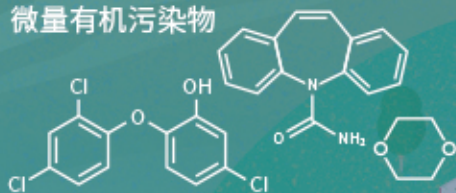


城市污水再生处理中微量有机污染物控制的关键难题与解决思路

王文龙, 吴乾元, 杜烨, 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

下游城市河湖

污水达标排放

■ 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} 载带金属浓度、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, 杨复沐, 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)
基于光化学指标法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氮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系夏秋季水体溶存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, 蔡延江 (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, 李诗萌, 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, 周曙仡, 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, 乔凤禄, 蒋敏, 宋琪 (3063)
罗红霉素对大型溞生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)

厌氧氨氧化颗粒污泥的长期保藏及快速活性恢复

李冬¹, 刘名扬¹, 张杰^{1,2}, 曾辉平¹

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

摘要: 在 4℃ 且无基质的条件下, 将厌氧氨氧化颗粒污泥保藏 230 d 之后进行活性恢复, 探究添加葡萄糖和丙酸钠两种有机碳源对于快速活性恢复的影响。经过 230 d 的长期保藏, 厌氧氨氧化菌活性为 $0.013 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 仅为保藏前的 6.02%, 且平均粒径为 $135.05 \mu\text{m}$, 骤降至原来的 38.23%, 污泥解体、颜色发黑。在活性恢复阶段, R2 和 R3 反应器分别添加葡萄糖和丙酸钠作为有机碳源, 恢复结果显示, 经过 15 d 的恢复, R1、R2 和 R3 反应器的 PN 含量分别达到了 126.30、188.86 和 $168.82 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 厌氧氨氧化菌活性均有所提升, 分别达到了 0.145 、 0.185 和 $0.126 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 其中, 添加葡萄糖作为有机碳源的 R2 反应器厌氧氨氧化菌活性最高, 恢复到了保藏前的 85.65%, 且总氮去除率达到 81.61%。第 20d 时, R1、R2 和 R3 反应器中厌氧氨氧化颗粒污泥的粒径分别为 289.81、359.66 和 $314.37 \mu\text{m}$, 表明厌氧氨氧化颗粒污泥的长期保藏不是无法克服的难题, 且在恢复阶段添加葡萄糖不仅可以有效提高 EPS 含量, 促进颗粒生长和黏附, 而且丰富了厌氧氨氧化的反应途径, 使其在恢复阶段与其他细菌的底物竞争中占据优势, 更快地恢复活性。

关键词: 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 长期保藏; 活性恢复; 有机碳源; 反应途径

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2021)06-2957-09 **DOI:** 10.13227/j.hjxx.202011159

Long-term Storage and Rapid Activity Recovery of ANAMMOX Granular Sludge

LI Dong¹, LIU Ming-yang¹, ZHANG Jie^{1,2}, ZHENG Hui-ping¹

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

Abstract: At 4℃ and with no substrate, the activity recovery of ANAMMOX granular sludge was examined after 230 days of storage, and the effect of adding two organic carbon sources (glucose and sodium propionate) on the recovery was explored. After 230 days of long-term storage, the activity of ANAMMOX bacteria was $0.013 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, which was just 6.02% of the baseline, and the average particle size was $135.05 \mu\text{m}$, which was 38.23% lower. The sludge disintegration, black in color. In the activity recovery stage, the R2 and R3 reactors added glucose and sodium propionate as organic carbon sources. The recovery results showed that after 15 days of recovery, the PN content of the R1, R2, and R3 reactors reached 126.30, 188.86, and $168.82 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, respectively, and the activity of the ANAMMOX bacteria was improved, reaching 0.145, 0.185, and $0.126 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. The R2 reactor with glucose as the organic carbon source had the highest ANAMMOX bacteria activity, which recovered 85.65% before preservation, and the total nitrogen removal rate reached 81.61%. On the 20th day, the particle sizes of the ANAMMOX granular sludge in the R1, R2, and R3 reactors were 289.81, 359.66, and $314.37 \mu\text{m}$, respectively, indicating that the long-term preservation of ANAMMOX granular sludge is not an insurmountable problem. Furthermore, adding glucose during the recovery phase can not only effectively increase the EPS content and promote particle growth and adhesion, but also enrich the reaction pathways of ANAMMOX, enhancing recovery rates.

Key words: anaerobic ammonium oxidizing (ANAMMOX); long-term storage; recovery; organic carbon source; reaction pathway

厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidizing, ANAMMOX) 是一种新型生物脱氮工艺, 厌氧氨氧化菌以亚硝酸盐作为电子受体, 在厌氧条件下将氨氮氧化成氮气^[1], 厌氧氨氧化工艺具有无需外加碳源、运行成本低、耗氧量低和污泥量少等优点^[2]。如今, 全球约有 200 座厌氧氨氧化设施投入运行, 显示了其广阔的前景^[3]。然而, 就厌氧氨氧化工艺应用最为广泛的工艺废水处理领域来说, 由于行业的季节性停产、年度维护、设备检修或工程改造等问题, 废水水流可能会完全停止几周甚至几个月^[3,4]。当面临进水断流的问题时, 厌氧氨氧化菌的活性将

受到影响, 为了使进水恢复之后, 厌氧氨氧化菌的活性能尽快恢复, 所以对于保藏的厌氧氨氧化污泥进行活性恢复的研究就具有重要意义。

Xing 等^[5]在 4℃ 和 20℃ 两个温度条件下研究了 50 d 长期饥饿对于厌氧氨氧化颗粒污泥的影响以及再活化, 发现 4℃ 的长期饥饿更适合维持颗粒

收稿日期: 2020-11-08; 修订日期: 2020-11-30

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划项目 (BJJWZYJH01201910005019)

作者简介: 李冬 (1976 ~), 女, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水质科学与水环境恢复技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

污泥结构的完整性和稳定性,长期饥饿后的厌氧氨氧化性能可以完全恢复.王莹等^[6]对于目前所报道的厌氧氨氧化菌的保藏与活性恢复进行了总结,指出,温度、底物基质、反应器类型和外加条件是厌氧氨氧化菌活性恢复的影响因素.李冬等^[7]的研究表明,适量的有机碳源可通过提高反应器中的胞外聚合物(EPS)含量从而加速厌氧氨氧化颗粒污泥的形成.在工程实际中,绝大多数废水中存在有机碳源,而目前鲜有关于有机物对于长期保藏厌氧氨氧化菌活性恢复的研究.

本实验结合上述研究,将厌氧氨氧化颗粒污泥置于4℃进行长达230 d的长期保藏,通过比较活性恢复期间的厌氧氨氧化活性、EPS含量、污泥形态和粒径,以及系统脱氮性能等情况,分析系统的反应途径,探究有机碳源在长期保藏的厌氧氨氧化污泥恢复过程中发挥的作用,以期厌氧氨氧化污泥的快速活性恢复提供理论支撑和技术指导.

1 材料与方法

1.1 接种污泥

长期保藏前的污泥来自实验室稳定运行的SBR

反应器,进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度为 $70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,水力停留时间为 0.71 d ,总氮去除率81%左右,有良好厌氧氨氧化活性.在4℃以及不添加基质的条件下储存230 d后的厌氧氨氧化污泥,其平均粒径为 $135.05\text{ }\mu\text{m}$,污泥浓度为 $2\text{ }100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均分至3个反应器中.

1.2 实验用水

实验采用人工配水,在进水中添加 $\text{NH}_4(\text{SO}_4)_2$ 提供氨氮,投加 NaHCO_3 提供无机碳源及调整碱度,保持pH在 $7.0\sim 8.0$. $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, K_2HPO_4 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,微量元素浓缩液I和II为 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.微量元素浓缩液I的组成:EDTA $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, FeSO_4 $5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$;微量元素浓缩液II的组成:EDTA $15\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, H_3BO_3 $0.014\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $0.99\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $0.25\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $0.43\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ $0.21\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaMoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0.22\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.24\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0.19\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

活性恢复期间分为4个阶段,每阶段实验水质如表1.

表1 实验水质情况/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Characteristics of water used in the experiments/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

阶段	水质情况
S1	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,R2添加COD(葡萄糖) $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,R3添加COD(丙酸钠) $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$
S2、S3	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,R2添加COD(葡萄糖) $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,R3添加COD(丙酸钠) $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$
S4	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ $79.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

1.3 实验装置

本实验采用SBR反应器,反应器由有机玻璃制成,有效容积为 2.0 L ,反应器壁的垂直方向每隔 5 cm 设置一个取样口,采用机械搅拌,反应器的运行通过时控开关进行控制,容积交换率为70%.

1.4 运行参数

本实验分为两部分:污泥存储和活性恢复.

污泥存储:将取自实验室稳定运行的厌氧氨氧化颗粒污泥用蒸馏水洗涤3遍之后,置于 2 L 的厌氧瓶中,加入纯净水定容至 2 L ,并密封保证厌氧环境.将厌氧瓶置于4℃恒温冰箱中保存230 d.

活性恢复:将长期保藏后的厌氧氨氧化污泥平均分至3组相同规格的SBR反应器R1、R2和R3中.水力停留时间根据恢复阶段的不同由 1.43 d 缩短至 0.71 d ,反应器运行温度为 $28\sim 31\text{ }^\circ\text{C}$,具体参数设置见表2.

1.5 分析方法

本实验中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂光度法测定; $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定;

表2 各阶段运行情况

Table 2 Operation status of each stage

阶段	时间/d	HRT/d	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 基质比
S1	0~5	1.43	1:1
S2	6~10	1.43	1:1
S3	11~15	0.71	1:1
S4	16~20	0.71	1:1.32

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法;pH值、DO及温度测定采用便携式WTWpH/Oxi 340i测定仪测定;胞外聚合物(EPS)中多糖(PS)采用蒽酮硫酸法测定,蛋白质(PN)采用Lowry法测定;颗粒污泥的粒径分布采用激光粒度仪(Malvern Mastersizer2000)测定;污泥形态采用光学显微镜(Olympus BX51)进行观察和记录;混合液悬浮固体含量(MLSS)和挥发性悬浮固体含量(MLVSS)采用标准重量法测定;其余水质指标的分析方法均采用国标方法.

比厌氧氨氧化活性(SAA)测定:将厌氧氨氧化污泥 5 g 于初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别为 $120\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $158\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 100 mL 配水置于厌氧瓶

中,pH 值在 7.7~8 之间,通过高纯氮气曝气 20 min 以保证配水的厌氧环境.然后避光培养于 30℃,140 r·min⁻¹的水浴摇床,每隔 1.5 h 取水样测定 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 浓度.由基质浓度降解曲线,计算出污泥的 SAA,每个样品设置 3 个平行样.

2 结果与讨论

2.1 污泥内有机物及 EPS 恢复

胞外聚合物(EPS)是微生物在其生长过程中分泌的高分子物质,在颗粒污泥形成与稳定方面起着重要作用^[8],其主要成分是胞外多糖(PS)和胞外蛋白(PN),此外还有脂质、核酸、腐殖酸、糖醛酸以及无机成分^[9].

蛋白质(PN)和多糖(PS)对于污泥颗粒化的作用不尽相同,由于 PN 中带负电荷的氨基酸含量很高,因此与 PS 相比,PN 在具有多价阳离子的电键中的参与度更高,这是稳定细菌聚集体结构的关键因素^[10].而 PS 分布于菌胶团的细胞间隙中,形成的网状结构有利于微生物的聚合并维持其完整性^[11].PN/PS 是一项表征污泥表面疏水性及建立和维持微生物群落结构完整性的重要指标^[12].

如图 1 所示,本实验对 ANAMMOX 颗粒污泥工艺恢复期间 PN 和 PS 的变化进行了研究.在保藏阶段结束时,污泥的 PN 和 PS 都处于较高水平,分别为 151 mg·g⁻¹和 33 mg·g⁻¹.汪彩华等^[13]的研究中也发现了在保藏后期,胞外蛋白和多糖一直呈缓慢上升趋势并超过起始含量这一现象,这与短期保藏的厌氧氨氧化污泥 EPS 会下降的情况截然相反,推测原因,长期保藏的厌氧氨氧化菌在饥饿后期基本完全失去活性,细胞衰亡裂解,细胞内容物释放到外界环境,但此时其他细菌也基本失去活性,无法将其作为碳源所利用,所以导致保藏后期 EPS 的升高.

在运行 5 d 后,R1、R2 和 R3 反应器中的 EPS 含量都有不同程度地下降,PN 分别降低了 39.7%、17.2%和 6.0%,PS 分别下降了 57.6%、36.4%和 9.0%.EPS 会发生水解,并在底物匮乏时充当碳源而被消耗^[14],此时,一些异养菌和反硝化菌相比于厌氧氨氧化菌更先恢复了活性,将 EPS 作为碳源而利用.因为 R2 和 R3 反应器的进水基质中添加了有机碳源,因此相比于 R1 反应器,R2 和 R3 反应器的 EPS 保持率更高一些.R3 反应器的 EPS 降幅最低,有研究指出^[15],相比于葡萄糖而言,乙酸钠为小分子有机物,参与反应时更容易被细菌所利用,因此,R3 反应器中率先恢复活性的异养菌和反硝化菌等,优先利用丙酸钠作为碳源,消耗掉的 EPS 就会减少.

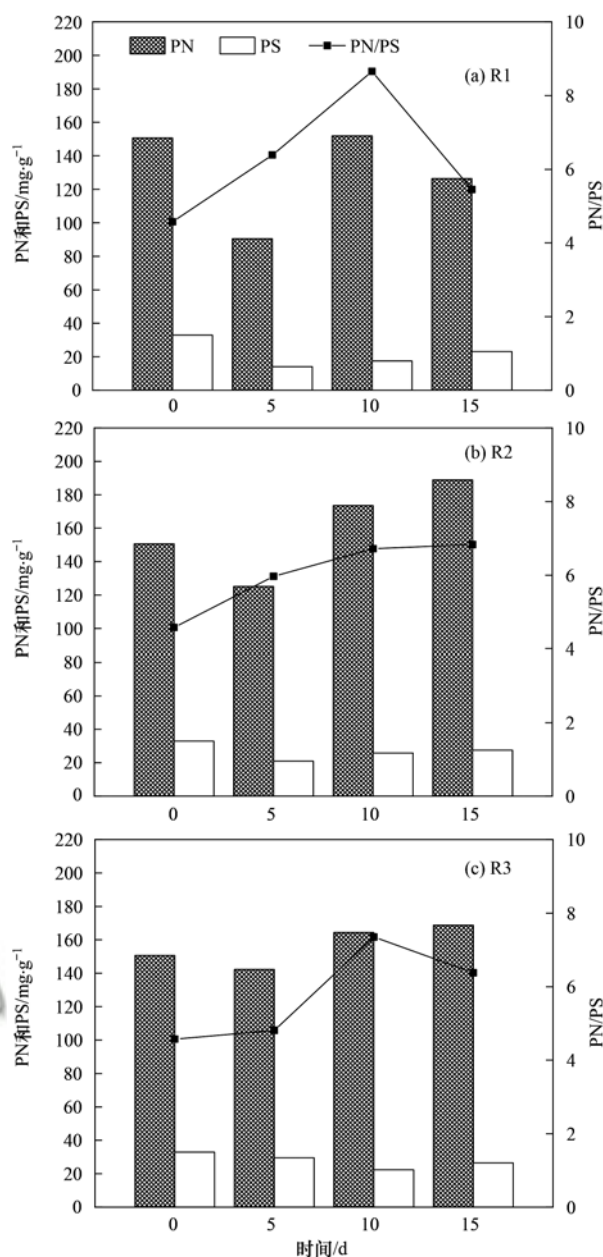


图 1 反应器中 EPS 含量变化

Fig. 1 Variations in the EPS contents in the reactors

在第 10 d 时,随反应器运行,厌氧氨氧化活性逐渐升高,R1、R2 和 R3 反应器的 PN 含量都有一定程度的恢复,分别达到了 152、173 和 164 mg·g⁻¹,R1 和 R2 反应器的 PS 含量分别增长了 28.6%和 23.8%,达到了 18 mg·g⁻¹和 26 mg·g⁻¹,但 R3 反应器的 PS 含量有所下降,从 30 mg·g⁻¹下降到了 22 mg·g⁻¹.相比于 R1 反应器,R2 和 R3 的 EPS 增长更快,含量更高,尤其是 PN,有研究指出^[16],蛋白和多糖对于厌氧氨氧化污泥聚集的贡献率分别为 81.2%和 55.5%,因此说明蛋白质是决定厌氧氨氧化污泥聚集能力的主要因素.

反应器内的 EPS 含量是产生与消耗的综合表征^[17],第 10 d 到第 15 d 这一阶段,缩短了系统的水

力停留时间,基质负荷提高,厌氧氨氧化菌的活性进一步增加,这有利于 EPS 含量的提高,但同时,这一阶段由于每天运行的周期数增多,对污泥淘洗的次数随之增加,污泥含量略有下降,相应地 EPS 含量也应有所降低.在这些因素的综合作用下,第 15 d 时,R1、R2 和 R3 的 PS 含量都有所提高,分别达到 23.17、27.65 和 26.47 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,但 R1 反应器的 PN 含量有一定的下降,从 152.01 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 下降到了 126.30 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,而 R2 和 R3 反应器中的 PN 含量均有小幅度的增长,达到了 188.86 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 168.82 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. PN/PS 值则分别达到 5.45、6.83 和 6.38.少量有机物的存在可以提高 EPS 的含量^[17],通过添加有机物恢复 ANAMMOX 工艺,EPS 含量和 PN/PS 相对处于较高水平,厌氧氨氧化菌活性更高,颗粒稳定性和沉淀性能更强,相比于丙酸钠来说,添加葡萄糖作为长期保藏厌氧氨氧化颗粒污泥活性恢复期间的有机碳源更加有利.

此外,实验还对于 EPS 中腐殖酸的含量进行了测定.从图 2 可以看出,在长期饥饿阶段结束时,EPS 中腐殖酸的含量处于较高的水平,恢复 5 d 之后,R1 反应器的腐殖酸含量骤降至之前的 50.84%,R2 和 R3 中腐殖酸含量基本相同,为原先的 85.11%.在恢复进行至第 10 d 时,腐殖酸含量有所提升,R1、R2 和 R3 的腐殖酸含量分别达到 138.69、182.81 和 152.30 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,但到了第 15 d 时,R1 反应器的腐殖酸含量有所下降,R2 和 R3 反应器中的腐殖酸含量有所提升,其总体变化规律与 PN 的变化一致.

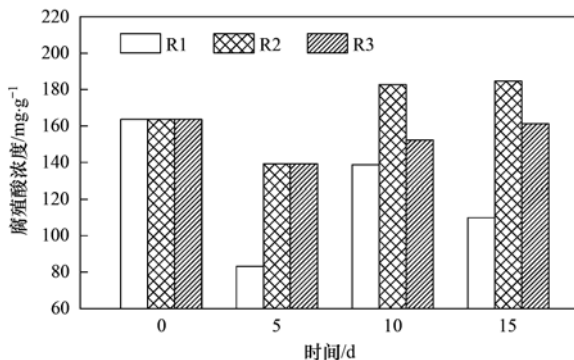


图 2 反应器中腐殖酸含量变化

Fig. 2 Variations of the humic acid contents in the reactors

2.2 污泥形态及粒径恢复

厌氧氨氧化污泥储存之前的平均粒径为 353.26 μm ,污泥保藏阶段结束时,平均粒径为 135.05 μm ,骤降至原来的 38.23%.这时的污泥颜色变黑,并伴有刺鼻气味,这是菌体死亡,污泥活性基本丧失的体现^[18].

平均分至 3 个反应器中进行活性恢复,图 3 为

R1、R2 和 R3 反应器恢复过程中的颗粒粒径变化. d_{50} 表示存在于反应器中的颗粒污泥中有 50% 的直径小于或等于该数值, d_{10} 同理.保藏阶段结束时, d_{10} 为 30.87 μm , d_{50} 为 84.74 μm ,可见在保藏过程中,颗粒污泥裂解,絮状污泥占比很高.活性恢复进行至第 10 d 时,R1、R2 和 R3 反应器中厌氧氨氧化颗粒污泥的平均体积粒径分别为 239.74、198.66 和 208.40 μm ,相比于保藏阶段结束时,分别提升了 77.52%、47.10% 和 54.31%,其中,R1 反应器平均粒径增长最为显著,但此时 R1 反应器的 d_{10} 和 d_{50} 却是最低的,可见 R1 反应器平均粒径的增长主要归因于原先较大尺寸颗粒污泥的生长,小颗粒污泥仍存在于反应器中,而且生长速率缓慢.此时 R2 反应器的平均体积粒径最低,但 d_{10} 和 d_{50} 分别达到了 56.75 μm 和 136.88 μm ,是 3 个反应器中最高的,可见 R2 反应器中的小尺寸颗粒污泥以及絮状污泥正在减少.

第 20 d 时,R1、R2 和 R3 反应器中厌氧氨氧化

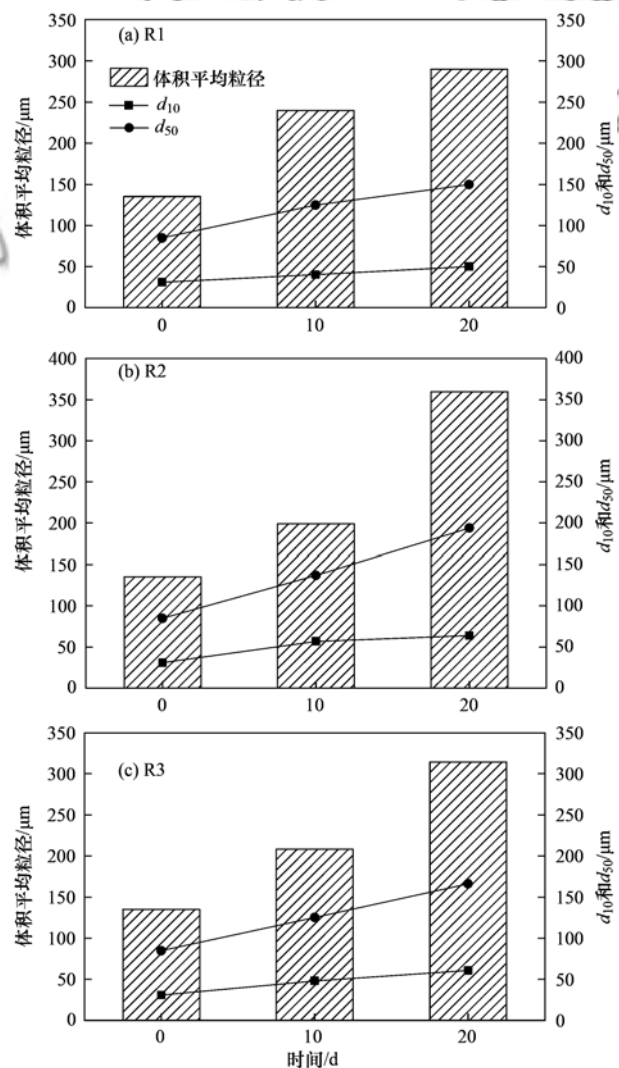


图 3 反应器中污泥粒径及粒径分布

Fig. 3 Particle size and size distribution of the sludge in the reactors

颗粒污泥的粒径分别为 289.81、359.66 和 314.37 μm ,此时 R2 反应器的体积平均粒径、 d_{10} 和 d_{50} 均为 3 个反应器中最高,R3 次之,R1 最低,分析原因,R2 和 R3 进水中含有机碳源,根据前文所述,有机碳源的存在促进了 EPS 的分泌,此时粒径的增长途径不只是小尺寸颗粒污泥的生长,还有多个小颗粒污泥与 EPS 结合形成了较大尺寸的颗粒污泥.有研究指出^[7],较低含量的有机物可以使厌氧氨氧化菌与其他细菌处于良性竞争状态,并且促进细菌分泌更多的 EPS,使得反应器内小尺寸颗粒污泥相互聚集黏附,从而增大了颗粒粒径.另外,在第 10 d 时缩短了水力停留时间,由原先的 1.43 d 缩短为 0.71 d,系统每日进出水次数增加,对于沉降性能差的絮状污泥进行了淘洗,因此污泥的平均粒径也有所增加.

通过计算各反应器中颗粒污泥粒径平均增长速率可知,R1、R2 和 R3 的平均增长速率分别为 7.738、11.231 和 8.966 $\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$.通过添加有机碳源,尤其是葡萄糖恢复长期低温保藏的厌氧氨氧化颗粒污泥,在恢复阶段颗粒污泥的粒径更大,粒径增长速率也处于较高水平.

评价水厂滤池中的滤料有一项指标称为不均匀系数 K_{80} ,是指滤料有效粒径 d_{80} 与 d_{10} 的比值,不均匀系数代表了滤料的不均匀程度.本文借鉴这一指标,引入了对于颗粒污泥粒径分布均匀性的评价参数 K_{90} ,是指系统中污泥粒径 d_{90} 与 d_{10} 的比值, K_{90} 越大,系统中颗粒污泥粒径分布的差异越大,表明颗粒污泥正处于一个生长的阶段,需要注意对于沉淀时间的控制,避免造成微生物的流失; K_{90} 越接近 1,则说明系统中颗粒污泥的均一性越好,颗粒生长均匀,此时再结合平均粒径的大小,判断系统正处于絮状污泥阶段还是较为成熟的颗粒污泥阶段.如表 3 所示,在保藏阶段结束时,系统的 K_{90} 为 9.80,在恢复到第 10 d 时,R1、R2 和 R3 反应器的 K_{90} 分别达到了 15.81、6.99 和 10.79,此时 R1 和 R3 的不均匀系数增大,但 R2 的 K_{90} 反而下降了,说明在活性恢复的初期,在添加葡萄糖作为有机碳源的情况下,厌氧氨氧化颗粒污泥的恢复生长较为均匀,小尺寸颗粒污泥的生长速率较高.第 20 d 时,R1 和 R3 的 K_{90} 分别达到了 17.44 和 16.25,与之相比,由于 EPS 含量的升高,部分小颗粒相互黏附形成大颗粒,R2 反应器的 K_{90} 也达到了 12.10,但仍为 3 个反应器中最低的,这表明 R2 反应器中厌氧氨氧化颗粒污泥的均一性最好.

图 4(a)为保藏阶段刚结束时在显微镜下观察的污泥情况,长期的保藏使厌氧氨氧化颗粒污泥发

表 3 不均匀系数 (K_{90})

Table 3 Uneven coefficient (K_{90})

实验天数/d	R1	R2	R3
0	9.80	9.80	9.80
10	15.81	6.99	10.79
20	17.44	12.10	16.25

生了解体,污泥颜色发黑,视野范围内仅观察到少许淡红色厌氧氨氧化聚集体的存在.在第 20 d 时再次进行显微镜观察,污泥形态和颜色有了较为可观地恢复.R1 反应器中[图 4(b)]可观察到颜色较深的厌氧氨氧化颗粒,颗粒污泥边界清晰,颗粒尺寸差异较大,大部分小颗粒之间没有黏附形成较大尺寸颗粒污泥的现象.R2 反应器中[图 4(c)]的厌氧氨氧化颗粒污泥结构紧实,颜色更加鲜红,可明显观察到几个粒径较小的颗粒污泥黏附在一起,形成粒径更大的厌氧氨氧化颗粒污泥,这也证实了前文中关于 R2 反应器粒径增长是通过小颗粒黏附 EPS 形成大颗粒的推测,而且颗粒污泥形态相对规整,尺寸较为均一.在反应器运行过程中,发现了 R3 反应器出现了颗粒污泥上浮,并随出水流失的现象,在显微镜下观察可知,R3 反应器中[图 4(d)]厌氧氨氧化颗粒污泥的颜色和尺寸与 R2 类似,但小尺寸颗粒污泥占比较高,粒径较大的颗粒污泥内部出现空腔,这也是沉降性能变差的原因.

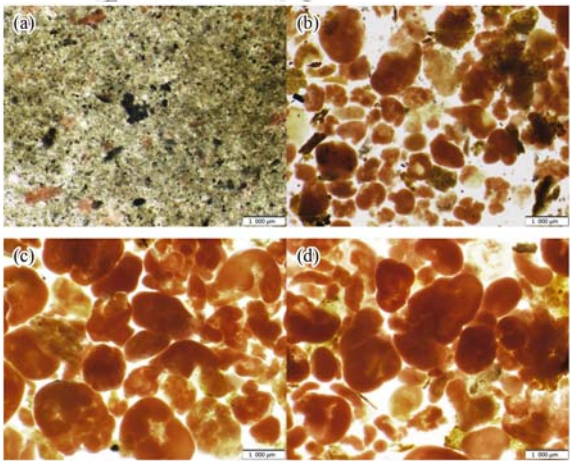


图 4 反应器中颗粒污泥形态

Fig. 4 Particle morphology of the sludge in the reactors

2.3 污泥脱氮性能恢复

采用低浓度进水和较长时间 HRT 启动恢复实验,然后再逐步提升底物浓度,缩短 HRT 来提升氮负荷,整个实验分为了 4 个阶段,图 5 为实验各阶段反应器运行效果.S1 阶段(0 ~ 5 d),HRT 设定为 1.43 d,进水底物浓度 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均为 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.根据文献^[7],有机碳源小于 110 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,可以提高厌氧氨氧化系统的脱氮效率,因此在这一阶段,R2 和 R3 分别添加 COD 为 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的

葡萄糖和丙酸钠. 3 个反应器经过了短暂的适应之后就达到了较好的氮去除效果, 亚氮去除率基本达到 100%, 但 R2 和 R3 的出水 NH_4^+ -N 明显高于 R1, 这是反硝化菌生长的现象. 过量的有机物会增强反硝化菌的活性, 使得反硝化反应成为主导反应^[7]. 对于稳定运行的厌氧氨氧化反应器, 投加 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的有机碳源可能是一个适宜的浓度, 但对于处于恢复阶段初期的反应器来说, 这样的有机碳源投加量不利于厌氧氨氧化菌的恢复.

S2 阶段的 HRT 保持不变, 进水底物浓度提升到了 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时鉴于 S1 阶段运行情况, 降低 R2 和 R3 进水有机碳源投加量至 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这时 R3 表现出了较好的脱氮效果, 总氮去除率接近 79.98%. 与此同时, R2 反应器的总氮去除率在 74.52% 左右, 与 S1 阶段保持相对稳定, R1 反应器的脱氮效果则有所下降. 推测原因, 这一阶段提高进水 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 浓度的同时降低了 R2 和 R3 反应器进水有机碳源的浓度, R2 和 R3 反应器中, 厌氧氨氧化菌活性逐步提升, 与反硝化菌形成协同作用, 提高了总氮去除率.

S3 阶段, 进水底物浓度保持 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 不变, HRT 缩短为 0.71 d, 总氮容积负荷由上一阶段的 $0.084 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增加到了 $0.169 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 这一阶段, R1 和 R2 反应器的处理效果保持相对稳定, 总氮去除率分别保持在 66.83% 和 77.08% 左右, R3 反应器的处理效果开始下降, 总氮去除率下降到了 71.23% 左右.

S4 阶段, 保持 HRT 为 0.71 d 不变, 调整了进水底物的基质比, 由原先的 NO_2^- -N : NH_4^+ -N = 1 : 1 调整到了 NO_2^- -N : NH_4^+ -N = 1.32 : 1, 进水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度分别为 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $79.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时这一阶段停止添加有机碳源. 设置这一阶段实验的目的是调整菌群结构, 抑制之前因为添加有机碳源导致的其他异养菌及反硝化菌的生长现象. R1 和 R2 反应器的总氮去除率分别提升到了 67.45% 和 81.61% 左右, 但 R3 反应器的处理效果急剧恶化, 总氮去除率骤降至 51.36%, 可以看出, 在停止供给有机碳源后, R2 反应器的处理效果有所提升, 说明厌氧氨氧化反应是系统中的主导反应, 而 R3 反应器的总氮去除率急剧下降, 说明原先参与反应的主要为反硝化菌, 厌氧氨氧化菌在反应器中不占优势. 有研究也发现^[19], 以乙酸钠为碳源, 并且控制 COD/NO_2^- -N 比为 1 ~ 4 时, 厌氧氨氧化菌相比于反硝化菌在亚氮的竞争过程中处于劣势. 所以, 在长期保藏的厌氧氨氧化污泥活性恢复阶段投加葡萄糖作为有机碳源更利于厌氧氨氧化菌活性恢复并成为反应器中

的优势菌种.

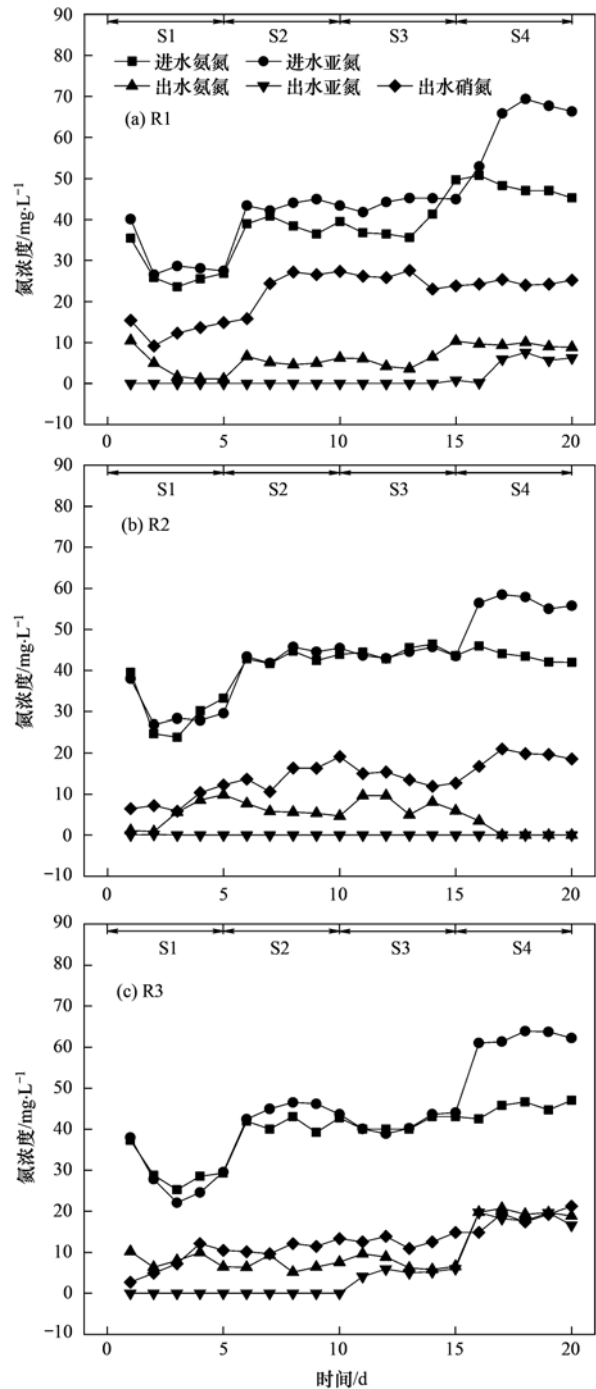


图 5 反应器脱氮性能

Fig. 5 Denitrification performance in the reactors

2.4 系统恢复效果及脱氮路径分析

一直以来, 厌氧氨氧化细菌被认为是严格的自养型细菌, 只利用无机碳源. 但王丽娇等^[20]的研究中发现, 在葡萄糖存在的条件下, 厌氧氨氧化细菌存在两种代谢途径, 一是常规的厌氧氨氧化反应, 二是能够利用硝酸盐作为电子受体发生硝酸盐型反硝化反应, 并生成产物亚硝酸盐. 有研究表明^[21], *A. propionicus*、*B. anammoxidans*、*B. fulgida*、*J. caeni* 和 *K. stuttgartiensis* 等厌氧氨氧化菌属可氧化

小分子有机酸,厌氧氨氧化菌能通过完全氧化小分子有机酸为 CO_2 后,再利用 CO_2 合成细胞自身营养物质的方式代谢部分有机碳^[22]. 这些研究表明,在有机碳源存在的情况下,厌氧氨氧化菌的代谢途径或许与常规不同.

根据厌氧氨氧化方程[式(1)],常规厌氧氨氧化菌反应以 1.32:1 的比例消耗 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 基质,并且生成的 NO_3^- -N 与消耗的 NH_4^+ -N 之间的比例应为 0.26:1. 如图 6 所示,本实验对于各阶段的化学计量比进行了计算.

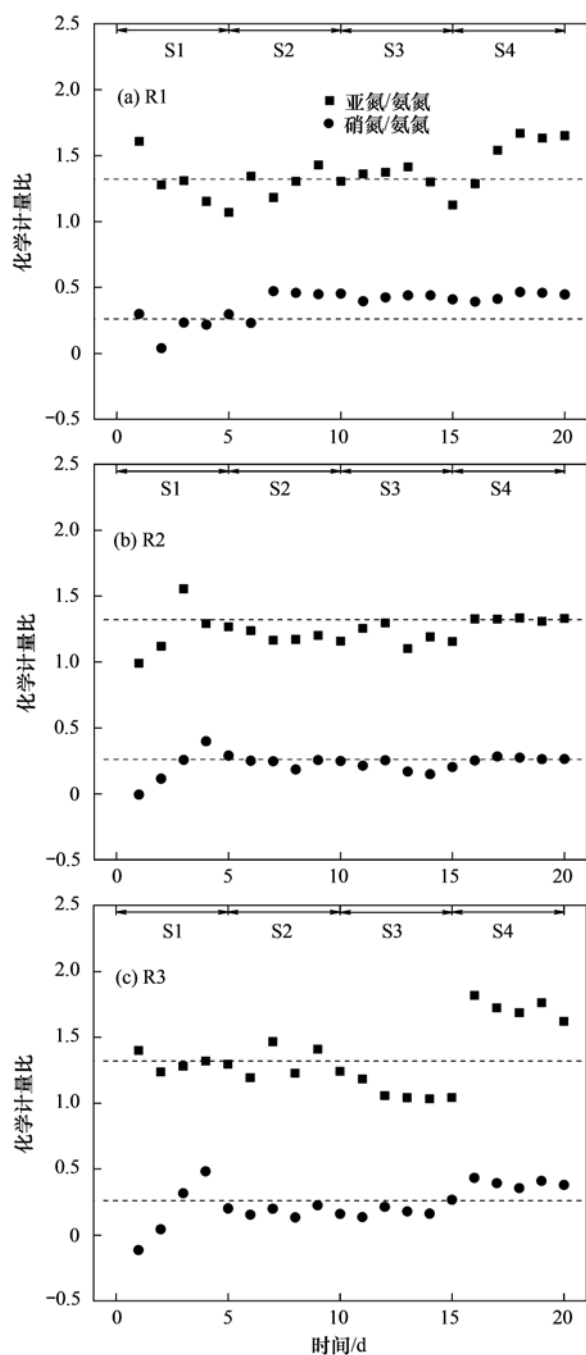
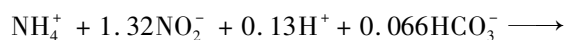
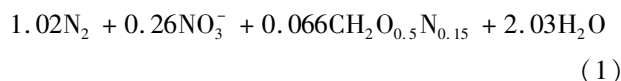


图 6 反应器化学计量比变化

Fig. 6 Changes in the stoichiometry of the reactors



由图 6 可知, S1 阶段反应器处理性能不够稳定, 3 个反应器的化学计量比波动较大, 均不是典型的厌氧氨氧化反应, 有研究指出^[23], 保藏后的污泥都具有不同程度的亚硝化能力. 而 R2 和 R3 反应器因为添加了有机碳源, 更适宜反硝化细菌参与反应, 甚至出现了 NO_3^- -N 与 NH_4^+ -N 之间的比值小于 0 的情况.

S2 和 S3 两个阶段, 反应器内厌氧氨氧化活性逐渐恢复, 化学计量比渐渐趋于稳定, 但 R1 反应器的 NO_3^- -N 与 NH_4^+ -N 之间的比值稳定在 0.40 左右, 推测原因, 反应器中存在亚硝酸盐氧化菌 (NOB), 将部分 NO_2^- -N 转化为了 NO_3^- -N. 而 R2 和 R3 反应器 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 基本小于 1.32, NO_3^- -N/ NH_4^+ -N 基本小于 0.26, 这与黄佳路^[24]在常温下储存厌氧氨氧化颗粒污泥之后不添加有机物进行活性恢复的结果有所不同, 而且这一现象无法通过反硝化细菌的生长繁殖来解释, 因此推测此时在 R2 和 R3 反应器中发生了如图 7 所示的反应, 不只存在常规的厌氧氨氧化反应途径, 也存在厌氧氨氧化菌利用有机物将部分 NO_3^- -N 转化为了 NO_2^- -N, 生成的 NO_2^- -N 再次供给厌氧氨氧化菌所利用的特殊途径, 宏观来看, NO_3^- -N 的生成量减少, 而且因 NO_2^- -N 的生成, NH_4^+ -N 消耗量增加, 因而出现了两个化学计量比均低于正常情况的现象. 此时系统中这两种途径相辅相成, 提高了总氮去除率.

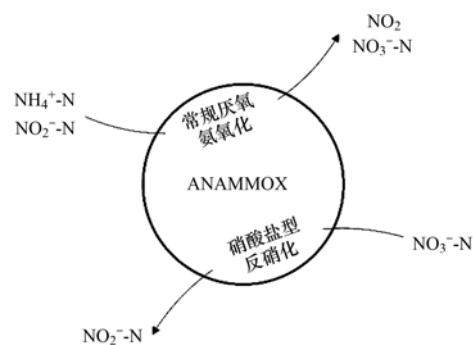


图 7 反应途径

Fig. 7 Reaction pathway

S4 阶段, 进水中 NO_2^- -N 和 NH_4^+ -N 的比值调整为 1.32:1, 也不再添加有机碳源, R2 反应器的化学计量比迅速稳定在了 1.32 和 0.26 左右, 此时, 系统内反硝化菌活性被抑制, 厌氧氨氧化菌利用硝酸盐作为电子受体的反应途径也停止了, 此时反应器内仅存在厌氧氨氧化常规反应途径. 由此可知, 厌氧氨氧化菌的特殊反应途径对于常规反应途径并无影响, 在有机物存在的情况下, 两者共同发挥作用, 在停止

添加有机物后,厌氧氨氧化菌的硝酸盐型反硝化反应立即停止,不存在滞后性和适应期.但此时 R3 反应器则因原先系统中大量存在的反硝化细菌活性被抑制而出现了脱氮性能恶化的现象,计量比波动较大,反应不稳定.

比厌氧氨氧化活性(SAA)可以反映厌氧氨氧化菌的菌群活性和丰度.如图8所示,在进行长期低温保藏前,厌氧氨氧化颗粒污泥的SAA(以N/VSS计,下同)为 $0.216 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$.在第230 d,长期保藏阶段结束时,立即对其SAA进行了测定,活性仅为原来的6.02%,经过长期的低温饥饿保藏,厌氧氨氧化颗粒污泥失去了大部分活性.经过15 d的恢复,R1、R2和R3反应器的活性值均有所提升,分别达到了 0.145 、 0.185 和 $0.126 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,其中,R2反应器的SAA最高,恢复到了保藏前的85.65%,通过添加葡萄糖,厌氧氨氧化菌的活性恢复速度更快,这一结果与刘金苓等^[25]的研究类似,当添加低浓度葡萄糖($0.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$)时,促进了厌氧氨氧化反应,厌氧氨氧化菌活性有所提升.但R3反应器厌氧氨氧化菌的活性恢复速度却低于对照组R1,推测原因,乙酸钠作为小分子有机物,更容易被反硝化细菌所利用,导致系统内反硝化细菌占据优势,厌氧氨氧化菌在底物基质过程中处于劣势,影响其活性恢复速度,张诗颖等^[26]在实验中也发现同样的现象,以乙酸钠作为碳源,C/N设置为2的条件下,厌氧氨氧化菌活性大大降低.马艳红等^[27]采用污水厂厌氧消化污泥启动厌氧氨氧化,在添加COD为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的乙酸钠时,反硝化菌保持较高活性,厌氧氨氧化活性增长缓慢,最终经过129 d成功启动.可见,虽然厌氧氨氧化颗粒污泥的长期保藏并不是一个难以克服的困难,但厌氧氨氧化菌增殖速率缓慢,世代时间长达10~15 d,活性恢复技术的重点和难点一是在于加快活性恢复速度,二是提高厌氧氨氧化菌在恢复阶段的竞争能力.

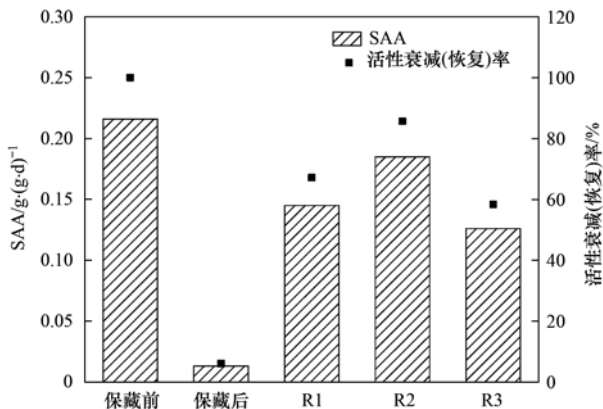


图8 SAA变化及活性恢复率

Fig. 8 Change in the SAA and activity recovery rates

综上,有机碳源的添加对于厌氧氨氧化菌活性恢复的影响,不只在于提升其EPS含量及粒径尺寸,而且参与到了厌氧氨氧化反应过程中,丰富了厌氧氨氧化的反应途径,对于恢复长期保藏的厌氧氨氧化污泥,可以使其在恢复阶段与其他细菌的底物竞争中占据优势,更快地恢复活性.

3 结论

(1)长期低温保藏的厌氧氨氧化污泥在饥饿后期EPS含量处于较高水平,但在恢复阶段初期急剧下降.通过添加有机碳源恢复厌氧氨氧化工艺,EPS含量和PN/PS得以更快地恢复.相比于丙酸钠来说,添加葡萄糖作为长期保藏厌氧氨氧化颗粒污泥活性恢复期间的有机碳源更加有利.

(2)通过添加有机碳源,尤其是葡萄糖恢复的厌氧氨氧化污泥,颗粒形态相对规整,尺寸较为均一.不仅有利于小尺寸颗粒污泥的生长,还促进小颗粒污泥与EPS黏附形成较大粒径颗粒,粒径平均增长速率为 $11.231 \mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$,粒径恢复速度更快.

(3)厌氧氨氧化颗粒污泥的长期保藏并不是一个难以克服的困难,以葡萄糖作为有机碳源,可以丰富厌氧氨氧化的反应途径,可以使其在活性恢复阶段与其他细菌的底物竞争中占据优势,更快地恢复活性,第15 d时,SSA就达到 $0.185 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,恢复到了保藏前的85.65%,总氮去除率达到80%以上,停止有机碳源供给之后系统仍可保持稳定运行.

参考文献:

- [1] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, **50**(5): 589-596.
- [2] Kocameci B A, Dityapak D, Semerci N, *et al.* Anammox start-up strategies: the use of local mixed activated sludge seed versus Anammox seed[J]. *Water Science & Technology*, 2018, **78**(9): 1901-1915.
- [3] Xu D D, Kang D, Ding A Q, *et al.* Response of FANIR system to starvation stress: "Dormancy"[J]. *Water Research*, 2020, **171**, doi: 10.1016/j.watres.2019.115380.
- [4] Ye L H, Li D, Zhang J, *et al.* Resuscitation of starved anaerobic ammonium oxidation sludge system: Impacts of repeated short-term starvation[J]. *Bioresource Technology*, 2018, **263**: 458-466.
- [5] Xing B S, Guo Q, Jiang X Y, *et al.* Long-term starvation and subsequent reactivation of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) granules[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **287**: 575-584.
- [6] 王莹, 杨开亮, 王博, 等. 厌氧氨氧化菌的保藏与活性恢复研究进展[J]. *水处理技术*, 2019, **45**(7): 6-12.
Wang Y, Yang K L, Wang B, *et al.* Research progress of preservation and reactivation of anaerobic ammonium oxidation bacteria[J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, **45**(7): 6-12.

- [7] 李冬, 王艳菊, 吕育锋, 等. 有机碳源对厌氧氨氧化污泥颗粒化的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2018, **50**(9): 116-122.
Li D, Wang Y J, Lü Y F, *et al.* Effect of organic carbon source on granulation of anaerobic ammonia oxidation sludge [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2018, **50**(9): 116-122.
- [8] 齐泽坤, 王建芳, 钱飞跃, 等. 全程自养颗粒污泥快速启动及混合营养型脱氮性能分析[J]. 环境科学, 2020, **41**(10): 4653-4660.
Qi Z K, Wang J F, Qian F Y, *et al.* Analysis of rapid start-up and mixed nutritional nitrogen removal performance of complete autotrophic granular sludge [J]. Environmental Science, 2020, **41**(10): 4653-4660.
- [9] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review [J]. Biotechnology Advances, 2010, **28**(6): 882-894.
- [10] Laspidou C S, Rittmann B E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass [J]. Water Research, 2002, **36**(11): 2711-2720.
- [11] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules [J]. Letters in Applied Microbiology, 2001, **33**(3): 222-226.
- [12] 闫立龙, 刘玉, 任源. 胞外聚合物对好氧颗粒污泥影响的研究进展[J]. 化工进展, 2013, **32**(11): 2744-2748, 2756.
Yan L L, Liu Y, Ren Y. A review on the effects of extracellular polymeric substance to aerobic granular sludge [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, **32**(11): 2744-2748, 2756.
- [13] 汪彩华, 郑平, 唐崇俭, 等. 间歇性饥饿对厌氧氨氧化菌混培物保藏特性的影响[J]. 环境科学学报, 2013, **33**(1): 36-43.
Wang C H, Zheng P, Tang C J, *et al.* Effects of intermittent starvation on preservation characteristics of ANAMMOX bacteria [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, **33**(1): 36-43.
- [14] Turakhia M H, Characklis W G. Activity of *Pseudomonas aeruginosa* in biofilms; effect of calcium [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1989, **33**(4): 406-414.
- [15] 杨京月, 李军, 郑照明, 等. 有机物对 SAD 的影响及其数学模拟[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(12): 4516-4523.
Yang J Y, Li J, Zheng Z M, *et al.* Effect of organic compounds on the SAD and its mathematical simulation [J]. China Environmental Science, 2018, **38**(12): 4516-4523.
- [16] Hou X L, Liu S T, Zhang Z T. Role of extracellular polymeric substance in determining the high aggregation ability of Anammox sludge [J]. Water Research, 2015, **75**: 51-62.
- [17] 李冬, 田海成, 梁瑜海, 等. 水质条件对厌氧氨氧化颗粒污泥 EPS 含量的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2017, **49**(2): 6-12.
Li D, Tian H C, Liang Y H, *et al.* Effect of water quality of influent on the content of extracellular polymeric substances in Anammox granule sludge [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2017, **49**(2): 6-12.
- [18] 高雪健, 张杰, 李冬, 等. 不同基质浓度对 ANAMMOX 菌短期储存的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(12): 5587-5595.
Gao X J, Zhang J, Li D, *et al.* Effects of different substrate concentrations on the short-term storage of ANAMMOX bacteria [J]. Environmental Science, 2018, **39**(12): 5587-5595.
- [19] 杨京月, 郑照明, 李军, 等. 厌氧氨氧化耦合反硝化底物竞争抑制特性[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(8): 2947-2953.
Yang J Y, Zheng Z M, Li J, *et al.* The inhibitive characteristics by substrate competition of the Anammox coupling denitrification process [J]. China Environmental Science, 2018, **38**(8): 2947-2953.
- [20] 王丽娇, 钟玉鸣, 贾晓珊. 葡萄糖条件下厌氧氨氧化微生物利用硝酸盐作电子受体的反应特性[A]. 见: 中国环境科学学会 2010 年学术年会论文集[C]. 上海: 中国环境科学学会, 2010. 4223-4227.
- [21] 胡倩怡, 郑平, 康达. 厌氧氨氧化菌的种类、特性与检测[J]. 应用与环境生物学报, 2017, **23**(2): 384-391.
Hu Q Y, Zheng P, Kang D. Taxonomy, characteristics, and biotechniques used for the analysis of anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2017, **23**(2): 384-391.
- [22] 魏凡凯, 王昕竹, 吴鹏, 等. 碳源对厌氧氨氧化菌活性影响的研究进展[J]. 工业水处理, 2019, **39**(6): 7-12.
Wei F K, Wang X Z, Wu P, *et al.* Research progress in the influences of carbon sources on the activity of anaerobic ammonia oxidizing bacteria [J]. Industrial Water Treatment, 2019, **39**(6): 7-12.
- [23] 袁怡, 黄勇, 李祥, 等. 长期保藏对厌氧氨氧化污泥脱氮性能的影响[J]. 环境工程学报, 2014, **8**(5): 2051-2056.
Yuan Y, Huang Y, Li X, *et al.* Influence of long-term preservation on nitrogen removal capabilities of ANAMMOX sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, **8**(5): 2051-2056.
- [24] 黄佳路, 王小龙, 高大文. 常温下厌氧氨氧化污泥的储存及活性恢复[J]. 环境科学, 2017, **38**(11): 4687-4695.
Huang J L, Wang X L, Gao D W. Storage and reactivation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) sludge at room temperature [J]. Environmental Science, 2017, **38**(11): 4687-4695.
- [25] 刘金冬, 钟玉鸣, 谢志儒, 等. 厌氧氨氧化微生物在有机碳源条件下的代谢特性[J]. 环境科学学报, 2009, **29**(10): 2041-2047.
Liu J L, Zhong Y M, Xie Z R, *et al.* Metabolism of anaerobic ammonium oxidizing (Anammox) bacteria with organic carbon addition [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, **29**(10): 2041-2047.
- [26] 张诗颖, 吴鹏, 宋吟玲, 等. 厌氧氨氧化与反硝化协同脱氮处理城市污水[J]. 环境科学, 2015, **36**(11): 4174-4179.
Zhang S Y, Wu P, Song Y L, *et al.* Nitrogen removal using ANAMMOX and denitrification for treatment of municipal sewage [J]. Environmental Science, 2015, **36**(11): 4174-4179.
- [27] 马艳红, 赵智超, 安芳娇, 等. 不同 COD 浓度下低基质厌氧氨氧化的启动特征[J]. 环境科学, 2019, **40**(5): 2317-2325.
Ma Y H, Zhao Z C, An F J, *et al.* Start-up performance of low-substrate anaerobic ammonium oxidation under different COD concentrations [J]. Environmental Science, 2019, **40**(5): 2317-2325.

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	WANG 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 Nantaoxi 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-juan, <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-yan, <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)