

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

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.1
第40卷 第1期

目次

2015~2016年北京市3次空气重污染红色预警PM _{2.5} 成因分析及效果评估	吕喆, 魏巍, 周颖, 程水源, 王晓琦	(1)
长三角地区重点源减排对PM _{2.5} 浓度的影响	于燕, 王泽华, 崔雪东, 陈锋, 徐宏辉	(11)
上海市实施清洁空气行动计划的健康收益分析	戴海夏, 安静宇, 李莉, 黄成, 严茹莎, 朱书慧, 马英歌, 宋伟民, 阚海东	(24)
京津冀及周边地区PM _{2.5} 时空变化特征遥感监测分析	陈辉, 厉青, 李莹, 张连华, 毛慧琴, 周伟, 刘伟汉	(33)
MODIS C006气溶胶光学厚度产品在京津冀典型环境背景下的适用性	王海林, 刘琼, 陈勇航, 孙冉, 李霞, 张华, 魏刚, 胡俊, 刘统强	(44)
气象因素对香港地区臭氧污染的影响	赵伟, 高博, 刘明, 卢清, 马社霞, 孙家仁, 陈来国, 范绍佳	(55)
天津夏季边界层低层大气中PAN和O ₃ 的输送特征分析	姚青, 马志强, 林伟立, 刘敬乐, 王晓佳, 蔡子颖, 韩素芹	(67)
成都冬季PM _{2.5} 化学组分污染特征及来源解析	吴明, 吴丹, 夏俊荣, 赵天良, 杨清健	(76)
郑州市冬季PM _{2.5} 传输路径和潜在源分析	段时光, 姜楠, 杨留明, 张瑞芹	(86)
常州春季PM _{2.5} 中WSOC和WSN的污染特征与来源解析	李清, 黄雯倩, 马帅帅, 黄红缨, 叶招莲, 陈敏东	(94)
天津隧道机动车VOCs污染特征与排放因子	孙露娜, 刘妍, 赵静波, 孙世达, 宋从波, 张静, 李悦宁, 林应超, 王婷, 毛洪钧	(104)
机动车源大气颗粒物粒径分布及碳组分特征	梅德清, 朱宗宁, 孙天硕, 王向丽, 梅丛蔚, 肖政臻	(114)
超低排放路线下燃煤烟气可凝颗粒物在WFGD、WESP中的转化特性	杨柳, 张斌, 王康慧, 麻丁仁, 盛重义	(121)
超低排放燃煤电厂颗粒物脱除特性	阮仁晖, 谭厚章, 段钰锋, 杜勇乐, 刘鹤欣, 萧嘉繁, 杨富鑫, 张朋	(126)
北京建筑施工裸地时空变化及扬尘污染排放	张立坤, 李令军, 姜磊, 赵文慧, 鹿海峰, 王新辉, 邱昀	(135)
SCR装置对焦炉煤气燃烧废气中PCDD/Fs、PCBs和PCNs的协同脱除	任美慧, 樊芸, 王胜, 许亮, 张宁, 张雪萍, 陈吉平, 张海军	(143)
古浪河流域大气降水稳定同位素的时空特征及其环境意义	桂娟, 李宗省, 冯起, 卫伟, 李永格, 吕越敏, 袁瑞丰, 张百娟	(149)
夏季闽江CDOM的空间分布与降解特征	程琼, 庄婉娥, 王辉, 陈苇, 杨丽阳	(157)
亚热带河口陆基养虾塘水体CDOM三维荧光光谱平行因子分析	朱爱菊, 孙东耀, 谭季, 黄佳芳, 罗敏	(164)
基于UV-vis及EEMs解析周村水库夏秋季降雨不同相对分子质量DOM的光谱特征及来源	周石磊, 张艺冉, 黄廷林, 刘艳芳, 张磊, 李贵霞, 岳琳, 罗晓	(172)
分层型水源水库溶解性有机物性质及其膜污染特性	李凯, 王晓东, 黄廷林, 李舒, 刘双	(185)
重庆西部山区典型湖泊水-气界面CO ₂ 交换通量及其影响因素	罗佳宸, 倪茂飞, 李思悦	(192)
基于稀疏表达的水体遥感反射率高光谱重构及其应用	李渊, 李云梅, 郭宇龙, 张运林, 张毅博, 胡耀躲, 夏忠	(200)
巢湖十五里河河床地貌单元沉积物硝化速率及污染特征	李如忠, 阙凤翔, 熊鸿斌, 王莉	(211)
特大城市河流表层沉积物磷形态分布及有效性:以成都市为例	丁瑶, 欧阳莉莉, 石清, 高平川, 赖承钺, 陈舒平, 贾滨洋, 姚刚	(219)
黄河中游(渭南—郑州段)全/多氟烷基化合物的分布及通量	李琦路, 程相会, 赵祯, 郭萌然, 袁梦, 华夏, 方祥光, 孙红文	(228)
重工业城市岩溶地下水中多环芳烃污染特征及来源	苗迎, 孔祥胜, 李成展	(239)
沈抚新城地下水中PAHs的污染特征及健康风险评价	张士超, 姚宏, 向鑫鑫, 刘殷佐, 刘明丽, 鲁根涛, 于晓华	(248)
多环芳烃及其衍生物在北京纳污河流中的分布及健康风险	付璐婧, 李一兵, 乔梦, 赵旭	(256)
原水性质对新型含Ca ²⁺ 复合混凝剂混凝过程的影响	曲江东, 徐慧, 徐建坤, 段晋明, 门彬, 王东升	(263)
水体中磺胺甲噁唑间接光降解作用	李聪鹤, 车潇炜, 白莹, 石晓勇, 苏荣国	(273)
MoS ₂ /BiOI复合光催化剂制备及其光催化氧化还原性能	张亮, 赵朝成, 高先瑶, 闫青云, 王帅军, 董培, 侯亚璐	(281)
纳米零价铜活化分子氧降解水中恩诺沙星	倪永炯, 程永清, 徐梦苑, 邱春根, 马晓雁, 李军, 邓靖	(293)
不同类型LDHs负载改性麦饭石对Cr(VI)吸附性能	张翔凌, 邓礼楚, 方晨佳, 雷雨, 何春艳, 高晨光, 赵双杰, 向洋	(300)
单层硅烷负载磁铁矿纳米颗粒的制备及除磷性能	邢明超, 谢强, 陈守慧, 吴德意	(310)
新生态型聚硅酸铁锰处理染料废水的优化	唐立朋, 魏群山, 吕强, 张弛, 刘亚男, 柳建设	(318)
不同外加电压下自养型生物阴极还原硫酸盐的性能及生物膜群落响应	胡佳萍, 曾翠平, 骆海萍, 刘广立, 张仁铎, 卢耀斌	(327)
碳源对O/A-F/F模式积累内源聚合物及反硝化的影响	崔有为, 金常林, 王好韩, 李晶	(336)
进水C/P对SNEDPR系统脱氮除磷性能的影响	甄建园, 于德爽, 王晓霞, 陈光辉, 都叶奇, 袁梦飞, 杜世明	(343)
不同污泥龄(SRT)对SNEDPR系统脱氮除磷影响	王晓霞, 甄建园, 赵骥, 于德爽, 都叶奇, 杜世明, 袁梦飞, 张帆	(352)
后置短程反硝化AOA-SBR工艺实现低C/N城市污水的脱氮除磷	巩秀珍, 于德爽, 袁梦飞, 王晓霞, 陈光辉, 王钧, 毕春雪, 都叶奇	(360)
缺氧-好氧连续流亚硝化颗粒污泥反应器的启动及稳定运行	李冬, 郭跃洲, 劳会妹, 曹美忠, 张杰	(369)
低温SNAD颗粒污泥工艺启动方式	李冬, 崔雅倩, 赵世勋, 刘志诚, 张杰	(376)
不同取样尺度和数量下针阔混交林土壤呼吸的空间异质性	严俊霞, 孙琦, 李君剑, 李洪建	(383)
轮作方式对冬水田温室气体排放的影响	冯夕, 江长胜, 彭小乐, 李彦沛, 郝庆菊	(392)
紫色土N ₂ O排放及氨氧化微生物群落结构对玉米秸秆与化肥减量配施的响应	黄容, 高明, 王莹燕, 黎嘉成, 徐国鑫, 罗梅, 徐畅	(401)
岩溶地区不同土地利用方式土壤固碳细菌群落结构特征	张双双, 靳振江, 贾远航, 李强	(412)
丹江口库区库滨带植被土壤细菌群落多样性及PICRUSt功能预测分析	孙峰, 田伟, 张菲, 陈彦, 任学敏, 庞发虎, 李玉英, 姚伦广, 陈兆进	(421)
硫酸盐还原菌介导的吸附态砷的迁移转化	贾欠欠, 李伟, 王亚男, 段晋明, 刘玉灿	(430)
铅锌冶炼厂周边农田土壤重金属污染空间分布特征及风险评估	王洋洋, 李方方, 王笑阳, 杨志伟, 韩科, 阮心玲	(437)
新疆干旱区某矿冶场对周围土壤重金属累积的影响	杨伟光, 王美娥, 陈卫平	(445)
九龙江流域水稻土重金属赋存形态及污染评价	林承奇, 黄华斌, 胡恭任, 于瑞莲, 郝春莉, 林颖	(453)
草海典型高原湿地食物链中汞同位素组成特征	许议元, 何天容	(461)
Cd、Zn交互作用对三七景天根系形态和重金属吸收积累的影响	郭俊梅, 杨俊兴, 杨军, 陈同斌, 李厚恩, 徐铁兵, 周小勇, 叶勇, 于豹	(470)
不同浓度镉处理对铅胁迫下玉米生长和铅吸收的影响	王起凡, 郭伟, 常青, 潘亮, 周昕南, 杨亮, 李娥	(480)
广西龙江鱼类镉含量分布特征及生物积累特性分析	王俊能, 赵学敏, 胡国成, 钟松雄, 姚玲爱, 马千里, 许振成	(488)
6种消解方法对荧光测定生物体内聚苯乙烯微塑料的影响	邹亚丹, 徐擎擎, 张智, 李富云, 李锋民	(496)
一种负载功能微生物的营养缓释填料的制备及性能评价	冯克, 徐丹华, 成卓韦, 於建明, 陈建孟	(504)
《环境科学》征订启事(113)		
《环境科学》征稿简则(238)		
信息(93, 262, 342)		

后置短程反硝化 AOA-SBR 工艺实现低 C/N 城市污水的脱氮除磷

巩秀珍, 于德爽, 袁梦飞, 王晓霞*, 陈光辉, 王钧, 毕春雪, 都叶奇

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 为了解厌氧/好氧/缺氧(A/O/A)运行的序批式反应器(SBR)中, 强化生物除磷(EBPR)与同步短程硝化反硝化(SPND)耦合, 并后置短程反硝化的脱氮除磷特性, 以低 C/N(≤ 4)城市污水为处理对象, 通过优化曝气量和缺氧时间, 实现了低 C/N 城市污水的深度脱氮除磷。结果表明, 当好氧段曝气量由 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 降至 $0.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 缺氧时间为 180 min 时, 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度由 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 0, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别由 0.18、18.79 和 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 0、16.46 和 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 去除率由 72.69% 提高至 77.97%; 随着曝气量的降低, SPND 现象愈加明显, SND 率由 19.18% 提高至 31.20%; 此后, 当缺氧段时间由 180 min 逐渐延长至 420 min, 出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度分别维持在 0、0 和 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 低至 $3.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SND 率达 32.21%, TN 去除性能逐渐提高, TN 去除率高达 99.42%, 实现了系统的深度脱氮除磷。

关键词: 同步短程硝化反硝化(SPND); 内源短程反硝化; 强化生物除磷(EBPR); 聚磷菌(PAOs); 城市污水

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2019)01-0360-09 **DOI:** 10.13227/j.hjxx.201807056

Denitrification and Phosphorus Removal from Low C/N Urban Sewage Based on a Post-Partial Denitrification AOA-SBR Process

GONG Xiu-zhen, YU De-shuang, YUAN Meng-fei, WANG Xiao-xia*, CHEN Guang-hui, WANG Jun, BI Chun-xue, DU Ye-qi

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: This study focuses on the investigation of the nitrogen (N) and phosphorus (P) removal characteristics of a combination of enhanced phosphorus removal (EBPR) with simultaneous partial nitrification endogenous denitrification (SPND) and post-partial denitrification process. An anaerobic/aerobic/anoxic (A/O/A) operated sequencing batch reactor (SBR) fed with urban sewage was optimized by regulating the aeration rate and anoxic time. Based on this optimization, deep-level nitrogen and phosphorus removals from low C/N urban sewage could be realized. The experimental results show that the effluent $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration decreased from $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the effluent $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations gradually decreased from 0.18, 18.79, and $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to 0, 16.46, and $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively, and the TN removal efficiency increased from 72.69% to 77.97% when the aeration rate decreased from $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ to $0.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ and the anoxic duration was 180 min. With the reduction of the aeration rate, the SPND phenomenon became notable and the SND rate increased from 19.18% to 31.20%. When the anoxic duration was extended from 180 min to 420 min, the effluent $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations stabilized at ~0, 0, and $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. The effluent $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentration was as low as $3.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the SND rate was ~32.21%, the TN removal performance gradually improved, and the TN removal efficiency was as high as 99.42%. Thus, deep-level nitrogen and phosphorus removals could be realized with the SPNDPR-PD system.

Key words: simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification (SPND); endogenous partial denitrification; enhanced biological phosphorus removal (EBPR); phosphorous accumulating organisms (PAOs); urban sewage

水体“富营养化”是全球十大环境问题之一, 水体中氮、磷过度排放导致生态环境遭到破坏、饮用水受到威胁, 脱氮除磷已成为当今世界亟待解决的重要环境问题^[1], 脱氮除磷技术一直是研究热点。在传统生物脱氮除磷工艺^[2~5]中, 存在污泥龄控制上的矛盾^[6~8]和碳源需求上的竞争^[9, 10], 以及硝化反应产物对厌氧释磷抑制等问题^[11, 12], 使得污水最终的脱氮除磷效果受到影响, 尤其体现在低 C/N 城市污水的脱氮除磷过程中^[13]。

强化生物除磷(EBPR)是指在适当的培养条件

下, 通过在污水处理系统中富集聚磷菌(PAOs), 并利用 PAOs 能够在厌氧/好氧交替的条件下吸磷的特性, 达到降低污水中磷浓度的目的, 并最终通过排放富磷剩余污泥的方式实现磷的去除^[14~17]。与化学除磷相比, 生物除磷不产生药剂费用和化学污

收稿日期: 2018-07-07; 修订日期: 2018-07-16

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: 巩秀珍(1995~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: G_gongxiuzhen@163.com

* 通信作者, E-mail: elainewangxx@163.com

泥，且生物除磷污泥可用作肥料，在运行费用方面具有非常明显的优势^[18]。同步短程硝化反硝化脱氮 (SPND) 技术是在同一反应器的同一处理空间，通过调控运行条件将硝化过程控制在亚硝化阶段，然后进行反硝化过程，从而实现污水的脱氮^[19]。与传统生物脱氮技术相比，同步短程硝化反硝化脱氮技术可以节省部分碳源 (约 40%)，节省部分曝气量 (约 25%)^[20]。

序批式活性污泥法 (SBR) 集进水、调节、反应、沉淀于一池，具有占地面积小，节省回流、基建等费用，耐冲击负荷，反应推力大，运行灵活、便于实现高度自动化，能有效抑制污泥膨胀等优点^[21]。在一个 SBR 反应器中，将 EBPR 与 SPND 耦合，用于污水的脱氮除磷。一方面，EBPR 系统内 PAOs 富集程度较高，可实现污水的高效、稳定除磷；另一方面，好氧段 SPND 的产生可降低出水中 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ (主要是 $\text{NO}_2^- \text{-N}$) 的含量，在提高脱氮效率的同时，可减少 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ 对下一反应周期释磷过程的影响^[22]。

目前，有关同步短程硝化反硝化脱氮除磷 (SPNDPR) 的工艺鲜见报道^[23]。于德爽等^[24]采用 SBR 反应器，通过联合调控曝气量和好氧时间成功

实现了 SPNDPR 系统的启动与优化运行，但出水 TN 浓度仍然较高 (约 $11.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。基于上述研究，为进一步降低出水中 TN 含量，提出了一种适合低 C/N 污水深度脱氮除磷的新工艺即厌氧/好氧/缺氧运行的同步短程硝化反硝化除磷-后置短程反硝化 (SPNDPR-PD) 工艺。

本文以低 C/N (≤ 4) 城市污水为处理对象，采用厌氧/好氧/缺氧运行的 SBR 反应器，通过合理调控厌氧/好氧/缺氧运行时间和好氧段曝气量，分析了 SPNDPR-PD 系统的启动与优化运行特性，并探讨了该系统优化运行后的 COD、氮、磷去除特性和运行过程中系统脱氮除磷机理，以期 SPNDPR-PD 系统实现低 C/N 城市污水的深度脱氮除磷提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行工序

实验用反应器为 SBR，采用有机玻璃制成，为敞口式反应器，容积为 13 L，有效容积为 8 L，实际进水为 3 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。具体运行参数见表 1。

表 1 SPNDPR-PD 系统优化运行期间运行参数
Table 1 Parameters for the optimal operation of the SPNDPR-PD system

项目	阶段 1 (1 ~ 21 d)	阶段 2 (22 ~ 39 d)	阶段 3 (40 ~ 55 d)	阶段 4 (56 ~ 111 d)			
				阶段 4-1 (56 ~ 72 d)	阶段 4-2 (73 ~ 85 d)	阶段 4-3 (86 ~ 99 d)	阶段 4-4 (100 ~ 111 d)
总体积/L	8	8	8	8	8	8	8
排水比	3:8	3:8	3:8	3:8	3:8	3:8	3:8
运行模式	厌氧/好氧	厌氧/好氧/缺氧	厌氧/好氧/缺氧	厌氧/好氧/缺氧	厌氧/好氧/缺氧	厌氧/好氧/缺氧	厌氧/好氧/缺氧
厌氧时间/min	180	180	180	180	180	180	180
好氧时间/min	180	180	180	180	180	180	180
缺氧时间/min	—	180	180	240	300	360	420
SRT/d	10	10	10	10	10	10	10
HRT/h	16	24	24	26.67	29.33	32	34.67
曝气量/ $\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$	1.0	1.0	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
DO 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	≤ 0.8	≤ 0.8	≤ 0.5	≤ 0.5	≤ 0.5	≤ 0.5	≤ 0.5

1.2 实验用水和接种污泥

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：COD 浓度为 $253.79 \sim 372.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $52.15 \sim 82.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度 $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度 $< 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度为 $3.55 \sim 9.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，pH 值为 $7.2 \sim 7.6$ 。接种污泥取自本实验室运行 180 d 具有良好脱氮除磷性能的 SBR，接种到反应器内后 MLSS 约 $3961 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，SV 约为 32%，SVI 约为 $80.79 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

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 $15 \sim 20 \mu\text{m}$) 过滤后测定以下各参数： $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定， $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 采用 N-(1-萘基) 乙二胺分光光度法测定， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 采用麝香草酚分光光度法测定， $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 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-PD 系统的厌氧段, 原水中的 COD 被 PAOs 和聚糖菌(GAOs)储存为内碳源的量($mg \cdot L^{-1}$). 其计算方法如下:

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

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 的浓度(质量比).

1.3.3 SND 率计算方法

SND 率用以表示在 SPNDPR-PD 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 SPNDPR-PD 系统的 PO_4^{3-} -P 去除特性

SPNDPR-PD 系统运行期间进、出水 PO_4^{3-} -P 浓度及 PO_4^{3-} -P 去除率变化情况见图 1.

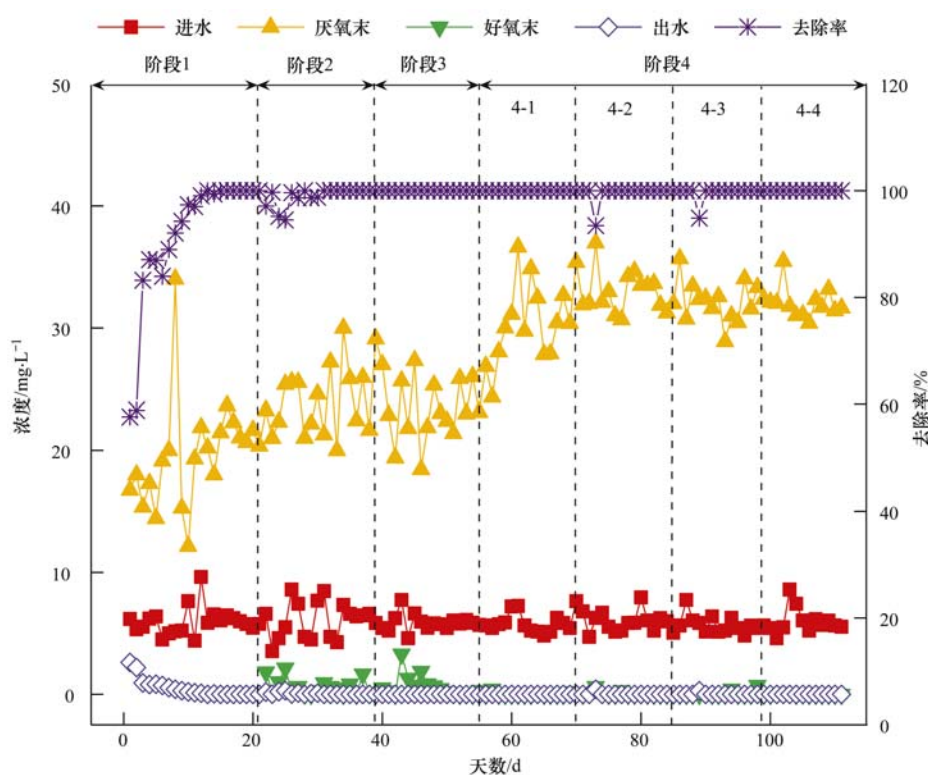


图1 SPNDPR-PD 系统运行过程中 PO_4^{3-} -P 浓度变化情况

Fig. 1 Variations of the PO_4^{3-} -P concentration during the operation period of the SPNDPR-PD system

由图 1 可知, 在阶段 1 (1~21 d), 系统进水 PO_4^{3-} -P 浓度平均为 $5.97 mg \cdot L^{-1}$, 厌氧末 PO_4^{3-} -P 浓度由 $16.74 mg \cdot L^{-1}$ 逐渐升高至 $20.38 mg \cdot L^{-1}$, 出水 PO_4^{3-} -P 浓度由 $2.61 mg \cdot L^{-1}$ 逐渐降低至 0. 厌氧释磷量 (PRA) 逐渐提高, 由 $14.43 mg \cdot L^{-1}$ 提高至 $18.57 mg \cdot L^{-1}$, 好氧吸磷量 (PUA) 约为 $19.79 mg \cdot L^{-1}$. 说明系统释磷和吸磷性能逐渐提高. PO_4^{3-} -P 去除率由 57.70% 升高至第 12 d 时的 99.06%, 并在第 13~21 d 稳定维持在 100%. 说明, 经过一段时间的运行 (约 10 d), 可以实现 SPNDPR-PD 系统除磷性能的提高.

在阶段 2 (22~39 d), 当系统由厌氧/好氧改为厌氧/好氧/缺氧方式运行后, 好氧末 PO_4^{3-} -P 浓度平

均为 $0.60 mg \cdot L^{-1}$, 出水 PO_4^{3-} -P 浓度较低 (约为 $0.06 mg \cdot L^{-1}$), SPNDPR-PD 系统除磷性能较好. 在该阶段, 厌氧末 PO_4^{3-} -P 浓度由 $19.99 mg \cdot L^{-1}$ 逐渐提高至 $29.11 mg \cdot L^{-1}$; PRA 和 PUA 分别由 $20.79 mg \cdot L^{-1}$ 和 $26.92 mg \cdot L^{-1}$ 逐渐升高至 $21.44 mg \cdot L^{-1}$ 和 $29.11 mg \cdot L^{-1}$. PO_4^{3-} -P 去除率高达 99.02%. 因此, 改变运行方式后, 有助于 PO_4^{3-} -P 的去除.

在阶段 3 (40~55 d), 当系统好氧段的曝气量由 $1.0 L \cdot min^{-1}$ 降低至 $0.6 L \cdot min^{-1}$ 后, 系统出水 PO_4^{3-} -P 浓度继续维持在 0, PO_4^{3-} -P 去除率稳定维持在 100%. PRA 和 PUA 均维持在较高水平, 分别约为 $21.21 mg \cdot L^{-1}$ 和 $22.75 mg \cdot L^{-1}$, 系统的释磷和吸磷性能较好. 需要注意的是, 好氧末 PO_4^{3-} -P 浓度平

均为 $0.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 较阶段 2 的 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 有所提高. 分析其原因可能在于, 曝气量的降低使得 PAOs 可利用的溶解氧 (DO) 减少, 使得好氧吸磷过程受到抑制.

在阶段 4 (56 ~ 111 d), 当系统缺氧时间分别延长至 240、300、360 和 420 min 时, 系统的除磷性能继续维持稳定. 该阶段, 系统进水、好氧末、出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度和去除率分别平均为 5.88、0.07、0.01 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 99.78%. 在阶段 4-1 (56 ~ 72 d), 厌氧末 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度呈明显的上升趋势, 由

$24.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $32.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 分析其原因可能在于该阶段 COD_{ins} 明显提高 (见图 2). 在阶段 4-2 ~ 4-4 (73 ~ 111 d), 厌氧末 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度平均为 $32.49 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 表明缺氧段时间由 180 min 延长至 240 min 时, 系统的释磷性能有所提高; 而当其由 240 min 延长至 420 min, 对系统的除磷性能几乎没有影响.

2.2 SPNDPR-PD 系统的 COD 去除特性

SPNDPR-PD 系统运行期间进、出水 COD 浓度变化情况见图 2.

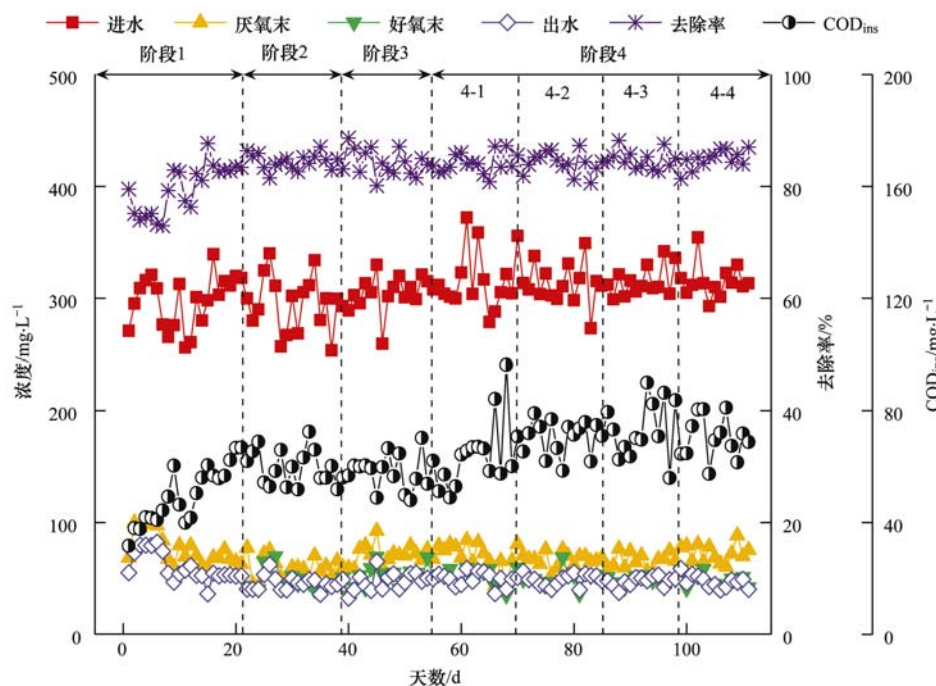


图 2 SPNDPR-PD 系统运行过程中 COD 浓度变化情况

Fig. 2 Variations of the COD concentration during the operation period of the SPNDPR-PD system

从图 2 中可知, 在阶段 1 (1 ~ 21 d), 系统进水 COD 的浓度平均为 $298.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 厌氧末和出水 COD 的浓度分别由 $68.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $55.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐升高至第 7 d 的 $84.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $74.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而后逐渐降低并稳定维持在 $67.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $51.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; COD 去除率由 79.56% 逐渐下降至第 7 d 的 73.03%, 而后逐渐升高并稳定维持在 83.41%; 在该阶段, COD_{ins} 由 $31.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐升高至 $62.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 此外在第 8 ~ 21 d, 厌氧段 COD 消耗量和好氧段 COD 消耗量维持稳定, 分别平均为 $0.37 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$ 和 $0.10 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$. 说明系统内 COD 的去除主要是在厌氧段实现的.

在阶段 2 (22 ~ 39 d), 当系统以厌氧/好氧改为厌氧/好氧/缺氧方式运行后, 系统进水 COD 的浓度平均为 $295.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, COD 去除效果稳定. 厌氧末、好氧末和出水 COD 的浓度分别约为 59.80、

48.40 和 $43.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 出水 COD 的浓度较好氧末仅减少了 $4.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明缺氧段利用的主要是内碳源. COD 去除率稳定在 85.21%, COD_{ins} 约为 $59.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 说明改变运行方式对 COD 的去除几乎没有影响.

在阶段 3 (40 ~ 55 d), 当系统好氧段的曝气量由 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 降低至 $0.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 后, 厌氧末、好氧末和出水 COD 浓度分别平均为 71.58、52.17 和 $50.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 厌氧段 COD 消耗量、好氧段 COD 消耗量和缺氧段 COD 消耗量分别平均为 0.41、0.11 和 $0.02 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$; COD 去除率和 COD_{ins} 分别平均为 83.37% 和 $58.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 系统继续维持较好的 COD 去除效果及内碳源贮存性能. 说明改变曝气量对系统的 COD 去除性能几乎不造成影响.

在阶段 4 (56 ~ 111 d), 当系统缺氧时间分别延长至 240、300、360 和 420 min 时, 厌氧末、好氧末

和出水 COD 浓度分别平均为 69.08、49.73 和 47.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. COD 去除率稳定维持在 85.06%. 说明延长缺氧运行时间, 对系统 COD 的去除性能几乎不造成影响. 在阶段 4-1 (56 ~ 72 d), COD_{ins} 逐渐升高, 由 51.31 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐升高至 72.12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 在阶段 4-2 ~ 4-4 (73 ~ 111 d), COD_{ins} 维持稳定, 平均为 71.68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

以上实验结果表明, 降低曝气量 (由 1.0

$\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ 降至 0.6 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$)、增加缺氧段 (由厌氧/好氧改为厌氧/好氧/缺氧)、延长缺氧段时间 (由 180 min 依次延长至 420 min), 均不影响 SPNDPR-PD 系统的 COD 去除性能, COD 去除率稳定维持在 80% 以上.

2.3 SPNDPR-PD 系统的硝化特性

SPNDPR-PD 系统运行期间进、出水 NH_4^+-N 浓度及去除率变化情况见图 3.

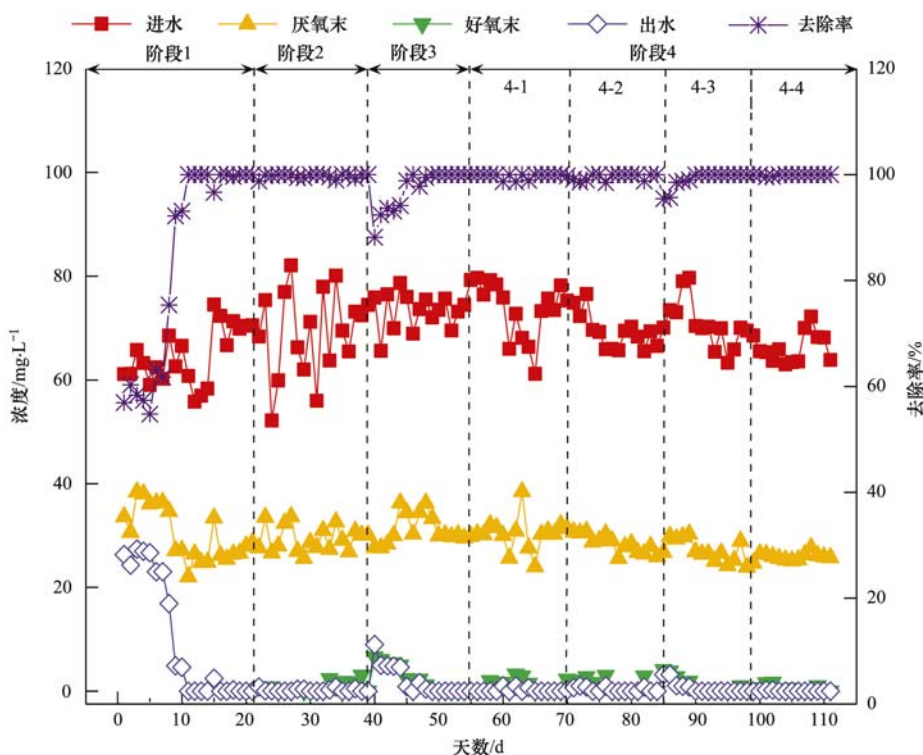


图 3 SPNDPR-PD 系统运行过程中 NH_4^+-N 浓度变化情况

Fig. 3 Variations of the NH_4^+-N concentration during the operation period of the SPNDPR-PD system

由图 3 可知, 在阶段 1 (1 ~ 21 d), 进水 NH_4^+-N 浓度平均为 64.68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 出水 NH_4^+-N 浓度由 26.32 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低并稳定维持在 0.27 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NH_4^+-N 去除率由 58.96% 逐渐升高并稳定维持在 99.67%. 说明系统硝化性能逐渐提高并能稳定在较高水平.

在阶段 2 (21 ~ 39 d), 当系统由厌氧/好氧改为厌氧/好氧/缺氧方式运行后, 系统的硝化性能得到稳定维持, 进水、厌氧末、好氧末和出水 NH_4^+-N 浓度分别平均为 69.29、29.38、0.74 和 0.18 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 去除率维持在 98.00% 以上. 说明该阶段系统的硝化性能较好, 且改变运行方式并未对系统的硝化性能造成影响.

在阶段 3 (40 ~ 55 d), 当系统好氧段的曝气量由 1.0 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ 降低至 0.6 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ 后, 系统出水 NH_4^+-N 浓度突然升高至 8.97 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 去除率降低至 88.18%. 经过一段时间的运行 (9 d), 出

水 NH_4^+-N 浓度逐渐降低并在第 48 d 降低至 0, 随后稳定维持; 同时 NH_4^+-N 去除率逐渐升高并稳定维持在 100%. 说明曝气量的突降会引起 SPNDPR-PD 系统硝化不完全, 但是经过一段时间 (7 d 左右) 的运行, SPNDPR-PD 系统的硝化性能可以逐渐提高, 并稳定保持在较高水平 (出水 NH_4^+-N 浓度约为 0). 有研究表明^[25], AOB 较 NOB 的亲氧性更好, 在低溶解氧的状态下, AOB 更容易利用溶解氧来进行代谢, NOB 所需的溶解氧不足, 导致 NOB 的活性受到抑制.

在阶段 4 (56 ~ 111 d), 当系统缺氧时间分别延长至 240、300、360 和 420 min 时, 系统的硝化性能稳定维持, 系统进水、厌氧末、好氧末和出水 NH_4^+-N 浓度分别平均为 70.02、28.04、0.87 和 0.30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 去除率稳定维持在 98.58% 左右. 说明延长缺氧运行时间对 SPNDPR-PD 系统的硝化性能未造成影响.

2.4 SPNDPR-PD 系统的脱氮特性

SPNDPR-PD 系统运行期间出水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度、缺氧段 NO_2^- -N 去除率、SND 率、TN 去除率及 NO_2^- -N 积累率变化情况见图 4。

从中可知, 在阶段 1 (1~21 d), 在第 1~7 d 系统出水 NO_2^- -N 浓度约为 $6.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此后逐渐上升, 由第 8 d 的 $14.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升至第 21 d 的 $24.54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 NO_3^- -N 浓度稳定维持在

$0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. NO_2^- -N 积累率由 92.16% 逐渐升高至 100%. 说明 SPNDPR-PD 系统的短程硝化性能维持在较高水平. 此外, SND 率在第 1~7 d 波动较大, 最低为第 2 d 的 5.81%, 最高为第 6 d 的 48.32%; 在第 8~21 d, SND 率维持稳定, 平均为 18.84%. 在该阶段, TN 去除率逐渐升高, 由 46.98% 提高至 65.41%, 说明系统脱氮性能逐渐增强.

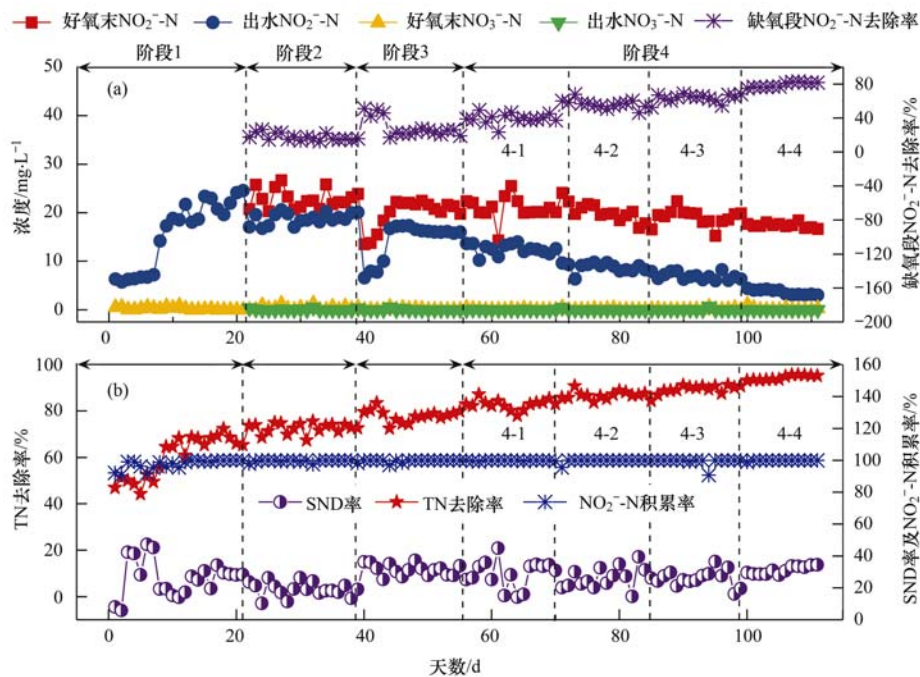


图 4 SPNDPR-PD 系统运行过程中 NO_2^- -N 浓度和缺氧段 NO_2^- -N 去除率及 SND 率、TN 去除率和 NO_2^- -N 积累率的变化情况

Fig. 4 Variations of the NO_2^- -N concentration and NO_2^- -N removal rate in the anoxic segment, SND efficiency, TN removal efficiency, and NO_2^- -N accumulation efficiency during the operation period of the SPNDPR-PD system

在阶段 2 (22~39 d), 当系统由厌氧/好氧改为厌氧/好氧/缺氧方式运行后, 好氧末 NO_2^- -N 和出水 NO_2^- -N 浓度分别约为 $22.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 好氧末 NO_3^- -N 和出水 NO_3^- -N 浓度分别约为 $0.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 与阶段 1 相比, 该阶段出水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度分别降低了 $5.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在该阶段, 缺氧段 NO_2^- -N 去除率平均为 17.60%, TN 去除率约为 72.69% (较阶段 1 提高了 7.28%); NO_2^- -N 积累率维持在 99.56%, 说明系统的短程硝化性能能够稳定维持. SND 率依然维持在 19.18%. 分析原因可能是, DO 浓度较高 (约 $0.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 影响了反应器内缺氧环境的形成, 有文献表明^[26, 27], 缺氧环境是产生 SND 现象的主要原因.

在阶段 3 (40~55 d), 当系统好氧段的曝气量由 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 降低至 $0.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 后, 好氧末 NO_2^- -N 浓度由 $23.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 突降至 $13.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

而后逐渐升高并稳定在 $21.43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 出水 NO_2^- -N 浓度呈同样的变化趋势, 先突降至 $6.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此后逐步上升并稳定在约 $16.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 好氧末 NO_3^- -N 和出水 NO_3^- -N 浓度维持稳定, 分别约为 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 在该阶段, TN 去除率和 NO_2^- -N 积累率分别稳定维持在 77.97% 和 99.71%, SND 率由 19.15% 逐渐升高并稳定在 31.20%. 说明降低曝气量有利于同步短程硝化反硝化性能的提高.

在阶段 4 (56~111 d), 当系统缺氧时间分别延长至 240、300、360 和 420 min 时, 好氧末 NO_3^- -N 和出水 NO_3^- -N 浓度稳定维持在 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. NO_2^- -N 积累率稳定维持在 99.68%, 说明系统的同步短程硝化性能稳定维持. 好氧末 NO_2^- -N 和出水 NO_2^- -N 浓度分别由 $22.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $13.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 $16.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $3.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 缺氧段 NO_2^- -N 去除率和 TN 去除率分别由 38.94% 和 82.97% 逐渐升高至 81.64% 和 95.26%; SND 率

稳定维持在 28.01%。说明, SPNDPR-PD 系统 TN 去除性能的提高在于缺氧段时间的延长。

2.5 SPNDPR-PD 系统实现低 C/N 城市污水高效脱氮除磷的机制

为进一步分析 SPNDPR-PD 系统实现低 C/N 城市污水高效脱氮除磷的机制, 对系统运行第 39 d 和第 106 d 典型周期内基质浓度变化情况进行分析 (图 5)。

如图 5(a) 所示, SPNDPR-PD 系统初始 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为 138.15、28.23、12.49、0.11 和 2.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在厌氧段(0~180 min), COD 浓度逐渐降低, 并伴随着磷的释放和 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的去除。在 0~20 min, $\text{NO}_2^-\text{-N}$

和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度迅速降至 0。在 0~40 min 内, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度呈线性增长趋势, 并伴随着 COD 浓度的迅速减少。说明 0~40 min 内主要发生 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的外源反硝化作用及 PAOs 的释磷作用。此外, 考虑到该阶段 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的浓度较低 (12.60 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 所以 COD 的去除主要是通过释磷作用实现的。在 40~180 min 内, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度仅提高了 (2.61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 但 COD 浓度降低了 10.54 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 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。因此, 在厌氧段, 异养反硝化菌、聚磷菌和聚糖菌均参与了 COD 的去除, 且延时厌氧(180 min) 强化了聚磷菌和聚糖菌的作用, 提高了污水中 COD 的去除及其向内碳源转化的性能。

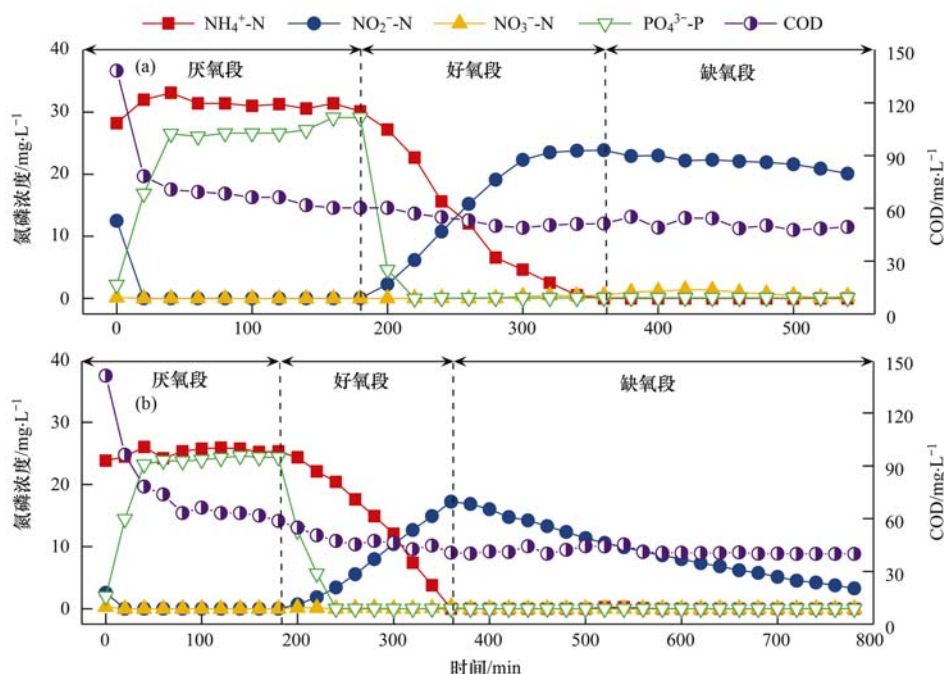


图 5 SPNDPR-PD 系统在典型周期内的污染物去除情况

Fig. 5 Pollutant removal during typical period operation of the SPNDPR-PD system

在好氧段(180~360 min), COD 浓度基本保持不变。 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在 0~40 min 由 29.11 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 0。 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除速率为 0.73 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$, 证明了好氧吸磷的存在。此外, 在该阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由 30.13 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 0。硝化速率为 0.75 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 由 0 逐渐升高至 23.70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 仅为 0.43 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 好氧段氮损失约为 6.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。其证明了 SPNDPR-PD 系统内存在 SPND 现象。因此, SPNDPR-PD 系统内好氧吸磷、同步短程硝化反硝化作用可实现低 C/N 污水的同步脱氮除磷。

在缺氧段(360~540 min), COD 浓度基本不变, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度均为 0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在该阶段 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度逐渐减少, 由 23.70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至

20.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除速率为 0.02 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由好氧末的 0.43 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 0。说明 SPNDPR-PD 系统增加缺氧段后, 短程反硝化作用有利于实现低 C/N 城市污水的深度脱氮除磷。

如图 5(b) 所示, SPNDPR-PD 系统初始 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别为 141.18、23.84、2.54、0.28 和 1.96 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在厌氧段(0~180 min), COD 浓度逐渐降低, 并伴随着磷的释放和 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的去除。在 0~20 min, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度迅速降至 0。在 0~40 min 内, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度呈线性增长趋势, 并伴随着 COD 浓度的迅速减少。在 40~180 min 内, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度基本保持不变, COD 浓度降低了 19.57 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

在好氧段(180~360 min), COD 浓度基本保持不变. PO_4^{3-} -P 浓度在 0~60 min 由 $24.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降为 0. PO_4^{3-} -P 去除速率为 $0.41 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$. 此外, 在该阶段 NH_4^+ -N 浓度由 $25.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至 0, 硝化速率为 $0.42 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$; NO_2^- -N 由 0 逐渐升高至 $17.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 仅为 $0.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 好氧段氮损失高达 $7.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 较图 5 (a) 有明显提高(提高了约 $1.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

在缺氧段(360~780 min), COD 浓度基本不变, NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P 浓度维持在 0. 在该阶段 NO_2^- -N 浓度呈线性下降趋势, 由 $17.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $3.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_2^- -N 去除速率为 $0.03 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$. 说明此时间段内, 缺氧段时间的延长, 有助于短程反硝化的进行.

由图 5 对比分析可知, SPNDPR-PD 系统运行 39 d 和 106 d 时, PRA 由 $29.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $24.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 好氧段吸磷速率由 $0.73 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 降低至 $0.41 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$, 硝化速率由 $0.75 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 降低至 $0.42 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$. 说明曝气量的降低会一定程度上抑制系统的除磷性能和硝化性能. 值得注意的是, 通过 SND 作用去除的 NH_4^+ -N 浓度由 $6.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高至 $7.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 说明降低曝气量有利于 SND 作用的进行. 此外, 图 5 中, 好氧段基本没有 NO_3^- -N 生成, 说明降低曝气量和延长缺氧时间并未破坏短程硝化进程; 缺氧段反硝化速率由 $0.02 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$ 提高至 $0.03 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{min})^{-1}$, 说明延长缺氧时间, 有利于提高 SPNDPR-PD 系统的反硝化性能.

3 结论

(1) 采用厌氧/好氧/缺氧运行的 SBR, 通过调控曝气量和缺氧时间, 可以实现 SPNDPR-PD 系统的启动和优化运行. 优化后的 SPNDPR-PD 系统出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 PO_4^{3-} -P 浓度分别为 0、3.06、0 和 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; TN 去除率高达 99.42%.

(2) 好氧段曝气量(由 $1.0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 降至 $0.6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$), 缺氧时间(由 180 min 逐步延长至 420 min), SPNDPR-PD 系统的除磷性能几乎不受影响, PO_4^{3-} -P 去除率稳定维持在较高水平(约为 100%).

(3) COD 的去除过程主要是发生在系统的厌氧阶段, 且主要是通过 PAOs 或 GAOs 的内碳源贮存作用实现的, 而异养反硝化菌的反硝化作用贡献很少. 改变运行方式(降低曝气量和延长缺氧时间), 并未影响系统的 COD 去除性能. 系统 COD 去除率

和 COD_{ins} 分别高达 85.48% 和 $70.97 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

(4) 系统在第 4 优化运行阶段, NO_2^- -N 积累率和 SND 率分别稳定维持在 99.68% 和 28.01%, 缺氧段 NO_2^- -N 去除率和 TN 去除率逐渐升高, 分别由 38.94% 和 82.97% 升高至 81.64% 和 95.26%. 短程反硝化作用的进行是实现了低 C/N 污水深度脱氮除磷的主要原因.

参考文献:

- [1] 高世江. 废水生物脱氮除磷工艺研究进展[J]. 科技资讯, 2016, 14(4): 51-52.
- [2] Coats E R, Brin kman C K, Lee S. Characterizing and contrasting the microbial ecology of laboratory and full-scale EBPR systems cultured on synthetic and real wastewaters[J]. Water Research, 2017, 108: 124-136.
- [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] 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.
- [5] 孙艺齐, 卞伟, 王盟, 等. 活性污泥法和生物膜法 SBR 工艺亚硝化启动和稳定运行性能对比[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5222-5228.
Sun Y Q, Bian W, Wang M, et al. Comparison of start-up and stable performance of nitrification in activated sludge and biofilm processes in a SBR[J]. Environmental Science, 2017, 38(12): 5222-5228.
- [6] 王建龙, 彭永臻, 王淑莹. 污泥龄对 A²/O 工艺脱氮除磷效果的影响[J]. 环境工程, 2007, 25(1): 16-18.
- [7] 许劲, 孙俊怡. 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): 83-86.
Xu J, Sun J Y. Sludge retention time in design of biological phosphorus and nitrogen removal system [J]. Journal of Chongqing Jianzhu University, 2005, 27(5): 83-86.
- [8] 徐伟锋, 顾国维, 陈银广. SRT 对 A²/O 工艺脱氮除磷的影响[J]. 水处理技术, 2007, 33(9): 68-71.
- [9] 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.
- [10] 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.
- [11] 李子成, 邓义祥, 郑丙辉. 中国湖泊营养状态现状调查分析[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(S1): 209-213.
Li Z C, Deng Y X, Zheng B H. Investigation of the eutrophication status of the lakes and reservoirs in China[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 35(S1): 209-213.
- [12] Kerm-Jespersen J P, Henze M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions[J]. Water Research, 1993, 27(4): 617-624.
- [13] 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.

- [14] 苗志加. 强化生物除磷系统聚磷菌的富集反硝化除磷特性[D]. 北京: 北京工业大学, 2013.
- Miao Z J. The study of PAO enrichment and performance of denitrifying phosphorus removal in EBPR system[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2013.
- [15] 苗志加, 彭永臻, 王淦, 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.
- Miao Z J, Peng Y Z, Wang G, *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.
- [16] 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.
- [17] 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.
- [18] 常功法. 基于厌氧环境的倒置 A²/O 工艺生物除磷机理研究[D]. 济南: 山东大学, 2013.
- Chang G F. The biological phosphorus removal mechanism of Reversed A²/O process based on anaerobic environment[D]. Ji'nan: Shandong University, 2013.
- [19] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z G, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, **84**(2): 170-178.
- [20] 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.
- [21] 张杰, 李小明, 杨麒, 等. 采用 AOA 模式在 SBR 中实现同步脱氮除磷[J]. 中国给水排水, 2007, **23**(17): 19-22.
- Zhang J, Li X M, Yang Q, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal in SBR operated in anaerobic/aerobic/anoxic Mode[J]. China Water & Wastewater, 2007, **23**(17): 19-22.
- [22] 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.
- [23] 梁小玲, 李平, 吴锦华, 等. 短程同步硝化反硝化过程的脱氮与 N₂O 释放特性[J]. 环境科学, 2013, **34**(5): 1845-1850.
- Liang X L, Li P, Wu J H, *et al.* Nitrogen removal and N₂O emission characteristics during the shortcut simultaneous nitrification and denitrification process[J]. Environmental Science, 2013, **34**(5): 1845-1850.
- [24] 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.
- [25] 张小玲. 短程硝化—反硝化生物脱氮与反硝化聚磷基础研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2004.
- Zhang X L. Fundamental study of short-cut nitrification-denitrification biological nitrogen removal and denitrifying phosphorus removal[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2004.
- [26] Li H J, Chen X R, Chen Y G. Effect of the addition of organic carbon sources on nitrous oxide emission in anoxic-aerobic (low dissolved oxygen) sequencing batch reactors[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering in China, 2010, **4**(4): 490-499.
- [27] 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.
- Lv 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.

CONTENTS

Cause and Effect Evaluation of PM _{2.5} During Three Red Alerts in Beijing from 2015 to 2016	LÜ Zhe, WEI Wei, ZHOU Ying, <i>et al.</i> (1)
Effects of Emission Reductions of Key Sources on the PM _{2.5} Concentrations in the Yangtze River Delta	YU Yan, WANG Ze-hua, CUI Xue-dong, <i>et al.</i> (11)
Health Benefit Analyses of the Clean Air Action Plan Implementation in Shanghai	DAI Hai-xia, AN Jing-yu, LI Li, <i>et al.</i> (24)
Monitoring and Analysis of the Spatio-temporal Change Characteristics of the PM _{2.5} Concentration Over Beijing-Tianjin-Hebei and Its Surrounding Regions Based on Remote Sensing	CHEN Hui, LI Qing, LI Ying, <i>et al.</i> (33)
Applicability of MODIS C006 Aerosol Products in a Typical Environmental Area of the Beijing-Tianjin-Hebei Region	WANG Hai-lin, LIU Qiong, CHEN Yong-hang, <i>et al.</i> (44)
Impact of Meteorological Factors on the Ozone Pollution in Hong Kong	ZHAO Wei, GAO Bo, LIU Ming, <i>et al.</i> (55)
Transport Characteristics of PAN and O ₃ in the Lower Atmosphere of the Boundary Layer in Tianjin in Summer	YAO Qing, MA Zhi-qiang, LIN Wei-li, <i>et al.</i> (67)
Analysis of Pollution Characteristics and Sources of PM _{2.5} Chemical Components in Chengdu in Winter	WU Ming, WU Dan, XIA Jun-rong, <i>et al.</i> (76)
Transport Pathways and Potential Sources of PM _{2.5} During the Winter in Zhengzhou	DUAN Shi-guang, JIANG Nan, YANG Liu-ming, <i>et al.</i> (86)
Characteristics and Sources of Water-soluble Organic Carbon/Nitrogen in PM _{2.5} During Spring in Changzhou	LI Qing, HUANG Wen-qian, MA Shuai-shuai, <i>et al.</i> (94)
Pollution Characteristics and Emission Factors of VOCs from Vehicle Emissions in the Tianjin Tunnel	SUN Lu-na, LIU Yan, ZHAO Jing-bo, <i>et al.</i> (104)
Size Distribution and Carbon Component Characteristics of Atmospheric Particulate Matter from Motor Vehicles	MEI De-qing, ZHU Zong-ning, SUN Tian-shuo, <i>et al.</i> (114)
Conversion Characteristics of Combustible Particles from Coal-fired Flue Gas in WFGD and WESP	YANG Liu, ZHANG Bin, WANG Kang-hui, <i>et al.</i> (121)
Particle Removal Characteristics of an Ultra-low Emission Coal-fired Power Plant	RUAN Ren-hui, TAN Hou-zhang, DUAN Yu-feng, <i>et al.</i> (126)
Spatial and Temporal Distribution Characteristics and Fugitive Dust Emission of Building Sites in Beijing	ZHANG Li-kun, LI Ling-jun, JIANG Lei, <i>et al.</i> (135)
Simultaneous Removal of Polychlorinated Dibenzo- <i>p</i> -dioxins/dibenzofurans, Polychlorinated Biphenyls, and Polychlorinated Naphthalenes From Flues Gases From Coke Gas Burning Using Selective Catalytic Reduction Equipment	REN Mei-hui, FAN Yun, WANG Sheng, <i>et al.</i> (143)
Space-Time Characteristics and Environmental Significance of the Stable Isotopes in Precipitation in the Gulang River Basin	GUI Juan, LI Zong-xing, FENG Qi, <i>et al.</i> (149)
Spatial Distribution and Degradation of CDOM in the Minjiang River in Summer	CHENG Qiong, ZHUANG Wan-e, WANG Hui, <i>et al.</i> (157)
Parallel Factor Analysis of Fluorescence Excitation Emission Matrix Spectroscopy of CDOM from the Mid-culture Period of Shrimp Ponds in a Subtropical Estuary	ZHU Ai-ju, SUN Dong-yao, TAN Ji, <i>et al.</i> (164)
Spectral Characteristics and Sources of Dissolved Organic Matter With Different Relative Molecular Weight from Rainwater From Summer and Autumn in the Zhoucun Reservoir Based on UV-Vis and EEMs	ZHOU Shi-lei, ZHANG Yi-ran, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (172)
Characteristics and Fouling Potential of Dissolved Organic Matter in a Stratified Source Water Reservoir	LI Kai, WANG Xiao-dong, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (185)
Water-Air Interface CO ₂ Exchange Flux of Typical Lakes in a Mountainous Area of the Western Chongqing and Their Influencing Factors	LUO Jia-chen, NI Mao-fei, LI Si-yue (192)
Reconstruction of Water Hyperspectral Remote Sensing Reflectance Based on Sparse Representation and Its Application	LI Yuan, LI Yun-mei, GUO Yu-long, <i>et al.</i> (200)
Nitrification Rates and Pollution Characteristics of Sediments with Different Geomorphic Features in the Shiuli Stream, Chaohu Lake Basin	LI Ru-zhong, QUE Feng-xiang, XIONG Hong-bin, <i>et al.</i> (211)
Distribution and Bioavailability of Phosphorus in Surface Sediments in Megalopolis: A Case Study of Chengdu	DING Yao, OUYANG Li-li, SHI Qing, <i>et al.</i> (219)
Distribution and Fluxes of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Middle Reaches of the Yellow River (Weinan-Zhengzhou Section)	LI Qi-lu, CHENG Xiang-hui, ZHAO Zhen, <i>et al.</i> (228)
Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Karst Groundwater System in a Strongly Industrial City	MIAO Ying, KONG Xiang-sheng, LI Cheng-zhan (239)
Pollution Characteristic and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Groundwater of Shen-Fu New City in the Hunhe River Basin	ZHANG Shi-chao, YAO Hong, XIANG Xin-xin, <i>et al.</i> (248)
Distribution and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Derivatives in Wastewater-Receiving Rivers in Beijing	FU Lu-jing, LI Yi-bing, QIAO Meng, <i>et al.</i> (256)
Influence of the Coagulation Mechanism on the Coagulation Performances Using New Composite Coagulants: Role of the Raw Water Characteristics	QU Jiang-dong, XU Hui, XU Jian-kun, <i>et al.</i> (263)
Indirect Photodegradation of Sulfamethoxazole in Water	LI Cong-he, CHE Xiao-wei, BAI Ying, <i>et al.</i> (273)
Fabrication of the Heterojunction Photocatalyst MoS ₂ /BiOI and Its Investigation of Its Photocatalytic Reduction and Oxidation Activities	ZHANG Liang, ZHAO Chao-cheng, GAO Xian-yao, <i>et al.</i> (281)
Nanoscale Zero-valent Copper-Activated Molecular Oxygen for the Degradation of Enrofloxacin in Water	NI Yong-jiong, CHENG Yong-qing, XU Meng-yuan, <i>et al.</i> (293)
Adsorption of Cr(VI) in Water by Malfanite Modified with Different LDHs Coatings	ZHANG Xiang-ling, DENG Li-chu, FANG Chen-jia, <i>et al.</i> (300)
Preparation of the Silane Monolayer on Magnetite Nanoparticles and Its Performance with Respect to Phosphate Removal from Water	XING Ming-chao, XIE Qiang, CHEN Shou-hui, <i>et al.</i> (310)
Optimization of Dyeing Wastewater Treatment with New Eco-friendly Polysilicate Ferromanganese	TANG Li-peng, WEI Qun-shan, LÜ Qiang, <i>et al.</i> (318)
Sulfate Reduction and Microbial Community of Autotrophic Biocathode in Response to Externally Applied Voltage	HU Jia-ping, ZENG Cui-ping, LUO Hai-ping, <i>et al.</i> (327)
Effect of Carbon Sources on the Accumulation of Endogenous Polymers and Denitrification in the O/A-F/F Mode	CUI You-wei, JIN Chang-lin, WANG Hao-han, <i>et al.</i> (336)
Effect of the Influent C/P Ratio on the Nutrient Removal Characteristics of the SNEDPR System	ZHEN Jian-yuan, YU De-shuang, WANG Xiao-xia, <i>et al.</i> (343)
Effect of Different Sludge Retention Time (SRT) Operations on the Nutrient Removal Characteristics of a SNEDPR System	WANG Xiao-xia, ZHEN Jian-yuan, ZHAO Ji, <i>et al.</i> (352)
Denitrification and Phosphorus Removal from Low C/N Urban Sewage Based on a Post-Partial Denitrification AOA-SBR Process	GONG Xiu-zhen, YU De-shuang, YUAN Meng-fei, <i>et al.</i> (360)
Startup and Stabilization of Nitrosation in an Anoxic-aerobic Continuous-flow Reactor with Granules	LI Dong, GUO Yue-zhou, LAO Hui-mei, <i>et al.</i> (369)
Startup Strategies for the SNAD Granular Sludge Process at Low Temperature	LI Dong, CUI Ya-qian, ZHAO Shi-xun, <i>et al.</i> (376)
Effect of the Sampling Scale and Number on the Heterogeneity of Soil Respiration in a Mixed Broadleaf-conifer Forest	YAN Jun-xia, SUN Qi, LI Jun-jian, <i>et al.</i> (383)
Effects of the Crop Rotation on Greenhouse Gases from Flooded Paddy Fields	FENG Xi, JIANG Chang-sheng, PENG Xiao-le, <i>et al.</i> (392)
Response of the Soil N ₂ O Emission and Ammonia-oxidizing Microorganism Community to the Maize Straw Return with Reducing Fertilizer in Purple Soil	HUANG Rong, GAO Ming, WANG Ying-yan, <i>et al.</i> (401)
Community Structure of CO ₂ -fixing Soil Bacteria from Different Land Use Types in Karst Areas	ZHANG Shuang-shuang, JIN Zhen-jiang, JIA Yuan-hang, <i>et al.</i> (412)
Composition and Predictive Functional Analysis of Rhizosphere Bacterial Communities in Riparian Buffer Strips in the Danjiangkou Reservoir, China	SUN Feng, TIAN Wei, ZHANG Fei, <i>et al.</i> (421)
Migration and Transformation of Adsorbed Arsenic Mediated by Sulfate Reducing Bacteria	JIA Qian-qian, LI Wei, WANG Ya-nan, <i>et al.</i> (430)
Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Surface Farmland Soil Around a Lead and Zinc Smelter	WANG Yang-yang, LI Fang-fang, WANG Xiao-yang, <i>et al.</i> (437)
Effect of a Mining and Smelting Plant on the Accumulation of Heavy Metals in Soils in Arid Areas in Xinjiang	YANG Wei-guang, WANG Mei-e, CHEN Wei-ping (445)
Assessment of the Speciation and Pollution of Heavy Metals in Paddy Soils from the Jiulong River Basin	LIN Cheng-qi, HUANG Hua-bin, HU Gong-ren, <i>et al.</i> (453)
Characteristics of Stable Mercury Isotopic Compositions in the Food Web of the Caohai Lake	XU Yi-yuan, HE Tian-rong (461)
Interaction of Cd and Zn Affecting the Root Morphology and Accumulation of Heavy Metals in <i>Sedum aizoon</i>	GUO Jun-mei, YANG Jun-xing, YANG Jun, <i>et al.</i> (470)
Effects of Different Concentrations of Lanthanum on the Growth and Uptake of Pb by Maize Grown Under Moderate Lead Stress	WANG Qi-fan, GUO Wei, CHANG Qing, <i>et al.</i> (480)
Distribution and Bioaccumulation Characteristics of Cadmium in Fish Species from the Longjiang River in the Guangxi Autonomous Region	WANG Jun-neng, ZHAO Xue-min, HU Guo-cheng, <i>et al.</i> (488)
Influence of Six Digestion Methods on the Determination of Polystyrene Microplastics in Organisms Using the Fluorescence Intensity	ZOU Ya-dan, XU Qing-qing, ZHANG Ge, <i>et al.</i> (496)
Preparation of a Nutritional Slow-release Packing Material with Function Microorganisms and Its Characteristics Evaluation	FENG Ke, XU Dan-hua, CHENG Zhuo-wei, <i>et al.</i> (504)