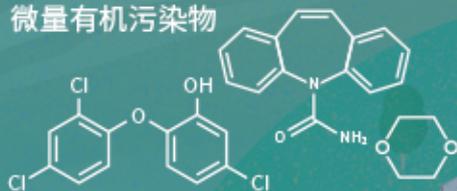


城市污水再生处理中微量有机污染物控制的关键难题与解决思路
王文龙, 吴乾元, 杜焯, 黄南, 陆韻, 魏东斌, 胡洪营

微量有机污染物



深度处理

- 污染物非靶向筛查
- 新型处理技术开发
- 处理效率替代性指标
- 工艺运行指南与排放标准

污水处理厂

深度处理

污水再生
利用

湖泊湿地等

景观娱乐
用水

污水达标
排放

下游城市
水源地

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年6月

第42卷 第6期

Vol.42 No.6

目次

综述与专论

城市环境生物安全研究的进展与挑战 苏建强, 安新丽, 胡安谊, 朱永官 (2565)
 城市污水再生处理中微量有机污染物控制的关键难题与解决思路 王文龙, 吴乾元, 杜焯, 黄南, 陆韻, 魏东斌, 胡洪莹 (2573)
 污泥 EPS 作为阻燃剂的机制归纳与潜力分析 郝晓地, 赵梓丞, 李季, 时琛, 吴远远 (2583)

研究报告

北京大气 PM_{2.5} 载体金属浓度、来源及健康风险的城郊差异 周安琪, 刘建伟, 周旭, 毕思琪, 张博哈, 高越, 曹红斌 (2595)
 京津冀及周边 MAIAC AOD 和 PM_{2.5} 质量浓度特征及相关性分析 金国因, 杨兴川, 晏星, 赵文吉 (2604)
 天津市 PM_{2.5} 中二次硝酸盐形成及防控 肖致美, 武婷, 卫昱婷, 徐虹, 李立伟, 李鹏, 陈魁, 邓小文 (2616)
 南京市大气细颗粒物 (PM_{2.5}) 中硝基多环芳烃污染特征与风险评估 傅银银, 文浩哲, 王向华, 于南洋, 李冰, 韦斯 (2626)
 汾渭平原吸收性气溶胶时空演化及潜在源区分析 刘旻霞, 李亮, 于瑞新, 宋佳颖, 张国娟, 穆若兰, 徐璐 (2634)
 西南典型区域夏季大气含氧挥发性有机化合物来源解析
 陈木兰, 王赛男, 陈天舒, 朱波, 彭超, 周佳维, 车汉雄, 黄汝辉, 杨复沫, 刘合凡, 谭钦文, 韩丽, 陈军辉, 陆克定, 陈阳 (2648)
 气溶胶中溶解性有机质 (DOM) 液相氧化 陶冶, 陈彦彤, 李楠旺, 张敬宇, 叶招莲, 盖鑫磊 (2659)
 基于 MERRA-2 再分析资料的上海市近 40 年大气黑碳浓度变化及潜在来源解析
 曹闪闪, 段玉森, 高婵婵, 苏玲, 杨怡萱, 张洋, 蔡超琳, 刘敏 (2668)
 石家庄市臭氧和二氧化氮的时空演替特征及来源解析 王帅, 聂赛赛, 冯亚平, 崔建升, 陈静, 刘大喜, 石文雅 (2679)
 基于光化学指数的邯郸市臭氧生成敏感性 牛元, 程水源, 欧盛菊, 姚诗音, 沈泽亚, 关攀博 (2691)
 基于 Landsat 数据的关中盆地腹地 AOD 时空格局及城市化对其影响 郑玉蓉, 王旭红, 张秀, 胡贵贵, 梁秀娟, 牛林芝, 韩海青 (2699)
 基于卫星遥感和地面观测的人为源 VOCs 区域清单多维校验 王玥, 魏巍, 任云婷, 王晓琦, 陈赛赛, 程水源 (2713)
 中原城市群国家干线公路 SOA 生成潜势估算 王娜萍, 李海萍, 张帆 (2721)
 北京市“大气十条”实施的空气质量改善效益 卢亚灵, 范朝阳, 蒋洪强, 牛传真, 李勃 (2730)
 工业大气污染源排放绩效定量评价及应用 李廷昆, 冯银厂, 吴建会, 毕晓辉, 张裕芬 (2740)
 基于生态风险的我国水环境高风险抗生素筛选排序 周力, 刘珊, 郭家骅, 李琦 (2748)
 基于 RDA-REM 模型的我国再生水开发利用潜力 郑锦涛, 马涛, 刘九夫, 彭安帮, 邓晰元, 郑皓 (2758)
 基于模型研究质量评价的 SWAT 模型参数取值特征分析 荣易, 秦成新, 杜鹏飞, 孙博 (2769)
 大型浅水湖泊水质模型边界负荷敏感性分析 王亚宁, 李一平, 程月, 唐春燕, 陈刚 (2778)
 不同流域水陆过渡带磷有效态的特征对比及环境意义 朱海, 袁旭音, 叶宏萌, 成瑾, 毛志强, 韩年, 周慧华 (2787)
 基于不同赋权方法的北运河上游潜在非点源污染风险时空变化特征分析
 李华林, 张建军, 张耀方, 常国梁, 时迪迪, 徐文静, 宋卓远, 于佩丹, 张守红 (2796)
 长期施肥和耕作下紫色土坡耕地径流 TN 和 TP 流失特征 吴小雨, 李天阳, 何丙辉 (2810)
 渭河和泾河流域浅层地下水水化学特征和控制因素 刘鑫, 向伟, 司炳成 (2817)
 太湖流域上游南苕溪水体夏季二氧化碳和甲烷浓度特征及影响因素
 梁佳辉, 田琳琳, 周钟昱, 张海阔, 张方方, 何圣嘉, 蔡廷江 (2826)
 低温期浅水湖泊氮的分布及无机氮扩散通量: 以白洋淀为例 文艳, 单保庆, 张文强 (2839)
 覆盖条件下底泥微环境对内源磷释放的影响 陈姝彤, 李大鹏, 徐楚天, 张帅, 丁玉琴, 孙培荣, 黄勇 (2848)
 圩区河道底泥腐殖酸对重金属和抗生素的共吸附 薛向东, 杨宸豪, 于荐麟, 庄海峰, 方程冉 (2856)
 两种 PPCPs 对雅鲁藏布江沉积物硝化作用的影响 凌欣, 徐慧平, 陆光华 (2868)
 铁碳微电解及沸石组合人工湿地的废水处理效果 赵仲婧, 郝庆菊, 张尧钰, 熊维霞, 曾唯, 陈俊江, 江长胜 (2875)
 CDs-BOC 复合催化剂可见光下活化过硫酸盐降解典型 PPCPs 雷倩, 许路, 艾伟, 李志敏, 杨磊 (2885)
 pg-C₃N₄/BiOBr/Ag 复合材料的制备及其光催化降解磺胺甲噁唑 杨利伟, 刘丽君, 夏训峰, 朱建超, 高生旺, 王洪良, 王书平 (2896)
 海藻酸钠负载硫化零价铁对水体中 Cr(VI) 的还原去除 王旭, 杨欣楠, 黄币娟, 刘壮, 牟诗萌, 程敏, 谢燕华 (2908)
 超顺磁性纳米 Fe₃O₄@SiO₂ 功能化材料对镉的吸附机制 张立志, 易平, 方丹丹, 王强 (2917)
 典型药物在医院废水和城市污水处理厂中的污染特征及去除情况 叶璞, 游文丹, 杨滨, 陈阳, 汪立高, 赵建亮, 应光国 (2928)
 印染废水循环利用抗生素抗性基因丰度变化特性 徐瑶瑶, 王锐, 金鑫, 石炬, 王岩, 金鹏康 (2937)
 短程硝化反硝化除磷颗粒污泥的同步驯化 王文琪, 李冬, 高鑫, 刘博, 张杰 (2946)
 厌氧氨氧化颗粒污泥的长期保藏及快速活性恢复 李冬, 刘名扬, 张杰, 曾辉平 (2957)
 市政污泥热解过程中重金属迁移特性及环境效应评估 姜媛媛, 王彦, 段文焱, 左宁, 陈芳媛 (2966)
 不同作物农田土壤抗生素抗性基因多样性 黄福义, 周曙仝, 王佳妮, 苏建强, 李虎 (2975)
 宁夏养牛场粪污和周边土壤中抗生素及抗生素抗性基因分布特征 张俊华, 陈睿华, 刘吉利, 尚天浩, 沈聪 (2981)
 温度和搅拌对牛粪厌氧消化系统抗生素抗性基因变化和微生物群落的影响
 许继飞, 张秋萍, 朱天骄, 秦帅, 朱文博, 庞小可, 赵吉 (2992)
 小麦秸秆生物质炭施用对不同耕作措施土壤碳含量变化的影响 刘振杰, 李鹏飞, 黄世威, 金相乐, 张阿凤 (3000)
 农牧交错带典型区土壤氮磷空间分布特征及其影响因素 张燕江, 王俊鹏, 王瑜, 张兴昌, 甄庆, 李鹏飞 (3010)
 汞矿区周边土壤重金属空间分布特征、污染与生态风险评价 王锐, 邓海, 贾中民, 王佳彬, 余飞, 曾琴琴 (3018)
 调理剂对磷镉富集土壤中两种元素交互作用的影响 黄洋, 胡学玉, 曹坤坤, 张敏, 胡晓晓, 王子劲 (3028)
 S-烯丙基-L-半胱氨酸缓解水稻种子幼根和幼芽镉胁迫机制 程六龙, 黄永春, 王常荣, 刘仲齐, 黄益宗, 张长波, 王晓丽 (3037)
 连续 4 个生长季大气 CO₂ 升高与土壤铅 (Pb) 污染耦合下刺槐幼苗根际土壤微生物特征
 贾夏, Lkhagvajargal Khadkhurel, 赵永华, 张春燕, 张宁静, 高云峰, 王子威 (3046)
 嗜热脂肪地芽孢杆菌对聚苯乙烯的降解性能 邢睿智, 赵子强, 赵文琪, 陈志, 陈金凤, 周顺桂 (3056)
 冬青和女贞叶表面颗粒物微形态及叶际细菌群落结构 李慧娟, 徐爱玲, 乔凤祿, 蒋敏, 宋琪 (3063)
 罗红霉素对大型溛孳殖生长及抗氧化系统的影响 张凌玉, 刘建超, 冷阳, 陆光华 (3074)
 中国粮食作物产量和木本植物生物量与地表臭氧污染的响应关系 冯兆忠, 彭金龙 (3084)
 《环境科学》征订启事 (2698) 《环境科学》征稿简则 (2712) 信息 (3027, 3055, 3073)

短程硝化反硝化除磷颗粒污泥的同步驯化

王文琪¹, 李冬^{1*}, 高鑫¹, 刘博¹, 张杰^{1,2}

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 本实验对3组同规格SBR反应器分别采用分阶段法(A/O-A/O/A)异步驯化、连续曝气A/OA同步驯化和间歇曝气A/O/A同步驯化的方式运行. 以人工配水为进水基质, 接种絮状污泥, 通过水力选择压颗粒化, 探讨了不同运行方式下短程硝化反硝化颗粒污泥的驯化及脱氮除磷特性. 结果表明, 在较短曝气时长(140 min)联合较低曝气强度[$3.5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$]下, 间歇曝气A/O/A同步驯化最具优势, 后期稳定运行期间碳、氮、磷的平均去除率分别为90.74%、91.15%和95.66%, 可实现同步去除. 粒径为 $895 \mu\text{m}$, 颗粒虽小但均匀致密, f 值(MLVSS/MLSS)平稳保持在0.8~0.85, 有较高的生物量, 这是由于间歇曝气下好/缺氧的交替运行, 使得缺氧异养菌作为颗粒的核心, 有利于颗粒污泥结构的稳定. 批次实验结果表明, 间歇曝气A/O/A同步驯化下比氨氧化速率为 $3.38 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 能利用 NO_2^- 为电子受体的反硝化聚磷菌(DPAOs)占比达65.46%, 更有利于氨氧化菌(AOB)和 NO_2^- 型DPAOs的同步驯化及富集, 保证稳定的处理效果.

关键词: 间歇曝气; 同步驯化; 短程硝化反硝化除磷; 颗粒污泥; 曝气强度; 曝气时长

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)06-2946-11 DOI: 10.13227/j.hjks.202010236

Simultaneous Domestication of Short-cut Nitrification Denitrifying Phosphorus Removal Granules

WANG Wen-qi¹, LI Dong^{1*}, GAO Xin¹, LIU Bo¹, ZHANG Jie^{1,2}

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

Abstract: In this experiment, three replicated SBR reactors were operated using asynchronous acclimation of the phased method (A/O-A/O/A), simultaneous domestication of continuous aeration by A/O/A, and simultaneous domestication of intermittent aeration by A/O/A. Using artificial water distribution as the influent substrate, flocculent sludge was inoculated and granulated by hydraulic selection. The domestication and nitrogen and phosphorus removal characteristics of shortcut nitrification denitrifying phosphorus removal granules under different operation modes were assessed. The results show that simultaneous domestication of intermittent aeration by A/O/A has the most efficient under the combination of short aeration time (140 min) and low aeration strength [$3.5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$]. The average removal rates of carbon, nitrogen, and phosphorus were 90.74%, 91.15%, and 95.66%, respectively, which could achieve synchronous removal during later stable operation. The particle size was $895 \mu\text{m}$, and the particles were small but uniformly dense in microscope observations. The f value (MLVSS/MLSS) was kept stable at 0.8-0.85 and sludge had a high biomass due to the alternate aerobic/anoxic operation with intermittent aeration. This supported anoxic heterotrophic bacteria at the core of the particles, which was conducive to the stability of the granular sludge structure. Batch experiments showed that the specific ammonia-oxidation rate of the simultaneous domestication of intermittent aeration by A/O/A system was $3.38 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, and denitrifying phosphate accumulating organisms (DPAOs) able to utilize nitrite as electron acceptor accounted for 65.46%. This was more conducive to the simultaneous domestication and enrichment of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and NO_2^- -type DPAOs, ensuring a stable treatment effect.

Key words: intermittent aeration; simultaneous domestication; short-cut nitrification denitrifying phosphorus removal; granules sludge; aeration intensity; aeration time

传统污水处理工艺大都存在着竞争碳源、污泥龄矛盾等缺点, 脱氮和除磷难以兼顾^[1~4]. 而短程硝化反硝化除磷工艺一碳两用, 同步脱氮除磷, 可节约25%能耗与40%碳源, 达到污泥减量化等优点^[5~8]. 目前, 对此工艺的驯化方式主要集中在先厌氧/好氧培养AOB再厌氧/缺氧培养DPAOs, 通过分阶段法实现AOB和DPAOs异步驯化^[9,10], 其存在全程硝化、工况改变后处理性能波动等缺点, 且已有研究大都针对絮状污泥^[10~12], 由于絮状污泥结构松散、沉降

性差, 易发生污泥流失, 出水浑浊, 使其应用受到了限制. 如果将颗粒污泥工艺与短程硝化反硝化除磷结合起来, 则系统具有较高的生物量、良好的沉淀性能和抗冲击能力强等优点^[13], 因此短程硝化反硝化除磷

收稿日期: 2020-10-29; 修订日期: 2020-11-21

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划项目(BJJWZYJH01201910005019); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07601-001)

作者简介: 王文琪(1996~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水质科学与水环境恢复技术, E-mail: wangwq0227@163.com

* 通信作者, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

颗粒污泥的驯化值得进一步探索。

富集 AOB 将硝化反应停留在亚硝氮阶段, 并直接以亚硝氮为电子受体反硝化除磷, 这一连续反应可通过厌氧/好氧/缺氧同步富集 AOB 和 DPAOs, AOB 的产物直接为 DPAOs 所用, 且颗粒自身结构及氧的传质限制存在好/缺/厌氧分区为 AOB 和 DPAOs 等的协同存在提供了条件。有研究表明亚硝氮积累过高会抑制除磷效果^[14~16], 而间歇曝气下亚硝氮间歇产生并消耗, 减弱浓度抑制的同时避免以亚硝氮为底物的亚硝酸盐氧化菌(NO_B)增殖^[17], 可以获得更稳定的亚硝氮积累。故选择基于选择压实现污泥颗粒化并通过间歇曝气 A/O/A 实现 AOB 和 DPAOs 同步驯化。

曝气时长和曝气强度是实现稳定亚硝化的关键因素, 因此本实验着手于曝气时长和曝气强度的控制, 通过降低曝气强度联合曝气时长完成亚硝氮积累并后续反应。为进一步明晰不同驯化方式对系统的影响, 本实验在间歇曝气 A/O/A 同步驯化外设置了两组对照实验, 即分阶段法异步驯化和连续曝气 A/O/A 同步驯化。在驯化过程中对系统处理性能、颗粒形态特性变化、功能菌活性变化、典型周期等

进行测量和分析, 以期短程硝化反硝化除磷工艺优化提供实验依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方法

本实验采用有机玻璃制成的 SBR 反应器, 有效容积为 6 L, 换水比为 2/3, 共 3 组。每天运行 4 个周期, 每周期 360 min, 其中进水 5 min, 厌氧时长、好氧时长与缺氧时长见表 1, 沉淀时间以污泥不被排出反应器所需时间为起始沉淀时间直至缩短为 3 min, 排水 5 min, 其余时间闲置。启动期间因大量沉淀性差的絮状污泥被排出, 不控制系统污泥龄; 待颗粒成熟后, 控制系统污泥龄为 30 d。实验具体参数见表 1。

1.2 接种污泥与实验用水

接种污泥是北京市某污水厂絮状污泥, 平均污泥浓度为 4 196 mg·L⁻¹, 实验用水是人工配水, 由自来水、CH₃CH₂COONa、(NH₄)₂SO₄、KH₂PO₄、NaHCO₃、CaCl₂ 和 MgSO₄·7H₂O 配置而成, NaHCO₃ 用以模拟实际生活污水的碱度并同时调节 pH 值稳定, 具体水质指标如表 2。

表 1 反应器运行工况

Table 1 Operational conditions of the reactor

反应器	阶段	时间/d	厌氧时长 /min	好氧时长 /min	缺氧时长 /min	曝停时间 (好氧:缺氧)/min	曝气量 /L·(h·L) ⁻¹	污泥龄 /d
R1	I	1~20	120	180	—	—	5	不控制
	II ₁	21~64	120	180	—	—	3.5	不控制
	II ₂	65~120	120	140	80	—	3.5	30
R2	I	1~20	120	140	80	—	5	不控制
	II	21~64	120	140	80	—	3.5	不控制
		65~120						30
R3	I	1~20	120	140	80	(35:20), 4 ¹⁾	5	不控制
	II	21~64	120	140	80	(35:20), 4	3.5	不控制
		65~120						30

1) (35:20), 4 表示曝停时间(好氧:缺氧)为 35 min:20 min, 曝停频次为 4

表 2 人工配水水质情况

Table 2 Water quality of artificial water

项目	COD /mg·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N /mg·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N /mg·L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N /mg·L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ -P /mg·L ⁻¹	pH
数值	250 ± 25	35 ~ 40	< 1	0 ~ 2	6 ~ 8	7.6 ~ 8.0

1.3 分析项目与检测方法

NH₄⁺-N 采用纳氏试剂光度法; NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO₃⁻-N 采用麝香草酚紫外分光光度法; COD 和 TP 的测定采用 5B-3B 型 COD 多参数快速测定仪, 每 2 d 对上述参数进行测量; DO 和 pH 的测定均采用 WTW-pH/Oxi 340i 便携式多参数测定仪监测。MLSS、MLVSS 和 SVI 等指标均采用国家规定的标准方法^[18]。

1.4 计算方法

1.4.1 功能菌活性测定

同步驯化短程硝化反硝化除磷颗粒污泥的主要功能菌有 AOB、NOB 及聚磷菌(PAOs)等, 其活性的变化是此系统运行优良的重要指标之一。AOB 和 NOB 的活性分别可用比氨氧化速率(SAOR)和比亚硝酸盐氧化速率(SNOR)表示, 聚磷菌活性可依靠系统运行过程中最大比释磷速率(SPRR)来确定。

测定方法如下^[19]:从洗去杂质的反应器中取 1.5 L 泥水混合物,平均分成 3 份,用来测量 SAOR、SNOR 和 SPRR. 测 SAOR 和 SNOR 时,分别加入 NH_4Cl 和 NaNO_2 ,使 NH_4^+ 和 NO_2^- 初始浓度为 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,调节 pH 为 7.5 ± 0.1 ,DO 控制在 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 测 SPRR 时加入丙酸钠,使 COD 浓度为 $270 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,保持厌氧环境,每 30 min 取样,直至浓度不再变化.

1.4.2 聚磷菌所占比例测定

Hu 等认为存在 3 种聚磷菌^[20],一类仅以 O_2 作为电子受体,一类能以 O_2 与 NO_3^- 为电子受体,还有一类能以 O_2 、 NO_3^- 和 NO_2^- 为电子受体. 利用不同电子受体的聚磷菌所占比例测定方法如下^[20-22]:分别以 O_2 、 NO_2^- 和 NO_3^- 作为电子受体进行批次实验,在洗去杂质的反应器中加入乙酸钠和磷酸二氢钾使其 COD 浓度为 $270 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,P 浓度为 $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,保持厌氧段 120 min 充分释磷结束后排出上层溶液,再次清洗污泥. 加入蒸馏水稀释至反应器原容积,加入磷酸二氢钾与厌氧末磷浓度相等,然后从反应器中取出 3 L 泥水混合物,平均分为 3 份,一份在好氧条件下控制溶解氧浓度为 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,另外两份不曝气,分别加入 NaNO_2 和 KNO_3 ,使 NO_2^- 和 NO_3^- 初始浓度分别为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 反应时间 2.5 h,期间测定磷浓度的变化. 聚磷菌所占比例可近似按以下公式计算:

$$\frac{P_{\text{ONn}}}{P} = \frac{M_{\text{ONn}}}{M_0} \times 100\% \quad (1)$$

$$\frac{P_{\text{ON}}}{P} = \frac{M_{\text{ON}} - M_{\text{ONn}}}{M_0} \times 100\% \quad (2)$$

$$\frac{P_0}{P} = \frac{M_0 - M_{\text{ON}}}{M_0} \times 100\% \quad (3)$$

式中, P_{ONn} 是能利用 O_2 、 NO_3^- 和 NO_2^- 作为电子受体去除的磷; P_{ON} 是能利用 O_2 和 NO_3^- (不能利用 NO_2^-) 作为电子受体去除的磷; P_0 是只能利用 O_2 作为电子受体去除的磷; M_0 是利用 O_2 为电子受体在好氧段的吸磷量; M_{ON} 是利用 NO_3^- 为电子受体在缺氧段的吸磷量; M_{ONn} 是利用 NO_2^- 为电子受体的吸磷量.

2 结果与讨论

2.1 颗粒污泥系统污染物处理性能变化

2.1.1 COD 去除性能

图 1 为整个运行阶段系统对 COD 的去除情况,R1、R2 和 R3 反应器的出水 COD 浓度均在 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,去除率保持在 80% 以上,皆具有良好的 COD 去除性能. 实验采用人工配水,以丙酸钠为

碳源,易被生物降解,绝大部分的 COD 在厌氧阶段就被吸收利用,合成胞内聚 β -羟基丁酸 (PHB) 储存于细胞内,为后续反硝化除磷提供充足 PHB 碳源,达到“一碳两用”,节省碳源的目的. 阶段 I 接种絮状活性污泥后,污泥处于适应恢复期,其性能并未受环境改变而出现波动. 阶段 II 通过降低曝气强度富集 AOB 实现亚硝氮积累,R1 和 R2 反应器运行末期 NO_x^- -N 的剩余,使得厌氧阶段反硝化菌竞争碳源为电子受体进行反硝化,出水 COD 出现小幅度波动. 相较之,图 1(c) 中 R3 反应器的厌氧 COD 去除率一直平稳保持在 90% 左右,出水 COD 浓度基本稳定在 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其间歇曝气的运行方式将氨氧化控制在亚硝化阶段,减少了外碳源的额外消耗,增强了 DPAOs 的内碳源储存作用.

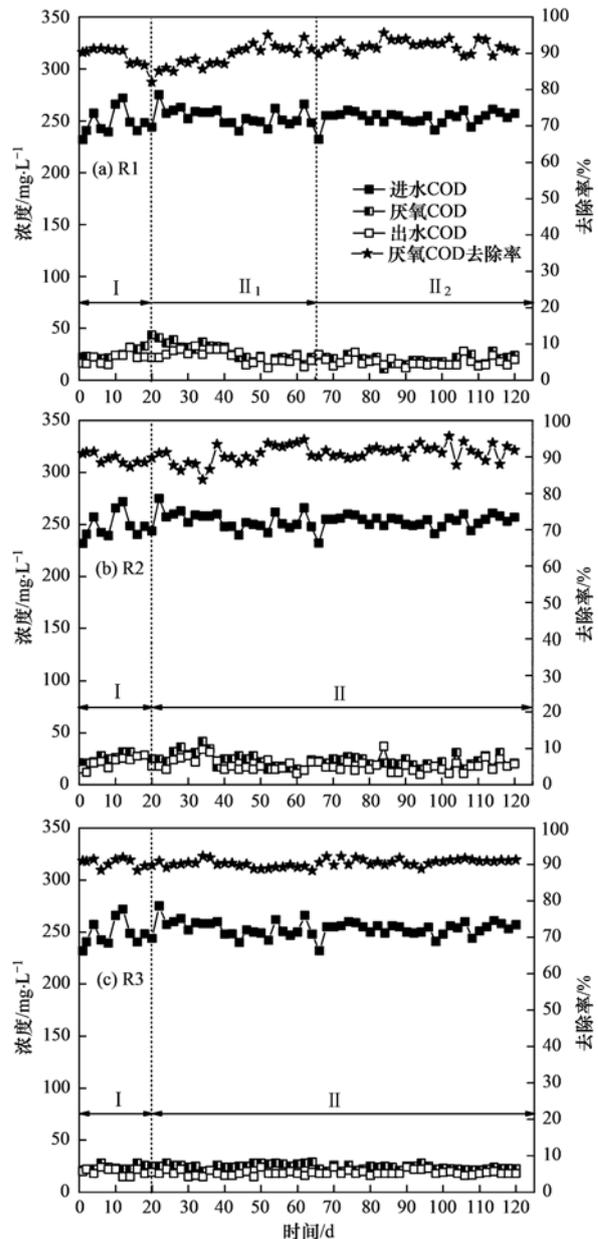


图 1 运行过程中 COD 浓度变化

Fig. 1 Variation of COD concentration during the process

2.1.2 TP 去除性能

运行期间 TP 去除效果如图 2 所示. 阶段 I 采用较大的曝气量 [$5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$], 好氧后期溶解氧会因聚磷菌、硝化菌等微生物活动进行到终点而升高, 大量硝态氮产生, 对厌氧释磷产生不利影响, 吸磷动力不足. 因此, 3 组反应器在阶段 I 都有不同程度的去除效果下降, 到第 20 d 时 P 去除率分别是 77.74%、91.54% 和 92.58%. 厌氧状态下反硝化聚磷菌会吸收易生物降解的有机物作为营养源, 同时将细胞内已有的聚磷酸盐以 PO_4^{3-} 的形式释放于水中. 厌氧释磷量越高, 好氧或缺氧阶段聚磷菌超量吸磷越多, 在阶段 II 初期厌氧释磷量逐渐升高, 但出水 P 浓度也随之升高, 究其原因可能是阶段 II 降低曝

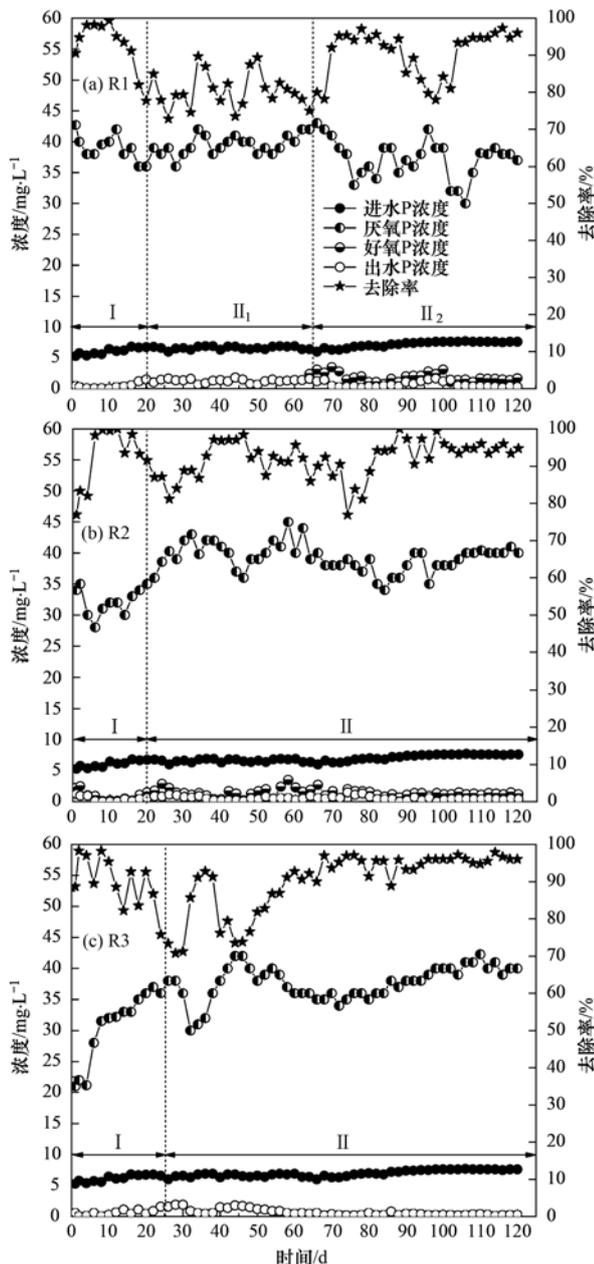


图 2 运行过程中 TP 浓度变化

Fig. 2 Variation of TP concentration during the process

气量 [$3.5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$] 使得以 O_2 为电子受体的聚磷菌在好氧段吸磷减少, 剩余更多的 P 进入下一缺氧阶段, 而此时氨氧化较彻底, 没有生成足够亚硝氮作为电子受体反硝化除磷. R1 反应器在阶段 II 分为 II_1 和 II_2 , 如图 2(a) 所示, 在阶段 II_1 , 第 30 d 后 P 去除率稳定在 90% 以上, 较长的好氧时间给予了聚磷菌充分吸磷, 此时聚磷菌几乎都是以 O_2 为电子受体完成吸磷. 阶段 II_2 缩短曝气时长并加入缺氧段, 强化以 NO_2^- 为电子受体的 DPAOs 富集, 由于上阶段驯化 DPAOs 的缺少, 缺氧段未能充分反硝化吸磷, 甚至出现了缺氧释磷的现象, 大量 NO_2^- 残余进入下一周期, 因此上述工况的改变使得 P 平均去除率下降至 80% 左右, 且厌氧释磷量也出现了明显的下降, 这也间接说明了分阶段异步驯化 DPAOs 的效果较差. R2 和 R3 反应器在阶段 II 后期出水 P 浓度都在 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, 从去除率来看, R3 恢复更快且更加稳定, 维持在 95% 左右. 为了进一步实现 DPAOs 的驯化, 在第 84 d 后将进水 P 浓度增加至 $7.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 系统仍能保持较好的除磷性能.

2.1.3 脱氮性能

图 3 为系统运行期间的氮素变化. 阶段 I 接种污泥活性较好加之较大的曝气量, 系统有良好的脱氮性能. 随着反应的进行, 出水氨氮浓度从 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氨氧化彻底, 以全程硝化为主, 出水硝氮浓度最高达 $10.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 通常认为低溶解氧条件下更有利于实现短程硝化, 这是由于 AOB 和 NOB 二者氧饱和常数不同, AOB 为 $0.3 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、NOB 为 $0.7 \sim 1.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [23,24], 由此看出 AOB 对氧的亲合力大于 NOB, 低溶解氧时 AOB 处于竞争的优势地位. 但是也有研究表明 [25], 在长期运行过程中低溶解氧 ($0.5 \sim 2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 并不利于短程硝化, 且会导致污泥解体和发生丝状菌膨胀, 通过提高供氧浓度策略, 短程硝化可长期维持稳定. 因此在阶段 II 曝气量从 $5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$ 降至 $3.5 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$, 控制好氧末期溶解氧在 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 实现 AOB 快速富集并长期维持短程硝化. 从图 3(a) 和 3(b) 中能看出, R1 和 R2 反应器的好氧末亚氮积累率 (nitrogen accumulation rate, NAR) 随着反应的进行不断增加, R1 更快实现了 NO_2^- 的积累, 在第 54 d 好氧末 NAR 达到 91.60%, 随后的 10 d 内好氧末 NAR 平稳维持在 90% 以上. 由于颗粒本身具备分层的结构特征, 内部缺氧区的存在使得在 A/O 条件下培养的颗粒同时具有反硝化除磷的能力, 但缺少了针对性的驯化机制, 这种能力可能得不到强化, 因此在第 65 d 加入缺氧段, 以 A/O/A 模式运行, 强化 DPAOs 的富集. 阶段 II_2 缩短曝气时长后加

入缺氧段,系统内微生物出现底物限制和活性抑制, AOB 增殖速度缓慢,短程硝化被破坏,这也解释了在阶段 II₂ 好氧末 NAR 开始逐渐下降,氨氮反应不完全,出水硝氮浓度增长至 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上. R2 反应器直接以连续曝气下 A/O/A 模式驯化,在阶段 II 初期氨氧化不彻底,出水氨氮浓度偏高. 在短曝气时长联合较低曝气强度的策略控制下,系统内 AOB 快速增殖,NOB 被淘洗,好氧末 NAR 后期也可达到 90% 以上, AOB 占有主导地位,积累的 NO_2^- 进入缺氧段为电子受体进行反硝化除磷. R2 反应器与 R1 较之则更进一步地实现 AOB 和 DPAOs 的同步驯化.

间歇曝气被认为是抑制 NOB, 实现亚硝酸盐积

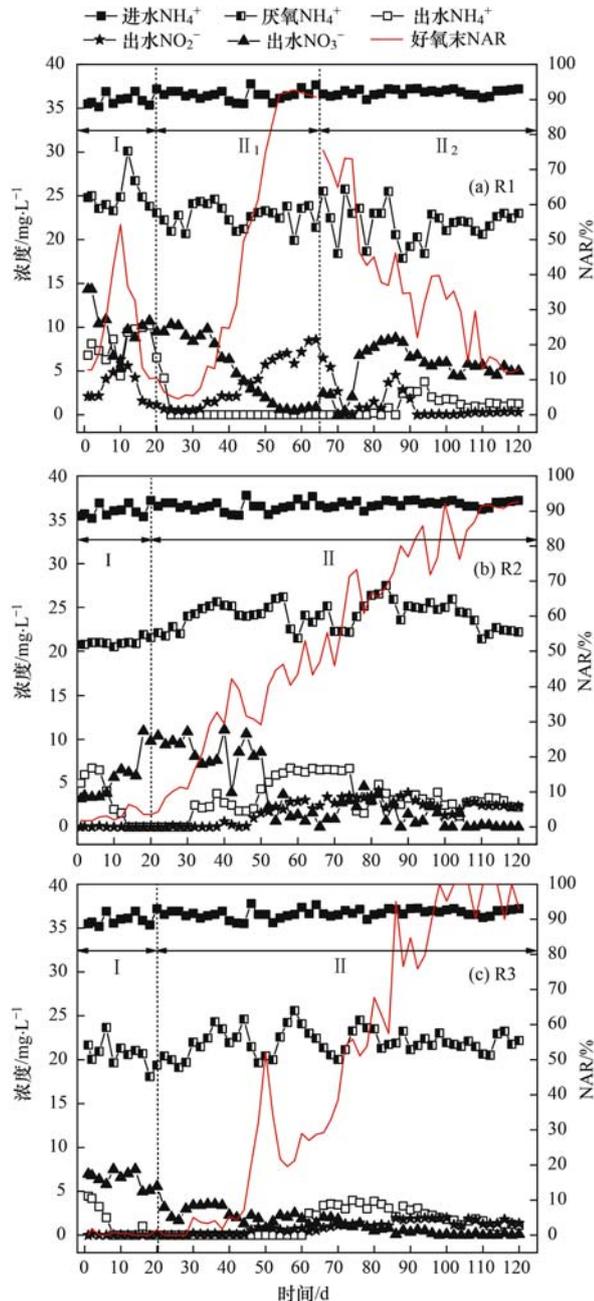


图3 运行过程中 NH_4^+ 、 NO_2^- 和 NO_3^- 浓度变化

Fig. 3 Variations in NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^- during the process

累的有效策略^[26]. 有研究表明,交替好氧/缺氧的运行方式实现亚硝化的理论基础在于从缺氧到好氧的过渡阶段, AOB 因自身“饱食饥饿”原因,能够快速地从缺氧饥饿的环境得到恢复,更多地利用氨进行产能,而 NOB 不具备这一特性^[27]. 在 SBR 中,仅凭连续曝气提高脱氮率是有限的,采用间歇曝气,增加缺氧段,利用 AOB“饱食饥饿”理论,可以更好地淘洗 NOB,达到更优的脱氮率^[28]. 间歇存在的缺氧环境也为反硝化除磷过程提供了良好的环境条件,曝气阶段产生的 NO_2^- 能够在缺氧阶段作为 DPAOs 的电子受体进行除磷,减弱了 NO_2^- 积累抑制的同时避免了以 NO_2^- 为底物的 NOB 增殖,促进了短程硝化的形成,因此 R3 反应器采用了间歇曝气下 A/O/A 同步驯化 AOB 和 DPAOs. 从图 3(c) 中可以看出 R3 在整个运行期间的出水氨氮浓度相对较低,在阶段 II 后期出水硝氮浓度几乎为 $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NOB 被最大限度地淘洗. NAR (出水浓度计) 在第 96 d 达到 90.48%,并在随后的运行期间一直维持在 90% 以上. 出水 NO_2^- 浓度也仅在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,避免了 NO_2^- -N 大量残留对下一周期厌氧释磷的影响. 综上 3 组反应器处理性能相比, R3 更具有优势.

2.2 典型周期实验

在第 110 d 颗粒成熟稳定运行时分别对 R1、R2 和 R3 这 3 组反应器进行周期实验,典型周期内 C、N、P 基质浓度及 pH、DO 变化情况如图 4 所示. 不难看出, COD 的去除主要集中在前 60 min 内,随后的减少量并不明显. 这与厌氧释磷量的增长趋势一致,在前 60 min 内释磷量快速增长至 32.18 、 35.27 和 $37.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,后 60 min 内只缓慢增长了 5.98 、 5.14 和 $4.41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,说明了绝大多数 COD 是由于厌氧段 DPAOs 胞内多聚磷酸盐水解产生能量,摄取挥发性脂肪酸而去除的. 最终厌氧段释磷量分别为 38.16 、 40.41 和 $42.27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,可以看出 R3 中 DPAOs 在与其他异养菌竞争碳源中处于优势,对内碳源的贡献率最高,而 R1 硝化产物以 NO_3^- 为主从而影响了 R1 释磷. 3 组反应器厌氧末 (120 min) COD 浓度与出水 COD 浓度相差较少,缺氧段缺乏外碳源,免除了异养反硝化菌消耗反硝化除磷的电子受体 NO_2^- 进行反硝化.

进入好氧段后,吸磷与硝化相互制约, PO_4^{3-} -P 和 NH_4^+ -N 浓度开始降低,好氧 35 min 内比氨氧化速率 (以 NH_4^+ -N/VSS 计) 分别为 2.19 、 1.28 和 $1.67 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$,比吸磷速率 (以 P/VSS 计) 分别为 7.23 、 6.72 和 $7.4 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$,此时吸磷反应占据优势,其中 R3 牺牲硝化作用使吸磷为主导, R2 虽

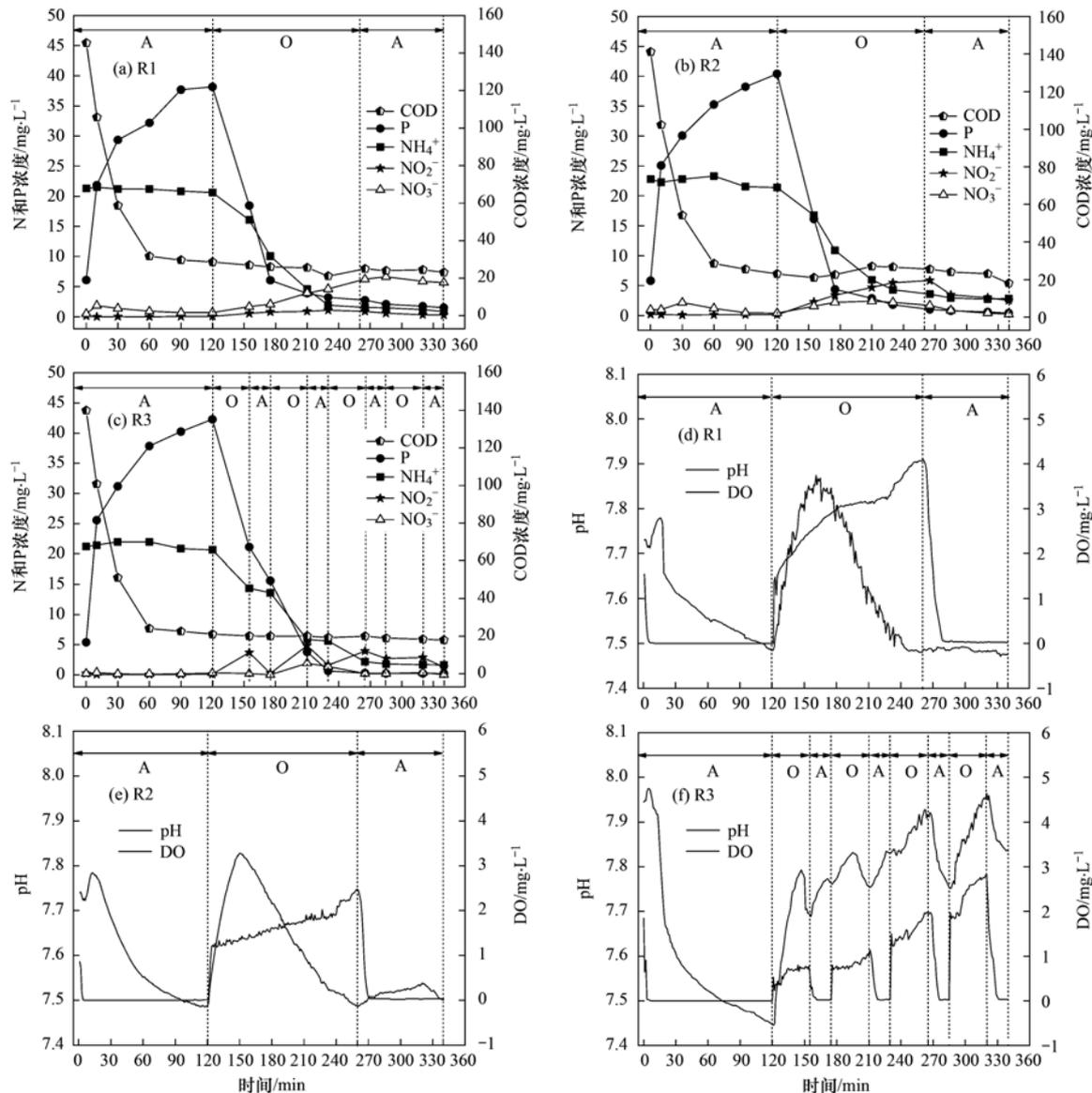


图4 运行期间典型周期内 C、N、P、DO 和 pH 变化情况

Fig. 4 Changes in C, N, P, DO, and pH during the typical operation cycle

去除量较高,但由于其生物量多,相反两者速率为最低.好氧段不仅有吸磷与氨氮的氧化,还存在着 TN 同步减少的现象.分析认为,由于好氧段 COD 浓度几乎不变,能够排除反硝化菌利用外碳源反硝化的作用,而颗粒内部存在缺氧环境及氧的传质限制, TN 的去除可归功于具有内碳源脱氮能力的 DPAOs 同步反硝化除磷作用.随后 R3 进入第一个缺氧段,比缺氧吸磷速率为 $3.37 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$,此时有更多的底物 PO_4^{3-} -P 参与反硝化除磷,相较于 R1 和 R2 好氧结束后 PO_4^{3-} -P 浓度分别只剩下了 $2.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其缺氧段有限的 PO_4^{3-} -P 则成为了反硝化除磷的限制因素,比缺氧吸磷速率分别仅有 $0.21 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 和 $0.08 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$.从图 4(a) 和 4(b) 可以看出 R1 发生了全程硝化,氨氮氧化完全,硝氮浓度逐渐升高至 $6.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,整个硝化过

程中几乎没有亚硝氮积累. R2 在好氧末虽有 91.46% 的亚氮积累率,但在缺氧段并不能作为 NO_2^- 型反硝化除磷的电子受体充分反应. R3 则能够较好地解决上述 R1 和 R2 系统面临的问题,如图 4(c) 所示.整个反应过程中硝氮浓度都在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,可见缺氧反硝化除磷主要是以 NO_2^- 为电子受体完成的, PO_4^{3-} -P 浓度随着 NO_2^- 浓度的减少而下降也能够直观反映为 NO_2^- 型反硝化除磷.这是由于 R3 采用间歇曝气更好地富集 AOB、淘洗 NOB,缺氧段有充足的底物参与反应,同步富集 DPAOs,且 NO_2^- 间歇产生并消耗,减少了 NO_2^- 积累对吸磷的抑制.

pH 和 DO 都是本实验重要的控制参数,整个反应过程可以由两者的变化来间接反映. pH 与细胞膜电荷变化相关,从而影响 DPAOs 代谢过程中酶的活

性,厌氧释磷能力随 pH(7.5~8.0)升高而增加,但 pH 值提升至 8.5 后释磷量反而下降,这可能是由磷酸盐沉淀引起的^[29]. AOB 和 NOB 生长适宜 pH 范围分别为 7.5~8.0 和 7.0~7.5,因此在反应过程中 pH 基本稳定在 7.5~8.0,既能保证最大释磷量,又适宜 AOB 生长,逐渐淘汰 NOB. 从图 4(d)~4(f)可以看出 3 组反应器厌氧阶段 pH 持续下降,随着 COD 的消耗和释磷的增长变缓,pH 下降也变缓,在厌氧末达到最低,出现“平台”指示厌氧释磷的结束. 在好氧段 pH 先上升再下降,这与吸磷反应占优势相符. 在缺氧段不同的是,R3 的 pH 能够迅速上升,在 230 min 时出现峰值,这与缺氧吸磷曲线相吻合. R1 的 pH 几乎是平稳直线,R2 的 pH 上升缓慢,缺氧 60 min 后 pH 出现下降,pH 变化波动较小,说明 R1 和 R2 系统内缺氧吸磷反应较为薄弱. DO 曲线的变化能够很好地表征氨氧化反应的结束,R1 在 235 min 后 DO 浓度陡增,此时 NO₂⁻ 开始转化为 NO₃⁻,短程硝化被破坏. R2 和 R3 则使 DO 浓度能够维持在 3 mg·L⁻¹ 以下,保持良好的 NO₂⁻ 积累.

2.3 污泥物理特性变化

2.3.1 生物量及沉淀性能变化

不同阶段的 MLSS、MLVSS、SVI 及 f 的变化如图 5 所示,实验接种北京市某污水厂的活性污泥为接种种泥,将其分为 3 等份分别放入 R1、R2 和 R3 反应器内,起始污泥浓度分别为 4 132、4 294 和 4 162 mg·L⁻¹. 研究表明通过利用选择压的原理,建立高度选择性的培养环境能够形成颗粒污泥^[30]. 选择压可分为生物选择压和水力选择压,本实验通过逐渐降低沉降时间(由起始 20 min 逐渐减至 3 min)、充足的水力剪切力(搅拌及曝气提供)等水力选择压来促进颗粒的形成. 因此,在整个运行期间污泥浓度的总增长趋势都为先减后增,但由于其运行方式的不同,增减拐点的出现时间、生物量等也不尽相同. 在阶段 I, MLSS 维持在 4 000 mg·L⁻¹ 左右,分析原因是沉降时间的减少使沉降性能不好的污泥被排出反应器,造成污泥流失,加之较大的曝气强度又使微生物不断增殖,所以保持了相对动态平衡. R1 和 R2 反应器在后期 MLSS 快速增长,第 119 d 分别达到了 7 342 mg·L⁻¹ 和 8 150 mg·L⁻¹,但 MLVSS 增势缓慢,无机质含量高,同时 f 值(MLVSS/MLSS)也能够反映颗粒污泥内的生物量,稳定在 0.77 左右,说明颗粒内的生物量增长虽然有所滞缓,但是没有对处理效果造成影响. 而 R3 反应器在第 56 d 起 f 值平稳保持在 0.8~0.85,有较高的生物量,这是由于间歇曝气下好氧/缺氧的交替运行增加了缺氧异养菌的生长速度,使得缺氧异养菌作为颗粒的核心,且有利

于颗粒污泥结构的稳定^[31]. 污泥容积指数(SVI)剔除了污泥浓度因素的影响,更能反映污泥凝聚性和沉降性,接种污泥平均 SVI 值为 70 mL·g⁻¹,沉降性能较差,随着运行期间污泥颗粒化,SVI 不断下降,最终稳定在 30~35 mL·g⁻¹,颗粒具有良好的沉降性能和凝聚性.

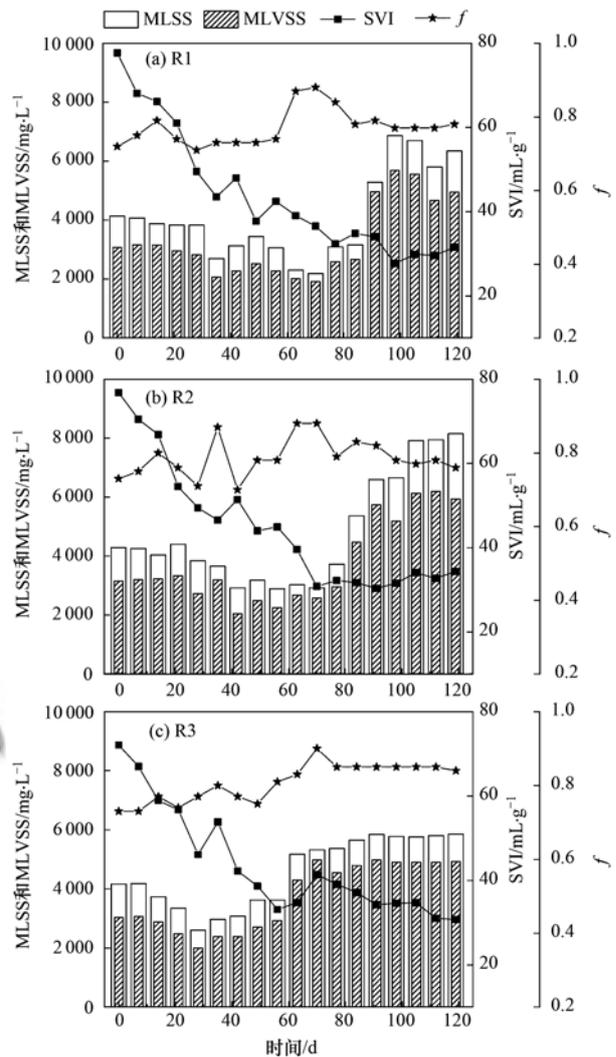


图 5 运行过程中 SVI、MLSS、MLVSS 及 f 的变化

Fig. 5 Variation in the SVI, MLSS, MLVSS, and f during the operation process

2.3.2 外观形态及粒径变化

随着反应的进行絮状污泥通过水力选择压形成颗粒污泥,颗粒粒径的变化可以直观地体现污泥颗粒化的过程,3 组反应器内污泥粒径的变化及第 120 d 粒径分布情况如图 6 所示. 接种污泥的初始粒径为 67.44 μm ,此时污泥为完全絮状状态,第 16 d 能肉眼观察到少量细小白色颗粒的出现,有报道指出^[32],富集聚磷菌的好氧颗粒颜色为白色,与普通好氧颗粒相比在相同干重情况下具有更小的体积和更大的生物量. 图 6(a)中能看出在第 60 d 时,R1、R2 和 R3 反应器内污泥粒径分别达到了 338.64、

301.74 和 338.67 μm , 认为此时 3 组反应器都已颗粒化成功. 在前 100 d 内, R1 颗粒化进程更快, 粒径为最大, 这可能是因为 R1 在阶段 II₁ 曝气时长更长, 所提供的剪切力也更多, 能够对污泥的颗粒化进程起到促进作用. 然而在第 120 d 时 R2 的粒径超过了 R1, 达到 1 013.98 μm , 从图 6(b) 能够看出第 120 d 时, R1 反应器内颗粒污泥出现了破碎, 存在 2.46% 的污泥粒径小于 250 μm , R2 和 R3 反应器则没有, 这也使得 R1 粒径增长变缓. 间歇曝气的运行方式可以刺激微生物释放大量的 EPS, 促进颗粒的形成, 也有助于选择生长速率缓慢的微生物如反硝化聚磷菌等^[33], 因此 R3 反应器颗粒化进程也较快, 其粒径后期略小、增长较为缓慢. 由于颗粒较

小, 更能使底物在颗粒内部充分接触, 一定程度地解释了 R3 脱氮除磷性能最好. 图 6(b) 中 R3 在 500~1 000 μm 粒径范围内所占体积分数最多, 为 55.7%, 粒径分布集中, 颗粒大小较均匀, 从图 7(c) 中也能看出 R3 粒径虽小但较均匀致密, 颜色也较深. 反硝化聚磷颗粒污泥在缺氧段溶液中的 pH 值升高, 在颗粒污泥内部就会产生更高的 pH 值, 使部分金属盐沉积, 因而污泥的颜色变深, 沉速加快^[34]. 而图 7(a) 和 7(b) 中的 R1 和 R2 反应器内颗粒颜色较淡, 有较多体积大且不规则的白色颗粒, 尤其 R1 最为明显, 造成这些区别的原因可能是连续曝气, 氧充分接触, 富集了更多以 O_2 为电子受体的聚磷菌.

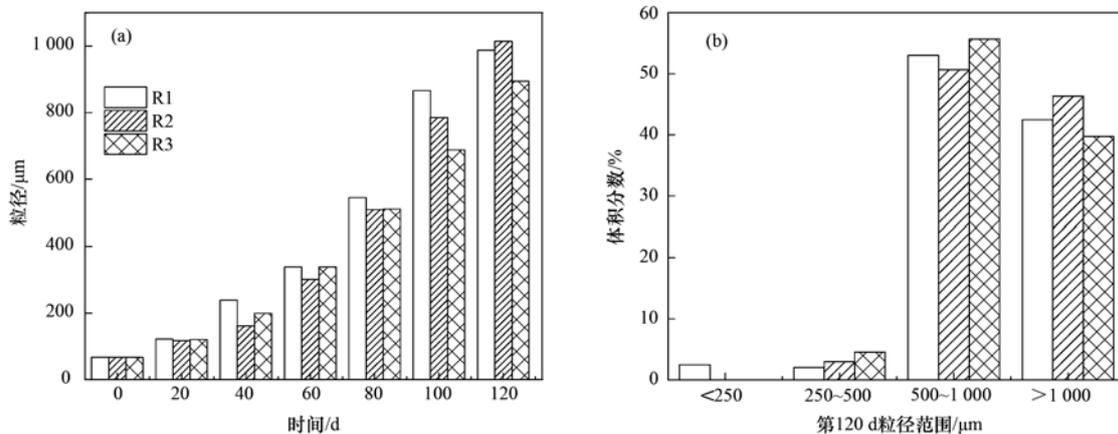


图 6 运行过程中粒径的变化及第 120 d 粒径分布情况

Fig. 6 Variation of Particle size and Particle size distribution of 120 d during the procession of operation

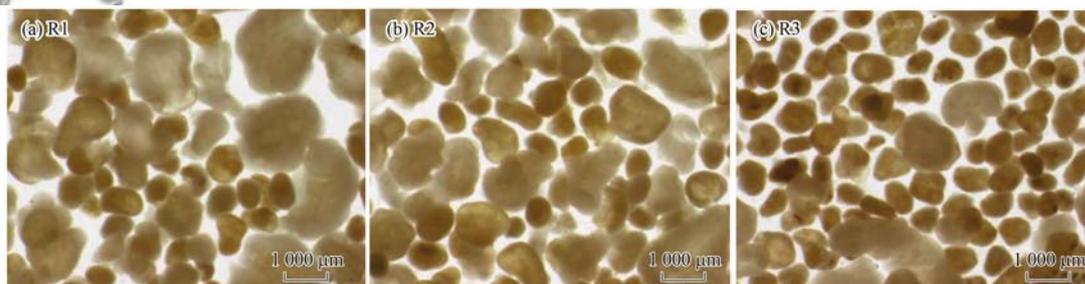


图 7 第 120 d 显微镜照片

Fig. 7 Optical microscopy images of 120 d

2.4 脱氮除磷功能菌分析

为了更进一步地明晰运行方式的不同对系统聚磷菌种类的影响, 分别对 3 组反应器进行了批次实验, 结果如图 8 所示. 厌氧结束后释磷量分别达到了 41.75、44.35 和 47.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 通过计算相应曲线最大斜率可得最大比释磷速率 (SPRR) 为 20.39、17.77 和 23.25 $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, 聚磷菌活性可依靠系统运行过程中 SPRR 来确定, 因此能够大致看出 R3 聚磷菌活性最大, R1 次之, R2 最小, 其中 R1 和 R2 的活性与厌氧释磷量大小相反, 这可能也是由于 R2 拥有较高的生物量. 随后将污泥分为 3 等份分别进

行好/缺氧吸磷, 以 O_2 为电子受体的反应中磷能够全部去除, 以 NO_3^- 和 NO_2^- 为电子受体的反应中吸磷量分别为 32.75、31.51、33.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 22.75、26.18、30.89 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 以上不同的结果说明了不同驯化条件下对聚磷菌自我选择的不同, 而 R3 间歇曝气下 A/O/A 的同步驯化模式赋予了系统更强的除磷能力, 培养了更丰富的兼性聚磷菌. 根据公式 (1)~(3) 能够计算得出不同聚磷菌种类所占比例, 如图 8(d) 所示. 3 组反应器经过驯化后系统内能够利用 NO_2^- 为电子受体的 DPAOs 占比可达 54.49%、59.03% 和 65.46%, R3 占比为最大, 更有利于亚硝

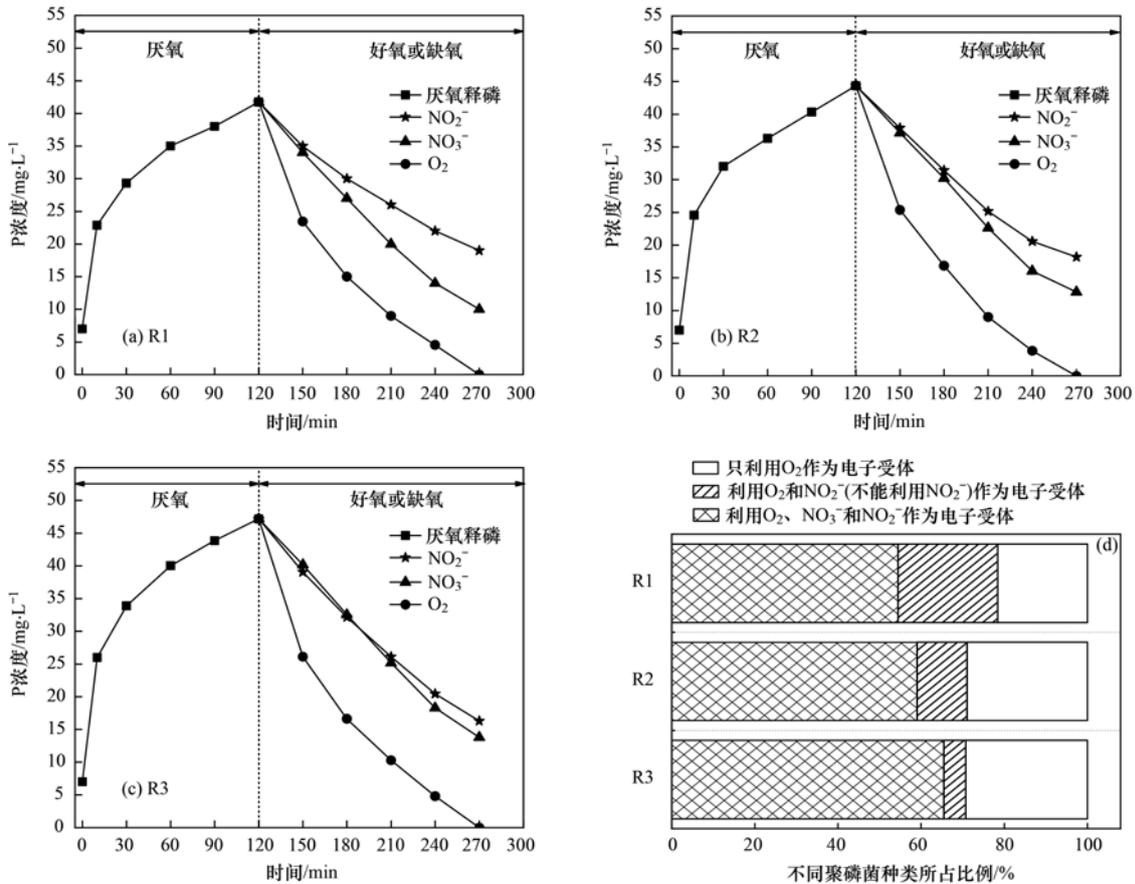


图 8 分别以氧、NO₂⁻ 和 NO₃⁻ 为电子受体时吸磷的批次实验
Fig. 8 P uptake batch tests using oxygen, nitrite, and nitrate as the electron acceptors

酸型反硝化聚磷菌的富集. 研究表明^[23,24], 一般情况下以 NO₃⁻ 为电子受体的吸磷速率是大于以 NO₂⁻ 为电子受体的吸磷速率, 这从图 8(a) 和 8(b) 也能够体现. 而图 8(c) 中 R3 在缺氧前 90 min 内, NO₂⁻ 型吸磷速率几乎等同于 NO₃⁻ 型吸磷速率, 分析原因可能是以下 3 点: ①R3 系统在整个运行阶段以间歇曝气联合较低曝气量的控制策略使 NOB 最大限度地淘汰, 硝氮难以生成, 因此并没有底物支撑 NO₃⁻ 型反硝化聚磷菌的驯化. ②亚硝氮间歇产生并作为反硝化除磷电子受体消耗, 减弱了亚硝氮积累抑制吸磷的影响, 且通过其动态生成过程, 能够提高系统抗亚硝酸盐的阈值, 更有利于 NO₂⁻ 型反硝化聚磷菌的驯化. ③正如上文周期实验所述, 反硝化除磷所需的另一底物 P 在 R1 和 R2 好氧段结束后所剩不多, 缺氧段不能充分反应, R3 好/缺氧交替下则有更多的底物 P 参与反硝化除磷反应, 能够更多地富集 NO₂⁻ 型反硝化聚磷菌.

至于 AOB 和 NOB 的活性则以比氨氧化速率 (SAOR) 和比亚硝酸盐氧化速率 (SNOR) 表示, 如图 9 所示, 可以看出 AOB 活性为 R1 最大, R3 次之, R2 最小, 其中 R1 和 R3 相差甚小, 造成处理性能不同的则应该是 NOB 活性, R1 中 NOB 活性明显大

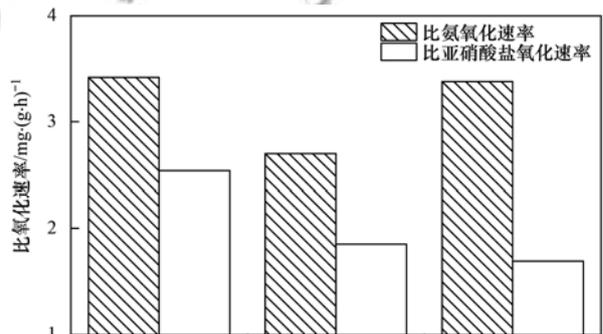


图 9 不同运行条件下比氨氧化速率和比亚硝酸盐氧化速率
Fig. 9 Specific ammonia oxidation rates and nitrate rates under different operating conditions

于 R2 和 R3 中 NOB 活性, 且在系统内占优势, 此时是亚硝酸盐氧化速率唯一限制因素. 因此 R1 在好氧段发生全程硝化, NOB 能够迅速得到 NO₂⁻ 并将其氧化成 NO₃⁻, 造成 NO₃⁻ 型反硝化聚磷菌的富集, 这与图 8(d) 中聚磷菌种类占比也相符. R3 反应器内 AOB 活性高, NOB 成功被抑制, 这可归功于间歇曝气 A/O/A 的运行方式, AOB 利用“饱食饥饿”的特性迅速增殖, NOB 不具备这一特性, 且 NO₂⁻ 间歇产生随即作电子受体消耗后, 以 NO₂⁻ 为底物的 NOB 得不到增殖, 逐渐被淘洗出系统. 因此, 上述分

析都表明了基于间歇曝气下 A/O/A 运行的 R3 能够更优地同步驯化 AOB 和 NO_2^- 型 DPAOs, 达到更稳定的处理性能。

3 结论

(1) 3 组反应器内系统稳定运行后出水 $\text{COD} < 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TP} < 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ < 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TN} < 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 符合 GB 18918-2002 一级 A 标准。R3 对 C、N、P 的去除较好且稳定, 后期稳定期平均去除率分别为 90.74%、91.15% 和 95.66%。

(2) 通过水力选择压来促进颗粒的形成, 成功实现颗粒化。R1、R2 和 R3 的粒径分别达到了 987.82、1013.98 和 895 μm , 其中 R3 粒径虽最小但均匀致密, 颜色较深黄, 以生长速率缓慢的微生物如反硝化聚磷菌等为核心, 确保了颗粒污泥形状的稳定维持, 具有较高的生物量和良好的沉降性能。

(3) R1、R2 和 R3 均能成功富集 AOB 和 NO_2^- 型 DPAOs, 其比氨氧化速率分别为 3.42、2.7 和 3.38 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$, 能利用 NO_2^- 为电子受体的 DPAOs 占比分别可达 54.49%、59.03% 和 65.46%。而 R1 在高 AOB 活性下, 其 NOB 活性也最高, 造成 NO_3^- 型 DPAOs 富集, 相对比 R3 则更具显著优势, 更有利于 AOB 和 NO_2^- 型 DPAOs 的同步驯化, 从而保证稳定的处理效果。

参考文献:

- [1] Baeza J A, Gabriel D, Lafuente J. Improving the nitrogen removal efficiency of an A²/O based WWTP by using an on-line knowledge based expert system[J]. *Water Research*, 2002, **36** (8): 2109-2123.
- [2] Wu P, Zhang X X, Wang C C, et al. Feasibility of applying intermittent aeration and baffles for achieving granular nitrification in a continuous short-cut denitrifying phosphorus removal system [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **715**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137023.
- [3] Xu J P, Sun Y X, Liu Y, et al. In-situ sludge settleability improvement and carbon reuse in SBR process coupled with hydrocyclone[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **695**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133825.
- [4] 张帆, 于德爽, 刘杰, 等. 基于反硝化除磷的低温启动与稳定运行的中试试验[J]. *环境科学*, 2019, **40** (9): 4136-4142.
Zhang F, Yu D S, Liu J, et al. Pilot study on start-up and stable operation at low temperature based on denitrifying phosphorus removal [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (9): 4136-4142.
- [5] 杜世明, 于德爽, 毕春雪, 等. DPR-SNED 系统处理低 C/N 城市污水与硝酸盐废水的运行特性[J]. *环境科学*, 2019, **40** (2): 791-798.
Du S M, Yu D S, Bi C X, et al. Operating characteristics of a DPR-SNED system treating low C/N municipal wastewater and nitrate-containing sewage[J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (2): 791-798.
- [6] 赵智超, 黄剑明, 李健, 等. 间歇曝气连续流反应器同步硝化反硝化除磷[J]. *环境科学*, 2019, **40** (2): 799-807.
Zhao Z C, Huang J M, Li J, et al. Simultaneous nitrification and denitrifying phosphorus removal in continuous flow reactor with intermittent aeration [J]. *Environmental Science*, 2019, **40** (2): 799-807.
- [7] Du S M, Yu D S, Zhao J, et al. Achieving deep-level nutrient removal via combined denitrifying phosphorus removal and simultaneous partial nitrification-endogenous denitrification process in a single-sludge sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **289**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121690.
- [8] Yuan C S, Wang B, Peng Y Z, et al. Enhanced nutrient removal of simultaneous partial nitrification, denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) in a single-stage anaerobic/micro-aerobic sequencing batch reactor for treating real sewage with low carbon/nitrogen [J]. *Chemosphere*, 2020, **257**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127097.
- [9] 何理, 高大文. 基于反硝化聚磷菌的颗粒污泥的培养[J]. *中国环境科学*, 2014, **34** (2): 383-389.
He L, Gao D W. Cultivate of granular sludge based on denitrifying phosphate accumulating bacteria [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34** (2): 383-389.
- [10] 王琦, 赵骥, 但琼鹏, 等. 反硝化聚磷菌的培养富集及处理生活污水的稳定运行[J]. *化工学报*, 2019, **70** (12): 4828-4834.
Wang Q, Zhao J, Dan Q P, et al. Cultivation and enrichment of denitrifying phosphorus removal system for treating domestic sewage [J]. *CIESC Journal*, 2019, **70** (12): 4828-4834.
- [11] 刘立, 汤兵, 黄绍松, 等. 反硝化聚磷菌快速富集、培养及其荧光原位杂交技术鉴别[J]. *环境科学*, 2013, **34** (7): 2869-2875.
Liu L, Tang B, Huang S S, et al. Rapid enrichment and cultivation of denitrifying phosphate-removal bacteria and its identification by fluorescence *in situ* hybridization technology [J]. *Environmental Science*, 2013, **34** (7): 2869-2875.
- [12] 黄荣新, 陈泽涛, 刘钢, 等. 反硝化聚磷菌的驯化富集及其分子生物学特性[J]. *中国环境科学*, 2013, **33** (S1): 43-48.
Huang R X, Xu Z T, Liu G, et al. Domestication enrichment and molecular characterization of denitrifying phosphorus removal bacteria [J]. *China Environmental Science*, 2013, **33** (S1): 43-48.
- [13] Haaksman V A, Mirghorayshi M, van Loosdrecht M C M, et al. Impact of aerobic availability of readily biodegradable COD on morphological stability of aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2020, **187**, doi: 10.1016/j.watres.2020.116402.
- [14] 宋姬晨, 王淑莹, 杨雄, 等. 亚硝酸盐对 A²O 系统脱氮除磷的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, **34** (9): 2231-2238.
Song J C, Wang S Y, Yang X, et al. Effect of nitrite on nutrient removal in A²O system [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34** (9): 2231-2238.
- [15] Weng D C, Peng Y Z, Wang X X, et al. Inhibition of nitrite on denitrifying phosphate removal process [J]. *Advanced Materials Research*, 2014, **955-959**: 1944-1950.
- [16] Zeng W, Yang Y Y, Li L, et al. Effect of nitrite from nitrification on biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102** (12): 6657-6664.
- [17] 高春娣, 孙大阳, 安冉, 等. 间歇曝气下短程硝化耦合污泥微膨胀稳定性[J]. *环境科学*, 2018, **39** (7): 3271-3278.
Gao C D, Sun D Y, An R, et al. Stability of nitrification combined with limited filamentous bulking under intermittent

- aeration [J]. *Environmental Science*, 2018, **39** (7): 3271-3278.
- [18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 100-124.
- [19] 李冬, 刘博, 王文琪, 等. 污泥龄对除磷亚硝化颗粒系统的影响 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 5048-5056.
Li D, Liu B, Wang W Q, *et al.* Effects of solid retention time on the phosphorus removal and nitrosation granules system [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5048-5056.
- [20] Hu J Y, Ong S L, Ng W J, *et al.* A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors [J]. *Water Research*, 2003, **37**(14): 3463-3471.
- [21] 李冬, 刘博, 王文琪, 等. 除磷颗粒诱导的同步短程硝化反硝化除磷颗粒污泥工艺 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(2): 867-875.
Li D, Liu B, Wang W Q, *et al.* Simultaneous short-cut nitrification-denitrification phosphorus removal granules induced by phosphorus removal granules [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(2): 867-875.
- [22] 高景峰, 陈冉妮, 苏凯, 等. 好氧颗粒污泥同时脱氮除磷实时控制的研究 [J]. *中国环境科学*, 2010, **30**(2): 180-185.
Gao J F, Chen R N, Su K, *et al.* Real time control of simultaneous nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge [J]. *China Environmental Science*, 2010, **30**(2): 180-185.
- [23] 陈小珍, 汪晓军, Chayangkun K, 等. 反硝化-高效部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理老龄垃圾渗滤液 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(1): 345-352.
Chen X Z, Wang X J, Chayangkun K, *et al.* Nitrogen removal from mature landfill leachate via denitrification-partial nitritation-anammox based on a zeolite biological aerated filter [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(1): 345-352.
- [24] Chen Z G, Wang X J, Chen X Z, *et al.* Rapid start-up and performance of denitrifying granular sludge in an upflow sludge blanket (USB) reactor treating high concentration nitrite wastewater [J]. *Biodegradation*, 2018, **29**(6): 543-555.
- [25] 杨庆, 杨玉兵, 杨忠启, 等. 溶解氧对短程硝化稳定性及功能菌群的影响 [J]. *中国环境科学*, 2018, **38**(9): 3328-3334.
Yang Q, Yang Y B, Yang Z Q, *et al.* Effect of dissolved oxygen on the stability and functional microbial communities of the partial nitrification [J]. *China Environmental Science*, 2018, **38**(9): 3328-3334.
- [26] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, *et al.* Full-scale partial nitritation/anammox experiences-an application survey [J]. *Water Research*, 2014, **55**: 292-303.
- [27] 刘宏, 南彦斌, 李慧, 等. 间歇曝气模式下曝气量对短程硝化恢复的影响 [J]. *环境科学*, 2018, **39**(2): 865-871.
Liu H, Nan Y B, Li H, *et al.* Effect of aeration rate on shortcut nitrification recovery in intermittent aeration mode [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(2): 865-871.
- [28] Ni B J, Joss A, Yuan Z G. Modeling nitrogen removal with partial nitritation and anammox in one floe-based sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 2014, **67**: 321-329.
- [29] 胡筱敏, 李微, 刘金亮, 等. pH 对以亚硝酸盐为电子受体反硝化除磷的影响 [J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2013, **44**(5): 2144-2149.
Hu X M, Li W, Liu J L, *et al.* Influence of pH on denitrifying phosphorus removal using nitrite as electron acceptor [J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2013, **44**(5): 2144-2149.
- [30] van Dijk E J H, Pronk M, van Loosdrecht M C M. A settling model for full-scale aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2020, **186**, doi: 10.1016/j.watres.2020.116135.
- [31] 张杰, 劳会妹, 李冬, 等. 高频曝停下曝时间对亚硝化颗粒污泥性能的影响 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(1): 360-367.
Zhang J, Lao H M, Li D, *et al.* Effect of on/off aeration time ratio under high frequency on/off aeration on performance of nitrified granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(1): 360-367.
- [32] 由阳, 彭轶, 袁志国, 等. 富含聚磷菌的好氧颗粒污泥的培养与特性 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(8): 2242-2248.
You Y, Peng Y, Yuan Z G, *et al.* Cultivation and characteristic of aerobic granular sludge enriched by phosphorus accumulating organisms [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(8): 2242-2248.
- [33] 李冬, 郭跃洲, 曹美忠, 等. 曝气时间比对亚硝化颗粒污泥形成的影响 [J]. *环境科学*, 2018, **39**(5): 2289-2295.
Li D, Guo Y Z, Cao M Z, *et al.* Effect of different ratios of anaerobic time and aeration time on the formation of partial nitrification granules [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(5): 2289-2295.
- [34] 刘小英, 姜应和, 郭超, 等. SBR 中除磷颗粒污泥的培养和 A/O 及 A/A/O 颗粒污泥工艺除磷特性研究 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(9): 2655-2660.
Liu X Y, Jiang Y H, Cuo C, *et al.* Formation of the phosphorus removal granular sludge and phosphorus removal characteristics of the anaerobic/oxic and anaerobic/anoxic/oxic granular sludge process in SBR [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(9): 2655-2660.

CONTENTS

Advances and Challenges in Biosafety Research for Urban Environments	SU Jian-qiang, AN Xin-li, HU An-yi, <i>et al.</i> (2565)
Key Problems and Novel Strategy of Controlling Emerging Trace Organic Contaminants During Municipal Wastewater Reclamation	WANG Wen-long, WU Qian-yuan, DU Ye, <i>et al.</i> (2573)
Mechanisms Summary and Potential Analysis of EPS as a Flame Retardant	HAO Xiao-di, ZHAO Zi-cheng, LI Ji, <i>et al.</i> (2583)
Concentrations, Sources, and Health Risks of PM _{2.5} Carrier Metals in the Beijing Urban Area and Suburbs	ZHOU An-qi, LIU Jian-wei, ZHOU Xu, <i>et al.</i> (2595)
MAIAC AOD and PM _{2.5} Mass Concentrations Characteristics and Correlation Analysis in Beijing-Tianjin-Hebei and Surrounding Areas	JIN Jian-nan, YANG Xing-chuan, YAN Xing, <i>et al.</i> (2604)
Formation and Prevention of Secondary Nitrate in PM _{2.5} in Tianjin	XIAO Zhi-mei, WU Ting, WEI Yu-ting, <i>et al.</i> (2616)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Nitro Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in PM _{2.5} of Nanjing, China	FU Yin-yin, WEN Hao-zhe, WANG Xiang-hua, <i>et al.</i> (2626)
Spatio-temporal Patterns and Potential Sources of Absorbing Aerosols in the Fenwei Plain	LIU Min-xia, LI Liang, YU Rui-xin, <i>et al.</i> (2634)
Sources Apportionment of Oxygenated Volatile Organic Compounds (OVOCs) in a Typical Southwestern Region in China During Summer	CHEN Mu-lan, WANG Sai-nan, CHEN Tian-shu, <i>et al.</i> (2648)
Aqueous-phase Oxidation of Dissolved Organic Matter (DOM) from Extracts of Ambient Aerosols	TAO Ye, CHEN Yan-tong, LI Nan-wang, <i>et al.</i> (2659)
Changes and Potential Sources of Atmospheric Black Carbon Concentration in Shanghai over the Past 40 Years Based on MERRA-2 Reanalysis Data	CAO Shan-shan, DUAN Yu-sen, GAO Chan-chan, <i>et al.</i> (2668)
Spatio-Temporal Evolution Characteristics and Source Apportionment of O ₃ and NO ₂ in Shijiazhuang	WANG Shuai, NIE Sai-sai, FENG Ya-ping, <i>et al.</i> (2679)
Applying Photochemical Indicators to Analyze Ozone Sensitivity in Handan	NIU Yuan, CHENG Shui-yuan, OU Sheng-ju, <i>et al.</i> (2691)
Spatiotemporal Distribution of Aerosol Optical Depth Based on Landsat Data in the Hinterland of the Guanzhong Basin and Its Relationship with Urbanization	ZHENG Yu-rong, WANG Xu-hong, ZHANG Xiu, <i>et al.</i> (2699)
Multidimensional Verification of Anthropogenic VOCs Emissions Inventory Through Satellite Retrievals and Ground Observations	WANG Yue, WEI Wei, REN Yun-ting, <i>et al.</i> (2713)
Estimation of the SOA Formation Potential of the National Trunk Highway in Central Plains Urban Agglomeration	WANG Na-ping, LI Hai-ping, ZHANG Fan (2721)
Economic Benefit of Air Quality Improvement During Implementation of the Air Pollution Prevention and Control Action Plan in Beijing	LU Ya-ling, FAN Zhao-yang, JIANG Hong-qiang, <i>et al.</i> (2730)
Emission Performance Quantitative Evaluation and Application of Industrial Air Pollution Sources	LI Ting-kun, FENG Yin-chang, WU Jian-hui, <i>et al.</i> (2740)
Screening and Sequencing High-risk Antibiotics in China's Water Environment Based on Ecological Risks	ZHOU Li, LIU Shan, GUO Jia-hua, <i>et al.</i> (2748)
China's Reuse Water Development and Utilization Potential Based on the RDA-REM Model	ZHENG Jin-tao, MA Tao, LIU Jiu-fu, <i>et al.</i> (2758)
Characteristic Analysis of SWAT Model Parameter Values Based on Assessment of Model Research Quality	RONG Yi, QIN Cheng-xin, DU Peng-fei, <i>et al.</i> (2769)
Sensitivity Analysis of Boundary Load Reduction in a Large Shallow Lake Water Quality Model	WANY Ya-ning, LI Yi-ping, CHENG Yue, <i>et al.</i> (2778)
Comparison of Available Nitrogen and Phosphorus Characteristics in the Land-Water Transition Zone of Different Watersheds and Their Environmental Significance	ZHU Hai, YUAN Xu-yin, YE Hong-meng, <i>et al.</i> (2787)
Analysis of Spatial-Temporal Variation Characteristics of Potential Non-point Source Pollution Risks in the Upper Beiyun River Basin Using Different Weighting Methods	LI Hua-lin, ZHANG Jian-jun, ZHANG Yao-fang, <i>et al.</i> (2796)
Characteristics of Runoff-related Total Nitrogen and Phosphorus Losses Under Long-term Fertilization and Cultivation on Purple Soil Sloping Croplands	WU Xiao-yu, LI Tian-yang, HE Bing-hui (2810)
Hydrochemistry and Its Controlling Factors and Water Quality Assessment of Shallow Groundwater in the Weihe and Jinghe River Catchments	LIU Xin, XIANG Wei, SI Bing-cheng (2817)
Characteristics and Drivers of Dissolved Carbon Dioxide and Methane Concentrations in the Nantiaoxi River System in the Upper Reaches of the Taihu Lake Basin During Summer-Autumn	LIANG Jia-hui, TIAN Lin-lin, ZHOU Zhong-yu, <i>et al.</i> (2826)
Nitrogen Distribution and Inorganic Nitrogen Diffusion Flux in a Shallow Lake During the Low Temperature Period: A Case Study of the Baiyangdian Lake	WEN Yan, SHAN Bao-qing, ZHANG Wen-qiang (2839)
Effects of Sediment Microenvironment on Sedimentary Phosphorus Release Under Capping	CHEN Shu-tong, LI Da-peng, XU Chu-tian, <i>et al.</i> (2848)
Coadsorption of Heavy Metal and Antibiotic onto Humic Acid from Polder River Sediment	XUE Xiang-dong, YANG Chen-hao, YU Jian-lin, <i>et al.</i> (2856)
Effects of Two PPCPs on Nitrification in Sediments in the Yarlung Zangbo River	LING Xin, XU Hui-ping, LU Guang-hua (2868)
Wastewater Treatment Effects of Ferric-carbon Micro-electrolysis and Zeolite in Constructed Wetlands	ZHAO Zhong-jing, HAO Qing-ju, ZHANG Yao-yu, <i>et al.</i> (2875)
CDS-BOC Nanophotocatalyst Activating Persulfate Under Visible Light for the Efficient Degradation of Typical PPCPs	LEI Qian, XU Lu, AI Wei, <i>et al.</i> (2885)
Preparation of pg-C ₃ N ₄ /BiOBr/Ag Composite and Photocatalytic Degradation of Sulfamethoxazole	YANG Li-wei, LIU Li-jun, XIA Xun-feng, <i>et al.</i> (2896)
Sodium Alginate Loading of Zero-Valent Iron Sulfide for the Reduction of Cr(VI) in Water	WANG Xu, YANG Xin-nan, HUANG Bi-jian, <i>et al.</i> (2908)
Adsorption Mechanism of Cadmium by Superparamagnetic Nano-Fe ₃ O ₄ @SiO ₂ Functionalized Materials	ZHANG Li-zhi, YI Ping, FANG Dan-dan, <i>et al.</i> (2917)
Pollution Characteristics and Removal of Typical Pharmaceuticals in Hospital Wastewater and Municipal Wastewater Treatment Plants	YE Pu, YOU Wen-dan, YANG Bin, <i>et al.</i> (2928)
Abundance Change of Antibiotic Resistance Genes During PDWW Recycling and Correlations with Environmental Factors	XU Yao-yao, WANG Rui, JIN Xin, <i>et al.</i> (2937)
Simultaneous Domestication of Short-cut Nitrification Denitrifying Phosphorus Removal Granules	WANG Wen-qi, LI Dong, GAO Xin, <i>et al.</i> (2946)
Long-term Storage and Rapid Activity Recovery of ANAMMOX Granular Sludge	LI Dong, LIU Ming-yang, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (2957)
Migration and Environmental Effects of Heavy Metals in the Pyrolysis of Municipal Sludge	JIANG Yuan-yuan, WANG Yan, DUAN Wen-yang, <i>et al.</i> (2966)
Profiling of Antibiotic Resistance Genes in Different Croplands	HUANG Fu-yi, ZHOU Shu-yi-dan, WANG Jia-ni, <i>et al.</i> (2975)
Distribution Characteristics of Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes in Manure and Surrounding Soil of Cattle Farms in Ningxia	ZHANG Jun-hua, CHEN Rui-hua, LIU Ji-li, <i>et al.</i> (2981)
Effects of Temperature and Stirring on the Changes of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Communities in Anaerobic Digestion of Dairy Manure	XU Ji-fei, ZHANG Qiu-ping, ZHU Tian-jiao, <i>et al.</i> (2992)
Effects of Wheat Straw-derived Biochar Application on Soil Carbon Content Under Different Tillage Practices	LIU Zhen-jie, LI Peng-fei, HUANG Shi-wei, <i>et al.</i> (3000)
Spatial Patterns of Nitrogen and Phosphorus in Soil and Their Influencing Factors in a Typical Agro-pastoral Ecotone	ZHANG Yan-jiang, WANG Jun-peng, WANG Yu, <i>et al.</i> (3010)
Spatial Distribution Characteristics, Pollution, and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals Around Mercury Mining Areas	WANG Rui, DENG Hai, JIA Zhong-min, <i>et al.</i> (3018)
Interaction and Mechanism Between Conditioning Agents and Two Elements in the Soil Enriched with Phosphorus and Cadmium	HUANG Yang, HU Xue-yu, CAO Kun-kun, <i>et al.</i> (3028)
Mechanism of S-allyl-L-cysteine Alleviating Cadmium Stress in Seedling Roots and Buds of Rice Seedlings	CHENG Liu-long, HUANG Yong-chun, WANG Chang-rong, <i>et al.</i> (3037)
Consecutive 4-year Elevated Atmospheric CO ₂ on Shaped Microbial Communities in the Rhizosphere Soil of <i>Robinia pseudoacacia</i> L. Seedlings Grown in Pb-contaminated Soils	JIA Xia, Lkhagvajargal Khadkhurel, ZHAO Yong-hua, <i>et al.</i> (3046)
Biodegradation of Polystyrene by <i>Geobacillus stearothermophilus</i>	XING Rui-zhi, ZHAO Zi-qiang, ZHAO Wen-qi, <i>et al.</i> (3056)
Micro-morphological Characteristics of Particles on Holly and Ligustrum Leaf Surfaces and Seasonal Changes in Bacterial Communities	LI Hui-juan, XU Ai-ling, QIAO Feng-lu, <i>et al.</i> (3063)
Effects of Roxithromycin on Reproduction, Growth, and Anti-oxidation System of <i>Daphnia magna</i>	ZHANG Ling-yu, LIU Jian-chao, LENG Yang, <i>et al.</i> (3074)
Relationship Between Relative Crop Yield/Woody Plant Biomass and Ground-level Ozone Pollution in China	FENG Zhao-zhong, PENG Jin-long (3084)