

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第12期

Vol.38 No.12

2017

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)

京津冀区域 PM _{2.5} 污染相互输送特征	王燕丽, 薛文博, 雷宇, 王金南, 武卫玲 (4897)
顾及尺度效应的多源遥感数据“源”“汇”景观的大气霾效应	许凯, 余添添, 孙姣姣, 袁兆祥, 秦昆 (4905)
基于多源数据的 PM _{2.5} 浓度时空分布预测与制图	肖璐, 郎艺超, 夏浪, 楼昭涵, 孙楠, 黄李童, George Christakos (4913)
华东区域 PM _{2.5} 变化背景下浙江省人口经济暴露水平评估	郁珍艳, 高大伟, 李正泉, 杨续超, 王阔, 马浩, 徐宏辉 (4924)
南京北郊不同大气污染程度下气溶胶化学组分特征	张程, 于兴娜, 安俊琳, 朱彬, 林梦凡 (4932)
菏泽市 PM _{2.5} 碳组分季节变化特征	刘泽珺, 吴建会, 张裕芬, 梁丹妮, 马威, 刘保双, 冯银厂, 张勤勤 (4943)
辽宁典型城市道路扬尘 PM ₁₀ 中水溶性无机离子组分特征及来源解析	张伟, 姬亚芹, 张军, 张蕾, 王伟, 王士宝 (4951)
天津冬季一次重污染过程颗粒物中水溶性离子粒径分布特征	姚青, 刘子锐, 韩素芹, 蔡子颖, 刘敬乐, 黄小娟, 刘景云, 王跃思 (4958)
高原城市昆明公路隧道大气中 PM _{2.5} 理化特征分析	王成辉, 闫琨, 韩新宇, 施择, 毕丽玫, 向峰, 宁平, 史建武 (4968)
2015 年中国近地面臭氧浓度特征分析	段晓瞳, 曹念文, 王潇, 张玉欣, 梁静舒, 杨思鹏, 宋秀瑜 (4976)
不同 CDPF 贵金属负载量对柴油公交车 VOCs 组分排放影响	楼狄明, 张子骏, 刘继凯, 谭丕强, 胡志远 (4983)
ENSO 事件对上海降水中氢氧同位素变化的影响	董小芳, 杨华玮, 张杰, 朱志鹏, 杨言, 郑祥民, 周立旻 (4991)
我国南方两个典型森林生态系统的硫、氮和汞沉降量	程正霖, 罗遥, 张婷, 段雷 (5004)
新安江水库二氧化碳排放的时空变化特征	杨乐, 李贺鹏, 孙滨峰, 岳春雷 (5012)
三峡库区表层沉积物营养盐时空变化及评价	卓海华, 邱光胜, 翟婉盈, 刘云兵, 兰静 (5020)
三门峡水库水体中不同形态汞的分布特征	程柳, 麻冰涓, 周伟立, 王力, 耿音, 刘清伟, 毛宇翔 (5032)
太子河流域中游地区河流硝酸盐来源及迁移转化过程	李艳利, 孙伟, 杨梓睿 (5039)
典型入湖河流水体氮素变化特征及其对降雨的响应: 以太湖乌溪港为例	连慧妹, 刘宏斌, 李旭东, 宋挺, 刘申, 雷秋良, 任天志, 武淑霞, 李影 (5047)
缙云山常绿阔叶林湿沉降过程中不同空间层次水质变化特征	马明, 孙涛, 李定凯, 王定勇 (5056)
基于 MIKE11 模型提高污染河流水质改善效果的方法	熊鸿斌, 陈雪, 张斯思 (5063)
北京市地下水典型抗生素分布特征与潜在风险	陈卫平, 彭程伟, 杨阳, 吴玉梅 (5074)
深圳茅洲河下游柱状沉积物中碳氮同位素特征	凌郡鸿, 张依章, 王民浩, 周北海, 陶明, 陈惠明, 闫振广 (5081)
供水管网铁释放的影响因素相对重要性分析	刘莹, 于影, 石宝友, 刘书明, 吴雪 (5090)
低温高铁锰氨氮地下水生物同池净化	李冬, 曹瑞华, 杨航, 王刘煜, 张杰, 曾辉平 (5097)
臭氧预氧化强化混凝对二级出水中 DON 作用机制探讨	刘冰, 郑煜铭, 王大祥, 李清飞, 赵承美, 余国忠, 古励 (5106)
碱活化过一硫酸盐降解水中环丙沙星	葛勇建, 蔡显威, 林翰, 徐梦苑, 沈一挺, 周丹, 钱梦洁, 邓靖 (5116)
MIL-88A@MIP 催化活化过硫酸盐靶向降解邻苯二甲酸二丁酯	王九妹, 关泽宇, 万金泉, 王艳, 马邕文, 闫志成, 张桂华 (5124)
常温下加装脱硫装置的 MCBMBR 处理高硫酸盐有机废水试验	徐婷, 金艳青, 李勇 (5132)
载镁天然沸石复合材料对污水中氮磷的同步回收	成雪君, 王学江, 王浩, 张志昊, 赵建夫 (5139)
不同运行模式下改良型 CAST 工艺处理生活污水的除磷性能	马娟, 王谨, 俞小军, 周猛, 孙洪伟, 王磊 (5146)
ABR-MBR 工艺处理生活污水实现短程硝化	吕亮, 赵诗惠, 韦佳敏, 张敏, 尤雯, 吴鹏, 沈耀良 (5154)
海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水的基质抑制及其动力学特性	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (5162)
游离氨 (FA) 对氨氧化过程氨逃逸影响试验	孙洪伟, 于雪, 尤永军, 彭永臻, 王淑莹 (5169)
西安市典型景观水体水质及反硝化细菌种群结构	康鹏亮, 黄廷林, 张海涵, 陈胜男, 商潘路, 冯稷, 贾宽宇 (5174)
厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征	汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 徐乐中, 陈重军, 沈耀良 (5184)
SBAF 单级自养脱氮快速启动、稳定运行及微生物群落演化	岳秀, 刘竹寒, 于广平, 吉世明, 唐嘉丽 (5192)
活性污泥中硝化螺菌 (Nitrospira) 的富集及其动力学参数	姚倩, 彭党聪, 赵俏迪, 王博 (5201)
pH 值对零价铁自养反硝化过程的影响	张宁博, 李祥, 黄勇 (5208)
接种单一/混合污泥对厌氧氨氧化反应器快速启动的影响	张泽文, 李冬, 张杰, 郭跃洲, 李帅 (5215)
活性污泥法和生物膜法 SBR 工艺亚硝化启动和稳定运行性能对比	孙艺齐, 卞伟, 王盟, 赵青, 王文啸, 梁东博, 李军 (5222)
长期暴露下纳米 TiO ₂ 对厌氧颗粒污泥体系稳定性的影响	李慧婷, 崔福义 (5229)
长三角典型城郊不同土地利用土壤抗生素组成及分布特征	赵方凯, 陈利顶, 杨磊, 方力, 孙龙, 李守娟 (5237)
不同有机肥中磷在土壤剖面中累积迁移特征与有效性差异	张田, 许浩, 茹淑华, 苏德纯 (5247)
有机磷酸酯在三峡库区土壤中污染特征	何明靖, 杨婷, 杨志豪, 魏世强 (5256)
上海某生活垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染特征、来源分析及潜在生态风险评价	郭彦海, 孙许超, 张士兵, 余广杰, 唐正, 刘振涛, 薛昱, 高品 (5262)
大庆市不同环境介质中多环芳烃污染特征对比及来源解析	宋宁宁, 冯嘉申, 于洋, 李迎霞 (5272)
工业区户外儿童游乐场地表灰尘重金属污染的磁学响应	杨孟, 李慧明, 李凤英, 王金花, 刁一伟, 钱新, 杨兆平, 王成 (5282)
上海市郊工业区附近蔬菜中重金属分布及其健康风险	周雅, 毕春娟, 周泉潇, 张焕焕, 陈振楼, 包新一 (5292)
基施硅肥对土壤微生物有效性及水稻镉累积效应的影响	高子翔, 周航, 杨文弢, 辜娇峰, 陈立伟, 杜文琪, 徐珺, 廖柏寒 (5299)
水稻对气态单质汞的吸收与挥发	尚帅, 田珮, 蒋煜, 武婧轩, 姜珊, 邓泓 (5308)
麦田 O ₃ 浓度的长期变化及其对冬小麦干物质和产量损失的估算	赵辉, 郑有飞, 李硕, 徐静馨, 曹嘉晨, 魏莉, 关清 (5315)
缓控释肥侧深施对稻田氨挥发排放的控制效果	侯朋福, 薛利祥, 俞映惊, 薛利红, 范立慧, 杨林章 (5326)
生物炭和有机肥对华北农田盐碱土 N ₂ O 排放的影响	石玉龙, 刘杏认, 高佩玲, 张晴雯, 张爱平, 杨正礼 (5333)
成都平原不同类型沟渠 CO ₂ 、CH ₄ 和 N ₂ O 排放通量特征及其影响因素	冯香荣, 邓欧平, 邓良基, 吴铭, 姚昆, 杨泽鹏 (5344)
河流 CO ₂ 与 CH ₄ 排放研究进展	王晓峰, 袁兴中, 陈槐, 何奕忻, 罗珍, 刘恋, 何宗茂 (5352)
《环境科学》第 38 卷 (2017 年) 总目录	(5367)
《环境科学》征稿简则 (4950) 《环境科学》征订启事 (5031) 信息 (4923, 5105, 5161)	

厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征

汪瑶琪¹, 张敏¹, 姜滢¹, 徐乐中^{1,2,3}, 陈重军^{1,2,3*}, 沈耀良^{1,2,3}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009; 3. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009)

摘要: 采用 UASB 反应器以体积比 1:2 接种实验室培养的具有厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 功能的厌氧污泥和城市污水厂的好氧污泥, 耗时 17 d 成功启动 ANAMMOX 反应, 启动阶段分为菌体水解期、活性提高期和稳定运行期. 稳定运行后, 逐步提高反应器容积负荷富集厌氧氨氧化菌, 当容积负荷由 $0.10 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增至 $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 总氮 (TN) 去除负荷也随之由 $0.09 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.42 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 反应器污泥逐渐由浅红色加深, 粒径大于 0.2 mm 的污泥所占比例由 10.90% 增至 38.37%. 采用高通量测序对接种污泥和负荷提高期的污泥进行检测, 其中绿曲挠菌门 (Chloroflexi)、变形菌门 (Proteobacteria)、WWE3 门、放线菌门 (Actinobacteria)、浮霉菌门 (Planctomycetes) 等占据主导. 随着厌氧氨氧化菌富集程度的增大, 脱氮功能菌中的变形菌门所占比例逐渐减少, 从 21.60% 降至 14.20%, 而浮霉菌门随之增多, 相对丰度由 0.73% 升至 15.50%. 当反应器的容积负荷增至 $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 浮霉菌门中, *Candidatus Brocadia* 属、*Candidatus Jettenia* 属和 *Candidatus Kuenenia* 属是主要菌属, *Candidatus Brocadia* 属占 13.40%, 是主要的厌氧氨氧化菌属.

关键词: 厌氧氨氧化; UASB 反应器; 容积负荷; 高通量测序; 群落结构

中图分类号: X172; X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)12-5184-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201705114

Start-up and Characteristics of the Microbial Community Structure of ANAMMOX

WANG Yao-qi¹, ZHANG Min¹, JIANG Ying¹, XU Yue-zhong^{1,2,3}, CHEN Chong-jun^{1,2,3*}, SHEN Yao-liang^{1,2,3}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

Abstract: An anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) reactor was successfully started up in 17 days, with the up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor being seeded with mixed anaerobic sludge from laboratory cultures with an ANAMMOX function and aerobic activated sludge from a municipal sewage treatment plant in a volume ratio of 1:2. The processes could be divided into two phases of hydrolysis, enhanced and steady. Anaerobic ammonium oxidation bacteria (AAOB) were enriched by improving the reactor volume load gradually after the steady phase. When the volume load increased from $0.10 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, the removal of total nitrogen (TN) also increased from $0.09 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.42 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The color of the sludge changed from a light red that deepened gradually in the UASB reactor. At that time, the proportion of the sludge particle size greater than 0.2 mm increased from 10.90% to 38.37%. The sludges from the inoculation phase and from the phase when the volume load was increasing were analyzed by high-throughput sequencing, indicating that Chloroflexi, Proteobacteria, WWE3, Actinobacteria, Planctomycetes, and so on were the dominant species. The proportion of Proteobacteria in the denitrification bacteria was gradually reduced from 21.60% to 14.20% with an increase in the degree of AAOB enrichment, while the Planctomycetes increased from 0.73% to 15.50%. *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Jettenia*, and *Candidatus Kuenenia* were the main species of Planctomycetes when the volume load increased to $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ in the reactor, and the *Candidatus Brocadia* was the main species of AAOB, which accounted for 13.40%.

Key words: ANAMMOX; UASB reactor; volume loading; high-throughput sequencing; microbial community structure

厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX) 反应因无需碳源、无需曝气、产泥量少等优点为污水脱氮提供了新思路^[1,2], 但厌氧氨氧化菌 (anaerobic ammonium oxidation bacteria, AAOB) 倍增时间长达 11d, 导致快速培养 AAOB 成为该工艺用于实际工程的瓶颈^[3], 因此研究如何快速启动 ANAMMOX 反应并在富集培养过程中减少 AAOB 的流失至关重要. 研究表明, 序批式反应器

(SBR)、膜生物反应器 (MBR)、完全混合式反应器 (CSTR) 等多种类型反应器均能成功启动 ANAMMOX 反应^[4]. 上升式厌氧污泥床反应器 (up-

收稿日期: 2017-05-12; 修订日期: 2017-06-12

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51508366); 苏州市科技计划项目 (SS201501)

作者简介: 汪瑶琪 (1991~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为污水回用与处理技术, E-mail: sheetaone@163.com

* 通信作者, E-mail: chongjunchen@163.com

flow anaerobic sludge bed, UASB) 因具有三相分离器可高效截留生物量并维持微生物多样性被认为是启动 ANAMMOX 反应的首选反应器^[5, 6]。反应器内成功启动 ANAMMOX 反应后, 需要对 AAOB 进行富集获取较高的氮素去除负荷。通常采用提高基质浓度或缩短水力停留时间来实现^[7]。当进水没有采取除氧处理时, 缩短水力停留时间会使反应器内的溶解氧因进水流量的增加而增加, 不利于 AAOB 的生长。同时, 较短的水力停留时间会使反应器过载影响处理效果^[8, 9]。因此, 本研究通过逐步提高进水基质浓度使 AAOB 慢慢适应高基质浓度, 以求获取具有较高去除负荷的 AAOB 富集物。

高通量测序技术可同时对百万个 DNA 分子进行同时测序, 快速准确, 且成本较低, 逐渐广泛应用于环境领域微生物的鉴定^[10]。但目前在 UASB 反应器中对富集 AAOB 各阶段的微生物群落分析方面还少有研究。本研究拟在成功启动 ANAMMOX 反应后, 通过逐渐增大容积负荷富集 AAOB, 并通过高通量测序技术对不同负荷条件下的泥样进行分析, 获取启动和富集过程中反应器的微生物群落结构变化情况。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置采用 UASB 反应器, 由有机玻璃制成。反应区的内径 8 cm, 沉淀区内径 10 cm, 高 127.40 cm, 持水高度 119.90 cm, 有效容积为 19.70 L。反应器依靠外层的水浴夹套保持温度在 $(32 \pm 1)^\circ\text{C}$, 整体用遮阳塑料膜盖住避光, 并通过蠕动泵控制进水流速。反应器见图 1。

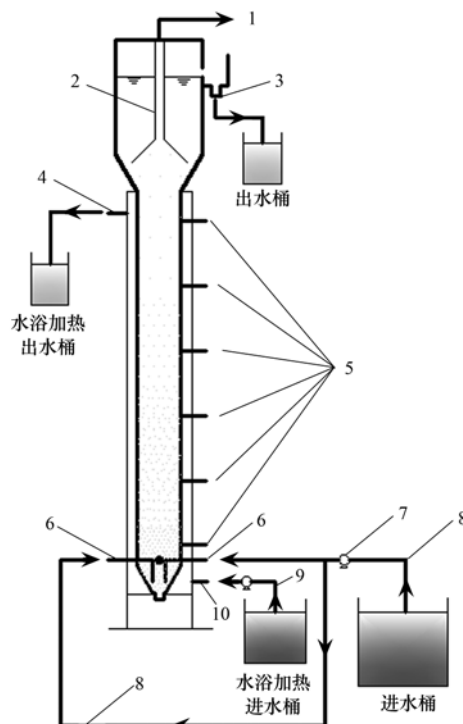
1.2 实验接种污泥

本实验接种污泥采用混合污泥, 分别是实验室培养的低负荷下运行的具有 ANAMMOX 功能的厌氧污泥和城市污水厂 A²O 工艺好氧池的污泥, 两者以 1:2 的体积比混合。接种污泥总体积为 8 L, 占反应器有效容积的 40.60%。接种后, UASB 反应器内污泥 MLSS 为 $11.96 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, MLVSS 为 $6.40 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, MLVSS/MLSS 为 53.50%, 接种污泥颜色为黑褐色。

1.3 实验用水

本实验用水采用人工配水, 进水组组分包括 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NaNO_2 , 以及 KH_2PO_4 $0.03 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, MgSO_4 $0.30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, CaCl_2 $0.18 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, KHCO_3 $0.50 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 1 L 配水添加 1 mL 微量元素 I 和 II^[11]。

启动初期采用低负荷进水, 保持氨氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)



1. 集气管; 2. 三相分离器; 3. 出水口; 4. 水浴加热出水口; 5. 取样口; 6. 进水口; 7. 蠕动泵; 8. 进水管; 9. 水浴加热进水管; 10. 水浴加热进水口

图 1 UASB 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic of the UASB reactor

和亚硝态氮 ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 启动成功后分步提高基质浓度, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度以 100、150、200、250、300 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的梯度增加, 按 $\text{NO}_2^- - \text{N} : \text{NH}_4^+ - \text{N} = 1.32$ 的进水基质比, 控制 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度对应分为 75.76、113.64、151.52、189.39、227.27 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.4 测试项目与方法

启动阶段每隔 2 d 采取反应器进出水, 测定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度; 每隔 5 d 取泥样测定 MLSS 和 MLVSS; 每改变一个工况取泥测定污泥粒径。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$: 纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$: $\text{N}-(1\text{-萘基})\text{-乙二胺}$ 分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$: 紫外分光光度法; MLSS、MLVSS 采用重量法; 污泥粒径: 筛分、重量法。

微生物群落多样性: 样品 1 取自 UASB 反应器的接种污泥, 样品 2、3、4 分别取自接种后第 33 d、100 d、150 d 反应器内的混合污泥, 采用 Illumina MiSeq 测序平台对 4 个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^[12]。

2 结果与讨论

2.1 启动阶段

UASB 反应器耗时 17 d 成功启动 ANAMMOX

反应, 根据氮素去除规律可将启动阶段分为菌体水解期、活性提高期、稳定运行期, 见图 2.

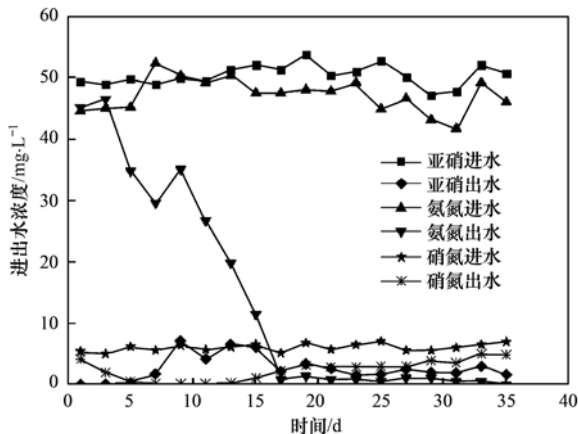


图 2 启动过程中氮素的变化

Fig. 2 Variation of nitrogen during the start-up

2.1.1 菌体水解期

启动初期第 1~3 d 反应器的出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高于进水, 原污泥中的反硝化菌利用周围环境和原污泥带进的有机物及电子受体 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 进行脱氮反应, 使 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率高达 99.28%. 张海芹等^[13] 在研究 ANAMMOX 启动时, 初期出水较浑浊, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显高于进水且亚硝含量基本为零, 与本研究初期规律一致. 接种污泥一部分来自城市污水厂, 菌群中含有较多的异养菌^[14], 接种后在反应器内用无机溶液培养, 异养菌不能适应避光厌氧的新环境而水解, 释放出有机物和铵态氮.

2.1.2 活性提高期

第 4~17 d, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水浓度逐渐降低, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的出水浓度慢慢升高. 反应器内有机物逐渐消耗且 AAOB 的活性一步步变强, 使得反应器内异养菌失去电子供体导致脱氮作用逐渐减弱, 亚硝出水有所增加^[15]. 第 17 d 开始, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出现了同步去除的规律, 去除率分别达到 97.91% 和 95.42%. 有研究表明, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 出水浓度由高到低的过程正是 AAOB 活性由弱变强的过程, 也是 AAOB 逐渐淘洗掉异养反硝化菌的过程^[11]. 此阶段出水 pH 值比进水高, 呈碱性, 这均说明 ANAMMOX 作用在反应器内正在逐渐增强^[16, 17].

2.1.3 稳定运行期

第 18~35 d, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 实现同步高效去除, 氮素去除稳定, 且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除量与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除量、硝态氮 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) 生成量成一定比例, 该阶段总氮 (TN) 平均去除率和去除负荷分别为 93.20% 和 $0.09 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 表明在 UASB 反应器内,

ANAMMOX 反应得以成功启动^[4].

Suneethi 等^[18] 通过在厌氧膜生物反应器中接种厌氧污泥, 经 350 d 成功启动 ANAMMOX 反应; 张少辉等^[19] 经过 3 个月的运行用城市污水处理厂厌氧硝化池的污泥使反硝化生物膜 ANAMMOX 反应器的容积 TN 负荷达 $0.14 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除率约 86.52%. 此次启动的时间周期相比于其他研究在时间上具有优势, 是因为接种污泥中存在具有 ANAMMOX 功能的菌种^[20], 且 UASB 反应器内的三相分离器最大程度地截留了 AAOB, 促使出水的流失大大减少, 促进了 ANAMMOX 反应的启动.

2.2 负荷提升阶段结果与讨论

UASB 反应器内 ANAMMOX 反应成功启动后, 开始以提升容积负荷方式富集 AAOB, 提升反应器氮素去除负荷. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度以 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的梯度增加, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度按 $\text{NO}_2^-\text{-N} : \text{NH}_4^+\text{-N} = 1.32$ 的进水基质比配置. 每个负荷阶段在 TN 浓度低于 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 且 TN 去除率高于 70% 时, 稳定 2 周左右, 进入下一阶段.

2.2.1 水质情况变化

在负荷提升阶段 AAOB 的活性得以显著提高, 每个负荷增加时, 初始几天因污泥内菌种对环境的不适应状态使氮素去除率降低, 一周之后 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均可达到 80% 以上, TN 去除负荷也随之增大 (图 3). 第 70 d 时, 反应器 TN 去除负荷由第 20 d 的 $0.09 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增至 $0.24 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 随着反应器容积负荷的继续增大, 在第 155 d 时 TN 去除负荷达到 $0.42 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TN 去除率为 86.70%. 这一变化趋势与赵少康^[21] 的研究相一致, 在反应器的容积负荷由 $0.10 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.80 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$

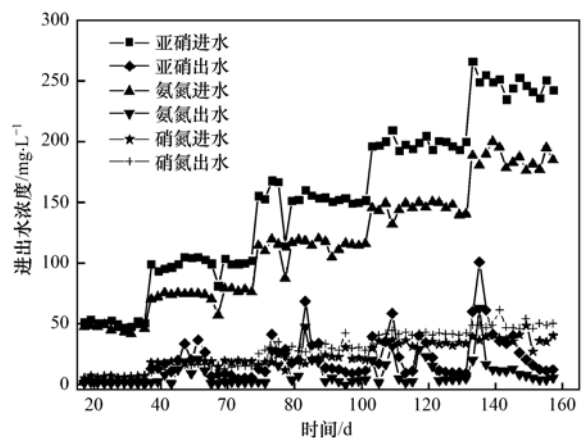


图 3 负荷提升阶段氮素的变化

Fig. 3 Variation of nitrogen during the increase in loading

时, TN 去除负荷相应地从 $0.04 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 增至 $0.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 但出水 NO_3^- -N 的浓度也随着反应器容积负荷的增大而增大, 可见在以增大容积负荷来富集 AAOB 的过程中 NO_3^- -N 的处理在实际应用中也应引起重视.

2.2.2 三氮比变化

待每阶段氮素去除稳定后, 计算 $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 的平均值, 见表 1. ANAMMOX 成功启动初期, TN 容积负荷为 $0.10 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 为 $1:1.06:(-0.06)$. 当容积负荷提高时, 氮素去除比例随之变化, NO_2^- 的去除量和 NO_3^- 的生成量相对提高, 在负荷提升后期三者之比达 $1:1.29:0.07$.

当 ANAMMOX 反应成功启动后, $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 的值在 $1:1.32:0.26$ 左右波动, 但学者们的研究结果均不同. 陈胜等^[22] 在研究中表明 ANAMMOX 反应启动成功后 $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 为 $1:1:0.14$. 刘晓萍^[23] 通过接种不同硝化污泥和反硝化污泥, 在 3 个反应器 R1、R2、R3 中成功启动 ANAMMOX 反应器, 稳定运行阶段 $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 分别为 $1:1.30:0.23$ 、 $1:1.35:0.10$ 和 $1:1.23:0.18$. 此种现象是因为各个实验中接种物、实验操作方法、进水水质等的不同, 使与厌氧氨氧

化反应共存反应不同^[24], Strous 等^[25] 的研究表明不同反应器内启动 ANAMMOX 反应时, $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^-$ 的值一般在 $0.25 \sim 2.00$ 之间.

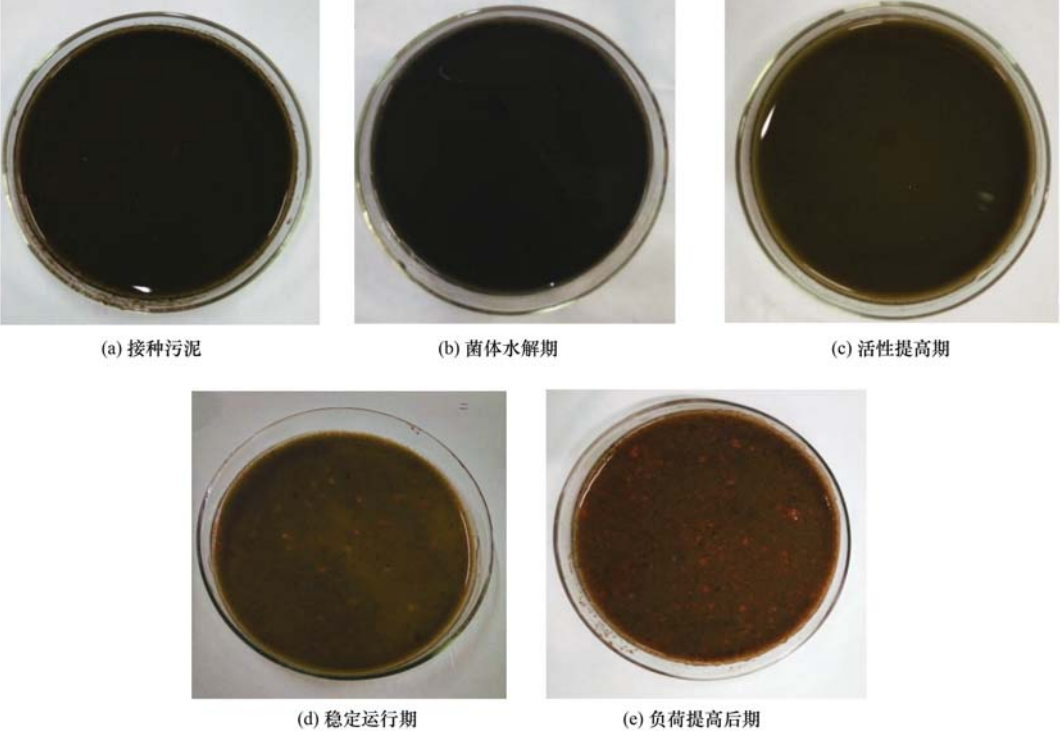
表 1 负荷阶段 $\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$ 的平均值

every loading stage		
天数/d	TN 负荷 / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	$\Delta\text{NH}_4^+ : \Delta\text{NO}_2^- : \Delta\text{NO}_3^-$
17 ~ 35	0.10	$1:1.06:(-0.06)$
36 ~ 68	0.18	$1:1.27:(-0.07)$
69 ~ 102	0.26	$1:1.27:0.08$
103 ~ 132	0.35	$1:1.34:0.07$
133 ~ 157	0.44	$1:1.29:0.07$

本研究中 NO_2^- -N 的消耗量与理论值接近, NO_3^- -N 的生成量相对较少甚至出现出水值比进水值低的情况, 可能是因为接种污泥中存在有反硝化菌, 且用于启动的 UASB 反应器径向长度较大, 上部污泥菌体因营养不足而裂解, 导致反硝化菌利用配制进水中存在的少量有机物菌体裂解产生的有机物进行反硝化, 消耗掉 AAOB 产生的 NO_3^- -N, 造成 NO_3^- -N 产量偏低.

2.2.3 污泥颜色变化

如图 4 所示, 启动初期污泥颜色为黑褐色, 菌体水解期由于反应器内氧气消耗殆尽, 污泥颜色变



1. 接种污泥; 2. 菌体水解期; 3. 活性提高期; 4. 稳定运行期; 5. 负荷提高后期

图 4 污泥颜色变化

Fig. 4 Variation of sludge color during the start-up

为墨黑色. 活性提高期, ANAMMOX 功能逐渐加强, 污泥颜色变黄. 运行 35 d 后, 污泥变成浅红色. 经过提高负荷培养后, 红色逐渐加深, 并在反应器底部呈现颗粒状, 见图 4. Molinuevo 等^[26]的研究表明因 AAOB 的细胞中含有大量的细胞色素 C 而使 ANAMMOX 污泥呈红色, 红色加深表明 AAOB 成功得到富集.

2.2.4 污泥粒径变化

UASB 反应器内污泥的粒径随着容积负荷的增大而有所变化, 当负荷不断提高时, 直径小于 0.2 mm 的污泥逐渐变少, 大于 0.2 mm 的逐渐增多, 见图 5. 启动初期, 反应器的容积负荷为 0.10 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 此时污泥中粒径小于 0.2 mm 的组分占总污泥量的质量分数为 89.10%, 0.2 ~ 2.0 mm、2.0 mm 以上的分别占 10.44%、0.46%. 当容积负荷提高到 0.44 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 粒径小于 0.2 mm 的污泥质量占比减少到 61.63%, 而粒径在 0.2 ~ 2.0 mm 和大于 2.0 mm 的比例分别增至 33.71% 和 4.66%. 路青等^[27]在厌氧序批式反应器中接种厌氧颗粒污泥, 成功启动 ANAMMOX 反应后, 新形成的污泥粒径在 0.5 ~ 1.0 mm 之间. 阎刚等^[11]研究得出在 ABR 和 MBR 反应器中接种相同硝化污泥时, 稳定运行 ANAMMOX 反应期, ABR 反应器中颗粒污泥粒径主要集中在 0.2 ~ 1.25 mm 之间, 而 MBR 反应器中的污泥主要以絮状形态存在. 由此可看出, 在上升式流体反应器有利于培养 ANAMMOX 颗粒污泥.

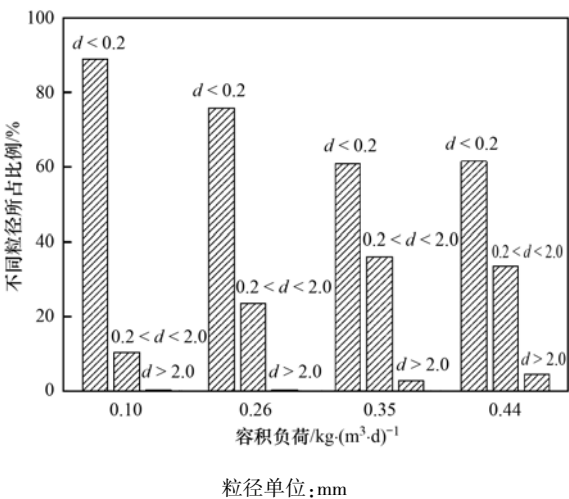


图 5 负荷提升阶段污泥粒径的变化
Fig. 5 Variation of sludge particle size during the increase in loading

3 启动阶段和负荷提升阶段微生物分析

3.1 各阶段细菌多样性及丰度分析

由表 2 可知, 4 个样品检测的盖度均大于 0.99, 表明检测结果可以代表绝大部分微生物的 16S rRNA^[28]. 进行高通量测序的污泥样品 1 取自接种污泥, 样品 2、3、4 分别取自总氮容积负荷为 0.10、0.26、0.44 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 稳定运行期间反应器内的混合污泥.

随着反应器内容积负荷的提高, 微生物的序列数也在 25 086 ~ 37 718 之间变化, 接种污泥和负荷为 0.10 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时序列数变化不大, 但当负荷

表 2 各样品中细菌丰度变化

Table 2 Richness and diversity of microbial communities in the samples

样品号	序列数	ACE 指数	Chao 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	盖度
1	25 086	763	788	5.3	0.012	0.997
2	24 170	812	816	4.9	0.02	0.996
3	32 399	755	752	4.8	0.03	0.997
4	37 718	678	692	4.5	0.032	0.998

提升至 0.26、0.44 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, 序列数逐渐增大. Chao 指数和 ACE 指数越大表明物种数越多^[29]. 当反应器内容积负荷不断增大时, Chao 指数和 ACE 指数开始有稍微的上升, 然后不断下降, 这表明反应器内的微生物种类在负荷不断提高的环境下趋于下降. Shannon 指数指示生物群落组成复杂程度, 其值越大, 表明群落复杂程度越大; Simpson 指数越大表明优势菌群占总体生物菌群比例越大. 表中数据表明, 当负荷从 0.10

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 变化到 0.44 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, Shannon 指数逐渐减小, 同步地 Simpson 指数不断增大, 这与氮素去除规律相一致. 当负荷增大时, 污泥群落结构复杂度降低, 优势菌群比例增大.

3.2 各阶段微生物在门分类层面上的比对

为进一步研究不同容积负荷下污泥样品中的微生物群落组成情况, 将微生物群落结构在门分类层面上进行统计, 结果如图 6.

4 个样品中含量较多的菌群均主要有绿曲挠菌

门(Chloroflexi)、变形菌门(Proteobacteria)、WWE3 门、放线菌门(Actinobacteria)、浮霉菌门(Planctomycetes)等门类. 其中脱氮功能菌主要有变形菌门和浮霉菌门, 随着反应器内容积负荷的提高, 变形菌门所占比例逐渐减少, 而浮霉菌门随之增多. 接种污泥中的变形菌门、浮霉菌门的丰度分别为 21.60%、0.73%; 当负荷增至 0.44 kg·(m³·d)⁻¹时, 它们的丰度分别变为 14.20% 和 15.50%. 目前研究表明, AAOB 主要属于浮霉菌门^[30], 由图 5 可看出, 浮霉菌门在负荷为 0.44 kg·(m³·d)⁻¹阶段得到大量富集, 在此阶段, 反应器对 TN 去除率达到 90% 以上, 与微生物变化规律相一致. 宋雨夏等^[31]发现在 ANAMMOX 成功启动后, 厌氧氨氧化颗粒污泥中的群落结构发生了显著变化, 浮霉状菌门的丰度大幅提高为 23.24%, 相比于接种污泥增加了 14 倍. 厌氧反应器中还会经

常检测出变形菌门^[32], 甚至有研究者发现在 ANAMMOX 反应启动成功后, 变形菌门所占相对比例还会高于浮霉菌门^[12].

3.3 各阶段微生物在属分类层面上的比对

为对 UASB 反应器内的脱氮功能菌进行详细分析, 选取样品中检测出的变形菌门和浮霉菌门进行属分类层面上的比对.

变形菌门中属分类较多, 可检测出的属占变形菌门中所有属的 80% 以上. 接种污泥中 *Denitratisoma* 属含量较少, 而 *Rhodoplanes* 属相对较多, 占有细菌比例的 0.25% 和 3.02%; 当容积负荷增大至 0.44 kg·(m³·d)⁻¹时, 这两个主要属的丰度呈现相反的变化, *Denitratisoma* 属增至 6.58%, *Rhodoplanes* 属减少为 0.49%. 有研究得出, 在 ABR 反应器内, *Denitratisoma* 属在 AAOB 功能区所有细菌中占比高达 8.20%^[33]. 表明随着 AAOB 的富集, *Denitratisoma* 属比变形菌门中其他属种的菌类更具有与 AAOB 共存的能力.

浮霉菌门中检测出有 *Candidatus Brocadia* 属、*Candidatus Jettenia* 属、*Candidatus Kuenenia* 属、*norank_f_Planctomycetaceae* 属、*norank_c_om190* 属等常见属种(表 3). 当反应器容积负荷增大时, *Candidatus Brocadia* 属的富集程度最为明显, 其在总细菌数中的比例从最初的 0.07% 增至后来的 13.4%. 曹雁等^[34]的研究表明, 在 UBF 厌氧氨氧化反应器中培养 AAOB, 当负荷由 0.29 增至 1.24 kg·(m³·d)⁻¹时, *Candidatus Brocadia* 属丰度由 0.01% 增到 1.00%; 邓杨帆^[35]在 SBBR 反应器内检测到 *Candidatus Brocadia* 属是单级自养脱氮系统内的优势 AAOB. 而 *Candidatus Jettenia* 属和 *Candidatus Kuenenia* 属直到负荷增为 0.44 kg·(m³·d)⁻¹时才开始出现, 丰度分别为 0.61% 和 0.11%. *norank_f_Planctomycetaceae* 属、*norank_c_om190* 属在负荷较小时所占比例较大, 分别达到 0.47%、0.09%, 后面随负荷增大逐渐消失.

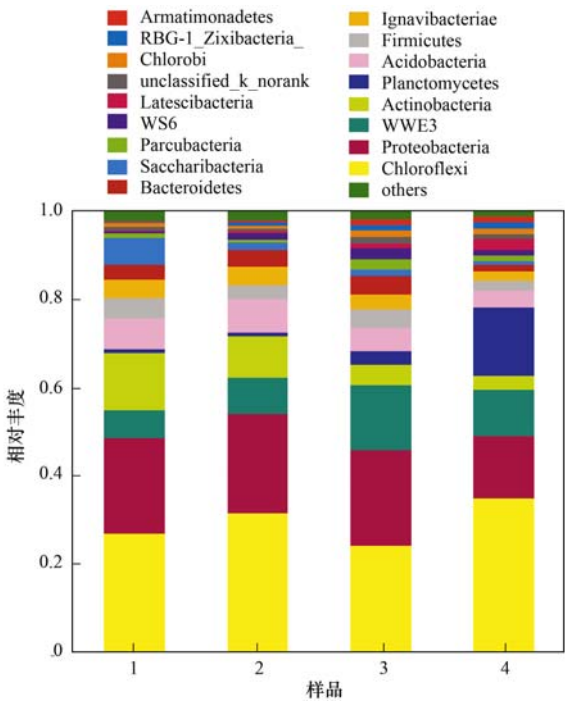


图 6 各样品细菌分类(门)的群落组成相对百分比
Fig. 6 Taxonomic classification of the bacterial communities in every sample at the phylum level

表 3 浮霉菌门中主要菌属的丰度变化/%

Table 3 Change of the main genus in Planctomycetes communities/%

样品号	<i>Candidatus Brocadia</i>	<i>norank_f_Planctomycetaceae</i>	<i>norank_c_om190</i>	<i>Candidatus Jettenia</i>	<i>Candidatus Kuenenia</i>
1	0.07	0.47	0.09	未检出	未检出
2	0.15	0.27	0.08	未检出	未检出
3	2.19	0.06	0.07	未检出	未检出
4	13.40	未检出 ¹⁾	未检出	0.61	0.11

1) 此次检测中当某细菌 OTU 数目占有细菌 OTU 数目的 0.000 67% 以下时表示为未检出

4 结论

(1)采用 UASB 反应器,接种具有 ANAMMOX 功能的厌氧污泥和城市污水厂好氧污泥的混合污泥启动 ANAMMOX 反应,历经 17d 启动成功.启动阶段历经菌体水解期、活性提高期、稳定运行期,污泥颜色由黑褐色逐渐变为浅红色,在稳定运行期 TN 去除率达 93.20%.

(2)通过增大进水基质浓度逐步提高反应器的容积负荷,当负荷增至 $0.44 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 时,反应器内污泥颜色变为深红色,且在底部呈现颗粒状.粒径大于 0.2mm 的污泥在改变容积负荷前后占比分别为 10.90% 和 38.37%.

(3)通过高通量测序法对不同负荷情况下反应器污泥群落结构进行检测,发现绿曲挠菌门 (Chloroflexi)、变形菌门 (Proteobacteria)、WWE3 门、放线菌门 (Actinobacteria)、浮霉菌门 (Planctomycetes) 等是主要微生物,其中浮霉菌门中检测出有 *Candidatus Brocadia* 属、*Candidatus Jettenia* 属、*Candidatus Kuenenia* 属等,其中 *Candidatus Brocadia* 属增幅最大,其丰度从 0.07% 增至 13.40%.

参考文献:

- [1] 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.
- [2] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrile accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. *Water Research*, 2003, **37**(6): 1371-1377.
- [3] Lotti T, Kleerebezem R, Abelleira-Pereira J M, *et al.* Faster through training: the anammox case[J]. *Water Research*, 2015, **81**: 261-268.
- [4] Li H S, Zhou S Q, Ma W H, *et al.* Fast start-up of ANAMMOX reactor: operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance[J]. *Desalination*, 2012, **286**: 436-441.
- [5] 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.
- [6] Niu Q G, He S L, Zhang Y L, *et al.* Process stability and the recovery control associated with inhibition factors in a UASB-anammox reactor with a long-term operation[J]. *Bioresour. Technology*, 2016, **203**: 132-141.
- [7] 张健, 陈益明, 邱凌峰. HRT 与进水基质浓度对 Anammox 反应器效能影响研究[J]. *环境工程*, 2016, **34**(2): 58-62.
Zhang J, Chen Y M, Qiu L F. Influence of the hrt and substrate concentrations on the performance of anammox reactor[J]. *Environmental Engineering*, 2016, **34**(2): 58-62.
- [8] 唐崇俭, 郑平, 张吉强, 等. 中试厌氧氨氧化反应器的运行性能及其过程动力学特性[J]. *环境科学*, 2010, **31**(8): 1834-1838.
Tang C J, Zheng P, Zhang J Q, *et al.* Performance and process kinetics of pilot-scale ANAMMOX bioreactor under different water temperatures[J]. *Environmental Science*, 2010, **31**(8): 1834-1838.
- [9] 吕峰, 周少奇. 水力负荷与低温对厌氧氨氧化与反硝化协同反应器的影响[J]. *化工进展*, 2010, **29**(10): 1979-1984.
Lü J, Zhou S Q. Effect of hydraulic loading and low temperature for ANAMMOX-denitrification reactor[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2010, **29**(10): 1979-1984.
- [10] Lu Y Z, Ding Z W, Ding J, *et al.* Design and evaluation of universal 16S rRNA gene primers for high-throughput sequencing to simultaneously detect DAMO microbes and anammox bacteria[J]. *Water Research*, 2015, **87**: 385-394.
- [11] 间刚, 徐乐中, 沈耀良, 等. 快速启动厌氧氨氧化工艺[J]. *环境科学*, 2017, **38**(3): 1116-1121.
Lü G, Xu L Z, Shen Y L, *et al.* Quick start-up of anaerobic ammonium oxidation process[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(3): 1116-1121.
- [12] 陈重军, 张海芹, 汪瑶琪, 等. 基于高通量测序的 ABR 厌氧氨氧化反应器各隔室细菌群落特征分析[J]. *环境科学*, 2016, **37**(7): 2652-2658.
Chen C J, Zhang H Q, Wang Y Q, *et al.* Characteristics of microbial community in each compartment of ABR ANAMMOX reactor based on high-throughput sequencing[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(7): 2652-2658.
- [13] 张海芹, 王翻翻, 李月寒, 等. 不同接种污泥 ABR 厌氧氨氧化的启动特征[J]. *环境科学*, 2015, **36**(6): 2216-2221.
Zhang H Q, Wang F F, Li Y H, *et al.* Start-up performance of ANAMMOX enrichment with different inoculated sludge in anaerobic baffled reactor[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(6): 2216-2221.
- [14] 周少奇, 姚俊芹. UASB 厌氧氨氧化反应器启动研究[J]. *食品与生物技术学报*, 2005, **24**(6): 1-5.
Zhou S Q, Yao J Q. Start-up of anaerobic ammonium oxidation reaction in UASB bioreactor[J]. *Journal of Food Science and Biotechnology*, 2005, **24**(6): 1-5.
- [15] Wang T, Zhang H M, Gao D W, *et al.* Enrichment of anammox bacteria in seed sludges from different wastewater treating processes and start-up of anammox process[J]. *Desalination*, 2011, **271**(1-3): 193-198.
- [16] Wang T, Zhang H M, Yang F L, *et al.* Start-up of the anammox process from the conventional activated sludge in a membrane bioreactor[J]. *Bioresour. Technology*, 2009, **100**(9): 2501-2506.
- [17] 杨洋, 左剑恶, 沈平, 等. 接种不同普通污泥的厌氧氨氧化反应器的启动运行研究[J]. *环境科学*, 2004, **25**(S1): 39-42.
Yang Y, Zuo J E, Shen P, *et al.* Start-up of anaerobic ammonia oxidation reactors inoculated with different sludge[J]. *Environmental Science*, 2004, **25**(S1): 39-42.
- [18] Suneethi S, Joseph K. ANAMMOX process start up and stabilization with an anaerobic seed in anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) [J]. *Bioresour. Technology*, 2011, **102**(19): 8860-8867.
- [19] 张少辉, 郑平, 华玉妹. 反硝化生物膜启动厌氧氨氧化反应

- 器的研究[J]. 环境科学学报, 2004, **24**(2): 220-224.
- Zhang S H, Zheng P, Hua Y M. Start-up of anammox bioreactor with denitrification biofilm[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, **24**(2): 220-224.
- [20] 李祥, 黄勇, 袁怡, 等. 不同泥源对厌氧氨氧化反应器启动的影响[J]. 环境工程学报, 2012, **6**(7): 2143-2148.
- Li X, Huang Y, Yuan Y, *et al.* Effect of different sources of sludge on start-up of ANAMMOX reactor[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, **6**(7): 2143-2148.
- [21] 赵少康. 不同类型反应器中厌氧氨氧化启动及运行比较研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2013. 14-17.
- Zhao S K. Comparative study of anammox start-up and operation in different reactors [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2013. 14-17.
- [22] 陈胜, 孙德智, 遇光禄. 填充床快速启动厌氧氨氧化反应器及其脱氮性能研究[J]. 环境科学, 2010, **31**(3): 691-696.
- Chen S, Sun D Z, Yu G L. Rapid startup and nitrogen removal characteristic of anaerobic ammoniumoxidation reactor in packed bed biofilm reactor with suspended carrier [J]. *Environmental Science*, 2010, **31**(3): 691-696.
- [23] 刘晓萍. 厌氧氨氧化菌的富集及其与反硝化菌协同脱氮研究[D]. 青岛: 青岛科技大学, 2016. 47-55.
- Liu X P. Enrichment of anaerobic ammoniumoxidation bacteria and coupled with denitrification bacteria for nitrogen removal [D]. Qingdao: Qingdao University of Science & Technology, 2016. 47-55.
- [24] 黄曦, 张雁秋, 李开鑫. 浅谈 ANAMMOX 反应的启动研究[J]. 污染防治技术, 2010, **23**(1): 74-77.
- Huang X, Zhang Y Q, Li K L. Studies on the start-up of ANAMMOX[J]. *Pollution Control Technology*, 2010, **23**(1): 74-77.
- [25] Strous M, Kuenen J G, Fuerst J, *et al.* The anammox case—a new experimental manifesto for microbiological eco-physiology [J]. *Antonie van Leeuwenhoek*, 2002, **81**(1-4): 693-702.
- [26] Molinuevo B, García M C, Karakashev D, *et al.* Anammox for ammonia removal from pig manure effluents; effect of organic matter content on process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(7): 2171-2175.
- [27] 路青, 李秀芬, 华兆哲, 等. 接种污泥源对厌氧氨氧化启动效能的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2009, **25**(4): 60-65.
- Lu Q, Li X F, Hua Z Z, *et al.* Effect of type of sludge on efficiency of ANAMMOX process [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2009, **25**(4): 60-65.
- [28] Shu D T, He Y L, Yue H, *et al.* Metagenomic insights into the effects of volatile fatty acids on microbial community structures and functional genes in organotrophic anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **196**: 621-633.
- [29] Ma J X, Wang Z W, Yang Y, *et al.* Correlating microbial community structure and composition with aeration intensity in submerged membrane bioreactors by 454 high-throughput pyrosequencing[J]. *Water Research*, 2013, **47**(2): 859-869.
- [30] 王亚宜, 黎力, 马骁, 等. 厌氧氨氧化菌的生物特性及 CANON 厌氧氨氧化工艺[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(6): 1362-1374.
- Wang Y Y, Li L, Ma X, *et al.* Bio-characteristics of anammox bacteria and CANON anammox process [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, **34**(6): 1362-1374.
- [31] 宋雨夏, 熊蕾, 柴立元, 等. Anammox 反应器启动过程中颗粒污泥性状变化特性[J]. 生物工程学报, 2014, **30**(12): 1854-1864.
- Song Y X, Xiong L, Chai L Y, *et al.* Physicochemical and ecological characteristics of the granular sludge during start-up of anammox reactor [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2014, **30**(12): 1854-1864.
- [32] Xie Z F, Wang Z W, Wang Q Y, *et al.* An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **161**: 29-39.
- [33] 喻徐良. ABR 厌氧氨氧化反硝化协同脱氮除碳及微生物特性研究[D]. 苏州: 苏州科技大学, 2017. 51-52.
- Yu X L. Study on the microbial characteristics and performance of co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2017. 51-52.
- [34] 曹雁, 王桐屿, 秦玉洁, 等. 厌氧氨氧化反应器脱氮性能及细菌群落多样性分析[J]. 环境科学, 2017, **38**(4): 1-10.
- Cao Y, Wang T Y, Qin Y J, *et al.* Nitrogen removal characteristics and diversity of microbial community in ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(4): 1-10.
- [35] 邓杨帆. SBBR 单级自养脱氮工艺启动及其脱氮性能研究[D]. 西安: 长安大学, 2015. 41-42.
- Deng Y F. The start-up and performance of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite [D]. Xi'an: Chang'an University, 2015. 41-42.

CONTENTS

Regional Transport Matrix Study of PM _{2.5} in Jingjinji Region, 2015	WANG Yan-li, XUE Wen-bo, LEI Yu, <i>et al.</i> (4897)
Effect of Atmospheric Haze Based on Multi-source Remote Sensing Data Considering the Size Effect of Landscape Sources and Sinks	XU Kai, YU Tian-tian, SUN Jiao-jiao, <i>et al.</i> (4905)
Space-Time Estimations and Mapping of PM _{2.5} Fine Particulates Based on Multi-source Data	XIAO Lu, LANG Yi-chao, XIA Lang, <i>et al.</i> (4913)
Exposure Level of Population and Economy in Zhejiang Province Considering the Background of PM _{2.5} in East China	YU Zhen-yan, GAO Da-wei, LI Zheng-quan, <i>et al.</i> (4924)
Aerosol Chemical Characteristics for Different Air Pollution Levels in North Suburban Nanjing	ZHANG Cheng, YU Xing-na, AN Jun-lin, <i>et al.</i> (4932)
Seasonal Variation of Carbon Fractions in PM _{2.5} in Heze	LIU Ze-jun, WU Jian-hui, ZHANG Yu-fen, <i>et al.</i> (4943)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Inorganic Ions in Road Dust PM _{2.5} in Selected Cities in Liaoning Province	ZHANG Wei, JI Ya-qin, ZHANG Jun, <i>et al.</i> (4951)
Characteristics of the Size Distribution of Water-soluble Ions During a Heavy Pollution Episode in the Winter in Tianjin	YAO Qing, LIU Zi-rui, HAN Su-qin, <i>et al.</i> (4958)
Physico-chemical Characteristic Analysis of PM _{2.5} in the Highway Tunnel in the Plateau City of Kunming	WANG Cheng-hui, YAN Kun, HAN Xin-yu, <i>et al.</i> (4968)
Characteristics Analysis of the Surface Ozone Concentration of China in 2015	DUAN Xiao-tong, CAO Nian-wen, WANG Xiao, <i>et al.</i> (4976)
Effects of Different Precious Metal Loads of CDPF on Characteristics of VOCs Emissions from a Diesel Bus	LOU Di-ming, ZHANG Zi-jun, LIU Ji-yue, <i>et al.</i> (4983)
Influence of ENSO Events on the Hydrogen ($\delta^2\text{H}$) and Oxygen ($\delta^{18}\text{O}$) Isotopic Values of Precipitation in Shanghai	DONG Xiao-fang, YANG Hua-wei, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (4991)
Deposition of Sulfur, Nitrogen and Mercury in Two Typical Forest Ecosystems in Southern China	CHENG Zheng-lin, LUO Yao, ZHANG Ting, <i>et al.</i> (5004)
Spatial and Temporal Variability of CO ₂ Emissions from the Xin'anjiang Reservoir	YANG Le, LI He-peng, SUN Bin-feng, <i>et al.</i> (5012)
Evaluation of Temporal and Spatial Variation Characteristics of Nutrients in Surface Sediment in the Three Gorges Reservoir Area	ZHUO Hai-hua, QIU Guang-sheng, ZHAI Wan-ying, <i>et al.</i> (5020)
Distribution of Different Mercury Species in the Waterbody at Sanmenxia Reservoir	CHENG Liu, MA Bing-juan, ZHOU Wei-li, <i>et al.</i> (5032)
Identification of Nitrate Sources and Transformation Processes in Midstream Areas; A Case in the Taizi River Basin	LI Yan-li, SUN Wei, YANG Zi-rui, <i>et al.</i> (5039)
Characteristics of Nitrogen Variation and Its Response to Rainfall; A Case Study in Wuxi Port at Taihu Lake Basin	LIAN Hui-shu, LIU Hong-bin, LI Xu-dong, <i>et al.</i> (5047)
Dynamics of the Water Quality in a Broad-leaf Evergreen Forest at Different Spatial Levels on Jinyun Mountain	MA Ming, SUN Tao, LI Ding-kai, <i>et al.</i> (5056)
Method of Improving the Water Quality of Polluted Rivers Based on the MIKE11 Model	XIONG Hong-bin, CHEN Xue, ZHANG Si-si, <i>et al.</i> (5063)
Distribution Characteristics and Risk Analysis of Antibiotic in the Groundwater in Beijing	CHEN Wei-ping, PENG Cheng-wei, YANG Yang, <i>et al.</i> (5074)
Characteristics of Carbon and Nitrogen in the Downstream Columnar Sediment of Maozhou River, Shenzhen	LING Jun-hong, ZHANG Yi-zhang, WANG Min-hao, <i>et al.</i> (5081)
Relative Importance of Factors Influencing Iron Release in Drinking Water Distribution Systems	LIU Ying, YU Ying, SHI Bao-you, <i>et al.</i> (5090)
Removal of High Concentration of Iron, Manganese and Ammonia Nitrogen from Low Temperature Groundwater Using Single Bio-filter	LI Dong, CAO Rui-hua, YANG Hang, <i>et al.</i> (5097)
Mechanism of Pre-ozonation Enhanced Coagulation on DON in the Secondary Effluent	LIU Bing, ZHENG Yu-ming, WANG Da-xiang, <i>et al.</i> (5106)
Base Activation of Peroxymonosulfate for the Degradation of Ciprofloxacin in Water	GE Yong-jian, CAI Xian-wei, LIN Han, <i>et al.</i> (5116)
MIL-88A@MIP Activated Persulfate for Targeted Degradation of Dibutyl Phthalate	WANG Jiu-mei, GUAN Ze-yu, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (5124)
Methane Cycle Anaerobic Membrane Bioreactor with Desulfurization for Treating High Sulfate Organic Wastewater at Normal Temperature	XU Ting, JIN Yan-qing, LI Yong, <i>et al.</i> (5132)
Simultaneous Recovery of Nutrients from Wastewater by Mesoporous MgO-loaded Natural Zeolite	CHENG Xue-jun, WANG Xue-jiang, WANG Hao, <i>et al.</i> (5139)
Phosphorus Removal Capacity of Domestic Wastewater Treated by a Modified CAST Process Under Different Operating Modes	MA Juan, WANG Jin, YU Xiao-jun, <i>et al.</i> (5146)
Realization of Shortcut Nitrification in the ABR-MBR Process Treating Domestic Wastewater	LÜ Liang, ZHAO Shi-hui, WEI Jia-min, <i>et al.</i> (5154)
Substrate Inhibition and Kinetic Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria Treating Saline Wastewater	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (5162)
Effect of Free Ammonia on Ammonia Escape During an Ammonia Oxidation Process	SUN Hong-wei, YU Xue, YOU Yong-jun, <i>et al.</i> (5169)
Water Quality and Diversity of Denitrifier Community Structure of Typical Scenic Water Bodies in Xi'an	KANG Peng-liang, HUANG Ting-lin, ZHANG Hai-han, <i>et al.</i> (5174)
Start-up and Characteristics of the Microbial Community Structure of ANAMMOX	WANG Yao-qi, ZHANG Min, JIANG Ying, <i>et al.</i> (5184)
Fast Start-up and Performance of the CANON Process Based on a SBAF System and Evolution Properties of Microorganisms	YUE Xiu, LIU Zhu-han, YU Guang-ping, <i>et al.</i> (5192)
Enrichment of <i>Nitrospira</i> in Activated Sludge and Kinetic Characterization	YAO Qian, PENG Dang-cong, ZHAO Qiao-di, <i>et al.</i> (5201)
Effect of pH Value on Autotrophic Denitrification Process of Zero Valent Iron Substrate	ZHANG Ning-bo, LI Xiang, HUANG Yong, <i>et al.</i> (5208)
Effect of Seeding Single/Mixed Sludge on Rapid Start-up of an ANAMMOX Reactor	ZHANG Ze-wen, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (5215)
Comparison of Start-up and Stable Performance of Nitrification in Activated Sludge and Biofilm Processes in a SBR	SUN Yi-qi, BIAN Wei, WANG Meng, <i>et al.</i> (5222)
Long-term Impacts of TiO ₂ Nanoparticles on the Stability of an Anaerobic Granular Sludge Bioreactor	LI Hui-ting, CUI Fu-yi, <i>et al.</i> (5229)
Composition and Distribution of Antibiotics in Soils with Different Land Use Types in a Typical Peri-urban Area of the Yangtze River Delta	ZHAO Fang-kai, CHEN Li-ding, YANG Lei, <i>et al.</i> (5237)
Distribution of Phosphorus in Soil Profiles after Continuous Application of Different Fertilizers	ZHANG Tian, XU Hao, RU Shu-hua, <i>et al.</i> (5247)
Occurrence of Organophosphate Esters in Soils of the Three Gorges Reservoir	HE Ming-jing, YANG Ting, YANG Zhi-hao, <i>et al.</i> (5256)
Pollution Characteristics, Source Analysis and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Surrounding a Municipal Solid Waste Incineration Plant in Shanghai	GUO Yan-hai, SUN Xu-chao, ZHANG Shi-bing, <i>et al.</i> (5262)
Comparison of Characteristics and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Different Environmental Media in the Urban Area of Daqing City	SONG Ning-ning, FENG Jia-shen, YU Yang, <i>et al.</i> (5272)
Magnetic Response of Heavy Metal Pollution in Playground Dust of an Industrial Area	YANG Meng, LI Hui-ming, LI Feng-ying, <i>et al.</i> (5282)
Distribution Characteristics and Health Risk for Heavy Metals in Vegetables Near the Industrial Areas in Shanghai	ZHOU Ya, BI Chun-juan, ZHOU Xiao-xiao, <i>et al.</i> (5292)
Impacts of Silicon Fertilizer as Base Manure on Cadmium Bioavailability in Soil and on Cadmium Accumulation in Rice Plants	GAO Zi-xiang, ZHOU Hang, YANG Wen-tao, <i>et al.</i> (5299)
Uptake and Volatilization of Gaseous Elemental Mercury by Paddy Rice	SHANG Shuai, TIAN Pei, JIANG Yu, <i>et al.</i> (5308)
Long Term Variations of Ozone Concentration of in a Winter Wheat Field and Its Loss Estimate Based on Dry Matter and Yield	ZHAO Hui, ZHENG You-fei, LI Shuo, <i>et al.</i> (5315)
Control Effect of Side Deep Fertilization with Slow-release Fertilizer on Ammonia Volatilization from Paddy Fields	HOU Peng-fu, XUE Li-xiang, YU Ying-liang, <i>et al.</i> (5326)
Effects of Biochar and Organic Fertilizer on Saline-alkali Soil N ₂ O Emission in the North China Plain	SHI Yu-long, LIU Xing-ren, GAO Pei-ling, <i>et al.</i> (5333)
Flux Characteristics of CO ₂ , CH ₄ , and N ₂ O and their Influencing Factors in Different Types of Ditches on the Chengdu Plain	FENG Xiang-rong, DENG Ou-ping, DENG Liang-ji, <i>et al.</i> (5344)
Review of CO ₂ and CH ₄ Emissions from Rivers	WANG Xiao-feng, YUAN Xing-zhong, CHEN Huai, <i>et al.</i> (5352)