

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第12期

Vol.39 No.12

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次(卷终)

中国燃煤电厂大气污染物排放的健康影响特征	秦雨, 张强, 李鑫, 赵红艳, 同丹, 郑逸璇, 耿冠楠, 贺克斌 (5289)
基于 LUR 模型的中国 PM _{2.5} 时空变化分析	刘炳杰, 彭晓敏, 李继红 (5296)
长三角淳安地区二次颗粒物污染形成机制	黄丹丹, 周敏, 余传冠, 朱书慧, 王裕成, 乔利平, 楼晟荣, 陶士康, 杨强, 李莉 (5308)
春季沙尘过程北京市不同粒径大气气溶胶污染特征及来源分析	杨阳, 李杏茹, 陈曦, 刘水桥, 刘雨思, 徐静, 王莉莉, 陶明辉, 王格慧 (5315)
成都双流夏秋季环境空气中 VOCs 污染特征	邓媛元, 李晶, 李亚琦, 吴蓉蓉, 谢绍东 (5323)
佛山市典型铝型材行业表面涂装 VOCs 排放组成	李霞, 苏伟健, 黎碧霞, 龙森, 黎丽莉, 张洲, 于跃刚, 王云鹏, 王新明 (5334)
四川省人为源大气污染物排放清单及特征	周子航, 邓也, 谭钦文, 吴柯颖, 杨欣悦, 周小玲 (5344)
炼焦工序颗粒物排放特征	王彦辉, 赵亮, 孙文强, 叶竹, 蔡九菊 (5359)
小流域大气氮干湿沉降特征	王焕晓, 庞树江, 王晓燕, 樊彦波 (5365)
流域氮素主要输出途径及变化特征	李文超, 雷秋良, 翟丽梅, 刘宏斌, 胡万里, 刘申, 任天志 (5375)
生物炭配施缓控释肥对稻田田面水氮素动态变化及径流流失的影响	斯林林, 周静杰, 吴良欢, 胡兆平 (5383)
长江上游农业源溪流雨季中 N ₂ O 间接排放特征	田琳琳, 王正, 朱波 (5391)
不同氮污染特征河流 N ₂ O 浓度、释放通量与排放系数	王森, 李亚峰, 雷坤, 杨丽标 (5400)
多种同位素手段的硝酸盐污染源解析: 以会仙湿地为例	彭聪, 潘晓东, 焦友军, 任坤, 曾洁 (5410)
典型岩溶槽谷区土壤水 δD 和 δ ¹⁸ O 时空分布特征: 以重庆市中梁山岩溶槽谷为例	吴韦, 蒋勇军, 贾亚男, 彭学义, 段世辉, 刘九缠, 王正雄 (5418)
沁河冲洪积扇地下水水化学特征及成因分析	刘江涛, 蔡五田, 曹月婷, 蔡月梅, 边超, 吕永高, 陈远铭 (5428)
2017 年最大降水对再生水受水河道径流组成的影响	廖安然, 宋献方, 张应华, 杨丽虎, 卜红梅, 马英, 韩冬梅, 秦文婧, 杨胜天 (5440)
周村水库主库区水体热分层形成过程中沉积物间隙水 DOM 的光谱演变特征	周石磊, 张艺冉, 黄廷林, 李再兴, 罗晓 (5451)
三峡库区沉积物中镍污染特征评价	张伟杰, 殷淑华, 徐东昱, 高丽, 高博 (5464)
四面山大洪湖底泥/水界面汞的迁移转化规律	郭攀, 孙涛, 杨光, 马明 (5473)
大兴安岭南麓湿地类型对土壤中甲基汞分布的影响	周心功, 刘玉荣, 李晶, 周志峰 (5480)
模拟三峡库区消落带土壤有机磷酸酯类水释放特征	杨婷, 何明靖, 杨志豪, 魏世强 (5487)
典型旅游城市河流水体及污水厂出水中全氟烷基类化合物的空间分布及其前体物的转化	王世亮, 孙建树, 杨月伟, 张敏 (5494)
4 种不同工况生物滤池净化效能与微生物特性分析	江肖良, 李孟, 张少辉, 张世羊 (5503)
微量元素锰对威氏海链藻生长及叶绿素荧光的影响	王木兰, 姜玥璐 (5514)
广东省水库拟柱胞藻 (<i>Cylindropermopsis raciborskii</i>) 的分布特征及影响因素分析	雷敏婷, 彭亮, 韩博平, 雷腊梅 (5523)
磁性壳聚糖接枝聚丙烯酰胺去除水体中腐殖酸	尤雯, 刘海成, 曹家玮, 沈耀良, 陈卫 (5532)
臭氧-生物活性炭对微污染原水中典型持久性有机物的去除效果	兰亚琼, 刘锐, 马正杰, 陈吕军 (5541)
水解酸化/AO 组合工艺处理印染废水色度去除与脱氮性能	顾梦琪, 尹启东, 刘爱科, 吴光学 (5550)
“异养-硫自养”组合工艺去除高浓度高氯酸盐特性	刘颖男, 陶华强, 宋圆圆, 张春青, 逯彩彩, 韩懿, 李海波, 郭建博 (5558)
静压快速启动亚硝酸盐依赖型甲烷厌氧氧化反应	王一因, 胡振, 茹东云, 姜丽萍, 刘华清 (5565)
多级 AO 耦合流离生化工艺流量分配比优化及脱氮机制	王帆, 李军, 边德军, 聂泽兵, 张莉, 孙艺齐 (5572)
主流条件下两级式 PN-ANAMMOX 工艺的高效能脱氮过程	刘文如, 杨殿海, 沈耀良, 王建芳, 吴鹏, 钱飞跃, 陈重军 (5580)
不同基质浓度对 ANAMMOX 菌短期储存的影响	高雪健, 张杰, 李冬, 曹正美, 郭跃洲, 李帅 (5587)
主流厌氧氨氧化工艺的优化及其微生物的群落变迁	付昆明, 李慧, 姜姗, 仇付国, 曹秀芹 (5596)
厌氧氨氧化污泥恢复过程中的颗粒特性	陈方敏, 顾澄伟, 胡羽婷, 黄勇, 李祥, 陆明羽, 方文辉, 金润 (5605)
低温反硝化菌——施氏假单胞菌 N3 的筛选及脱氮性能	路俊玲, 陈慧萍, 肖琳 (5612)
复垦工业场地土壤和周边河道沉积物重金属污染及潜在生态风险	吴健, 王敏, 张辉鹏, 黄宇驰, 徐志豪, 李青青, 陈昊, 黄沈发 (5620)
不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险	李春芳, 曹见飞, 吕建树, 姚磊, 吴泉源 (5628)
某大型神渣场土壤 As 污染特征及生态风险评价	刘庚, 石瑛, 田海金, 李豪, 张蕾, 牛俊杰, 郭观林, 张朝 (5639)
亚热带典型岩溶水库细菌丰度和细菌生产力及其与环境因子的关系	辛胜林, 梁月明, 彭文杰, 宋昂, 靳振江, 朱美娜, 李强 (5647)
岩溶区典型灌丛植物根系丛枝菌根真菌群落结构解析	梁月明, 苏以荣, 何寻阳, 陈香碧 (5657)
模拟氮沉降对干旱半干旱温带草原土壤细菌群落结构的影响	李宗明, 沈菊培, 张丽梅, 刘国平, 白文明, 贺纪正 (5665)
添加磷素对低磷稻田根际土壤固碳自养微生物数量的影响	柏菁, 李奕霏, 刘守龙, 祝贞科, 李科林, 彭佩钦, 吴小红, 葛体达, 吴金水 (5672)
长期不同施肥对稻田土壤有机碳矿化及激发效应的影响	马欣, 魏亮, 唐美玲, 徐福利, 祝贞科, 葛体达, 吴金水 (5680)
黄土丘陵区撂荒恢复过程中植物群落组成与土壤养分及酶活性变化的关系	乔文静, 戴银月, 张伟, 付淑月, 杨改河, 韩新辉, 陈正兴, 高德新, 冯永忠 (5687)
生活垃圾不同填埋阶段的富里酸对五氯苯酚的降解	刘思佳, 何小松, 张慧, 祖国峰, 席北斗, 李丹, 党秋玲 (5699)
CO ₂ 倍增条件下不同生育期水稻碳氮磷含量及其计量比特征	唐美玲, 肖谋良, 袁红朝, 王光军, 刘守龙, 祝贞科, 葛体达, 吴金水 (5708)
基于层次分析法的医疗废物处置技术评价	许晓芳, 谭全银, 刘丽丽, 李金惠 (5717)
中国农田畜禽粪尿氮负荷量及其还田潜力	刘晓永, 王秀斌, 李书田 (5723)
《环境科学》第 39 卷(2018 年) 总目录	(5740)
《环境科学》征订启事 (5343) 《环境科学》征稿简则 (5439) 信息 (5595, 5619, 5638)	

主流厌氧氨氧化工艺的优化及其微生物的群落变迁

付昆明, 付巢, 李慧, 姜姗, 仇付国, 曹秀芹

(北京建筑大学环境与能源工程学院, 城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 中-荷污水处理技术研发中心, 北京 100044)

摘要: 通过高氨氮污水驯化成熟的 CANON 生物膜反应器处理低氨氮污水, 试验分为 3 个阶段: ①连续曝气无机配水阶段(0 ~ 59 d), 曝气量 $30 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 调整氨氮浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 厌氧氨氧化脱氮效率较低, 第 56 d 时, TN 去除负荷仅为 $0.13 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. ②连续曝气生活污水阶段(60 ~ 110 d), 有机碳源的进入使得 CANON 反应器在 79 d 时 TN 去除负荷提升至 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. ③由于 DO 浓度较低, 其氨氮去除率仅为 75%, 为进一步提高氨氮和 TN 的去除效果, 第 110 d 时, 进入间歇曝气生活污水阶段(110 ~ 160 d), 提高曝气量为 $50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 曝气 30 min, 停曝 30 min, 第 131 d 时, 氨氮去除率提高至 86.34%, TN 去除率和去除负荷分别达到 85.87% 和 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 这说明间歇曝气策略可以提升 CANON 反应器的脱氮性能. 同时在试验开始前(0d)、连续曝气无机配水阶段(56 d)和间歇曝气生活污水阶段(152 d)时分别取样进行了高通量测序, 分析不同阶段的微生物群落变化, 结果表明: ① *Candidatus Brocadia* 相比 *Candidatus Kuenenia* 在低氨氮无机配水和生活污水阶段中受影响较小; ② *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 分别为 AOB 和 NOB 的优势菌种, 生活污水阶段对 *Nitrosomonas* 影响较大, 对 *Nitrospira* 影响较小; ③反硝化菌属始终存在 CANON 反应器中, 其中假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、副球菌属 (*Paracoccus*) 适应性最强, 但各阶段相对丰度均不超过 0.5%.

关键词: 全程自养脱氮(CANON); 生活污水; 间歇曝气; 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 反硝化菌

中图分类号: X172; X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)12-5596-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201805164

Optimization of the Mainstream Anaerobic Ammonia Oxidation Process and Its Changes of the Microbial Community

FU Kun-ming, FU Chao, LI Hui, JIANG Shan, QIU Fu-guo, CAO Xiu-qin

(Sino-Dutch R&D Centre for Future Wastewater Treatment, Key Laboratory of Urban Storm water System and Water Environment, School of Environment and Energy Engineering, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: The completely autotrophic ammonium removal over nitrite (CANON) biofilm reactor acclimated by high-strength ammonia wastewater was used to treat low-strength ammonia wastewater. The treatment can be divided into three stages: ① the nitrogen removal efficiency of anaerobic ammonia oxidation was low during the continuous aeration stage with inorganic wastewater as raw water (0-59 d) and with an aeration amount of $30 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ and ammonia concentration of $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (until day 56), the TN removal load was only $0.13 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; ② during the continuous aeration stage with domestic wastewater as raw water (60-110 d), the addition of organic carbon improved the TN removal load to $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ on day 79; the removal rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ then reached 100% when the aeration volume improved to $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ on day 103; however, the TN removal efficiency and TN removal load decreased to 42.36% and $0.14 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. ③ To increase both the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN removal efficiency during the intermittent aeration stage with domestic wastewater as raw water (110-160 d), the aeration amount was increased to $50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, while aeration was continued for 30 min and was stopped for the next 30 min; on day 131, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal efficiency increased to 86.34%, the TN removal efficiency and removal load reached 85.87% and $0.3 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ respectively; on day 141, the aeration was increased to $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ and the removal efficiency of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ reached 100%, while the removal efficiency and removal load of TN were 64.28% and $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, indicating that the intermittent aeration strategy effectively improves the nitrogen removal performance of the CANON reactor. To analyze the variation of the microbial community during different stages, the samples of three stages (0, 56, and 152 d) were analyzed using high-throughput sequencing technology. The results show that: ① *Candidatus Brocadia* is less affected than *Candidatus Kuenenia* during the low-strength ammonia stages with inorganic and domestic wastewater as raw water; ② *Nitrosomonas* and *Nitrospira* were the dominant bacteria of AOB (ammonia oxidizing bacteria) and NOB (nitrite oxidizing bacteria), respectively. Domestic wastewater had a greater impact on *Nitrosomonas* than on *Nitrospira*; ③ Denitrifying bacteria were present during the whole stage; *Pseudomonas* and *Paracoccus* were the most adaptable, even though their relative abundances during each stage were below 0.5%.

Key words: completely autotrophic ammonium removal over nitrite (CANON); domestic wastewater; intermittent aeration; anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX); denitrifying bacteria

收稿日期: 2018-05-19; 修订日期: 2018-05-26

基金项目: 北京建筑大学市属高校基本科研业务费专项(X18214); 北京市教育委员会科技发展计划项目(SQKM201710016006)

作者简介: 付昆明(1981~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为污水自养脱氮技术与 N_2O 释放控制技术, E-mail: fukunming@163.com

主流厌氧氨氧化是指以厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)在污水厂主流而非侧流阶段,应用 ANAMMOX 工艺.若广泛应用于处理城市污水,并和资源回收技术结合,可以实现有机碳源和氮素同步去除,并最大限度地回收有机碳源,通过厌氧消化产甲烷为污水厂提供能源,与传统工艺相比,可节省能源 $20\text{ W}\cdot\text{h}\cdot(\text{人}\cdot\text{d})^{-1}$ ^[1],因此,主流厌氧氨氧化的应用不仅可以彻底解决污水处理时碳源不足的难题,还可以大幅度降低污水厂的能源需求,甚至实现污水处理厂的能源自给,主流厌氧氨氧化的实现将会带来市政污水处理的革命性变革^[2].

目前以 ANAMMOX 技术为核心的新型脱氮工艺,如全程自养脱氮(completely autotrophic ammonium removal over nitrite, CANON)工艺、部分亚硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification/anammox, PN/A)工艺等,在处理高氨氮废水的工程应用已有 200 多个^[3, 4],但主流厌氧氨氧化的实际工程应用仅有新加坡樟宜再生水厂^[5, 6]一例,该水厂因地处热带,污水温度在 $(30\pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$,适合 ANAMMOX 菌的增殖且利于实现短程硝化,其氮素去除率为 64.6%,其中 37.5%由厌氧氨氧化实现,27.1%由传统硝化反硝化完成,目前,该水厂仍然在运行调试中,并未完全实现主流厌氧氨氧化,因此关于主流厌氧氨氧化的研究,现在仍然处在研究阶段^[7].

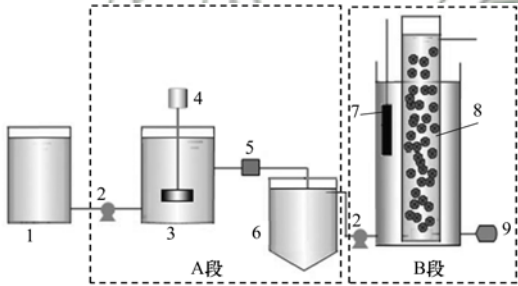
城市污水中的有机碳源会导致异养菌的大量增殖,对 ANAMMOX 菌和氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB)产生严重抑制^[8, 9];同时,低氨氮浓度也让游离氨(free ammonia, FA)对亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)的抑制效果几乎丧失^[10],而低氨氮条件下 NOB 比 AOB 的比生长速率高^[11],导致短程硝化在低氨氮浓度下很难稳定实现.因此,有机碳源对 ANAMMOX 菌影响和低氨氮条件下实现稳定的短程硝化,成为实现主流厌氧氨氧化的主要难点.

本研究通过高氨氮培养成熟的 CANON 生物膜反应器,控制温度在 $(28\pm 2)\text{ }^{\circ}\text{C}$,调整进水基质分别为低氨氮无机配水和经过预处理的生活污水,调整运行工况,同时以高通量测序技术对不同阶段的微生物群落进行检测,分析其群落变化规律以及有机碳源对微生物群落的影响,以期为实现主流厌氧氨氧化提供理论支持.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验装置如图 1 所示,整个反应器分为 A 和 B 两段,其中主要包括 A 段的预处理单元和 B 段的 CANON 生物膜反应器. A 段由圆柱状有机玻璃反应器构成,其内径为 16 cm,高为 25 cm,有效体积为 5 L,换水比为 50%; B 段内径为 7 cm,高 150 cm,总容积为 3.5 L,有效容积为 2.5 L,反应器上部有滤网,防止填料流失;曝气头为圆盘状气泡石,曝气量通过转子流量计控制.



1. 生活污水; 2. 蠕动泵; 3. SBR 反应器; 4. 搅拌器; 5. 出水控制阀; 6. 沉淀池; 7. 加热棒; 8. CANON 反应器; 9. 空气泵
图 1 试验装置及工艺流程示意

Fig. 1 Experimental apparatus and process scheme chart

1.2 试验进水及运行方式

在不同时期采用不同进水水质,无机配水时,进水为自来水中添加 NaHCO_3 、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 ,微量元素浓缩液 I 为 $1\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 、微量元素浓缩液 II 为 $1\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[12],具体进水水质见表 1.无机配水阶段直接由 B 段 CANON 生物膜反应器处理.

表 1 CANON 反应器的无机配水阶段进水水质

Table 1 Water quality of the influent for the CANON reactor during the inorganic water stage

项目	$\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{TP}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{DO}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH
连续曝气无机配水(0~59 d)	80(450)	0~10	0~10	10	0~3.2	7.8~8.12

生活污水阶段进水采用某大学小区化粪池内生活污水,首先经过 A 段 SBR 反应器处理后,进入 B 段 CANON 生物膜反应器. SBR 反应器内温度随室

温变化,其运行方式为:进水 5 min,运行 30 min,沉淀 20 min,排水 5 min;经过 SBR 反应器处理,生活污水中 COD 去除约 40%~60%, NH_4^+-N 去除约

10%，具体水质见表 2。CANON 生物膜反应器由恒温加热棒控制反应器内温度为 $(28 \pm 2)^\circ\text{C}$ ，采用连

续进水方式，HRT 为 6 h；运行方式均由定时控制器进行控制。

表 2 SBR 反应器处理生活污水的水质/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

项目	NH_4^+-N	NO_2^--N	NO_3^--N	COD	BOD_5	DO
原水	100 ~ 130	0 ~ 1	0 ~ 1	200 ~ 400	100 ~ 120	—
连续曝气生活污水 (60 ~ 109 d)	90 ~ 120	0 ~ 1	0 ~ 1	90 ~ 130	15 ~ 25	0.2 ~ 1.0
间歇曝气生活污水 (110 ~ 160 d)	90 ~ 120	0 ~ 1	0 ~ 1	100 ~ 140	15 ~ 25	0.2 ~ 1.0

1.3 分析方法

NH_4^+-N : 纳氏试剂比色法^[13]； NO_2^--N : *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法^[13]； NO_3^--N : 紫外分光光度法^[13]；pH 值: 实验室 pH 计 FE20 (梅特勒-托利多, 瑞士)；溶解氧: Multi3620 溶解氧仪 (WTW, 德国)；TN 在无机配水阶段按下式计算：

$$\text{TN} = [\text{NH}_4^+-\text{N}] + [\text{NO}_2^--\text{N}] + [\text{NO}_3^--\text{N}]$$

生活污水阶段的 TN: 紫外分光光度法^[13]。

微生物群落分析: 按照 97% 的相似度计算多样性指数，采用 Illumina MiSeq 测序平台对样品中的微生物进行测序分析，包括 DNA 提取、PCR 扩增、

MiSeq 文库构建和 MiSeq 测序。通过单样品的 α 多样性分析和多种统计学分析指数，可以反映微生物群落的相对丰度和物种多样性。

2 结果与分析

2.1 无机配水阶段

无机配水阶段 (0 ~ 59 d): 降低进水 NH_4^+-N 浓度为 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，同时控制曝气量为 $30\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ，DO 维持在 $1.0 \sim 2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由图 2 可知，0 ~ 26 d， NH_4^+-N 去除率在 80% 左右，出水 NO_3^--N 浓度由 $7.53\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐升高，第 24 d 时，达到 39.42

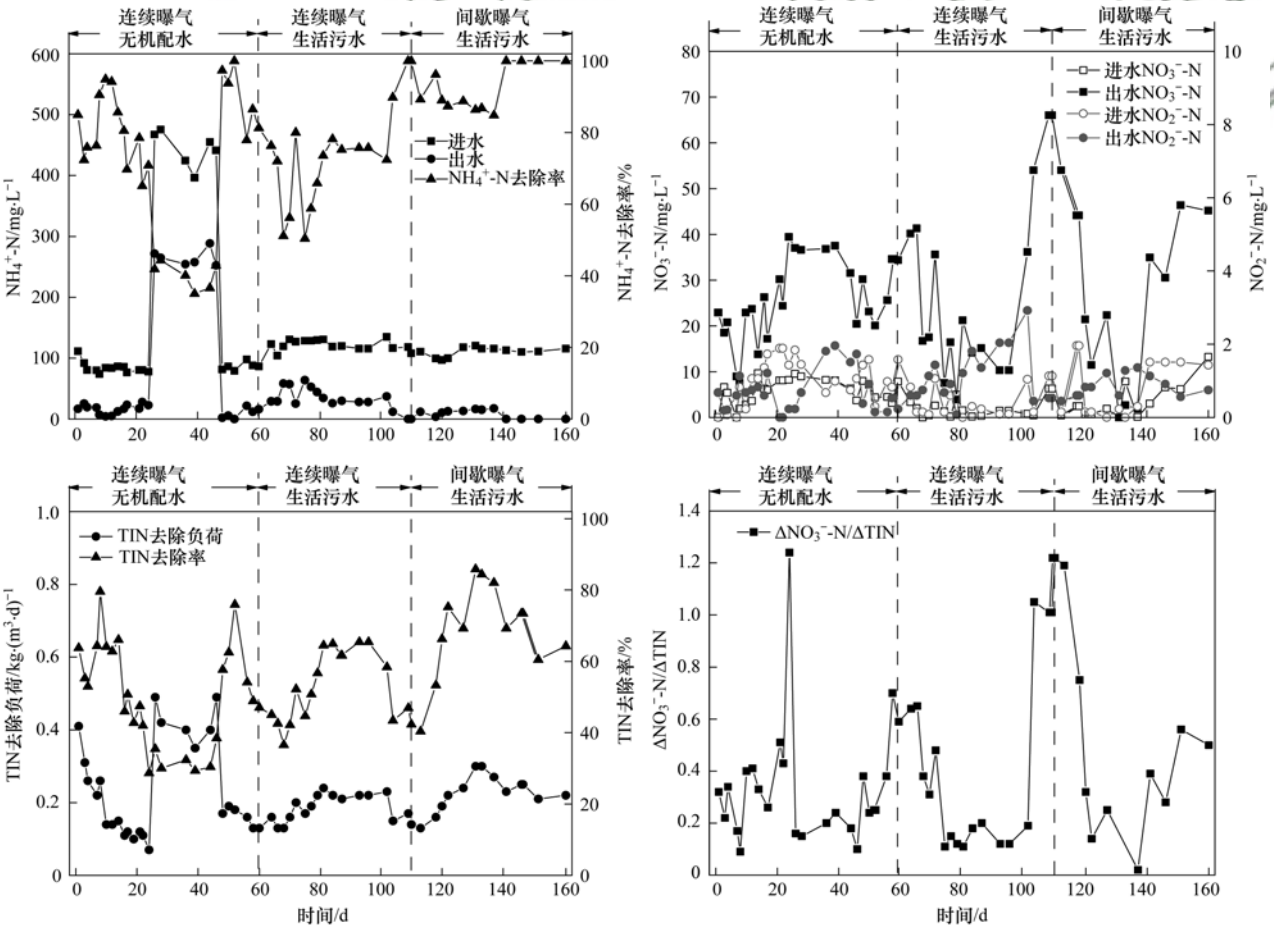


图 2 CANON 反应器中各氮素浓度的变化

Fig. 2 Variations of the nitrogen species concentration in the CANON reactor

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 去除率由 79.57% 降低为 28.70%, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值达到最高为 1.244, 严重偏离了其理论值 0.127^[14]; 此时, 出水 FA 浓度为 0.1 ~ 1.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 为了抑制 NOB, 26 d 时, 将 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度重新调整至约 450 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此后, 反应器中 FA 浓度在 12 ~ 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度开始逐渐降低, 至 46 d 时, 由最高 39.42 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 20.44 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值降至 0.10. 在 47 ~ 60 d, 恢复进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水 FA 浓度降低至 1.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 60 d 时 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 出水为 34.37 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值为 0.588.

2.2 生活污水连续曝气阶段

生活污水连续曝气阶段(60 ~ 110 d): 进水改为 A 段 SBR 反应器预处理后生活污水. 从图 2 可知, 61 ~ 96 d, 曝气量维持 30 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, DO 约为 1.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 其中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度呈现下降趋势, 由 40.21 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低为 10.33 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值维持在理论值 0.127^[14] 附近, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率约 75.00%, TN 去除率由 45.05% 提升至 65.47%, TN 去除负荷由 0.13 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提升至 0.22 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 曝气量为 30 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 仍有 25% 的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 未去除, 因此, 为提高 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率, 在 103 ~ 110 d, 将曝气量提升至 100 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, DO 为 3.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率达到了 100%, 而到 110 d 时, 出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 高达 66.04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值为 1.22, TN 去除率和 TN 去除负荷分别降为 42.36% 和 0.14 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

图 3 为试验进水改为生活污水后, CANON 反应器中对 COD 去除的变化规律, 沉淀池中 COD 浓

度在 90 ~ 130 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, CANON 反应器的出水 COD 浓度在 40 ~ 80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, COD 去除率为 40% ~ 60%, 平均去除浓度为 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 有机去除负荷为 0.15 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

2.3 生活污水间歇曝气阶段

生活污水间歇曝气阶段(111 ~ 160 d): 为了保证高效亚硝化和 NOB 的抑制效果, 采取间歇曝气方式: 曝气 30 min, 停曝 30 min. 111 ~ 140 d 调整曝气量为 50 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 曝气时 DO 为 1.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 停曝时 DO 为 0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 141 ~ 160 d 时, 将曝气量提高为 100 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 间歇时间不变, 曝气时 DO 约为 3.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 停曝时 DO 约为 0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

从图 2 可知, 调整曝气策略后, 初期 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率达 89.26%, 113 ~ 140 d 平均 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率在 85% 以上, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值最低为 0, 低于理论值 0.127, TN 去除率最高达 85.87%, TN 去除负荷达 0.30 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 整体脱氮性能有较大提升, 为继续提高 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率, 141 d 时, 调整曝气量为 100 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, DO 为 3.52 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率达 100%, 到 160 d 时, 出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度为 42.21 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 为 0.504, TN 去除负荷和去除率分别为 0.22 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 64.28%.

由图 3 可知, 间歇曝气阶段 COD 浓度在 100 ~ 140 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 出水 COD 浓度在 50 ~ 90 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 但 COD 去除率仍为 40% ~ 60%, 平均去除浓度为 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 在调整曝气量为 100 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 之后, COD 平均去除率增加 10% 左右.

3 讨论

3.1 游离氨的影响

1 ~ 26 d 时, 出水 FA 浓度为 0.1 ~ 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 值为 0.3 ~ 0.5, 高于自养脱氮的理论值 0.127^[14], 说明 FA 浓度低于 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度增加, FA 未起到抑制 NOB 的作用. 而有研究表明 FA 对 NOB 抑制范围为 0.1 ~ 1.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 对 AOB 抑制范围为 10 ~ 150 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[15], 也有研究表明当 FA 为 6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 可抑制 NOB^[16], 说明 FA 对 NOB 抑制作用需要较高浓度. 本试验在 26 ~ 46 d 时, FA 浓度在 12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 为 0.162, 而 FA 为 28 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$ 降至 0.097, 说明 FA 在 12 ~ 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 可以实现对 NOB 的抑制, 其中 FA 为 28 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 可以完全

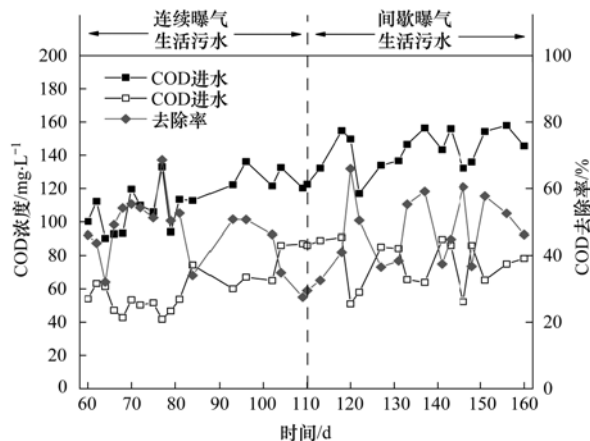


图 3 CANON 反应器中 COD 浓度和去除率的变化

Fig. 3 Variations of the COD concentration and removal efficiency in the CANON reactor

抑制 NOB. 韩晓宇等^[17]也发现在控制 FA 为 $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 稳定实现短程硝化, FA 为 $16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NOB 活性开始恢复, FA 为 $7.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时完全恢复; 而季民等^[18]则认为 FA 对 NOB 的临界抑制浓度为 $6.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 不同学者的研究结果不相同, 可能是在不同的驯化条件下, NOB 对 FA 产生了适应性, 导致了 FA 对 NOB 的抑制浓度的差异性. 47 ~ 60 d 时重新降低 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 出水 FA 浓度重新降低至 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, $\Delta \text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta \text{TN}$ 又升至 0.588. 综上所述, 保持曝气量恒定, HRT 为 6 h 时, FA 浓度大于 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 可以抑制 NOB, 但 FA 值低于 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, NOB 活性会快速恢复, 也说明 FA 抑制 NOB 作用具有可逆性^[19]. 在实现短程硝化策略中, FA 和 DO 的联合抑制效果最佳, 当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度低于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 后, 若保持和高氨氮时相同 DO 浓度, 则会导致较低 FA, 从而失去 FA 对 NOB 的抑制作用; 若降低 DO 则会降低 AOB 的活性, 最终 FA 和 DO 的联合抑制作用将失效, 因此, 需要采取其他策略协助实现稳定的短程硝化.

3.2 有机碳源的影响

生活污水进水前期 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化不大, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度稳定, 说明初期异养反硝化菌不多, 经过一段时间驯化, 随着有机碳源长期驯化以及部分异养微生物的流入, CANON 反应器内生物膜为反硝化菌的附着提供条件, 使得反硝化菌利用有机碳源进行反硝化脱氮.

理论上, 反硝化脱氮所需的 $\text{COD} / \text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 2.86, 由 2.2 节可知, COD 去除的浓度平均为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 假设去除的有机碳源仅用于反硝化脱氮, 则 CANON 反应器中通过反硝化去除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度应为 $17.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 对比 60d 和 96d 时的脱氮效果, 60d 时进水由无机配水改为生活污水, 96d 时 CANON 反应器的出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度减少 $29.88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在有机碳源不足的情况下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 多去除 $12.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 可能是有机碳源对 DO 的竞争, 抑制了 NOB 活性, 同时增强了 ANAMMOX 的脱氮能力. Zheng 等^[20]直接以 SNAD 生物膜反应器处理生活污水, 得到有机碳源去除负荷为 $0.67 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除负荷为 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 而本试验中 CANON 生物膜反应器处理 SBR 预处理后的污水, 有机碳源的去除负荷仅 $0.15 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除负荷也达到 0.22

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 相比而言, 直接处理生活污水的有机负荷为本试验的 4 倍, 最终 TN 去除负荷相同, 说明 CANON 生物膜反应器中存在较低的有机碳源浓度即可弥补厌氧氨氧化的短板.

3.3 曝气策略与溶解氧的影响

3.3.1 连续曝气阶段

ANAMMOX 菌、反硝化菌和 NOB 对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的半饱和常数分别为 $0.2 \sim 5$ 、 $4 \sim 25$ 和 $12 \sim 955 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[21], 因此在低 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度时, ANAMMOX 菌会优先于反硝化菌和 NOB 利用 $\text{NO}_2^- - \text{N}$. 曝气量为 $30 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, 氨氮去除率仅为 75% 左右, 为提高 AOB 的活性, 调整曝气量为 $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, DO 浓度增加, AOB 和 NOB 活性均提高, 氨氮去除率达 100%, 但导致出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度较曝气量为 $30 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时更高, TN 去除率由 65.47% 降为 42.36%, 说明此时 NOB 竞争 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的能力强于 ANAMMOX 菌. 较高的 DO 浓度可以提高 NOB 活性, 同时也导致部分生物膜内层的 ANAMMOX 菌受到抑制, 因此连续曝气不利于低氨氮浓度下抑制 NOB, 提高 CANON 反应器的脱氮性能.

根据 DO 对 NOB 种群影响, 在低 DO 和低 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度时, 研究者发现 NOB 种群主要为 *Nitrospira*^[22, 23]; Kornaros 等^[24]的研究表明, 从缺氧到好氧, NOB 活性恢复的时间比 AOB 恢复时间长; 包鹏等^[25]通过试验发现, 低溶解氧运行时 *Nitrospira* 含量远高于 *Nitrobacter*; 而在高溶解氧运行时, *Nitrobacter* 逐渐取代 *Nitrospira* 成为 NOB 优势菌种, *Nitrospira* 逐渐消失. 因此, 采取间歇曝气不断改变 DO 浓度可以实现对 NOB 的淘洗和抑制, 从而实现短程硝化.

3.3.2 间歇曝气阶段

在曝气量为 $50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, DO 在 $0 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度降低, 平均 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率在 85% 以上, TN 去除率在 80% 以上, TN 去除负荷最高为 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 张倩等^[26]采用间歇低溶解氧 ($0 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 曝气的运行方式下, 实现对 NOB 的抑制淘洗, TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为 77.80% 和 86.70%, TN 去除负荷仅 $0.16 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 本试验在相同间歇 DO 的情况下, TN 去除负荷接近其 2 倍, 说明采用培养成熟的 CANON 反应器可以维持其高效的脱氮性能; 而当曝气量为 $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, DO 在 $0.5 \sim 3.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率达 100%, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增加, TN 去除负荷和去除率分别为 0.22

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 64.28%；表明 NOB 活性在提高曝气量之后恢复，低 DO 间歇曝气并没有将 NOB 完全淘洗掉；Bournazou 等^[27]的研究表明，NOB 从缺氧阶段进入好氧阶段时，NOB 的活性降低，而且缺氧时间长度和 NOB 的活性降低程度成正相关关系。而当曝气量为 $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时，停止曝气时，DO 降低为缺氧的过程较长，导致曝气量为 $100 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时，反应器内 DO 浓度均处于 NOB 的饱和区内，因此，此时的间歇曝气未起到抑制 NOB 作用。郑照明等^[28]采取间歇曝气时发现，曝气时长小于 60 min，DO 在 $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，可以实现对 NOB 的抑制效果，且对 ANAMMOX 影响较小；付昆明等^[29]则发现控制 DO 在 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以内，采取间歇曝气可以实现短程硝化。间歇曝气的成功关键在于实现 DO 浓度差异化来实现抑制 NOB，不同反应器其耗氧速率不同，其直接影响 DO 浓度的是曝气量与间歇时间，曝气量大则可以维持 AOB 的高效性，而控制间歇曝气时间实现 DO 的差异化则是成功抑制 NOB 的关键。

3.4 CANON 生物膜反应器内微生物功能菌的群落变迁

3.4.1 表观形态变化

图 4 分别为不同时期改性聚乙烯填料挂膜的情况，图 4(a) 为未挂膜时的改性聚乙烯填料；图 4(b) 为试验开始前，由高氨氮无机配水驯化至成熟

期的情况，其填料附着较为饱满、牢固，填料内层充满污泥，颜色鲜红，ANAMMOX 菌丰度较高；图 4(c) 为试验开始 152 d 时的状态，此时已经处理生活污水 92 d，其表面被灰色污泥附着侵入，填料表层黏度增加，表明异养菌可能对生物膜已产生侵入破坏，但填料表观上仍被红色菌种填充，说明成熟期生物膜污泥具有一定稳定性；从图 4(c) 中未被填充的新填料可知，直接以生活污水启动的新填料，成长为图 4(b) 成熟期填料的形态难度较大，ANAMMOX 菌难以同异养菌竞争，因此，建议实际工程中，先由无机高氨氮快速培养成熟，再投入工程应用。

3.4.2 多样性特征

表 3 为以不同多样性指数来评估 3 个阶段取样的多样性特征，分别为 0 d 时为高氨氮驯化阶段，其 OTU 为 989；56 d 时为低氨氮无机配水阶段，其 OTU 为 972；152 d 时处理生活污水阶段，OTU 最高，达 7185，是低氨氮无机配水时的 7.39 倍；王杉允^[30]采用短程硝化历时两年时间处理实际污水时检测到 OTU 仅为 364；这说明在无机配水阶段，生物群落逐渐趋于稳定，不适应的微生物已被逐渐淘汰，而处理生活污水时，进水水质变化，OTU 骤然增加，其中一方面可能是有机物导致的异养菌增殖，另一方面由于生活污水携带微生物进入导致。



(a) 未挂膜；(b) 驯化成熟期(0 d)；(c) 间歇曝气生活污水(152 d)

图 4 生物膜各阶段表观特征

Fig. 4 Appearance of various stages of biofilm

表 3 CANON 生物膜污泥的多样性指数

Table 3 The α diversity of biofilm CANON sludge

项目	OTU 数目	Shannon 指数	ACE 指数	Chao1 指数	盖度	Simpson 指数
高氨氮无机配水(0 d)	989	3.52	1 207.5	1 160.39	1.00	0.10
低氨氮无机配水(56 d)	972	4.19	1 201.63	1 150.24	0.99	0.05
间歇曝气生活污水(152 d)	7 185	6.36	113 068.35	50 747.84	0.85	0.02

由 Shannon 和 Simpson 指数可知，高氨氮驯化阶段的群落多样性最低，而处理生活污水时，微生物群落的多样性最高；由 ACE 和 Chao1 指数可知，

无机低氨氮试运行阶段的物种总数最低，处理生活污水阶段的物种总数为最高；而盖度代表各样品文库的覆盖率，其数值越高，则样本中序列没有被测

出的概率越低,在处理生活污水阶段盖度为 0.85,表明样品中序列没有被测出的概率较高,这也说明生活污水阶段仍有微生物种群未被测出,也反映了这个阶段微生物群落的复杂性和多样性;相比人工配水而言,生活污水中微生物的复杂性和多样性会

成为 CANON 工艺实现主流的挑战之一.

3.4.3 属水平功能菌变化

高氨氮无机配水阶段(0 d)、低氨氮无机配水阶段(56 d)、间歇曝气生活污水阶段(152 d)的脱氮功能菌属水平的相对丰度如表 4 所示.

表 4 属水平脱氮功能菌的相对丰度

Table 4 Relative abundance of bacteria of the nitrogen removal functional at the genus level

功能菌	属	相对丰度/%		
		高氨氮无机配水(0 d)	低氨氮无机配水(56 d)	间歇曝气生活污水(152 d)
AnAOB	<i>Candidatus Kuenenia</i>	38.25	24.48	13.17
	<i>Candidatus Brocadia</i>	0.39	1.03	0.94
	<i>Candidatus Anammoxoglobus</i>	0	0	0.01
AOB	亚硝化单胞菌(<i>Nitrosomonas</i>)	4.62	3.51	2.02
	亚硝化螺菌(<i>Nitrospira</i>)	0.01	0	0
NOB	硝化螺旋菌属(<i>Nitrospira</i>)	0.06	0.84	0.97
	硝化杆菌属(<i>Nitrobacter</i>)	0	0.01	0.01
DNB	假单胞菌属(<i>Pseudomonas</i>)	0.04	0.16	0.33
	副球菌属(<i>Paracoccus</i>)	0.03	0.10	0.03
	动性杆菌属(<i>Planctomicrobium</i>)	0.01	0.01	0.04
	芽孢杆菌属(<i>Bacillus</i>)	0	0.01	0.03
	克雷伯菌属(<i>Klebsiella</i>)	0	0	0.02
	微杆菌属(<i>Microbacterium</i>)	0	0	0.01
	根瘤菌属(<i>Rhizobium</i>)	0	0.03	0.16

ANAMMOX 菌:3 个阶段 *Candidatus Kuenenia* 相对丰度分别为 38.25%、24.48% 和 13.17%;*Candidatus Brocadia* 的相对丰度为 0.39%、1.03% 和 0.94%;仅在间歇曝气生活污水阶段检测出 0.01% 的 *Candidatus Anammoxoglobus*. 本试验的 *Candidatus Kuenenia* 相对丰度降低,但仍为优势菌种,而 MI 等^[31]的研究发现有机低氨氮废水使 *Candidatus Kuenenia* 失去优势菌地位;低氨氮无机配水阶段 *Candidatus Brocadia* 菌种的丰度相对增加,间歇曝气生活污水阶段 *Candidatus Brocadia* 变化很小,这也表明 *Candidatus Brocadia* 更适应低氨氮基质以及生活污水;王衫允^[30]采用低氨氮配水, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别为 $(26.9 \pm 2.2) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(31.2 \pm 2.0) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 培养 ANAMMOX 颗粒污泥时,通过基因检测到 ANAMMOX 菌属 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Kuenenia* 和 *Candidatus Jettenia* 分别占比 81.7%、10.5% 和 7.8%;马斌^[32]在降温试验中发现 *Candidatus Kuenenia* 相对减少,而 *Candidatus Brocadia* 相对增加,同时在其处理高氨氮废水的 ANAMMOX 反应器中发现以 *Candidatus Kuenenia* 为主;高景峰等^[33]在原水 TN 和 TP 浓度分别为 $500 \sim 600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $14.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,检测到 *Candidatus Brocadia cluster* 和 *Candidatus Kuenenia*

cluster 两种菌种,并且以 *Candidatus Kuenenia cluster* 为主;Van 等^[34]在工程应用处理污水为高氨氮污泥消化液时以 *Candidatus Brocadia* 为主,鹿特丹污水厂 B 阶段时 *Candidatus Kuenenia* 丰度较高,但最终被 *Candidatus Brocadia* 取代,同时发现在接种反应器中以 *Candidatus Kuenenia* 为主. 本试验在处理生活污水中 *Candidatus Brocadia* 丰度变化幅度小,而 *Candidatus Kuenenia* 下降幅度近 50%,且本试验运行周期较短,可见 *Candidatus Kuenenia* 并不适应主流污水处理,而 *Candidatus Brocadia* 则更适应主流污水处理.

AOB 和 NOB:3 个阶段 *Nitrosomonas* 相对丰度比例分别为 4.62%、3.51% 和 2.02%;*Nitrospira* 丰度分别为 0.06%、0.84% 和 0.97%;低氨氮无机配水阶段,AOB 相对丰度降低,NOB 相对丰度进入菌种丰度前 10;*Nitrospira* 和 *Nitrobacter* 相对丰度分别为 0.84% 和 0.01%,说明 CANON 反应器处理低溶解氧低 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 废水中 *Nitrospira* 为 NOB 优势菌种,这也与传统污水处理硝化菌种一致^[23]. 综合分析可知,低 DO 浓度和低氨氮浓度限制了 AOB 的生长速率和亚硝化速率,导致 AOB 相对丰度降低^[35],产生连锁效应,形成低 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度,NOB 竞争 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的能力增强,NOB 丰度增加;间歇曝气生活

污水阶段, *Nitrosomonas* 的相对丰度降低 1.49%, *Nitrospira* 的相对丰度上升 0.13%, 说明生活污水对 AOB 的影响要强于 NOB, 间歇曝气可以抑制 NOB 的作用, 但不能完全淘汰 NOB。

反硝化菌: 自然界中反硝化菌属约有 50 多个属, 主要为芽孢菌属 (*Bacillus*) 和假单胞菌属 (*Pseudomonas*), 同时反硝化菌属中包括多种好氧反硝化菌属^[36~38], 在好氧环境中起到脱氮的作用。通过高通量测序, 检测到了假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、副球菌属 (*Paracoccus*)、动性杆菌属 (*Planctomicrobium*)、芽孢杆菌属 (*Bacillus*)、克雷伯菌属 (*Klebsiella*)、微杆菌属 (*Microbacterium*)、根瘤菌属 (*Rhizobium*) 这 7 种反硝化菌属, 其中假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、副球菌属 (*Paracoccus*) 在 3 个阶段均存在。在高氨氮无机配水阶段时反硝化菌属丰度最低, 间歇曝气生活污水阶段中 7 种菌种均存在, 且丰度增加, 其中好氧反硝化菌假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、副球菌属 (*Paracoccus*) 的适应性较强, 是 CANON 生物膜反应器中的优势反硝化菌。

4 结论

(1) CANON 反应器从连续曝气无机配水阶段到连续曝气生活污水阶段, TN 去除负荷由 $0.13 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提升至 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 间歇曝气生活污水阶段时, 间歇曝气时间为 30min, 曝气量为 $50 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 时, TN 去除率达 85.87%, TN 去除负荷最高达 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

(2) 采用 SBR 预处理 + CANON 生物膜反应器直接处理生活污水实现了相对稳定的主流 ANAMMOX, 但 SBR 絮凝效果较差, 导致生活污水中异养微生物进入 CANON 生物膜反应器, 微生物多样性增加, 加速破坏其稳定性。

(3) *Candidatus Kuenenia* 在低氨氮无机配水和生活污水阶段中其相对丰度均有 10% 以上的降幅, *Candidatus Brocadia* 则变化不大; *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 分别为 AOB 和 NOB 的优势菌种, 生活污水阶段对 *Nitrosomonas* 影响较大, 对 *Nitrospira* 影响较小; 适应性较强的反硝化菌为假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、副球菌属 (*Paracoccus*), 但相对丰度均不超过 0.5%。

参考文献:

- [1] Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, et al. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal[J]. Water Science & Technology, 2008, 57(3): 383-388.
- [2] 付昆明, 仇付国, 左早荣. 厌氧氨氧化技术应用于市政污水处理的前景分析[J]. 中国给水排水, 2015, 31(4): 8-13.
Fu K M, Qiu F G, Zuo Z R. Prospective analysis of application of anaerobic ammonia oxidation technology to municipal wastewater treatment[J]. China Water & Wastewater, 2015, 31(4): 8-13.
- [3] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences—an application survey [J]. Water Research, 2014, 55: 292-303.
- [4] Scherson Y, Wells G, Criddle C A, et al. Shortcut nitrogen removal—nitrite shunt and deammonification[M]. Alexandria, Virginia, USA: Water Environment Federation, 2015.
- [5] Cao Y S, Hong K B, Van Loosdrecht M C M, et al. Mainstream partial nitrification and anammox in a 200,000 m³/day activated sludge process in Singapore: scale-down by using laboratory fed-batch reactor[J]. Water Science & Technology, 2016, 74(1): 48-56.
- [6] Cao Y S, Hong K B, Zhou Y, 等. 新加坡最大回用水处理厂污水短程硝化厌氧氨氧化脱氮工艺[J]. 北京工业大学学报, 2015, 41(10): 1441-1454.
Cao Y S, Hong K B, Zhou Y, et al. Mainstream partial nitrification/Anammox nitrogen removal process in the Largest Water Reclamation Plant in Singapore [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2015, 41(10): 1441-1454.
- [7] Cao Y S, Van Loosdrecht M C M, Daigger G T. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, 101(4): 1365-1383.
- [8] Jenni S, Vlaeminck S E, Morgenroth E, et al. Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios[J]. Water Research, 2014, 49: 316-326.
- [9] 操沈彬, 王淑莹, 吴程程, 等. 有机物对厌氧氨氧化系统的冲击影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(12): 2164-2169.
Cao S B, Wang S Y, Wu C C, et al. Shock effect of organic matters on anaerobic ammonia oxidation system [J]. China Environmental Science, 2013, 33(12): 2164-2169.
- [10] 韩晓宇, 张树军, 甘一萍, 等. 以 FA 与 FNA 为控制因子的短程硝化启动与维持[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 809-814.
Han X Y, Zhang S J, Gan Y P, et al. Start up and maintain of nitrification by the Inhibition of FA and FNA [J]. Environmental Science, 2009, 30(3): 809-814.
- [11] Chandran K, Smets B F. Single-step nitrification models erroneously describe batch ammonia oxidation profiles when nitrite oxidation becomes rate limiting [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2000, 68(4): 396-406.
- [12] 王会芳. 全程自养脱氮 (CANON) 工艺中 N₂O 释放研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2016.
Wang H F. Research on N₂O emission during completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2016.
- [13] 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. 258-415.
- [14] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. 曝气量对不同填料 CANON 反应器运行效率的影响[J]. 化工学报, 2010, 61(2): 496-503.
Fu K M, Zhang J, Cao X S, et al. Effect of aeration rate on

- CANON reactors with different carriers [J]. *CIESC Journal*, 2010, **61**(2): 496-503.
- [15] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1976, **48**(5): 835-852.
- [16] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Water Research*, 2007, **41**(4): 826-834.
- [17] 韩晓宇, 孙延芳, 张树军, 等. 进水氨氮浓度对两种污泥系统 CANON 工艺的冲击影响[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2018, **50**(2): 40-45.
- Han X Y, Sun Y F, Zhang S J, *et al.* Effect of influent ammonia concentration on CANON process for two sludge systems [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2018, **50**(2): 40-45.
- [18] 季民, 刘灵婕, 翟洪艳, 等. 高浓度游离氨冲击负荷对生物硝化的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, **38**(1): 260-268.
- Ji M, Liu L J, Zhai H Y, *et al.* Mechanism for effects of high free ammonia loadings on biological nitrification [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(1): 260-268.
- [19] 孙洪伟, 尤永军, 赵华南, 等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响[J]. *中国环境科学*, 2015, **35**(1): 95-100.
- Sun H W, You Y J, Zhao H N, *et al.* Inhibitory effect of free ammonia on the activity of nitrifying bacteria and recoverability [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(1): 95-100.
- [20] Zheng Z M, Li J, Ma J, *et al.* Nitrogen removal via simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process under high DO condition[J]. *Biodegradation*, 2016, **27**(4-6): 195-208.
- [21] Van Der Star W R L, Mielea A I, Van Dongen U G J M, *et al.* The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2008, **101**(2): 286-294.
- [22] Burrell P C, Keller J, Blackall L L. Microbiology of a nitrite-oxidizing bioreactor [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, **64**(5): 1878-1883.
- [23] Daims H, Nielsen P H, Nielsen J L, *et al.* Novel *Nitrospira*-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilms from wastewater treatment plants; diversity and *in situ* physiology [J]. *Water Science & Technology*, 2000, **41**(4-5): 85-90.
- [24] Kornaros M, Dokianakis S N, Lyberatos G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(19): 7245-7253.
- [25] 包鹏, 王淑莹, 马斌, 等. 不同溶解氧间歇曝气对亚硝酸盐氧化菌的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(9): 2696-2702.
- Bao P, Wang S Y, Ma B, *et al.* Effect of dissolve oxygen on the microbial community of the nitrite-oxidizing bacteria in an intermittent aeration REACTOR [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(9): 2696-2702.
- [26] 张倩, 王淑莹, 苗圆圆, 等. 间歇低氧曝气下 CANON 工艺处理生活污水的启动[J]. *化工学报*, 2017, **68**(1): 289-296.
- Zhang Q, Wang S Y, Miao Y Y, *et al.* Start-up of CANON process on domestic wastewater using intermittent aeration with low DO[J]. *CIESC Journal*, 2017, **68**(1): 289-296.
- [27] Bournazou M N C, Hoosiar K, Arellano-Garcia H, *et al.* Model based optimization of the intermittent aeration profile for SBRs under partial nitrification[J]. *Water Research*, 2013, **47**(10): 3399-3410.
- [28] 郑照明, 李军, 杨京月, 等. SNAD 工艺在不同间歇曝气工况下的脱氮性能[J]. *中国环境科学*, 2017, **37**(2): 511-519.
- Zheng Z M, Li J, Yang J Y, *et al.* Nitrogen removal performance of the SNAD process under different intermittent aerobic conditions[J]. *China Environmental Science*, 2017, **37**(2): 511-519.
- [29] 付昆明, 周厚田, 苏雪莹, 等. 生物膜短程硝化系统的恢复及其转化为 CANON 工艺的过程[J]. *环境科学*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- Fu K M, Zhou H T, Su X Y, *et al.* Short-cut nitrification recovery and its transformation into CANON Process in a biofilm reactor[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1536-1543.
- [30] 王衫允. 低氨氮浓度厌氧氨氧化工艺强化及颗粒污泥菌群特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016.
- Wang S Y. Study on nitrogen removal enhancement and microbial characteristics of anammox in low-ammonia sewage treatment [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2016.
- [31] Mi W X, Zhao J Q, Ding X Q, *et al.* Treatment performance, nitrous oxide production and microbial community under low-ammonium wastewater in a CANON process[J]. *Water Science & Technology*, 2017, **76**(12): 3468-3477.
- [32] 马斌. 城市污水连续流短程硝化厌氧氨氧化脱氮工艺与技术[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
- Ma B. Nitrification and anammox achieved in continous reactors treating sewage [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012.
- [33] 高景峰, 李婷, 樊晓燕, 等. CANON 系统中 4 种脱氮相关菌丰度和多样性[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2016, **24**(5): 863-877.
- Gao J F, Li T, Fan X Y, *et al.* Abundance and diversity of four nitrogen removal microbes in completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) systems [J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2016, **24**(5): 863-877.
- [34] Van Der Star W R L, Abma W R, Blommers D, *et al.* Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam [J]. *Water Research*, 2007, **41**(18): 4149-4163.
- [35] Liu T, Li D, Zeng H P, *et al.* Biodiversity and quantification of functional bacteria in completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite (CANON) process [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **118**: 399-406.
- [36] Patureau D, Zumstein E, Delgenes J P, *et al.* Aerobic denitrifiers isolated from diverse natural and managed ecosystems [J]. *Microbial Ecology*, 2000, **39**(2): 145-152.
- [37] 郑平. 环境微生物学[M]. (第二版). 杭州: 浙江大学出版社, 2012.
- Zheng P. *Environmental microbiology* (2nd ed.) [M]. Hangzhou: Zhejiang University Press, 2012.
- [38] Chèneby D, Philippot L, Hartmann A, *et al.* 16S rDNA analysis for characterization of denitrifying bacteria isolated from three agricultural soils [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2000, **34**(2): 121-128.

CONTENTS

Patterns of Mortality from Air Pollutant Emissions in China's Coal-fired Power Plants	QIN Yu, ZHANG Qiang, LI Xin, <i>et al.</i> (5289)
Analysis of the Temporal and Spatial Variation of PM _{2.5} in China Based on the LUR Model	LIU Bing-jie, PENG Xiao-min, LI Ji-hong (5296)
Physicochemical Properties of the Aerosol Particles and Their Impacts on Secondary Aerosol Formation at the Background Site of the Yangtze River Delta	 HUANG Dan-dan, ZHOU Min, YU Chuan-guan, <i>et al.</i> (5308)
Analysis of Different Particle Sizes, Pollution Characteristics, and Sources of Atmospheric Aerosols During the Spring Dust Period in Beijing	YANG Yang, LI Xing-ru, CHEN Xi, <i>et al.</i> (5315)
Characteristics of Ambient VOCs at the Shuangliu Site in Chengdu, China, During Summer and Autumn	DENG Yuan-yuan, LI Jing, LI Ya-qi, <i>et al.</i> (5323)
Source Profiles and Chemical Reactivity of Volatile Organic Compounds from Surface Coating of Aluminum Products in Foshan, China	LI Xia, SU Wei-jian, LI Bi-xia, <i>et al.</i> (5334)
Emission Inventory and Characteristics of Anthropogenic Air Pollutant Sources in the Sichuan Province	ZHOU Zi-hang, DENG Ye, TAN Qin-wen, <i>et al.</i> (5344)
Characteristics of Particulate Matter Emissions from the Coking Process	WANG Yan-hui, ZHAO Liang, SUN Wen-qiang, <i>et al.</i> (5359)
Dry and Wet Deposition of Atmospheric Nitrogen in Small Catchments	WANG Huan-xiao, PANG Shu-jiang, WANG Xiao-yan, <i>et al.</i> (5365)
Seasonal Changes of the Pathways of Nitrogen Export from an Agricultural Watershed in China	LI Wen-chao, LEI Qiu-liang, ZHAI Li-mei, <i>et al.</i> (5375)
Dynamics and Runoff Losses of Nitrogen in Paddy Field Surface Water Under Combined Application of Biochar and Slow/Controlled-Release Fertilizer	 SI Lin-lin, ZHOU Jing-jie, WU Liang-huan, <i>et al.</i> (5383)
Indirect Nitrous Oxide Emissions from an Agricultural Headwater Stream During the Rainy Season in the Upper Reach of the Yangtze River	TIAN Lin-lin, WANG Zheng, ZHU Bo (5391)
Concentration, Flux, and Emission Factor of N ₂ O in Rivers with Different Nitrogen Pollution Features	WANG Miao, LI Ya-feng, LEI Kun, <i>et al.</i> (5400)
Identification of Nitrate Pollution Sources Through Various Isotopic Methods: A Case Study of the Huixian Wetland	PENG Cong, PAN Xiao-dong, JIAO You-jun, <i>et al.</i> (5410)
Temporal and Spatial Distribution of the Soil Water δD and $\delta^{18}O$ in a Typical Karst Valley: A Case Study of the Zhongliang Mountains, Chongqing City	 WU Wei, JIANG Yong-jun, JIA Ya-nan, <i>et al.</i> (5418)
Hydrochemical Characteristics of Groundwater and the Origin in Alluvial-proluvial Fan of Qinhe River	LIU Jiang-tao, CAI Wu-tian, CAO Yue-ting, <i>et al.</i> (5428)
Impact of Maximum Precipitation in 2017 on the Runoff Component of Reclaimed Water-Intaking River	LIAO An-ran, SONG Xian-fang, ZHANG Ying-hua, <i>et al.</i> (5440)
Spectral Evolution Characteristics of DOM in Sediment Interstitial Water During the Formation Stage of Thermal Stratification in the Main Reservoir Area of the Zhoucun Reservoir	 ZHOU Shi-lei, ZHANG Yi-ran, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (5451)
Pollution Characteristic of Ni in Sediments in the Three Gorges Reservoir	ZHANG Wei-jie, YIN Shu-hua, XU Dong-yu, <i>et al.</i> (5464)
Migration and Transformation of Mercury at Sediment-Water Interface of the Dahong Lake Reservoir in the Simian Mountains	GUO Pan, SUN Tao, YANG Guang, <i>et al.</i> (5473)
Effects of Wetland Types on Distribution of Soil Methylmercury Based on the Region of Nanweng River in the Greater Xing'an Mountains	ZHOU Xin-quan, LIU Yu-rong, LI Jing, <i>et al.</i> (5480)
Simulation of the Migration and Release Characteristics of Organophosphate Esters in Fluctuation Zone Soil of the Three Gorges Reservoir During Flooding	 YANG Ting, HE Ming-jing, YANG Zhi-hao, <i>et al.</i> (5487)
Spatial Distribution of Perfluoroalkyl Acids and Transformation of Their Precursors in River Water Samples and Effluents of Wastewater Treatment Plants in a Typical Tourism City	 WANG Shi-liang, SUN Jian-shu, YANG Yue-wei, <i>et al.</i> (5494)
Purification Efficiency and Microbial Characteristics of Four Biofilters Operated Under Different Conditions	JIANG Xiao-liang, LI Meng, ZHANG Shao-hui, <i>et al.</i> (5503)
Effects of Manganese on the Growth and Fluorescence Induction Kinetics of <i>Conticribra weisflogii</i>	WANG Mu-lan, JIANG Yue-lu (5514)
Distribution and Factors Affecting <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> in Guangdong Reservoirs	LEI Min-ting, PENG Liang, HAN Bo-ping, <i>et al.</i> (5523)
Removal of Humic Acid from Water by Magnetic Chitosan-Grafted Polyacrylamide	YOU Wen, LIU Hai-cheng, CAO Jia-wei, <i>et al.</i> (5532)
Ozone-Biological Activated Carbon for Advanced Removal of Typical Persistent Organic Pollutants from Micro-Polluted Source Water in the Yangtze Delta Region	 LAN Ya-qiong, LIU Rui, MA Zheng-jie, <i>et al.</i> (5541)
Color and Nitrogen Removal from Synthetic Dye Wastewater in an Integrated Hydrolysis/Acidification and Anoxic/Aerobic Process	GU Meng-qi, YIN Qi-dong, LIU Ai-ke, <i>et al.</i> (5550)
Removal Characteristics of High Concentrations of Perchlorate Using a "Heterotrophic Sulfur Autotrophic" Combination Process	LIU Ying-nan, TAO Hua-qiang, SONG Yuan-yuan, <i>et al.</i> (5558)
Rapid Start-up of a Nitrite-Dependent Methane Anaerobic Oxidation Reaction Under Static Pressure Conditions	WANG Yi-nan, HU Zhen, RU Dong-yun, <i>et al.</i> (5565)
Optimization of the Flow Distribution Ratio and Mechanism of Nitrogen Removal in a Multi-level AO Coupled Flow Biochemical Process	WANG Fan, LI Jun, BIAN De-jun, <i>et al.</i> (5572)
High-rate Nitrogen Removal in a Two-stage Partial Nitrification-ANAMMOX Process Under Mainstream Conditions	LIU Wen-ru, YANG Dian-hai, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (5580)
Effects of Different Substrate Concentrations on the Short-term Storage of ANAMMOX Bacteria	GAO Xue-jian, ZHANG Jie, LI Dong, <i>et al.</i> (5587)
Optimization of the Mainstream Anaerobic Ammonia Oxidation Process and Its Changes of the Microbial Community	FU Kun-ming, FU Chao, LI Hui, <i>et al.</i> (5596)
Granular Characteristics of Anaerobic Ammonia Oxidation Sludge During the Recovery Process	CHEN Fang-min, GU Cheng-wei, HU Yu-ting, <i>et al.</i> (5605)
Characterization of a Newly Isolated Strain <i>Pseudomonas</i> sp. N3 for Denitrification at Low Temperature	LU Jun-ling, CHEN Hui-ping, XIAO Lin (5612)
Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk of Soil from Reclaimed Industrial Sites and Surrounding River Sediments	WU Jian, WANG Min, ZHANG Hui-peng, <i>et al.</i> (5620)
Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals for Different Types of Land Use and Evaluation of Human Health	LI Chun-fang, CAO Jian-fei, LÜ Jian-shu, <i>et al.</i> (5628)
Soil Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of As at a Large-scale Arsenic Slag-contaminated Site	LIU Geng, SHI Ying, TIAN Hai-jin, <i>et al.</i> (5639)
Relationship Between the Bacterial Abundance and Production with Environmental Factors in a Subtropical Karst Reservoir	XIN Sheng-lin, LIANG Yue-ming, PENG Wen-jie, <i>et al.</i> (5647)
Structure Analysis of Arbuscular Mycorrhizal in Roots from Different Shrubs in Karst Regions	LIANG Yue-ming, SU Yi-rong, HE Xun-yang, <i>et al.</i> (5657)
Effects of Stimulated Nitrogen Deposition on the Bacterial Community Structure of Semiarid Temperate Grassland	LI Zong-ming, SHEN Ju-pei, ZHANG Li-mei, <i>et al.</i> (5665)
Effect of Phosphorus Addition on the Abundance of Autotrophic CO ₂ -Fixation Microorganisms in Rhizospheric Soil from a Phosphorus-Limited Paddy Field	 BAI Jing, LI Yi-fei, LIU Shou-long, <i>et al.</i> (5672)
Effects of Varying Long-term Fertilization on Organic Carbon Mineralization and Priming Effect of Paddy Soil	MA Xin, WEI Liang, TANG Mei-liang, <i>et al.</i> (5680)
Relationship Between the Vegetation Community and Soil Nutrient and Enzyme Activity During the Restoration of Abandoned Land in the Loess Hilly Region	 QIAO Wen-jing, DAI Yin-yue, ZHANG Wei, <i>et al.</i> (5687)
Degradation of Pentachlorophenol by Fulvic Acid in a Municipal Solid Waste Landfill	LIU Si-jia, HE Xiao-song, ZHANG Hui, <i>et al.</i> (5699)
Effect of CO ₂ Doubling and Different Plant Growth Stages on Rice Carbon, Nitrogen, and Phosphorus and Their Stoichiometric Ratios	 TANG Mei-ling, XIAO Mou-liang, YUAN Hong-zhao, <i>et al.</i> (5708)
Assessment of Medical Waste Disposal Technologies Based on the AHP	XU Xiao-fang, TAN Quan-yin, LIU Li-li, <i>et al.</i> (5717)
Livestock and Poultry Faeces Nitrogen Loading Rate and Its Potential Return to Farmland in China	LIU Xiao-yong, WANG Xiu-bin, LI Shu-tian (5723)