

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)
大兴安岭南麓河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酸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子分析	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)	

主流条件下两级式 PN-ANAMMOX 工艺的高效能脱氮过程

刘文如¹, 杨殿海², 沈耀良¹, 王建芳¹, 吴鹏¹, 钱飞跃¹, 陈重军¹

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要: 中低温条件下采用两级式 PN-ANAMMOX 工艺对低浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 污水进行高效脱氮过程研究. 结果表明, $20\sim 14^\circ\text{C}$ 范围内 PN-ANAMMOX 工艺的脱氮负荷和 TN 去除率可分别维持在 $0.6 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 80% 以上; 两级式 PN-ANAMMOX 工艺在限 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和限 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 两种模式下均可保持稳定运行, 其中限 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 运行模式为污水极限脱氮需求奠定了良好基础. 当温度降至 12°C 时, PN-ANAMMOX 工艺的脱氮负荷下降至 $0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 左右, 低温使得 ANAMMOX 反应成为工艺脱氮的限速步骤而对 PN 无明显影响. ANAMMOX 污泥比 PN 颗粒污泥具有更高的温度敏感性, 二者活性的温度系数分别为 1.056 和 1.172. 综上可知, 对于低温条件下运行的两级式 PN-ANAMMOX 工艺, ANAMMOX 菌体数量及活性是决定工艺脱氮负荷的步骤, 而 PN 出水中基质组成 (即 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之比和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度) 是控制工艺脱氮效果的环节. 基于上述结果, 提出两级式 PN-ANAMMOX 工艺主流条件下实现高效能脱氮的分级分离式调控策略.

关键词: 生物脱氮; 部分亚硝化 (PN); 厌氧氨氧化 (ANAMMOX); 低温; 市政污水

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)12-5580-07 DOI: 10.13227/j.hjkk.201804217

High-rate Nitrogen Removal in a Two-stage Partial Nitritation-ANAMMOX Process Under Mainstream Conditions

LIU Wen-ru¹, YANG Dian-hai², SHEN Yao-liang¹, WANG Jian-fang¹, WU Peng¹, QIAN Fei-yue¹, CHEN Chong-jun¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: A two-stage partial nitritation (PN)-ANAMMOX process was successfully carried out for low-strength $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) wastewater treatment at ambient/low temperatures. The results show that an average total nitrogen removal rate and removal efficiency above $0.6 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ and 80% could be maintained, respectively, at temperatures between 20°C and 14°C . The two-stage PN-ANAMMOX process was successful both under $\text{NO}_2^- \text{-N}$ -limited and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -limited conditions. When the two-stage PN-ANAMMOX process was operated under $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -limited conditions, the “limit of technology” for nitrogen removal ($\text{TN} < 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) could be easily achieved by following anoxic denitrification. Lowering the temperature to 12°C resulted in the reduction of the total nitrogen removal rate to $\sim 0.5 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. Due to the low temperature, the anammox reaction became the rate-limiting step for nitrogen removal, while the PN reaction was not impacted. In the temperature range of $10\sim 20^\circ\text{C}$, the activity-temperature coefficients (θ) of the PN granules and ANAMMOX sludge were 1.056 and 1.172, respectively, suggesting that the anammox bacteria have a higher temperature sensitivity than the ammonium oxidizing bacteria (AOB). Overall, the results clearly indicate that the nitrogen removal loading rate of the two-stage PN-ANAMMOX process is mainly controlled by the activity and quantity of anammox biomass. In contrast, the process nitrogen removal efficiency mainly depends on the performance of the first-stage PN (i.e., effluent $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ ratio and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ concentration) under a constant nitrogen removal loading rate (no overload). Based on these results, a hierarchically separate control strategy was proposed to obtain a high-rate nitrogen removal during the two-stage mainstream PN-ANAMMOX process.

Key words: biological nitrogen removal; partial nitritation (PN); ANAMMOX; low temperature; sewage

基于部分亚硝化 (PN) 和厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 耦合反应的全自养生物脱氮技术具有脱氮高效、运行稳定、能耗节省以及环境友好等优点^[1], 被认为是当今最具可持续发展的污水生物脱氮技术之一. 据 Lackner 等^[2] 的统计, 截止到 2014 年, 世界范围内已有超过 100 座自养脱氮工程, 其主要用于以城市污水处理厂污泥厌氧消化液为代表的高氨氮、低 C/N 比类污水的处理, 处理消化液的

自养脱氮工艺也常被称之为测流自养脱氮工艺. 近年来, 越来越多的研究转向于城市污水 (低氨氮浓度) 的自养脱氮处理, 即主流自养脱氮技术^[3]. 主流自养脱氮技术的成功应用, 不仅可以大大降低现

收稿日期: 2018-04-26; 修订日期: 2018-05-20

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2013ZX07315-001); 国家自然科学基金项目 (51578353, 51508366)

作者简介: 刘文如 (1987 ~), 男, 博士, 讲师, 主要研究方向为污水生物处理理论与技术, E-mail: liuwenru1987@126.com

行污水处理厂的运行能耗, 而且为污水处理厂实现最大程度的有机质能源回收提供了保障^[4, 5]. 然而, 城市污水较低的且不断波动的 NH_4^+-N 浓度和运行温度, 再加上严格的出水排放标准限制, 代表了当前主流自养脱氮技术面临的主要挑战^[6, 7].

全自养脱氮技术的工艺形式一直是研究者们争论的热点之一^[6, 8, 9], 即 PN 与 ANAMMOX 的耦合可以在同一反应器中实现(即一体式工艺), 也可以在分置于不同的反应器中完成(即两级式工艺). 在高浓度 NH_4^+-N 污水处理领域, 一体式 PN-ANAMMOX 工艺因其结构简单、造价低廉、控制灵活以及受游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)毒性影响小等优势备受青睐^[2, 8]. 借鉴测流自养脱氮工艺实践的成功经验, 目前城市污水自养脱氮技术的研究报道亦多是基于一体式工艺构型. 然而, 这些研究表明一体式自养脱氮工艺用于低温低浓度 NH_4^+-N 污水处理时普遍存在着工艺负荷低和出水水质差的问题^[6].

主流工艺与侧流工艺相比在处理对象(NH_4^+-N 浓度低)、处理要求(达到出水排放标准)以及环境条件(冬季温度低)等方面的显著差异, 促使人们重新审视主流自养脱氮的工艺选择. 越来越多有关单独低温亚硝化和单独低温厌氧氨氧化的研究结果为两级式自养脱氮工艺用于城市污水处理的可行性和高效性提供了数据支撑. 如 Lotti 等^[10]报道即使在 10°C 的条件下单独 ANAMMOX 处理城市污水(预加了 NO_2^--N)仍可保持 $50 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ 的污泥活性和 $0.4 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的脱氮负荷; 有研究更是将低温条件下($<15^\circ\text{C}$)单独 ANAMMOX 反应器的脱氮负荷提升到了 $1.2 \sim 6.6 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ^[11~14]. 对于单独的 PN 系统, 已有研究也报道了较好的结果, 如 Isanta 等^[15]和 Reino 等^[16]证实在 $10 \sim 12.5^\circ\text{C}$ 的条件下, PN 反应器可以实现 $0.63 \sim 0.7 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的处理能力; Kouba 等^[17]也报道在 12°C 时, PN 反应器中污泥活性可以高达 $0.4 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$. 综上, 两级式 PN-ANAMMOX 工艺似乎更加适合于城市污水处理厂主流工艺的高效脱氮. 然而, 目前应用两级式自养脱氮工艺处理城市污水的研究极其有限^[18, 19], 而对于两级式主流 PN-ANAMMOX 工艺的运行调控更是鲜见报道.

因此, 本文开展了两级式主流 PN-ANAMMOX 工艺高效能脱氮过程研究, 即考察了中低温条件下两级式 PN-ANAMMOX 工艺处理低浓度 NH_4^+-N 污水的脱氮效能及运行特征, 并提出了适于两级式主流

PN-ANAMMOX 工艺高效能脱氮的运行调控策略.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置由两个完全混合式反应器(CSTR)串联而成(图1), 沿水流方向, 前者为 PN 反应器(PN-CSTR), 后者为 ANAMMOX 反应器(AMX-CSTR). PN-CSTR 反应区和沉降区有效容积分别为 1.7 L 和 0.6 L , 反应区底部装有曝气砂盘, 并连通空气泵用于反应区供氧和泥水混合, 曝气速率根据运行情况通过气体流量计进行调节; 密闭的 AMX-CSTR 反应区和沉降区有效容积分别为 2.4 L 和 0.8 L , 反应区设有机械搅拌装置, 搅拌强度控制在 $40 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$, 实现进水与污泥的均匀混合, 合建的沉降区设有斜板用于强化反应器的微生物截留能力. 本研究期间, 无剩余污泥排放; 整套装置置于水浴环境, 通过温控装置调节反应器内水温在 $20 \sim 12^\circ\text{C}$ 范围.

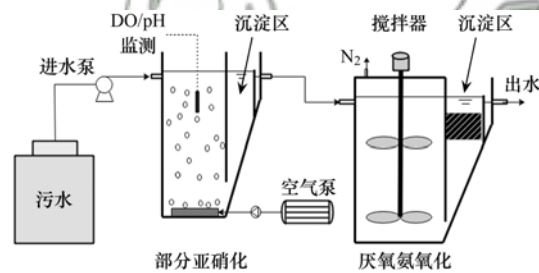


图1 工艺装置示意
Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

1.2 试验用水及接种污泥

本研究中所用模拟污水的组成如下: $190 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{NH}_4\text{Cl}$ (约 NH_4^+-N $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{K}_2\text{HPO}_4$, $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 以及 $1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 的微量元素, 微量元素配方见文献^[20]. 同时, 通过向进水中投加 NaHCO_3 维持反应器中 pH 在 $7.0 \sim 7.5$ 范围内.

PN-CSTR 中接种成熟的亚硝化颗粒污泥, 颗粒平均粒径为 0.8 mm , 20°C 条件下污泥的 NH_4^+-N 比氧化速率约为 $0.75 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$. PN-CSTR 中初始污泥浓度为 $1.8 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

AMX-CSTR 中接种实验室自行培养的厌氧氨氧化菌污泥, 污泥形态以絮体为主, 20°C 条件下污泥的 TN 比去除速率约为 $0.32 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$. AMX-CSTR 中初始污泥浓度为 $5.2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.3 污泥活性测定

从反应器中取出一定量具有代表性的污泥样

品,用去离子水清洗数次,将污泥置于预先盛有特定组分污水的测定器皿内,控制特定的培养环境(如pH、碱度、温度、DO以及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 基质浓度等)进行一定时间(30~60 min)的预培养,即适应阶段.然后进行污泥活性测定,测定过程中分不同时间间隔定时取样,每次取样后立即进行过滤(0.45 μm 滤膜),所得滤液保存至4℃环境中待测.取样结束后,对器皿内污泥浓度进行测定.将所得水质随时间的变化曲线进行数学拟合,然后换算为污泥活性.

1.4 分析方法

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、MLSS/MLVSS等水质指标分别按文献[21]中规定的纳氏试剂光度法、*N*-(1-萘基)-乙二胺光度法、紫外分光光度法、过硫酸钾氧化法、重量法等进行测定,pH由雷磁PHSJ-4A型pH计测定,温度和DO采用哈希便携式溶解氧测定仪(HQ30d)分析.

2 结果与讨论

2.1 PN-ANAMMOX 工艺脱氮特性

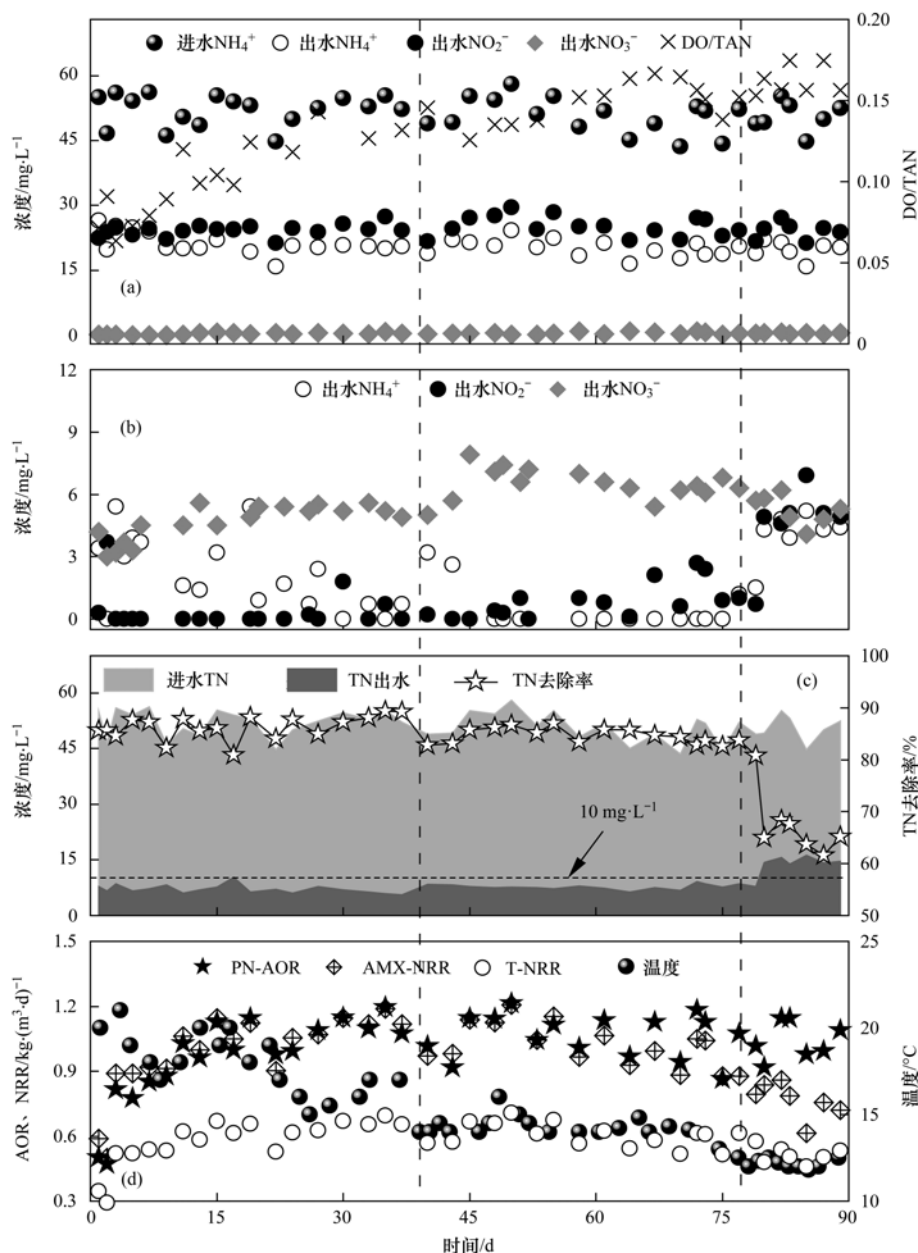
图2所示为研究期间分离式PN-ANAMMOX工艺的运行情况,根据运行温度的不同,整个研究可分为3个阶段.

阶段1(1~38 d)为中低温(20~15℃)运行阶段,亦为限 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (即工艺出水中含 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 剩余)运行阶段.在该运行阶段的第一周,进水流量逐渐从1.25 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ 增加到2.4 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$,并在随后的运行中维持该进水流量恒定.相应地,工艺的有效水力停留时间从3.3 h降至1.7 h.尽管该阶段运行温度有较大波动,但工艺仍表现出较好的脱氮效能:在进水TN浓度约为50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,经过分离式PN-ANAMMOX工艺处理后,出水TN基本保持在10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,即TN去除率达80%以上[图2(c)];工艺的脱氮负荷(T-NRR)维持在0.6 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 以上[图2(d)].因此,20~15℃范围内的温度波动并没有对工艺脱氮效能造成明显影响.工艺的快速启动以及优良的脱氮效能应得益于足量、优质的接种污泥和有效的运行控制方法,如本研究中采用的基于颗粒污泥或生物膜的DO/TAN(即液相中溶解氧与总氮氮质量浓度比)亚硝化控制方法^[15, 22, 23].此外,本阶段两级式PN-ANAMMOX工艺的运行模式与所有一体式PN-ANAMMOX工艺的运行模式是一致的,也就是限 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 运行模式,即控制PN-CSTR出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ /

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之比保持后续AMX-CSTR出水中含 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 剩余.

然而,不同于一体式PN-ANAMMOX工艺只能在限 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 模式下运行^[24],两级式PN-ANAMMOX工艺亦可在限 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 模式下稳定运行,如本研究阶段2(第38~78 d)所示.基于ANAMMOX反应计量学($\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为1.15~1.32)^[24, 25],阶段2运行过程中通过调节PN中空气供给速率改变DO/TAN之比,使得PN-CSTR出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比不低于1.3[图2(a)],即营造出两级式PN-ANAMMOX工艺的限 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 运行模式(即出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 剩余),如图2(b)中所示本阶段AMX-CSTR出水中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 平均浓度在1.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.同时,尽管该阶段工艺的运行温度有进一步下降并维持在14℃左右,工艺仍然延续了上阶段的优良脱氮效能,即脱氮负荷和TN去除率分别维持在0.6 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和80%以上.此外,根据AMX-CSTR中脱氮反应计量学关系可知,该阶段生物脱氮仍以ANAMMOX途径为主导.如图3所示,虽然本研究中的 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 比值略高于ANAMMOX过程理论值(可能和进水中所携带DO有关),但 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 消耗速率与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗速率之比与已有报道中ANAMMOX反应的理论比值非常接近.需要指出的是,含 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污水经过限 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 运行模式下的两级式PN-ANAMMOX工艺处理后出水中TN成分均为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,这就为后续脱氮精处理(深度反硝化)实现污水的极限净化($\text{TN}<3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)奠定了良好的进水基础.

为进一步考察该两级式PN-ANAMMOX工艺低温下的运行特性,自第78 d之始工艺运行温度降至12℃左右(阶段3,78~90 d).如此低温造成了工艺脱氮效能明显下降,如图2(c)和2(d)所示,工艺脱氮负荷和TN去除率分别降至0.5 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和65%左右.从图2(a)和2(b)中可知,12℃低温主要限制了AMX-CSTR中的微生物脱氮活性,而对PN-CSTR的影响并不明显,即低温条件下ANAMMOX过程应是限制两级式PN-ANAMMOX工艺脱氮能力的关键环节^[26].值得注意的是,该负荷值仍然远高于现有多数研究报道的一体式主流PN-ANAMMOX工艺脱氮能力[15~10℃时0.015~0.05 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$]^[27, 28].此外,根据以往的研究报道和运行经验,可确信在今后的运行中通过增加ANAMMOX反应器中功能微生物浓



(a) PN-CSTR 进出水各含氮物质浓度及反应器中 DO/TAN 比值; (b) AMX-CSTR 出水中各含氮物质浓度; (c) PN-ANAMMOX 工艺进出水 TN 浓度; (d) 温度以及 PN-CSTR 中 NH_4^+ -N 氧化速率、AMX-CSTR 中 TN 去除速率和 PN-ANAMMOX 工艺 TN 去除速率

图 2 PN-ANAMMOX 工艺的运行状况

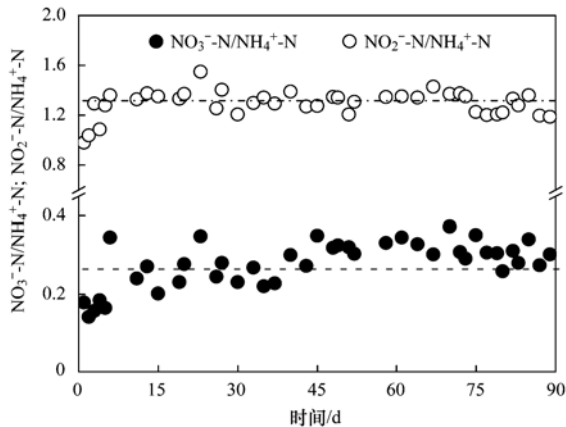
Fig. 2 Performance of the PN-ANAMMOX process

度可以实现该两级式 PN-ANAMMOX 工艺脱氮能力的进一步提升。

2.2 PN 颗粒污泥内 NOB 的活性抑制

众所周知, 稳定、高效的亚硝化反应(也即较为彻底的 NOB 抑制)是含 NH_4^+ -N 污水完成自养脱氮过程的前提或基础, 而在低温条件下对低 NH_4^+ -N 污水的处理中, 如何很好地实现这一前提仍是自养脱氮技术的一大挑战。近年来, 基于颗粒污泥或生物膜的 DO/TAN 亚硝化控制方法备受关注^[15, 16, 23], 本研究结果也支撑了该控制技术用于

低温、低 NH_4^+ -N 污水处理的有效性。图 4 所示为不同时期 PN-CSTR 内颗粒污泥对含氮物质的典型转化过程(测定过程中停止进水, DO 维持在 $2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH 在 $7\sim 7.5$)。首先, 图 4(a)表明作为接种源的亚硝化颗粒污泥内是含有一定量 NOB 的, 但仅当液相中 NH_4^+ -N 消耗殆尽时 NOB 才得以发挥 NO_2^- -N 氧化作用。因此, 维持液相中一定浓度的 NH_4^+ -N(即一定范围的 DO/TAN 比)可以有效地抑制 NOB 的活性, 而 PN 中一定浓度的剩余 NH_4^+ -N 也恰恰是后续 ANAMMOX 脱氮所需求的, 因此 DO/



图中实线与虚线分别代表文献[24]中所报道的 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N与 NO_3^- -N/ NH_4^+ -N的理论比值

图3 AMX-CSTR中 NO_3^- -N产生速率与 NH_4^+ -N消耗速率之比以及 NO_2^- -N消耗速率与 NH_4^+ -N消耗速率之比

Fig. 3 Time development of the ratio between the nitrate production and ammonium consumption rate (NO_3^- -N/ NH_4^+ -N ratio) and the ratio between the nitrite and the ammonium consumption rate (NO_2^- -N/ NH_4^+ -N ratio) in the AMX-CSTR

TAN 控制技术非常适于两级式 PN-ANAMMOX 工艺中颗粒污泥部分亚硝化的实现^[15, 16]。如图 2 所示, 尽管进水负荷以及温度的波动, 但通过调节 PN-CSTR 中曝气速率, 使得 DO 在 $1.6 \sim 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围变化, 相应地 DO/TAN 之比亦在 $0.07 \sim 0.18$ 变化, 从而长期有效地抑制了 NOB 的生长(整个研究过程中 PN-CSTR 中 NO_2^- -N 累积率达 98% 以上)并保证 PN-CSTR 出水中 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 比维持在 $1 \sim 1.4$ [图 2(a)]。图 4(b) 进一步表明在 DO/TAN 控制方法的持续作用下, 颗粒污泥中的 NOB 也逐渐消失, 即使液相中已无 NH_4^+ -N 存在亦不见 NO_3^- -N 浓度的升高。此外, 图 2(a) 和图 4 均显示出 PN 颗粒污泥中存在一定比例的 TN 损失现象, 这应与颗粒污泥内存在的异养反硝化菌和 ANAMMOX 密切相关^[29]。

2.3 短期温度变化对 PN 和 ANAMMOX 污泥活性的影响

从本研究末期工艺脱氮效能的恶化可知, 分析各功能种群(如 AOB 和 ANAMMOX)对温度变化的响应特性, 预知低温冲击对不同生物种群带来的不同程度的影响, 对整体工艺的管理调控与优化运行具有重要意义。图 5 所示为第 90(d) 时 PN 和 ANAMMOX 两反应器中污泥活性随温度变化的响应特性。显而易见, 随着温度的下降, PN 颗粒污泥和 ANAMMOX 污泥的活性均呈下降趋势, 然而二

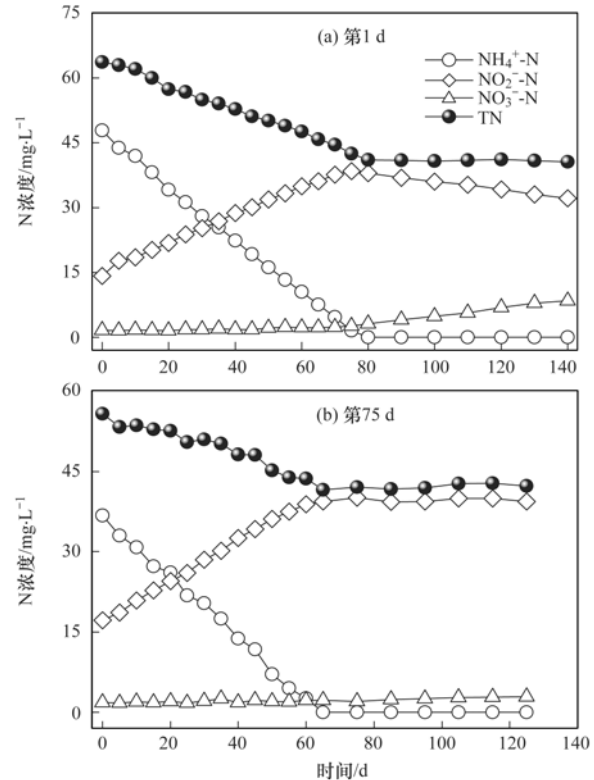


图4 第1 d 和第75 d 时 PN-CSTR 中颗粒污泥对各含氮化合物的转化过程

Fig. 4 Time development of NH_4^+ -N, NO_2^- -N, NO_3^- -N, and TN in a batch-test in the PN-CSTR on days 1 and 75

者的下降程度显著不同, 即从 $20 \sim 10^\circ\text{C}$ 的温度变化导致 ANAMMOX 污泥活性下降至原来的 18%, 而 PN 颗粒污泥活性下降至原来的 53%。Arrhenius 方程常被用于描述微生物活性随温度的变化情况, 从而获取微生物活性-温度变化系数(θ), 依此表征不同微生物对温度变化的敏感程度^[26]。本研究亦对所得试验结果进行了 Arrhenius 模拟, 所得 PN-CSTR 中颗粒污泥 θ 为 1.056, 而 AMX-CSTR 中污泥 θ 为 1.172, 表明 ANAMMOX 污泥比 PN 颗粒污泥具有更高的温度敏感性, 与以往的研究结果一致^[26, 30]。正如本研究第 3 阶段运行结果显示, 较低的温度恰是造成 ANAMMOX 污泥活性显著下降, 从而导致整个工艺脱氮效能的恶化(图 2)。因此, 当 PN-ANAMMOX 工艺在低温条件下运行时, 要求及时对工艺进行合理调控, 重新建立低温条件下 PN 与 ANAMMOX 两反应的动态平衡。

2.4 两级式 PN-ANAMMOX 工艺的调控策略

具有微生物相分离特征的两级式 PN-ANAMMOX 工艺具有与一体式 PN-ANAMMOX 工艺显著不同的特征, 即正如本研究结果显示的, 在低温条件下, 两级式 PN-ANAMMOX 工艺中

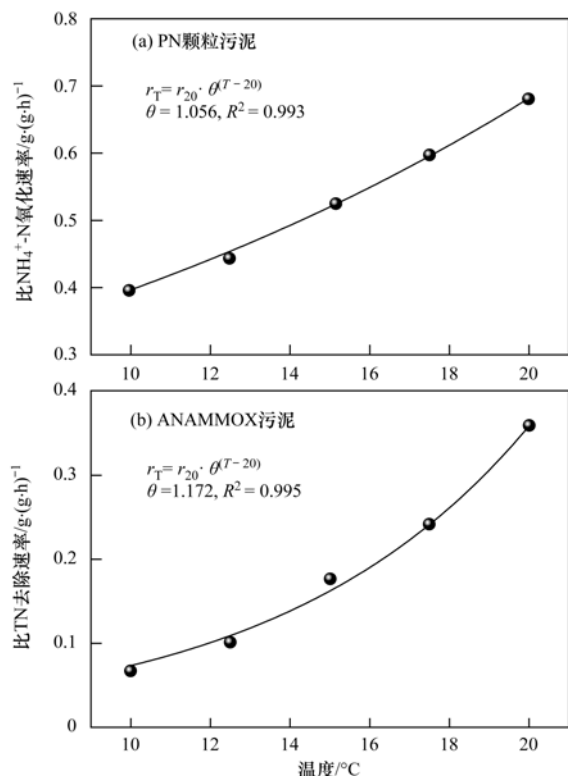


图5 短期温度变化对第90 d时PN颗粒污泥和ANAMMOX污泥的活性影响

Fig. 5 Short-term effect of the temperature on the activity of the PN granules and ANAMMOX sludge on day 90

ANAMMOX 菌体数量及其活性是决定工艺脱氮负荷的限制步骤, 而在不超出工艺最大承受脱氮负荷的前提下, PN 的运行情况(即出水中 NO_3^- -N浓度和 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比)是控制工艺脱氮效果的关键环节. 基于上述特征, 本研究提出了用于两级式 PN-ANAMMOX 工艺低温条件下实现高效能脱氮的分级分离式调控概念. 如图6所示: 第一级调控为工艺脱氮负荷调控, 即首先通过污泥活性试验评价特定条件(如温度)下 ANAMMOX 反应器所能承受的最大脱氮负荷(即 ANAMMOX 脱氮反应速率, NRR_{AMX}), 根据所得 NRR_{AMX} 和进水中总凯氏氮(TKN_{in})浓度进行工艺进水流量(Q_{in})调节, 控制工艺进水氮负荷($\text{NLR}_{\text{in}} = \text{TKN}_{\text{in}} \times Q_{\text{in}}$)不高于 NRR_{AMX} , 考虑为了实现工艺的高效能脱氮, 可将 NLR_{in} 设定在相对较高水平, 如 $0.8 < [\text{NLR}_{\text{in}} / \text{NRR}_{\text{AMX}}] < 1.0$. 第二级调控为工艺脱氮效率(即 TN 去除率)调控, 在完成工艺脱氮负荷控制的基础上, 根据 ANAMMOX 反应器中脱氮反应的计量学关系, 调节 PN 反应器中的 O_2 供给速率(即曝气速率), 改变 PN 出水中 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比例, 实现 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N比与后续 ANAMMOX 反应器中脱氮

计量学的高度匹配, 从而获得较高的工艺脱氮效率. 需要指出的是, 在脱氮效率的控制中, 是以 PN 反应器中较好的 NOB 抑制为前提条件的, 即可以通过前文所述的 DO/TAN 亚硝化控制技术实现, 而这与分级分离式调控概念并无冲突且可以将 DO/TAN 纳入其中. 两级式 PN-ANAMMOX 工艺脱氮负荷与脱氮效率分级分离式调控策略的有效性在以实际城市污水为处理对象的研究中也已得到证实^[29].

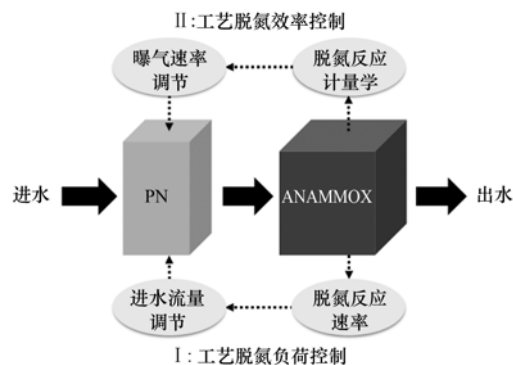


图6 两级式 PN-ANAMMOX 工艺的调控逻辑示意

Fig. 6 Control logic of the two-stage PN-ANAMMOX process

3 结论

(1) 两级式 PN-ANAMMOX 工艺处理低浓度 NH_4^+ -N 污水($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 逐渐将温度从 20°C 降至 14°C , TN 去除负荷和去除率分别维持在 $0.6 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 80% 以上, 出水 TN 平均浓度为 $8.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

(2) 两级式 PN-ANAMMOX 工艺在限 NO_2^- -N 和限 NH_4^+ -N 两种模式下均可保持稳定运行, 通过调节 PN 反应器出水中 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 比例实现两种运行模式的灵活转换.

(3) 温度降至 12°C , ANAMMOX 菌群活性显著下降并成为脱氮过程的限速环节, PN-ANAMMOX 工艺的脱氮负荷和 TN 去除率分别下降至 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 60% 左右.

(4) ANAMMOX 污泥比 PN 颗粒污泥具有更高的温度敏感性, 在 $10 \sim 20^\circ\text{C}$ 范围内, 二者活性-温度变化系数分别为 1.056 和 1.172.

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] 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.
- [3] Agrawal S, Seuntjens D, De Cock P, et al. Success of

- mainstream partial nitrification/anammox demands integration of engineering, microbiome and modeling insights [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2018, **50**: 214-221.
- [4] Kartal B, Kuenen J, Van Loosdrecht M C M. Sewage treatment with anammox[J]. *Science*, 2010, **328**(5979): 702-703.
- [5] 卢健聪, 高大文, 孙学影. 基于能源回收的城市污水厌氧氨氧化生物脱氮新工艺[J]. *环境科学*, 2013, **34**(4): 1435-1441.
- Lu J C, Gao D W, Sun X Y. A novel municipal wastewater treating process for energy production and autotrophic nitrogen removal based on ANAMMOX [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(4): 1435-1441.
- [6] 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.
- [7] Xu G J, Zhou Y, Yang Q, Lee Z M P, *et al.* The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, **99**(6): 2485-2490.
- [8] Jaroszynski L W, Oleszkiewicz J A. Autotrophic ammonium removal from reject water: partial nitrification and anammox in one-reactor versus two-reactor systems [J]. *Environmental Technology*, 2011, **32**(3): 289-294.
- [9] 赵志瑞, 侯彦林. 半短程亚硝化与厌氧氨氧化联合脱氮工艺微生物特征研究进展[J]. *环境科学*, 2014, **35**(7): 2834-2842.
- Zhao Z R, Hou Y L. Research progress in microbiological characteristics in combined N₂ removal process by partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(7): 2834-2842.
- [10] Lotti T, Kleerebezem R, Van Erp Taalman Kip C, *et al.* Anammox growth on pretreated municipal wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(14): 7874-7880.
- [11] Reino C, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, *et al.* Stable long-term operation of an upflow anammox sludge bed reactor at mainstream conditions[J]. *Water Research*, 2018, **128**: 331-340.
- [12] Guo Q, Xing B S, Li P, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: Characteristics of biogranules and process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **192**: 765-773.
- [13] Jin R C, Ma C, Yu J J. Performance of an anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **232**: 17-25.
- [14] 李冬, 赵世勋, 王俊安, 等. 污水处理厂厌氧氨氧化工艺小试[J]. *环境科学*, 2018, **39**(2): 859-864.
- Li D, Zhao S X, Wang J A, *et al.* Lab-scale ANAMMOX process in a wastewater treatment plant [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(2): 859-864.
- [15] Isanta E, Reino C, Carrera J, *et al.* Stable partial nitrification for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor[J]. *Water Research*, 2015, **80**: 149-158.
- [16] Reino C, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, *et al.* Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10°C [J]. *Water Research*, 2016, **101**: 147-156.
- [17] Kouba V, Vejmelkova D, Proksova E, *et al.* High-rate partial nitrification of municipal wastewater after psychrophilic anaerobic pretreatment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(19): 11029-11038.
- [18] Ma B, Zhang S J, Zhang L, *et al.* The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(17): 8331-8334.
- [19] Pérez J, Isanta E, Carrera J. Would a two-stage N-removal be a suitable technology to implement at full scale the use of anammox for sewage treatment? [J]. *Water Science & Technology*, 2015, **72**(6): 858-864.
- [20] Van De Graaf A A, De Bruijn P, Robertson L A, *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor [J]. *Microbiology*, 1996, **142**(8): 2187-2196.
- [21] 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.
- [22] Bartolí A, Pérez J, Carrera J. Applying ratio control in a continuous granular reactor to achieve full nitrification under stable operating conditions [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(23): 8930-8935.
- [23] Bian W, Zhang S Y, Zhang Y Z, *et al.* Achieving nitrification in a continuous moving bed biofilm reactor at different temperatures through ratio control [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **226**: 73-79.
- [24] Vázquez-Padín J, Mosquera-Corral A, Campos J L, *et al.* Microbial community distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor [J]. *Water Research*, 2010, **44**(15): 4359-4370.
- [25] 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.
- [26] Lotti T, Kleerebezem R, Van Loosdrecht M C M. Effect of temperature change on anammox activity [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, **112**(1): 98-103.
- [27] Laurenzi M, Falás P, Robin O, *et al.* Mainstream partial nitrification and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures [J]. *Water Research*, 2016, **101**: 628-639.
- [28] Gilbert E M, Agrawal S, Karst S M, *et al.* Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(15): 8784-8792.
- [29] Liu W R, Ji X M, Wang J F, *et al.* Microbial community response to influent shift and lowering temperature in a two-stage mainstream deammonification process [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **262**: 132-140.
- [30] Gilbert E M, Agrawal S, Schwartz T, *et al.* Comparing different reactor configurations for partial nitrification/anammox at low temperatures [J]. *Water Research*, 2015, **81**: 92-100.

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)