)$^{-1}$；TN 去除率由 70.47%逐渐降低至第 33 d 的 33.48%，而后逐渐升高并稳定在 75.91%；SND 率由 25.27%逐渐提高并稳定维持在 35.67%.

在阶段 3［54 ~ 77 d，曝气量由 0.075 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$，好氧时间由 3 h 延长至 5 h］，出水NO_2^--N浓度由 14.01 mg·L^{-1}逐渐降低至第 56d 的 8.87 mg·L^{-1}，而后逐渐升高并稳定在 12.60 mg·L^{-1}；出水NO_3^--N浓度稳定维持在 0.11 mg·L^{-1}. NO_2^--N积累率稳定维持在 99.12%. TN 进水负荷约为 29.17 g·(m^3·d)$^{-1}$，TN 去除负荷由 22.54 g·(m^3·d)$^{-1}$逐渐降低至第 60 d 的 14.22 g·(m^3·d)$^{-1}$，而后逐渐提高并稳定在 22.66 g·(m^3·d)$^{-1}$；TN 去除率由 74.93%逐渐降低至第 60 d 的 52.05%，而后逐渐提高并稳定在 81.21%；SND 率由 42.09%逐渐提高并稳定维持在 54.21%. 与阶段 2 相比，阶段 3 的 TN 去除性能得到提高(TN 去除率由阶段 2 的 75.91%提高至阶段 3 的 81.21%).

在阶段 4［78 ~ 97 d，曝气量由 0.050 L·(min·L)$^{-1}$降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$，好氧时间为 5 h］，出水NO_2^--N浓度由 12.57 mg·L^{-1}降至 1.43 mg·L^{-1}，而后逐渐升高并稳定在 8.80 mg·L^{-1}；出水 NO_3^--N 浓度稳定维持在 0.07 mg·L^{-1}. NO_2^--N积累率稳定维持在 98.27%. TN 进水负荷约为 26.87 g·(m^3·d)$^{-1}$，TN 去除负荷由 19.20 g·(m^3·d)$^{-1}$逐渐降低至第 81 d 的 8.67 g·(m^3·d)$^{-1}$，而后逐渐提高并稳定维持在 13.75 g·(m^3·d)$^{-1}$；TN 去除率由 66.02%逐渐降低至第 81 d 的 31.24%，而后逐渐升高并稳定在 51.40%；SND 率由 38.82%逐渐提高并稳定维持在 49.48%.

在阶段 5(98 ~ 118 d，好氧时间由 5 h 延长至 6 h)，出水NO_2^--N、NO_3^--N浓度和NO_2^--N积累率分别稳定维持在 8.62 mg·L^{-1}、0.06 mg·L^{-1}和 99.26%. 此外，TN 进水负荷约为 24.09 g·(m^3·d)$^{-1}$，TN 去除负荷由 14.12 g·(m^3·d)$^{-1}$逐渐提高并稳定维持在 20.15 g·(m^3·d)$^{-1}$；TN 去除率和 SND 率分别由 59.87%和 53.53%逐渐升高并稳定维持在 87.08%和 72.11%.

上述实验结果表明，随着曝气量的降低［由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$分别降至 0.100、0.075、0.050、0.025 L·(min·L)$^{-1}$］，TN 去除率逐渐升高(由 62.82%升高至 87.08%). 说明降低曝气量有利于实现 SPNDPR 系统的深度脱氮. 此外，SND 率也随曝气量的降低逐渐升高，由 19.57%升高至 72.11%. 说明降低曝气量可以加强 SPND 作用.

2.4　不同曝气量下 SPNDPR 系统实现生活污水同步短程硝化反硝化除磷的机制

为进一步分析不同曝气量下 SPNDPR 系统的脱氮除磷机制，分别对系统第 1 d 和第 123 d 典型周期内基质浓度变化情况进行分析，见图 5. 如图 5(a)所示，SPNDPR 系统初始 COD、NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 和 PO_4^{3-}-P 浓度分别为 167.05、29.49、0、13.51 和 0.86 mg·L^{-1}. 在厌氧段(0 ~ 180 min)，COD 浓度逐渐降低，并伴随着磷的释放和 NO_x^--N 的去除. 在 0 ~ 20 min，NO_2^--N和NO_3^--N浓度迅速降至约 0，PO_4^{3-}-P浓度呈线性增长趋势，并伴随着 COD 浓度的迅速减少. 说明 0 ~ 40min 内主要发生 NO_x^--N 的外源反硝化作用及 PAOs 的释磷作用. 在 40 ~ 180 min 内，PO_4^{3-}-P浓度维持稳定(约为 28.79 mg·L^{-1})，但 COD 浓度持续降低了 6.56 mg·L^{-1}，说明 40 ~ 180 min 内仍存在着聚糖菌将外源 COD 向内碳源转化的过程. 在好氧段(180 ~ 360 min)，COD 浓度基本保持不变，PO_4^{3-}-P 浓度由 28.79 mg·L^{-1}逐渐降至 0 mg·L^{-1}. 证明了好氧吸磷或反硝化除磷的存在. 此外，该阶段NH_4^+-N浓度由 29.29 mg·L^{-1}逐渐降低至 0，减少了 29.29 mg·L^{-1}；NO_2^--N由 0 逐渐升高至 21.61 mg·L^{-1}，NO_3^--N仅为 0.45 mg·L^{-1}；好氧段氮损失为 7.23 mg·L^{-1}. 其证明了 SPNDPR 系统内同步短程硝化反硝化的存在.

如图 5(b)所示，初始 COD、NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N和PO_4^{3-}-P浓度分别为 129.80、24.79、4.81、0.25 和 2.04 mg·L^{-1}. 在厌氧段(0 ~ 180 min)，COD 浓度逐渐降低，并伴随着磷的释放和 NO_x^--N 的去除. 在 0 ~ 20 min，NO_2^--N和NO_3^--N浓度迅速降至约 0. 在 0 ~ 40 min 内，PO_4^{3-}-P浓度成线性增长趋势，并伴随着 COD 浓度的迅速降低. 说明 0 ~ 40 min 内主要发生 NO_x^--N 的外源反硝化作用及 PAOs 的释磷作用. 此外，考虑到该阶段 NO_x^--N 的浓度较低(≤5 mg·L^{-1})，所以 COD 的去除主要是通过释磷作用实现的. 在 40 ~ 180 min 内，PO_4^{3-}-P浓度

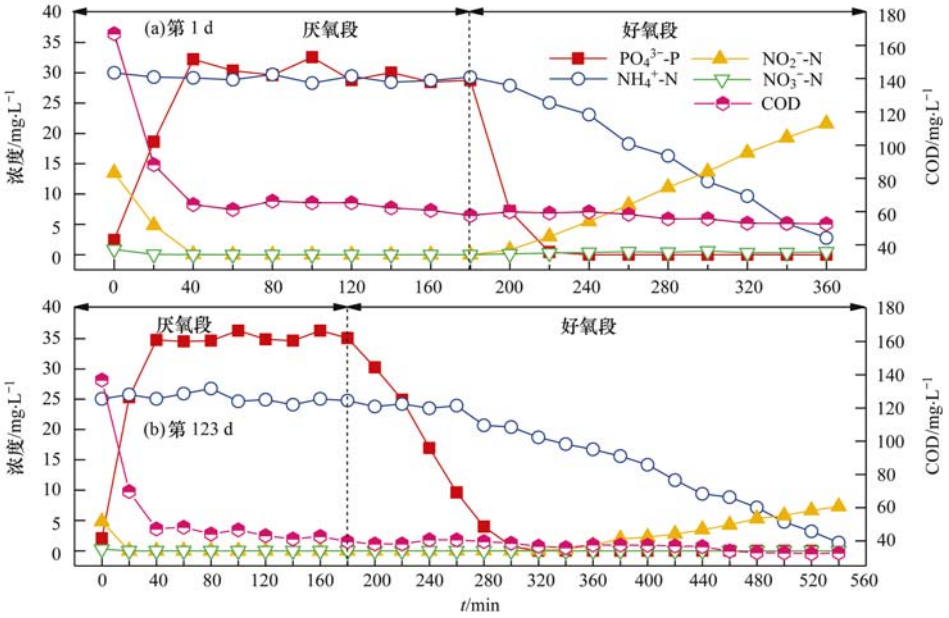

图 5 优化运行的 SPNDPR 系统在典型周期内的污染物去除情况

Fig. 5 Pollutant removal in a typical period of optimized operation of the SPNDPR system

维持稳定(约为 35.07 mg·L^{-1}), COD 浓度持续降低了 7.59 mg·L^{-1}. 在好氧段(180 ~ 540 min), COD 浓度基本保持不变. PO_4^{3-}-P浓度由 35.07 mg·L^{-1}逐渐降至 0. NH_4^+-N浓度由 24.77 mg·L^{-1}逐渐降低至 0; NO_2^--N由 0 逐渐升高至 7.30 mg·L^{-1}, NO_3^--N为 0 mg·L^{-1}; 好氧段氮损失高达 17.47 mg·L^{-1}.

由典型周期(图 5)对比分析可知, 厌氧段释磷量(PRA)由 28.79 mg·L^{-1}提高至 35.07 mg·L^{-1}, 即通过厌氧释磷作用去除的 COD 有所提高. 释磷结束后 COD 的减少量由 6.56 mg·L^{-1}提高至 7.59 mg·L^{-1}, 说明聚糖菌将外源 COD 向内碳源转化的性能得到增强. 好氧段吸磷速率由 0.71 mg·(L·min)$^{-1}$降低至 0.29 mg·(L·min)$^{-1}$, 硝化速率由 0.15 mg·(L·min)$^{-1}$降低至 0.07 mg·(L·min)$^{-1}$. 说明曝气量的降低使得吸磷速率和硝化速率都有所降低. 值得注意的是, 通过 SND 作用去除的NH_4^+-N浓度由 7.23 mg·L^{-1}提高至 17.47 mg·L^{-1}, 说明低曝气量下有利于 SND 作用的进行. 此外, 典型周期中, 好氧段基本没有NO_3^--N生成, 说明改变运行方式[曝气量降至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$, 好氧时间延长至 6h]并未破坏短程硝化进程.

3 结论

(1)采用延时厌氧(180 min)/好氧的运行方式, 通过优化好氧段曝气量[由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$逐渐降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$]和好氧时间(由 3h 逐渐延长至 6 h), 可以实现 SPNDPR 系统的深度脱氮除磷. 优化后的 SPNDPR 系统出水NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N和PO_4^{3-}-P浓度分别为 0、8.62、0.06 和 0.03 mg·L^{-1}; 出水 TN 浓度约为 9.22 mg·L^{-1}, TN 去除率高达 87.08%.

(2)降低曝气量[由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$逐渐降低至 0.025 L·(min·L)$^{-1}$]和延长好氧时间(由 3 h 逐渐延长至 6 h)有利于提高 SPNDPR 系统的内碳源贮存性能(由 61.20 mg·L^{-1}逐渐升高至 89.74 mg·L^{-1}). 优化后 SPNDPR 系统 COD 去除率和 COD_{ins}分别高达 90.35%和 89.74 mg·L^{-1}.

(3)当曝气量由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.100 L·(min·L)$^{-1}$和由 0.100 L·(min·L)$^{-1}$降至 0.075 L·(min·L)$^{-1}$时, 系统硝化速率均能恢复并稳定维持在 0.16 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 但曝气量继续降至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$和 0.025 L·(min·L)$^{-1}$后, 硝化速率分别降至 0.09 mg·(L·min)$^{-1}$和 0.06 mg·(L·min)$^{-1}$左右. 说明曝气量降至 0.050 L·(min·L)$^{-1}$和 0.025 L·(min·L)$^{-1}$时, 系统硝化性能变差.

(4)随着曝气量的降低[由 0.125 L·(min·L)$^{-1}$依次降至 0.100、0.075、0.050、0.025 L·(min·L)$^{-1}$]和好氧时间的延长(由 3 h 延长至 6 h), TN 去除率逐渐升高(由 62.82% 升高至 87.08%). 说明降低曝气量有利于实现 SPNDPR 系统的深度脱氮. 此外, SND 率也随曝气量的降低逐渐升高, 由 19.57% 升高至 72.11%. 说明降低曝气量可以加强 SPND 作用.

参考文献:

[1] Fux C, Boehler M, Huber P, *et al*. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant[J]. Journal of Biotechnology, 2002, **99**(3): 295-306.

[2] 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.

[3] Virdis B, Read S T, Rabaey K, *et al*. Biofilm stratification during simultaneous nitrification and denitrification (SND) at a biocathode [J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(1): 334-341.

[4] 马放，李平，张晓琦，等. SBR 反应器同步硝化反硝化影响因素及其特性[J]. 哈尔滨工业大学学报，2011，**43**(8)：55-60.
Ma F, Li P, Zhang X Q, *et al*. The influencing factors and the characteristics of simultaneous nitrification-denitrification in SBR [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2011, **43**(8): 55-60.

[5] 彭赵旭，彭永臻，左金龙. 同步硝化反硝化的影响因素研究[J]. 给水排水，2009，**35**(5)：167-171.
Peng Z X, Peng Y Z, Zuo J L. Study of influence factors on simultaneous nitrification and denitrification[J]. Water Supply and Drainage, 2009, **35**(5): 167-171.

[6] 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.

[7] Fu Z M, Yang F L, An Y Y, *et al*. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR) [J]. Biochemical Engineering Journal, 2008, **43**(2): 191-196.

[8] 刘春，年永嘉，张静，等. 微气泡曝气生物膜反应器同步硝化反硝化研究[J]. 环境科学，2014，**35**(6)：2230-2235.
Liu C, Nian Y J, Zhang J, *et al*. Simultaneous nitrification and denitrification in a microbubble-aerated biofilm reactor [J]. Environmental Science, 2014, **35**(6): 2230-2235.

[9] Münch E V, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors [J]. Water Research, 1996, **30**(2): 277-284.

[10] 吕宏德，张树军，王伟，等. A/O 短程硝化反应器处理高浓氨氮废水的 SND[J]. 中国给水排水，2008，**24**(13)：89-91，95.
Lü H D, Zhang S J, Wang W, *et al*. Study on SND in A/O shortcut nitrification reactor for treatment of high-concentration ammonia nitrogen wastewater[J]. China Water & Wastewater, 2008, **24**(13): 89-91, 95.

[11] 苗志加，彭永臻，薛桂松，等. 强化生物除磷工艺富集聚磷菌及其微生物菌群分析[J]. 北京工业大学学报，2013，**39**(5)：743-748.
Mao Z J, Peng Y Z, Xue G S, *et al*. Enrichment and analysis of the population of phosphate accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal system [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2013, **39**(5): 743-748.

[12] Zengin G E, Artan N, Orhon D, *et al*. Population dynamics in a sequencing batch reactor fed with glucose and operated for enhanced biological phosphorus removal [J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(11): 4000-4005.

[13] Li N, Ren N Q, Wang X H, *et al*. Effect of temperature on intracellular phosphorus absorption and extra-cellular phosphorus removal in EBPR process[J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(15): 6265-6268.

[14] Wang F, Lu S, Wei Y J, *et al*. Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **164**(2-3): 1223-1227.

[15] Ma Y, Peng Y Z, Wang X L. Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal[J]. Desalination, 2009, **246**(1-3): 534-544.

[16] 戴娴. 富集聚磷菌的 EBPR 耦合同步硝化反硝化系统脱氮除磷性能研究[D]. 北京：北京工业大学，2016.

[17] 戴娴，王晓霞，彭永臻，等. 进水 C/N 对富集聚磷菌的 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.

[18] 张静，陈洪斌. 低碳源污水的脱氮除磷技术研究进展[J]. 水处理技术，2014，**40**(1)：1-6，15.

[19] 刘钢，谌建宇，黄荣新，等. 新型后置反硝化工艺处理低 C/N(C/P)比污水脱氮除磷性能研究[J]. 环境科学学报，2013，**33**(11)：2979-2986.
Liu G, Chen J Y, Huang R X, *et al*. Nutrient removal performance of a novel post-anoxic process in treating wastewater with low C/N(C/P) ratios[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, **33**(11): 2979-2986.

[20] 温沁雪，唐致文，陈志强，等. A^2O 工艺好氧末段溶解氧变化对脱氮除磷影响[J]. 环境工程学报，2011，**5**(5)：1041-1046.
Wen Q X, Tang Z W, Chen Z Q, *et al*. Effects of dissolved oxygen concentration at the end of aerobic stage in A^2O on nitrogen and phosphorus removal [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, **5**(5): 1041-1046.

[21] 操家顺，陈洵，方芳. 低溶解氧对改良 A/A/O 工艺脱氮除磷的影响[J]. 净水技术，2013，**32**(6)：40-44，63.
Cao J S, Chen X, Fang F. Effect of low concentration of dissolved oxygen on nitrogen and phosphorus removal with modified A/A/O processes[J]. Water Purification Technology, 2013, **32**(6): 40-44, 63.

[22] 王建龙，彭永臻，王淑莹. 污泥龄对 A^2/O 工艺脱氮除磷效果的影响[J]. 环境工程，2007，**25**(1)：16-18.

[23] 徐伟锋，顾国维，陈银广. SRT 对 A^2/O 工艺脱氮除磷的影响[J]. 水处理技术，2007，**33**(9)：68-71.

[24] 许小平，陶晓武，杜敬，等. 污泥龄对 A^2/O 工艺脱氮除磷的影响分析[J]. 中国给水排水，2013，**29**(21)：69-71.
Xu X P, Tao X W, Du J, *et al*. Effect of SRT on nitrogen and phosphorus removal in A^2/O process [J]. China Water & Wastewater, 2013, **29**(21): 69-71.

[25] 许劲，孙俊贻. 生物除磷脱氮系统工程设计中的污泥龄[J]. 重庆建筑大学学报，2005，**27**(5)：86-89.
Xu J, Sun J Y. Sludge retention time in design of biological phosphorus and nitrogen removal system [J]. Journal of Chongqing Architecture University, 2005, **27**(5): 86-89.

[26] Gieseke A, Arnz P, Amann R, *et al*. Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor-and microscale investigations [J]. Water Research, 2002, **36**(2): 501-509.

[27] 戴娴，彭永臻，王晓霞，等. 不同厌氧时间对富集聚磷菌的 SNDPR 系统处理性能的影响[J]. 中国环境科学，2016，**36**(1)：92-99.
Dai X, Peng Y Z, Wang X X, *et al*. Effect of different anaerobic time on the nutrient removal in simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SNDPR) systems enriched with phosphorus accumulating organisms [J]. China Environmental Science, 2016, **36**(1): 92-99.

[28] 于德爽，袁梦飞，王晓霞，等. 厌氧/好氧 SPNDPR 系统实现低 C/N 城市污水同步脱氮除磷的优化运行[J]. 环境科学，2018，**39**(11)：5065-5073.
Yu D S, Yuan M F, Wang X X, *et al*. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal characteristics of an anaerobic/aerobic operated SPNDPR system treating low C/N urban sewage [J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5065-5073.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 3
Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2019

CONTENTS