

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2019

Vol.40 No.11
第40卷 第11期

目次

2018年中国长江三角洲地区气溶胶的垂直分布特征 沈吉, 曹念文(4743)

2018年石家庄市秋冬季典型霾污染特征 宿文康, 鲍晓磊, 倪爽英, 赵卫凤(4755)

武汉市PM_{2.5}化学组分时空分布及聚类分析 张会涛, 田瑛泽, 刘保双, 杨佳美, 郁佳, 官攀, 吴建会, 张裕芬(4764)

郑州市某生活区大气PM_{2.5}中重金属污染特征及生态、健康风险评估 何瑞东, 张轶舜, 陈永阳, 靳孟洁, 韩士杰, 赵金帅, 张瑞芹, 燕启社(4774)

厦门市降水中金属元素含量分布特征及来源解析 王珊珊, 程奕枫, 颜金培, 胡恭任(4783)

2015~2017年上海郊区大气新粒子生成特征 霍俊涛, 王新宁, 段玉森, 伏晴艳, 陈冰怡(4791)

太原市秋冬季大气污染特征和输送路径及潜在源区分析 闫世明, 王雁, 郭伟, 李莹, 张逢生(4801)

东北区域空气质量时空分布特征及重度污染成因分析 陈卫卫, 刘阳, 吴雪伟, 鲍秋阳, 高枫亭, 张学磊, 赵红梅, 张世春, 修艾军, 程天海(4810)

艾比湖流域气溶胶光学厚度时空演变及影响因素 陈香月, 丁建丽, 王敬哲, 葛翔宇, 梁静(4824)

中国住宅室内BTEX浓度水平及其影响因素 侯贝贝, 尹奕卉, 裴晶晶, 刘俊杰(4833)

石家庄地区芳香族化合物的污染特征及来源分析 杨阳, 李杏茹, 刘水桥, 杨玉磊, 赵清, 陈曦, 徐静(4841)

郑州市碳素行业无组织VOCs排放特征分析及健康风险评估 张轶舜, 王佳, 韩士杰, 何瑞东, 陈永阳, 靳孟洁, 赵庆炎, 张瑞芹, 燕启社(4847)

典型化工行业有害VOCs排放清单及长三角地区应用 鲁君, 黄奕玮, 黄成(4856)

2013~2017年江苏省人为源氨排放清单的建立及特征 侯新红, 于兴娜, 沈丽, 赵睿东, 王国祯, 张毓秀(4862)

焦化厂建构筑物和生产设施表面PAHs的赋存特征及健康风险 赵一澍, 廖晓勇, 李尤, 罗俊鹏, 龚雪刚, 侯艺璇(4870)

中国南海流沙湾中雄激素、糖皮质激素和孕激素的污染特征及其生态风险评价 杨雷, 张晋娜, 徐敏, 彭涛, 史文俊, 石义静, 应光国(4879)

岩溶流域洪水过程水化学动态变化及影响因素 原雅琼, 孙平安, 苏钊, 于爽, 钟丽华, 何师意, 徐茜(4889)

长江水体常量和微量元素的来源、分布与向海输送 吴文涛, 冉祥滨, 李景喜, 王昊, 李梦露, 刘军, 臧家业(4900)

望虞河西岸河网重金属污染特征及生态风险评价 徐晨, 王沛芳, 陈娟, 袁秋生, 胡斌(4914)

不同雨强对太湖河网河道入湖营养盐负荷影响 陈洁, 朱广伟, 许海, 詹旭, 朱梦圆, 笪文怡, 黄亚文(4924)

合肥市十八联圩湿地表层沉积物营养盐与重金属分布及污染评价 陈姗, 许凡, 谢三桃, 郭天星, 彭久赞, 雷琦, 张玮, 王丽卿(4932)

三峡库区不同河段支流丰水期叶绿素a和营养盐的空间分布特征 杨凡, 杨正健, 纪道斌, 苏青青, 龙良红, 刘心愿, 王耀耀, 赵冲(4944)

丹江口水库氮磷内源释放对比 王志齐, 刘新星, 姚志宏, 姚伦广, 常跃, 刘卓初, 曹连海(4953)

不同沉水植物净水能力与植株体细菌群落组成相关性 李琳, 岳春雷, 张华, 李贺鹏, 杨乐, 王瑀(4962)

纳米氧化锌粒径对人工湿地性能及微生物群落的影响 王森, 任伶, 刘琳琳, 李颖, 张振, 孔范龙(4971)

水生植物生物质炭去除水体中氮磷性能 刘舒蕾, 彭慧君, 杨佳怡, 肖琳(4980)

MgO改性莲蓬壳生物炭的制备及其磷吸附特性 王盛华, 朱丹晨, 邵敬爱, 向家涛, 杨海平, 易娟, 张世红, 陈汉平(4987)

微塑料对短流程膜工艺中膜污染的影响 王博东, 薛文静, 吕永涛, 苗瑞, 马百文(4996)

基于铁锰泥的除砷颗粒吸附剂制备及其比较 曾辉平, 于亚萍, 吕赛赛, 李冬, 张杰(5002)

氯氧铁非均相催化过氧化氢降解罗丹明B 张少朋, 陈瑞, 白淑琴, 刘锐平(5009)

天津市规模化奶牛养殖场废水中典型抗生素处理效果及生态风险评估 陈乾, 赵润, 牟美睿, 白鸽, 史宏伟, 刘海学, 吴惠惠(5015)

废水处理系统中抗生素抗性基因分布特征 姚鹏城, 陈嘉瑜, 张永明, 温东辉, 陈吕军(5024)

全程自养脱氮耦合反硝化除磷的启动及稳定运行 印雯, 陈亚, 张钰, 徐乐中, 吴鹏, 刘文如(5032)

FeCl₃-生化耦合技术调控未知诱因的污泥膨胀 魏东洋, 肖才林, 周雯, 李睿华, 曹茜(5040)

污泥龄对除磷亚硝化颗粒系统的影响 李冬, 刘博, 王文琪, 曹美忠, 李帅, 张杰(5048)

厌氧氨氧化耦合反硝化工艺的启动及微生物群落变化特征 宋壮壮, 吕爽, 刘哲, 时兴东, 潘傲, 张智(5057)

基质暴露水平对ANAMMOX微生物活性及生物量的影响 陈方敏, 高佳琦, 黄勇, 胡羽婷, 李祥, 顾澄伟, 谈新伟, 殷记强, 方文焯, 倪敏(5066)

太浦河流域农田土壤重金属污染特征与来源解析 李伟迪, 崔云霞, 曾撑撑, 朱永青, 彭月, 王凯, 李士俊(5073)

土壤重金属污染风险筛选值划分方法:以Cd为例 王锐, 张凤雷, 徐姝姝, 张永文(5082)

半壁山金矿矿业活动区砷赋存的矿物特征及其对农田土壤砷累积的影响 温其谦, 阎秀兰, 申俊峰, 李鸣凤(5090)

土壤调理剂对镉污染稻田修复效果 周利军, 武琳, 林小兵, 王惠明, 刘晖, 张鸿燕, 胡敏, 石利萍, 张云, 黄欠如(5098)

改性蒙脱土对稻田土壤甲基汞的阻控修复 韩怡新, 何天容, 王祖波(5107)

铈锰改性生物炭对土壤As的固定效应 梁婷, 李莲芳, 朱昌雄, 叶婧(5114)

温和预氧化提高后续生物修复石油污染土壤 徐金兰, 王慧芳, 王荣, 章秋菊, 王杰(5124)

重金属污染农田生菜根际重金属固定细菌群落组成及其阻控效应 王铁军, 苏楠楠, 雷鹏, 邱明洋, 陈兆进, 姚伦广, 韩辉(5133)

双氰胺和3,4-二甲吡唑磷酸盐对蔬菜种植土壤氨氧化细菌和古菌的影响 郭俊丽, 刘毅, 魏文学, 葛体达, 王光军(5142)

不同再生水灌溉方式对土壤-辣椒系统中细菌群落多样性及病原菌丰度的影响 崔丙健, 高峰, 胡超, 李中阳, 樊向阳, 崔二革(5151)

黄土高原地区两种土地利用方式CO₂和N₂O排放特征 韩佳乐, 郝珊, 刘振杰, 张曼, 张阿凤(5164)

生物质炭对华北平原4种典型土壤N₂O排放的影响 张秀玲, 孙贇, 张水清, 岳克, 曹红亮, 林杉(5173)

优化施肥模式对我国热带地区水稻-豇豆轮作系统N₂O和CH₄排放的影响 胡玉麟, 汤水荣, 陶凯, 何秋香, 田伟, 秦兴华, 伍延正, 孟磊(5182)

《环境科学》征订启事(4995) 《环境科学》征稿简则(5039) 信息(4782, 4979, 5056)

基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物活性及生物量的影响

陈方敏^{1,2}, 高佳琦^{1,2}, 黄勇^{1,2*}, 胡羽婷^{1,2}, 李祥^{1,2}, 顾澄伟^{1,2}, 谈新伟^{1,2}, 殷记强^{1,2}, 方文焯^{1,2}, 倪敏^{1,3}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 苏州科技大学环境生物技术研究所, 苏州 215009; 3. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009)

摘要: 基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物的生长代谢有着重要意义, 目前关于基质暴露水平对 ANAMMOX 污泥长期富集过程中生长特性的研究少有报道. 采用两个连续流搅拌反应器, 在逐步提升进水负荷的过程中, 研究了高基质暴露水平培养方式(R1:出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度均为 $40 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 与低基质暴露水平培养方式(R2:出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度均为 $0 \sim 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对 ANAMMOX 微生物生长量和生物活性, 以及反应器脱氮效能的影响及机制. 结果表明, 高基质暴露水平培养方式更有利于 ANAMMOX 反应器脱氮性能的提升. 相比之下, 高基质暴露水平培养方式下获得的 NLR [$0.69 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$] 和 NRR [$0.41 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$] 分别是低基质暴露水平培养方式的 2 倍; 高基质暴露水平培养方式下, ANAMMOX 污泥浓度(以 VSS 计)和总基因拷贝数分别达到 $1805 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.81 \times 10^{12} \text{ copies}$, 更有利于 ANAMMOX 微生物的快速富集培养; 低基质暴露水平培养方式下, ANAMMOX 污泥的活性更强 [以 N/VSS 计, $0.27 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$], 有利于富集生物活性更高的 ANAMMOX 污泥.

关键词: 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 基质暴露水平; 活性; 生物量; 脱氮性能

中图分类号: X172; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)11-5066-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201904242

Influence of Substrate Exposure Level on ANAMMOX Microbial Activity and Biomass

CHEN Fang-min^{1,2}, GAO Jia-qi^{1,2}, HUANG Yong^{1,2*}, HU Yu-ting^{1,2}, LI Xiang^{1,2}, GU Cheng-wei^{1,2}, TAN Xin-wei^{1,2}, YIN Ji-qiang^{1,2}, FANG Wen-ye^{1,2}, NI Min^{1,3}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Institute of Environmental Biotechnology, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: Substrate exposure levels are vital for the growth and metabolism of ANAMMOX microorganisms, and their effects on growth characteristics of ANAMMOX sludge during the enrichment process have been rarely reported. Using two continuous flow stirred reactors and the process of a gradually developing nitrogen load, the changes in biomass and activity, as well as nitrogen removal efficiency of the reactors were investigated under high substrate exposure level culture mode (R1: effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ concentrations were $40\text{--}60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and low substrate exposure level culture mode (R2: effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ concentrations were $0\text{--}20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The results showed that the high substrate exposure level culture mode was more beneficial to the improvement of nitrogen removal performance of the ANAMMOX reactor. For comparison, the NLR (nitrogen load rate), which was $0.69 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, and the NRR (nitrogen remove rate), which was up to $0.41 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, was obtained in the high substrate exposure culture mode. These values were twice as high as those obtained in the low substrate exposure culture mode. Under the culture mode with high substrate exposure level, the sludge concentration (in VSS) and the total gene copy numbers of ANAMMOX reached $1805 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and 4.81×10^{12} copies, respectively, which was conducive to the rapid enrichment of ANAMMOX microorganisms. In the low substrate exposure level culture mode, ANAMMOX sludge was more active, in N/VSS , $0.27 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, which was conducive to the cultivation of ANAMMOX sludge with higher biological activity.

Key words: anaerobic ammonium oxidation(ANAMMOX); substrate exposure level; biological activity; biomass; nitrogen removal performance

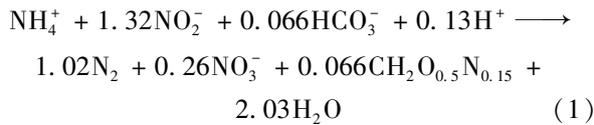
厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)是指在厌氧或缺氧条件下, ANAMMOX 微生物以亚硝酸盐为电子受体, 将氨氮氧化为氮气去除的生物过程^[1], 反应方程如式(1).

收稿日期: 2019-04-26; 修订日期: 2019-05-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478287, 51408384); 国家重点研发计划项目(2016YFC0401103); 江苏省特色优势学科二期项目; 江苏省水处理技术与材料协同创新中心项目; 苏州科技大学基金项目(XKZ2017001)

作者简介: 陈方敏(1992~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染理论与控制, E-mail: 1154696532@qq.com

* 通信作者, E-mail: yhuang_sz@sina.com



相对于传统的硝化反硝化工艺, 厌氧氨氧化具有以下优势: ①无需额外投加有机碳源, 有效避免了二次污染^[2]; ②脱氮能力强, 容积效率高^[3]; ③剩余污泥产率低, 节省污泥处理费用^[4,5]. 目前, 国内外已经有 120 座工业规模化厌氧氨氧化工艺^[6], 由厌氧氨氧化贡献的氮气产量占海洋氮气释放量的 30% ~ 50%^[7], 厌氧氨氧化已经成为氮素循环中的重要环节.

然而, 在实际污水处理过程中, 厌氧氨氧化工艺应用的主要瓶颈就是 ANAMMOX 菌难以持留和扩增. 因此, 保证反应器内拥有足够的生物量且生物活性良好的 ANAMMOX 污泥, 是 ANAMMOX 反应器高效稳定运行的关键所在. 氨氮和亚硝酸盐氮作为 ANAMMOX 微生物的基质来源, 其浓度的高低会直接影响到 ANAMMOX 菌对底物的利用效率, 进而影响到 ANAMMOX 微生物的生长代谢以及活性. Strous 等^[8]的研究表明, 氨氮浓度达到 1 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时才会对 ANAMMOX 微生物产生抑制, 而 NO_2^- -N 浓度高于 70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时就会对 ANAMMOX 菌产生毒性影响, 使其失去竞争优势. 当亚硝酸盐的浓度进一步升高至 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 会导致 ANAMMOX 微生物活性被完全抑制. 然而, 鉴于不同研究中采用的工艺、运行工况及废水水质等的差异, 基质浓度对 ANAMMOX 活性影响的具体机制与浓度阈值仍未得到统一结论. Yang 等^[9]的研究中, 进水 NO_2^- -N 抑制浓度为 230 ~ 530 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 该浓度范围比较宽泛且差异较大^[10,11]. 调研上述研究可以发现, ANAMMOX 微生物受到高浓度基质抑制时, 对应的出水 NO_2^- -N 浓度为 60 ~ 180 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这与 Strous 等^[8]提出的基质暴露水平范围 70 ~ 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 比较一致. 而 Tang 等^[10]在考察基质浓度对 UASB 反应器脱氮性能的影响时发现, 设置出水回流可保证在较高进水 NO_2^- -N 浓度下反应器脱氮效果不受影响, 并认为这是由于内回流的稀释作用及时降低了反应器底部 NO_2^- -N 的浓度. 由此可见, 相对于进水基质浓度, ANAMMOX 微生物生长所处的基质暴露水平才是直接影响其生长活性和反应系统脱氮能力的关键所在.

而目前关于基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物的影响研究主要是通过批次实验来实现的, 且大部分是基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物的抑制作用研究. 尚无在长期、连续运行工况下基质暴露

水平对 ANAMMOX 微生物生长量、活性以及反应器脱氮性能的影响的研究报道. 本文采用高、低两种基质暴露水平培养方式, 在连续培养 ANAMMOX 微生物的过程中, 通过污泥浓度及总基因拷贝数、SAA 以及污泥表观性状等的变化, 考察不同培养方式对于 ANAMMOX 污泥生长量和生长活性的影响. 通过本文的研究, 丰富了基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物代谢生长影响的理论认识, 重新揭示了基质浓度对于 ANAMMOX 微生物富集培养的重要性; 并从 ANAMMOX 微生物污泥浓度以及生长活性两个关键角度, 通过控制合适的基质暴露水平, 提供了一种可以缩短厌氧氨氧化工艺的启动时间以及快速提升 ANAMMOX 反应器脱氮性能的理论方法.

1 材料与方法

1.1 运行工艺及实验设计

本实验采用发酵罐作为 ANAMMOX 反应器系统, 反应装置如图 1 所示. 该反应器由硼硅玻璃制成, 罐体总容积 5 L, 有效容积 4.0 L. 发酵罐反应器具有温度、转速、pH、DO 显示及控制功能. 反应器进水采用人工模拟废水, 废水由 BT100-2J 型恒流蠕动泵连续泵入反应器底部, 并随液体和气体逐渐上升至出水面, 出水通过排水管前端的海绵网过滤后经沉淀区实现泥水分离. 反应器外以黑布包裹, 防止光线对 ANAMMOX 混培物产生影响.

接种厌氧氨氧化污泥取自本课题组厌氧氨氧化反应器, 该反应器内的 ANAMMOX 污泥总氮去除速率维持在 70% 左右, 总氮负荷为 0.1 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 左右. 取出的 ANAMMOX 污泥经 YL-BS22 多功能料理机破碎为絮状污泥. 接种 ANAMMOX 絮状污泥的 MLSS、MLVSS 分别为 3 813.63 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 1 258.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 采用连续流搅拌方式运行反应器, 控制系统温度为 $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$; 维持出水 pH 为 7.8 ~ 8.2, 设定机械搅拌转速为 80 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$, 整个实验过程 HRT 稳定为 12 h.

通过控制反应系统不同出水基质浓度来实现

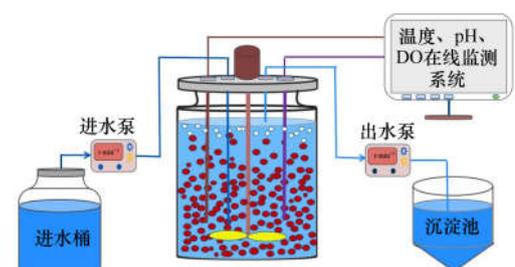


图 1 发酵罐反应装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the fermentation tank reactor

ANAMMOX 微生物生长的不同环境,具体如下:维持 R1 反应器出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度均为 $40 \sim 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 即保持 R1 处于较高但不至于对 ANAMMOX 菌产生抑制的基质暴露水平中;维持 R2 反应器出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度均为 $0 \sim 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 即保持 R2 处于较低但不至于饥饿的基质暴露水平中。

1.2 水质及污泥特性分析项目

NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 等水质指标分析方法参照文献[12]。挥发性污泥质量浓度 (MLVSS) 采用马弗炉灼烧重量法测定;污泥粒径采用马尔文激光粒度仪 (MASTERSIZER 3000, Malvern, UK) 进行分析测定。

1.3 EPS 的提取和分析

将所取泥样用 $\text{pH} = 7$ 的 PBS (磷酸缓冲液, 组成为: $1.3 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Na}_3\text{PO}_4$, $2.7 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaH}_2\text{PO}_4$, $6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaCl}$ 和 $0.7 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KCl}$) 清洗、稀释至一定体积后混匀, 并均分为两份, 一份用于测定 MLVSS; 另一份用于提取和测定 EPS。在 20 kHz 和 480 W 的条件下超声 10 min , 于 20000 g 离心 20 min , 收集上清液即为 EPS^[13]。所有的上清液都经 $0.45 \mu\text{m}$ 的醋酸纤维滤膜过滤以去除不溶物。所取上清液的蛋白质、多糖含量分别采用福林酚法和苯酚-硫酸比色法测定^[14, 15], 测量结果取 3 次测试平均值。EPS 取上清液中蛋白质、多糖含量总和, 单位为 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 以 VSS 计, 即: $\text{EPS} = (\text{PN} + \text{PS}) / \text{MLVSS}$ 。

1.4 实时荧光定量 PCR

首先进行基因组 DNA 的提取, 再利用引物 AMX809F/AMX1066R 以及 ANAMMOX 菌的功能基因引物 HzsBF/HzsBR 对 ANAMMOX 菌的功能基因 *HzsB* 进行定量分析。实时荧光定量 PCR (ABI7500, 美国) 扩增体系 ($20 \mu\text{L}$) 为 $0.8 \mu\text{L}$ 上游引物, $0.8 \mu\text{L}$ 下游引物, $2 \mu\text{L}$ 浓度为 $10 \text{ ng}\cdot\mu\text{L}^{-1}$ 的 DNA 样品, $0.4 \mu\text{L}$ ROX II, $2 \mu\text{L}$ dNTP, $10 \mu\text{L}$ SYBR Premix Ex Taq II, $6 \mu\text{L}$ 灭菌水。将已知浓度的质粒 DNA, 按 10 倍梯度进行稀释得到标准曲线方程, 根据待测样品的 Ct 值可获得起始基因拷贝数。

1.5 比厌氧氨氧化活性测定

向容积为 120 mL 的玻璃盐水瓶中加入 100 mL 基质 (NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N) 浓度均为 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的模拟废水。再加入经 $\text{pH} = 7$ 的 PBS 清洗后的 ANAMMOX 污泥 (约 3 g)。用 95% 氮气曝气 20 min 除氧。盐水瓶用丁基橡胶塞塞紧后用铝盖加固, 置于气浴摇床上, 设定摇床环境温度为 35°C , 转速为 $150 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 。每隔 1 h 定时取样, 分别测定水样中

的 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度。由基质浓度降解曲线, 计算出污泥的比厌氧氨氧化活性 [以 N/VSS 计, 单位 $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$]^[16]。

2 结果与讨论

2.1 基质暴露水平对反应器氮素去除的影响

图 2 为运行 102 d 的过程中, 高基质暴露水平反应器 (R1) 和低基质暴露水平反应器 (R2) 系统内氮素去除的情况。由图 2(a) 和 2(b) 可以发现, 整个运行过程中, 高、低基质暴露水平反应器出水 NH_4^+ -N 浓度分别为 $(50.74 \pm 8.81) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(15.13 \pm 4.71) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 对应出水 NO_2^- -N 浓度分别为 $(51.53 \pm 6.63) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(15.52 \pm 4.37) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均在设定的基质暴露水平范围内。从氮素去除速率来看, 低基质暴露水平反应系统内 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 平均去除率比前者高出 38%。化学计量比被认为是衡量氨氧化反应指标之一^[17]。由图 2(c) 和 2(d) 可以看到, 两个系统内反应化学计量比 ($\Delta\text{NO}_2^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+/\text{N}$) 介于 $1.18 \sim 1.19$ 之间, ($\Delta\text{NO}_3^-/\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+/\text{N}$) 比值为 $0.24 \sim 0.25$, 与已有报道的 $1.20 \sim 1.32$ 和 $0.22 \sim 0.32$ 比较一致^[1, 18-20]。表明两个反应系统内 ANAMMOX 菌已经明显发挥厌氧氨氧化作用。从图 2 中也可以看到, R1 在整个运行过程中的进水容积负荷为 R2 的 2 倍左右, 其负荷提升进程明显快于低基质暴露水平反应器。反应器运行的前 46 d , 二者氮素去除速率差异较小, R1 去除速率比 R2 略高; 46 d 以后, 在 R1 和 R2 反应器 NLR 分别升至 $0.69 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.31 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 的情况下, R1 负荷去除速率 [$0.41 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$] 也相应增大为后者 [$0.21 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$] 的 2 倍。相比于低基质暴露水平培养方式, 高基质暴露水平可以获得更高的脱氮效能。这是因为, 随着 ANAMMOX 微生物活性的提高, 较高浓度的基质暴露水平, 有利于增大底物浓度压力, 促进 NH_4^+ 和 NO_2^- 在 ANAMMOX 小颗粒污泥内部的传递, 加快 ANAMMOX 细胞对基质的吸收, 进而增强系统的氮素去除效果。

2.2 ANAMMOX 微生物生长活性的变化

作为衡量 ANAMMOX 微生物活性的关键指标之一, 比厌氧氨氧化活性 (specific ANAMMOX activity, SAA) 被广泛用来分析 ANAMMOX 微生物在富集培养过程中的活性变化。图 3 为不同培养条件下 SAA 变化情况。表 1 为反应器运行过程中 ANAMMOX 污泥粒径和 EPS 的变化情况。由图 3 可知, 相比于接种时极低的 ANAMMOX 活性, 不同条

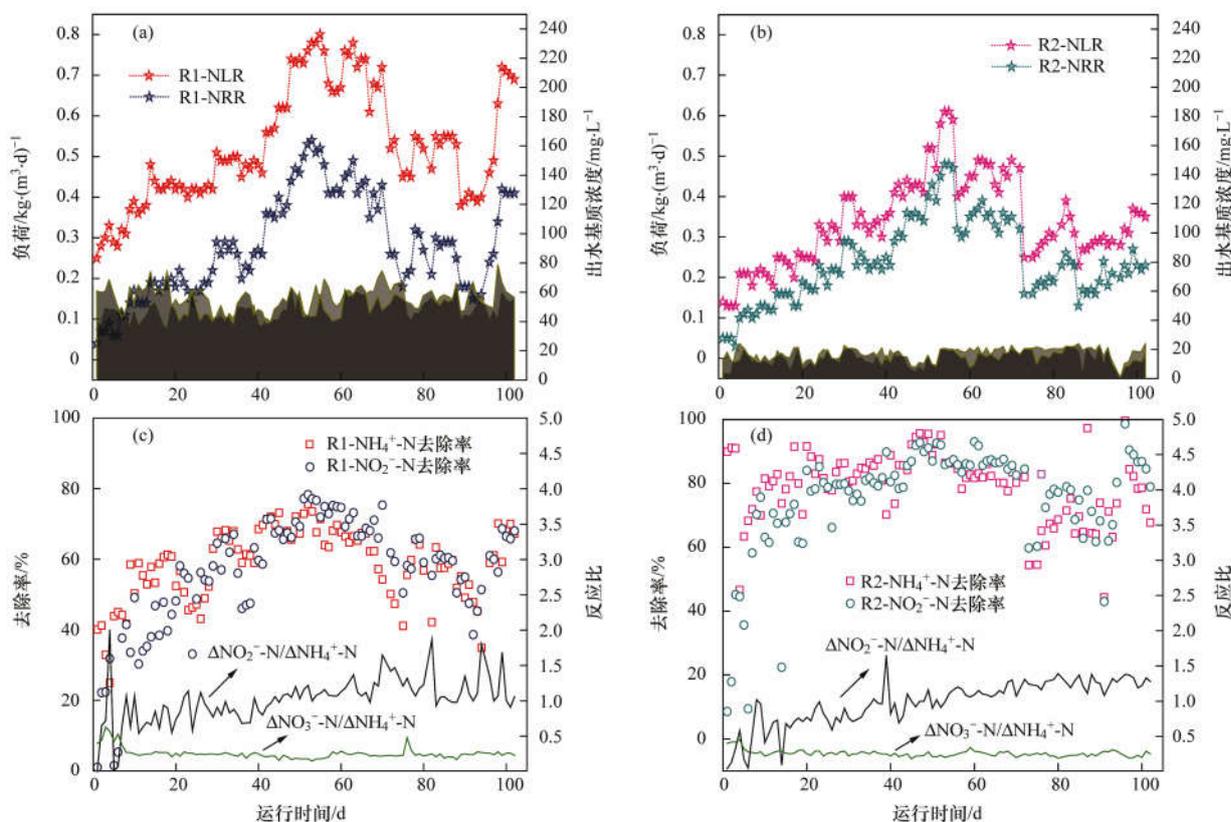


图 2 不同基质暴露水平条件下反应器氮素去除情况

Fig. 2 Nitrogen removal in the reactors under different substrate exposure levels

表 1 不同培养条件下 ANAMMOX 微生物的粒径与 EPS 含量变化

Table 1 Changes in the diameter and EPS content of ANAMMOX microorganisms under different culture conditions

运行时间 /d	粒径 (R1/R2) /mm	EPS 含量 (R1/R2) /mg·g ⁻¹	SAA (本研究) (R1/R2) /g·(g·d) ⁻¹	粒径与 SAA 关系
1	0.14/0.14	159.63/159.63	0.05/0.05	—
31	0.30/0.56	208.36/235.14	0.19/0.24	0.5 ~ 1mm, 0.55 g·(g·d) ⁻¹ [21]
46	0.85/1.18	263.61/264.24	0.22/0.27	0.64 mm, 0.4 g·(g·d) ⁻¹ [22]
98	1.50/1.42	314.89/337.61	—	1 ~ 1.5 mm, 0.62 g·(g·d) ⁻¹ [21] 1.5 ~ 2.5 mm, 0.42 g·(g·d) ⁻¹ [23]

件培养一段时间后, ANAMMOX 微生物的比活性迅速提高. R1 内 ANAMMOX 污泥的比厌氧氨氧化活性在经历 31 d 和 46 d 的培养后, 由接种启动时的 0.05 g·(g·d)⁻¹ 分别提高到 0.19 g·(g·d)⁻¹ 和 0.24 g·(g·d)⁻¹; R2 经历 31 d 和 46 d 的培养后, ANAMMOX 污泥的比厌氧氨氧化活性分别提升至 0.22 g·(g·d)⁻¹ 和 0.27 g·(g·d)⁻¹. 在经历 31 d 和 46 d 的不同基质环境条件培养后, R2 内微生物的比厌氧氨氧化活性比 R1 分别高出 15.6% 和 12.5%, 即低基质暴露水平下, ANAMMOX 污泥的活性更高.

本实验低基质暴露水平培养方式下, ANAMMOX 污泥的最大比活性为 0.27 g·(g·d)⁻¹, 介于国内外报道的 0.05 ~ 2 g·(g·d)⁻¹ 之间^[24-27]. 整个运行过程中, 低基质暴露水平培养方式下厌氧

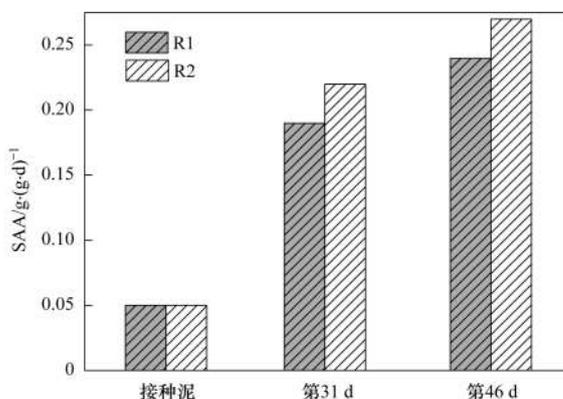


图 3 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥的 SAA 变化情况

Fig. 3 Changes in SAA of ANAMMOX sludge under different culture conditions

氨氧化污泥拥有更高的活性. 由表 1 可知, 粒径、EPS 与 ANAMMOX 微生物比活性之间存在一定关

系. 有研究表明, ANAMMOX 微生物的活性主要发生于颗粒污泥表面 1 mm 厚度的范围内^[28]. Ni 等^[29]建立了粒径介于 0.5 ~ 2.75 mm 之间的 ANAMMOX 污泥对基质的降解模型, 认为合适的 ANAMMOX 污泥粒径范围是 1 ~ 1.3 mm. 当粒径小于该范围时, 颗粒粒径的增大会促进 ANAMMOX 微生物活性的提高; 当粒径过大, 细胞内部会由于底物传质受阻而出现衰亡. 当颗粒粒径适宜, 如本实验中后期 (R1/R2 = 0.85/1.18), 此时的 ANAMMOX 污泥兼具良好的传质效率和较强的抗冲击性能, 因此可以展现更好的生物活性. 本实验中, 低基质暴露水平环境下富集培养的 ANAMMOX 污泥粒径比高基质方式更大, 且粒径处于合适 (1 ~ 1.5 mm) 的范围内, 也就是说, 该范围内 ANAMMOX 的活性随污泥粒径的增大而升高. 因此, 这可以从一方面解释低基质暴露水平培养方式下获得的 ANAMMOX 污泥活性更高.

另一方面, 两种培养方式下, ANAMMOX 污泥的 EPS 含量 (以 VSS 计, 下同) 分别由接种时的 159 mg·g⁻¹ 增大至 314 mg·g⁻¹ 和 337 mg·g⁻¹, 且不同运行时段, 低基质暴露水平反应其中 EPS 含量更高. Wang 等^[30]在考察 EPS 在 ANAMMOX-SBR 反应器处于稳定、抑制及恢复阶段发挥的作用时发现, 在稳定阶段, EPS 含量与 ANAMMOX 微生物脱氮活性呈正相关, 即 EPS 含量越高, ANAMMOX 污泥脱氮活性越强. 本实验中, EPS 的含量与 ANAMMOX 污泥的活性也表现出类似关联, 这表明尽管 EPS 本身不具有生物活性, 但 EPS 可以保障或促进 ANAMMOX 微生物生物活性的表达. 分析原因可能是, 细菌分泌的 EPS 对微生物聚集体的理化性质, 如结构、表面电荷、絮凝、沉降性能、脱水性能、吸附能力等具有重要意义^[31~34]. EPS 可以通过影响 ANAMMOX 微生物的理化性质, 进一步影响到 ANAMMOX 菌对基质的利用率, 从而间接影响到 ANAMMOX 污泥的生物活性.

2.3 不同基质暴露水平对 ANAMMOX 微生物生物量的影响

通过定期对不同基质暴露水平反应器内的生物量进行分析测定, MLVSS 以及总功能基因拷贝数变化情况分别如图 4 和图 5 (运行至 46 d) 所示. 由图 4 可以看到, R1 在反应器稳定运行的第 31、46 和 98 d 时对应的生物量分别由接种时的 1 258.5 mg·L⁻¹ 逐渐升高到 1 600、1 735 和 1 805 mg·L⁻¹; R2 则对应增大至 1 360、1 462 和 1 506 mg·L⁻¹. 3 个阶段 R1 相比于 R2 的生物增量分别是 17.64%、18.67% 和 19.85%, R1 的 ANAMMOX 富集程度明显超过 R2.

而从 VSS/SS 总体趋势来看, 高基质暴露水平富集培养的 ANAMMOX 污泥拥有更高的有机成分占比. 图 5 中, R1 和 R2 培养获得的厌氧氨氧化功能基因拷贝数分别由接种时的 1.67×10^{12} copies 升高到 4.81×10^{12} copies 和 3.39×10^{12} copies. 高基质暴露水平培养得到的厌氧氨氧化污泥功能基因拷贝数是低基质暴露水平培养方式的 1.4 倍, 高基质暴露水平培养方式更有利于 ANAMMOX 功能菌的富集代谢和生长繁殖.

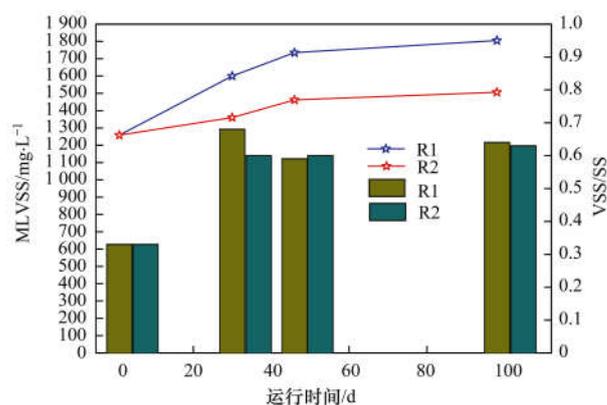


图 4 不同培养条件下 ANAMMOX 污泥浓度的变化情况

Fig. 4 Changes in sludge concentrations under different culture conditions

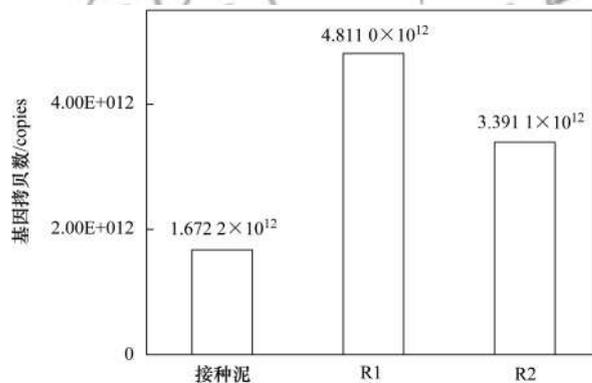


图 5 不同培养条件下 ANAMMOX 功能基因拷贝数变化情况

Fig. 5 Variation in the copy numbers of ANAMMOX functional genes under different culture conditions

分析可能的原因是, ANAMMOX 细菌细胞产率低 ($0.8 \sim 0.11 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$, 以 $\text{VSS}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计), 生长缓慢且在高细胞浓度 ($10^{10} \sim 10^{11} \text{ 个} \cdot \text{mL}^{-1}$) 时才具有活性^[1,35]. ANAMMOX 菌在适应新环境之后, 厌氧氨氧化活性逐渐提高, 较高的基质暴露水平 ($40 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的选择压, 一方面提供了比较充足且不会对 ANAMMOX 菌产生抑制的底物营养; 另一方面, 较高浓度的氨氮、亚氮浓度, 使得 ANAMMOX 细胞内外的底物压力差增大, 提高了氨氮、亚硝酸盐氮的传质效率. 而 Strous 等^[1]也曾指出, 限制 ANAMMOX 微生物生长快慢的关键因素就是 ANAMMOX 菌对底物的利用速率. 在较高基质暴露

水平环境中, ANAMMOX 菌对底物氨氮、亚硝酸盐氮的利用速率更快, 促进了 ANAMMOX 污泥繁殖生长, 因此其生物量明显高于低基质暴露水平培养方式。综上, 高基质暴露水平培养方式更有利于 ANAMMOX 微生物的富集培养以及厌氧氨氧化反应器脱氮性能的提升, 而鉴于 ANAMMOX 实际应用需要大量的 ANAMMOX 接种污泥, 建议在 ANAMMOX 污泥种泥的培养过程中可采用高基质暴露水平培养方式, 以获得生物量大、脱氮性能良好的 ANAMMOX 泥源。

3 结论

(1) 高、低基质暴露水平两种培养环境都能实现 ANAMMOX 脱氮能力的增强。相比之下, 高基质暴露水平培养方式下获得的 NLR(以 N 计, 下同) 为 $0.69 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 其负荷提升速率为低基质暴露水平培养方式 [$0.31 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$] 的 2 倍; 且高基质暴露水平培养方式的脱氮效果更优, 对应 NRR 分别为 $0.41 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 高于低基质暴露水平系统获得的 $0.21 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

(2) 高、低基质暴露水平方式下 ANAMMOX 污泥的 SAA 分别从接种时的 $0.05 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.22 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.27 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$; 后者 ANAMMOX 污泥活性较前者高出 22.7%, 低基质暴露水平培养方式有利于富集生物活性更高的 ANAMMOX 污泥。

(3) 高基质暴露水平方式下, ANAMMOX 污泥浓度和总基因拷贝数分别达到 $1805 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.81 \times 10^{12} \text{ copies}$, 是低基质暴露水平环境的 1.2 ~ 1.4 倍, 高基质暴露水平培养方式更有利于 ANAMMOX 污泥的快速富集。

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] Kuenen J G. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, **6**(4): 320-326.
- [3] Okabe S, Oshiki M, Takahashi Y, *et al.* N_2O emission from a partial nitrification-anammox process and identification of a key biological process of N_2O emission from anammox granules [J]. *Water Research*, 2011, **45**(19): 6461-6470.
- [4] Jetten M S M, Wagner M, Fuerst J, *et al.* Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2001, **12**(3): 283-288.
- [5] 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.
- [6] Ali M, Okabe S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues [J]. *Chemosphere*, 2015, **141**: 144-153.
- [7] Kuypers M M M, Slikkers A O, Lavik G, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea [J]. *Nature*, 2003, **422**(6932): 608-611.
- [8] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [9] Yang W, He S L, Han M, *et al.* Nitrogen removal performance and microbial community structure in the start-up and substrate inhibition stages of an anammox reactor [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2018, **126**(1): 88-95.
- [10] Tang C J, Zheng P, Hu B L, *et al.* Influence of substrates on nitrogen removal performance and microbiology of anaerobic ammonium oxidation by operating two UASB reactors fed with different substrate levels [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **181**(1-3): 19-26.
- [11] Zhang J, Qiu L F, Chen Y M. Study on Substrate Inhibition Kinetics in Anammox-UASB Reactor [J]. *Applied Mechanics and Materials*, 2013, **316-317**: 567-570.
- [12] 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.
- [13] Li X L, Peng Y Z, Ren N Q, *et al.* Effect of temperature on short chain fatty acids (SCFAs) accumulation and microbiological transformation in sludge alkaline fermentation with $\text{Ca}(\text{OH})_2$ adjustment [J]. *Water Research*, 2014, **61**: 34-45.
- [14] Adav S S, Lee D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **154**(1-3): 1120-1126.
- [15] Luo J H, Hao T W, Wei L, *et al.* Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2014, **62**: 127-135.
- [16] Dapena-Mora A, Campos J L, Mosquera-Corral A, *et al.* Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR [J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, **110**(2): 159-170.
- [17] Chen H, Hu H Y, Chen Q Q, *et al.* Successful start-up of the anammox process; Influence of the seeding strategy on performance and granule properties [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **211**: 594-602.
- [18] Xu D D, Kang D, Yu T, *et al.* A secret of high-rate mass transfer in anammox granular sludge: "Lung-like breathing" [J]. *Water Research*, 2019, **154**: 189-198.
- [19] Wang Q T, Wang Y L, Lin J B, *et al.* Selection of seeding strategy for fast start-up of Anammox process with low concentration of Anammox sludge inoculum [J]. *Bioresource Technology*, 2018, **268**: 638-647.
- [20] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, *et al.* Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors [J]. *Water Research*, 2007, **41**(8): 1623-1634.
- [21] An P, Xu X C, Yang F L, *et al.* Comparison of the characteristics of anammox granules of different sizes [J]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2013, **18**(3): 446-454.
- [22] Arrojo B, Mosquera-Corral A, Campos J L, *et al.* Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR) [J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **123**(4): 453-463.
- [23] 郑照明, 刘常敬, 郑林雪, 等. 不同粒径的厌氧氨氧化颗粒污泥脱氮性能研究 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(12):

- 3078-3085.
- Zheng Z M, Liu C J, Zheng L X, *et al.* The nitrogen removal performance of anammox granules of different sizes [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(12): 3078-3085.
- [24] Zhang Y L, He S L, Niu Q G, *et al.* Characterization of three types of inhibition and their recovery processes in an anammox UASB reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2016, **109**: 212-221.
- [25] Qin Y, Han B, Wang T, *et al.* Impact of substrate concentration on anammox-UBF reactors start-up [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **239**: 422-429.
- [26] Gao Y N, Liu Z J, Liu F X, *et al.* Mechanical shear contributes to granule formation resulting in quick start-up and stability of a hybrid anammox reactor [J]. *Biodegradation*, 2012, **23**(3): 363-372.
- [27] Li Z Y, Xu X C, Shao B, *et al.* Anammox granules formation and performance in a submerged anaerobic membrane bioreactor [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, **254**: 9-16.
- [28] Kindaichi T, Tsushima I, Ogasawara Y, *et al.* In situ activity and spatial organization of anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) bacteria in biofilms [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2007, **73**(15): 4931-4939.
- [29] Ni B J, Chen Y P, Liu S Y, *et al.* Modeling a granule-based anaerobic ammonium oxidizing (ANAMMOX) process [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2009, **103**(3): 490-499.
- [30] Wang Y, Yuan L J, Yan F, *et al.* Characterisation of extracellular polymeric substances (EPS) during reconstruction of ammonium removal activity in an ANAMMOX-SBR system in wastewater treatment [J]. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 2018, **19**(2): 527-538.
- [31] 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.
- [32] Morgan J W, Forster C F, Evison L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges [J]. *Water Research*, 1990, **24**(6): 743-750.
- [33] Zhang P, Fang F, Chen Y P, *et al.* Composition of EPS fractions from suspended sludge and biofilm and their roles in microbial cell aggregation [J]. *Chemosphere*, 2014, **117**: 59-65.
- [34] Wei D, Zhang K Y, Ngo H H, *et al.* Nitrogen removal via nitrite in a partial nitrification sequencing batch biofilm reactor treating high strength ammonia wastewater and its greenhouse gas emission [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **230**: 49-55.
- [35] Isaka K, Date Y, Sumino T, *et al.* Growth characteristic of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in an anaerobic biological filtrated reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, **70**(1): 47-52.



CONTENTS

Characteristics of Aerosol Vertical Distribution over the Yangtze River Delta Region of China in 2018	SHEN Ji, CAO Nian-wen (4743)
Characteristics of Haze Pollution Episodes During Autumn and Winter in 2018 in Shijiazhuang	SU Wen-kang, BAO Xiao-lei, NI Shuang-ying, <i>et al.</i> (4755)
Spatial Temporal Characteristics and Cluster Analysis of Chemical Components for Ambient PM _{2.5} in Wuhan	ZHANG Hui-tao, TIAN Ying-ze, LIU Bao-shuang, <i>et al.</i> (4764)
Heavy Metal Pollution Characteristics and Ecological and Health Risk Assessment of Atmospheric PM _{2.5} in a Living Area of Zhengzhou City	HE Rui-dong, ZHANG Yi-shun, CHEN Yong-yang, <i>et al.</i> (4774)
Distribution Characteristics and Sources of Metal Elements in Rainwater in Xiamen	WANG Shan-shan, CHENG Yi-feng, YAN Jin-pei, <i>et al.</i> (4783)
First Long-Term Study of Atmospheric New Particle Formation in the Suburb of Shanghai from 2015 to 2017	HUO Jun-tao, WANG Xin-ning, DUAN Yu-sen, <i>et al.</i> (4791)
Characteristics, Transportation, Pathways, and Potential Sources of Air Pollution During Autumn and Winter in Taiyuan	YAN Shi-ming, WANG Yan, GUO Wei, <i>et al.</i> (4801)
Spatial and Temporal Characteristics of Air Quality and Cause Analysis of Heavy Pollution in Northeast China	CHEN Wei-wei, LIU Yang, WU Xue-wei, <i>et al.</i> (4810)
Spatiotemporal Evolution and Driving Mechanism of Aerosol Optical Depth in the Ebinur Lake Basin	CHEN Xiang-yue, DING Jian-li, WANG Jing-zhe, <i>et al.</i> (4824)
Concentration Levels and Impact Factors of Benzene Series in Chinese Residential Building	HOU Bei-bei, YIN Yi-hui, PEI Jing-jing, <i>et al.</i> (4833)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Aromatic Compounds in Shijiazhuang	YANG Yang, LI Xing-ru, LIU Shui-qiao, <i>et al.</i> (4841)
Emission Characteristics Analysis and Health Risk Assessment of Unorganized VOCs in the Carbon Industry, Zhengzhou	ZHANG Yi-shun, WANG Jia, HAN Shi-jie, <i>et al.</i> (4847)
Hazardous Volatile Organic Compound Emission Inventory Study and Its Application in a Typical Chemical Industry in the Yangtze River Delta	LU Jun, HUANG Yi-wei, HUANG Cheng (4856)
Establishment and Characteristics of an Artificial Ammonia Emissions Inventory in Jiangsu Province from 2013 to 2017	HOU Xin-hong, YU Xing-na, SHEN Li, <i>et al.</i> (4862)
Occurrence Characteristics and Health Risks of PAHs on the Surface of Buildings and Devices in the Coking Plant	ZHAO Yi-shu, LIAO Xiao-yong, LI You, <i>et al.</i> (4870)
Contamination Characteristics and Ecological Risk Assessment of Androgens, Glucocorticoids, and Progesterone in the Liusha Bay, South China Sea	YANG Lei, ZHANG Jin-na, XU Min, <i>et al.</i> (4879)
Dynamic Changes in Hydrochemical Characteristics and Influencing Factors in the Karst Watershed Flood Process	YUAN Ya-qiong, SUN Ping-an, SU Zhao, <i>et al.</i> (4889)
Sources, Distribution, and Fluxes of Major and Trace Elements in the Yangtze River	WU Wen-tao, RAN Xiang-bin, LI Jing-xi, <i>et al.</i> (4900)
Contaminant Characteristics and Ecological Risk Assessments of Heavy Metals from River Networks in the Western Area of the Wangyu River	XU Chen, WANG Pei-fang, CHEN Juan, <i>et al.</i> (4914)
Influence of Rainfall Intensity on the Nutrient Loading from an Inflowing River in the Plain River Network of the Taihu Catchment	CHEN Jie, ZHU Guang-wei, XU Hai, <i>et al.</i> (4924)
Distribution and Pollution Assessment of Nutrients and Heavy Metals in Surface Sediments from Shibalianwei Wetland in Hefei, Anhui Province, China	CHEN Shan, XU Fan, XIE San-tao, <i>et al.</i> (4932)
Spatial Distribution Characteristics of Chlorophyll-a and Nutrient Salts in Tributaries of Different River Sections in the Three Gorges Reservoir Area During the Flood Season	YANG Fan, YANG Zheng-jian, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (4944)
Endogenous Release of Nitrogen and Phosphorus in the Danjiangkou Reservoir	WANG Zhi-qi, LIU Xin-xing, YAO Zhi-hong, <i>et al.</i> (4953)
Correlation Between Water Purification Capacity and Bacterial Community Composition of Different Submerged Macrophytes	LI Lin, YUE Chun-lei, ZHANG Hua, <i>et al.</i> (4962)
Size-dependent Effects of Zinc Oxide Nanoparticles on Performance and Microbial Community Structure of a Constructed Wetland	WANG Sen, REN Ling, LIU Lin-lin, <i>et al.</i> (4971)
Removal of Nitrogen and Phosphorus from Water by Biomass Carbon of Aquatic Plants	LIU Shu-lei, PENG Hui-jun, YANG Jia-yi, <i>et al.</i> (4980)
Preparation of MgO Modified Lotus Shell Biochar and Its Phosphorus Adsorption Characteristics	WANG Sheng-hua, ZHU Dan-chen, SHAO Jing-ai, <i>et al.</i> (4987)
Effects of Microplastics on Membrane Fouling During a Shortened Ultrafiltration Membrane Process	WANG Bo-dong, XUE Wen-jing, LÜ Yong-tao, <i>et al.</i> (4996)
Preparation and Comparison of Arsenic Removal Granular Adsorbent Based on Iron-Manganese Sludge	ZENG Hui-ping, YU Ya-ping, LÜ Sai-sai, <i>et al.</i> (5002)
Catalytic Degradation of Rhodamine B by FeOCl Activated Hydrogen Peroxide	ZHANG Shao-peng, CHEN Yu, BAI Shu-qin, <i>et al.</i> (5009)
Treatment Effect and Ecological Risk Assessment of Typical Antibiotics in Wastewater from Large-scale Dairy Farms in Tianjin	CHEN Qian, ZHAO Run, MOU Mei-ru, <i>et al.</i> (5015)
Distribution Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in Wastewater Treatment Plants	YAO Peng-cheng, CHEN Jia-yu, ZHANG Yong-ming, <i>et al.</i> (5024)
Start-up and Stable Operation of CANON Coupled with Denitrifying Phosphorus Removal	YIN Wen, CHEN Ya, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (5032)
Control of Sludge Bulking Caused by Unknown Reason Through FeCl ₃ Coupled with Biochemical Methods	WEI Dong-yang, XIAO Cai-lin, ZHOU Wen, <i>et al.</i> (5040)
Effects of Solid Retention Time on the Phosphorus Removal and Nitrosation Granules System	LI Dong, LIU Bo, WANG Wen-qi, <i>et al.</i> (5048)
Start-up of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification Process and Changes in Microbial Community Characteristics	SONG Zhuang-zhuang, LÜ Shuang, LIU Zhe, <i>et al.</i> (5057)
Influence of Substrate Exposure Level on ANAMMOX Microbial Activity and Biomass	CHEN Fang-min, GAO Jia-qi, HUANG Yong, <i>et al.</i> (5066)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Heavy Metals in Farmland Soils in the Taige Canal Valley	LI Wei-di, CUI Yun-xia, ZENG Cheng-cheng, <i>et al.</i> (5073)
Method of Dividing the Value of Soil Heavy Metal Pollution Risk Screening: Using Cd as an Example	WANG Rui, ZHANG Feng-lei, XU Shu-shu, <i>et al.</i> (5082)
Mineral Characteristics of Arsenic in the Active Area of the Banbishan Gold Mine and Its Effect on Arsenic Accumulation in Farmland Soil	WEN Qi-qian, YAN Xiu-lan, SHEN Jun-feng, <i>et al.</i> (5090)
Remediation of Cadmium Contaminated Paddy Fields Using Soil Conditioners	ZHOU Li-jun, WU Lin, LIN Xiao-bing, <i>et al.</i> (5098)
Inhibition and Remediation of Methylmercury Contaminated Soil by Use of Modified Montmorillonite	HAN Yi-xin, HE Tian-rong, WANG Zu-bo (5107)
Cerium-manganese Modified Biochar Immobilizes Arsenic in Farmland Soils	LIANG Ting, LI Lian-fang, ZHU Chang-xiong, <i>et al.</i> (5114)
Improving Bioremediation of Crude Oil-contaminated Soil by Mild Pre-oxidation	XU Jin-lan, WANG Hui-fang, WANG Rong, <i>et al.</i> (5124)
Community Structure of Heavy Metal Immobilized Bacteria in the Lettuce (<i>Lactuca sativa</i> L.) Rhizosphere in Soil Polluted by Heavy Metals and Its Effects on Reducing Heavy Metal Accumulation in Lettuce	WANG Tie-jun, SU Nan-nan, LEI Peng, <i>et al.</i> (5133)
Impact of Dicyandiamide (DCD) and 3,4-Dimethylpyrazole Phosphate (DMPP) on Ammonia-oxidizing Bacteria and Archaea in a Vegetable Planting Soil	GUO Jun-li, LIU Yi, WEI Wen-xue, <i>et al.</i> (5142)
Effect of Different Reclaimed Water Irrigation Methods on Bacterial Community Diversity and Pathogen Abundance in the Soil-Pepper Ecosystem	CUI Bing-jian, GAO Feng, HU Chao, <i>et al.</i> (5151)
Characteristics of CO ₂ and N ₂ O Emissions Under Two Land Use Types in the Loess Plateau of China	HAN Jia-le, HAO Shan, LIU Zhen-jie, <i>et al.</i> (5164)
Effects of Biochar on N ₂ O Emission from Four Typical Soils in the North China Plain	ZHANG Xiu-ling, SUN Yun, ZHANG Shui-qing, <i>et al.</i> (5173)
Effects of Optimizing Fertilization on N ₂ O and CH ₄ Emissions in a Paddy-Cowpea Rotation System in the Tropical Region of China	HU Yu-lin, TANG Shui-rong, TAO Kai, <i>et al.</i> (5182)