

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



2020

Vol.41 No.7
第41卷 第7期

目次

中国钢铁行业大气环境影响	汤铃, 薛晓达, 伯鑫, 贾敏, 郭静, 田军, 黄满堂, 崔维庚, 王彤, 李时蓓, 敬红, 甄瑞卿, 孙露, 成国庆 (2981)
华北地区大气细颗粒物(PM _{2.5})年际变化及其对土地利用/覆被变化的响应	杨伟, 姜晓丽 (2995)
郑州市民运会期间大气PM _{2.5} 改善效果评估	王申博, 姜亚敏, 徐艺斐, 袁明浩, 苏方成, 张瑞芹 (3004)
成都夏冬季PM _{2.5} 中水溶性无机离子污染特征	冯炎鹏, 张军科, 黄小娟, 刘琴, 张巍, 张建强 (3012)
川南自贡市大气颗粒物污染特征及传输路径与潜在源分析	雷雨, 张小玲, 康平, 王浩霖, 青泉, 欧奕含, 卢宁生, 邓中慈 (3021)
四川省典型行业挥发性有机物源成分谱	徐晨曦, 陈军辉, 韩丽, 王继钦, 王波 (3031)
成都市工业挥发性有机物排源成分谱	周子航, 邓也, 周小玲, 吴柯颖, 谭钦文, 尹代娟, 宋丹林, 陈秋宇, 曾文斌 (3042)
郑州市典型工业企业VOCs排放特征及风险评估	齐一谨, 倪经纬, 赵东旭, 杨艺, 韩丽岩, 李博伟 (3056)
阳泉市区夏季挥发性有机物污染特征、来源解析及其环境影响	牛月圆, 刘倬诚, 李如梅, 高千卓, 邓萌杰, 闫雨龙, 胡冬梅, 吴婧, 彭林 (3066)
典型光化学污染期间杭州大气挥发性有机物污染特征及反应活性	景盛翱, 叶旭红, 高雅琴, 彭亚荣, 李英杰, 王倩, 沈建东, 王红丽 (3076)
华北地区典型重工业城市夏季近地面O ₃ 污染特征及敏感性	欧盛菊, 魏巍, 王晓琦, 姚森, 周志博, 关攀博, 段文娇, 姚诗音 (3085)
稳定同位素模型解析大气氨来源的参数敏感性	顾梦娜, 潘月鹏, 何月欣, 田世丽, 王彦君, 吕雪梅, 倪雪, 孙杰, 吴电明, 方运霞 (3095)
苏州市大气中汞的形态分布特征及来源分析	卢仁杰, 吴也正, 张晓婕, 沈莹, 吴福全, 薛媛媛, 邹强, 麻春艳 (3102)
轻型汽油车稳态工况下的尾气排放特征	谢岩, 廖松地, 朱曼妮, 王怡然, 王日超, 张立航, 余飞, 钟庄敏, 白莉, 黄江荣, 刘俊文, 郑君瑜 (3112)
非超低与超低排放煤电机组启动过程NO _x 排放特征对比分析	李辉, 朱法华, 孙雪丽, 王宗爽, 王圣, 裴杰, 谭玉菲, 薛峰, 郭敏, 郑桂博 (3121)
邢台市区道路可悬浮灰尘重金属污染特征及来源识别	宋怡, 卢新卫, 周潇, 葛子赫 (3130)
叶片微观结构变化对其颗粒物滞纳能力的影响	魏文俊, 王兵, 牛香 (3136)
关中平原降水氢氧稳定同位素特征及其水汽来源	赵明华, 陆彦玮, Rachana Heng, 司炳成 (3148)
岩溶流域不同水体硝酸盐的来源解析	田永著, 韩志伟, 赵然, 李耕, 曾祥颖, 黄家琰 (3157)
木沥河流域氮素污染及其污染源解析	齐冉, 徐菲菲, 杨帆, 颜昌宙 (3165)
辽河口沉积物环境要素时空动态及影响因素分析	齐玥, 孙永光, 马恭博, 吴楠, 付元宾 (3175)
鄱阳湖多尺度流域磷源输送特征及其生态效应	王朔月, 高扬, 陆瑶, 贾珺杰, 李兆喜, 马明真, 温学发 (3186)
象山港流域入湾河流水体中重金属风险评价及其来源解析	王磊, 汪文东, 刘懂, 李刚, 于红梅, 黄沙, 徐耀阳 (3194)
乐安河河流水体典型全氟化合物的浓度及其前体物的污染贡献	张慧, 王世亮, 余杨 (3204)
连云港海州湾海域表层水体和沉积物中微塑料的分布特征	李征, 高春梅, 杨金龙, 吴立珍, 张硕, 刘艳华, 靳迪迪 (3212)
茅洲河流域民用井中耐药基因的分布特征与健康风险	吴黛灵, 邹海燕, 何璐茜, 高方舟, 应光国, 何良英 (3222)
金盆水库沉积物铁锰释放规律	路林超, 黄廷林, 李楠, 齐允之, 张晗, 王晨旭, 司凡 (3231)
城市湖泊沉积物微塑料污染特征	王璇, 牛司平, 宋小龙, 饶竹, 战楠 (3240)
西藏尼洋河沉积物中微生物群落结构特征分析	刘晓丹, 黄毅, 王永花, 汪贝贝, 吴兵, 陆光华 (3249)
海水中的红毒素与营养盐对微藻的复合影响	王娜, 赵卫红, 苗辉 (3257)
梯级电站作用下牡丹江底栖动物沿程变化规律	温佳琦, 王皓冉, 陈永灿, 刘昭伟 (3266)
宁波市典型城市下垫面雨水径流污染特征解析	徐宇婕, 龚玥敏, 毕军鹏, 王洋, 程军蕊, 王侃 (3275)
分层型水库藻类垂直演替的水质与细菌种群调控	闫苗苗, 陈胜男, 黄廷林, 贾克宇, 刘凯文, 苗雨甜, 宗容容 (3285)
长距离供水系统中消毒副产物分布特征及二次加氯的影响	毕薇薇, 叶胜, 于建全, 杨玉龙, 陈晨, 李青松, 马晓雁 (3297)
供水管网终端消毒副产物分布特征及预测模型	刘俊萍, 陈镜吉, 宋亚丽, 杨玉龙, 李青松, 马晓雁 (3307)
碱和磁复合改性小麦秸秆生物炭对水体中镉的吸附特性及机制	崔志文, 任艳芳, 王伟, 张黎明, 张陆云, 王曦玥, 何俊瑜 (3315)
弱磁场强化氧化石墨烯负载纳米零价铁(GO-nFe ⁰ /WMF)对水中Cr(VI)的去除特性及机制	计盟, 鲍建国, 朱晓伟, 杜江坤, 郑汉 (3326)
一硫代肟在针铁矿上的吸附及影响因素	廖丹雪, 单慧娟, 张进贤, 彭三曦, 黄健, 陈辉, 赵超然, 曾春芽 (3337)
生物滤池快速启动ANAMMOX运行策略及菌群特征	王晓瞳, 杨宏, 苏杨, 刘旭妍 (3345)
低碳源条件下供氧模式对活性污泥系统脱氮性能的影响	张欣瑞, 池玉蕾, 王倩, 金鑫, 石炬, 金鹏康 (3356)
羟胺对厌氧氨氧化污泥群落的影响	邢崇阳, 范禹辰, 陈璇, 郭劲松, 申渝, 晏楠, 方芳, 陈猷鹏 (3365)
低温下丝状菌膨胀污泥的微生物多样性	高春娣, 张娜, 韩微, 任浩, 李悦, 侯春艳, 王传德, 彭永臻 (3373)
我国剩余污泥厌氧消化的主要影响因素及强化	董滨, 高君, 陈思思, 杨殿海, 戴晓虎 (3384)
城镇河流CO ₂ 及CH ₄ 排放与市政排水管网污水输入的关联影响	李磊, 陈浩, 朱奔, 王宇晖, 聂云汉, 赵昕, 贾其隆, 叶建峰 (3392)
控释尿素对黄河故道沙性潮土N ₂ O排放的影响	姜右锦, 袁俊吉, 丁维新, 刘阳, 张松林 (3402)
我国典型露地蔬菜生产中的温室气体排放	张芬, 程泰鸿, 陈新平, 王孝忠 (3410)
不同母质发育土壤Cd环境行为对水分管理模式的响应差异	黄敬, 李欣阳, 文沙, 蒋凯, 龙坚, 彭佩钦, 侯红波 (3418)
锰基改性生物炭对弱碱性Cd污染土壤团聚体结构以及Cd含量特征的影响	孙彤, 付宇童, 李可, 徐应明, 孙约兵 (3426)
钝化与叶面阻控对不同基因型红菜苔镉累积的影响	曹坤坤, 李成成, 胡学玉, 郭晓, 黄洋 (3434)
叶面喷施2,3-二巯基丁二酸对水稻幼苗镉吸收转运及抗氧化系统的影响	杨晓荣, 黄永春, 刘仲齐, 黄益宗, 程六龙, 张长波 (3441)
《环境科学》征订启事 (3011)	《环境科学》征稿简则 (3084)
信息 (3174, 3185, 3391)	

生物滤池快速启动 ANAMMOX 运行策略及菌群特征

王晓瞳, 杨宏*, 苏杨, 刘旭妍

(北京工业大学建筑工程学院, 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要:为实现常温下厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX)反应的快速启动及污泥颗粒化,采用上向流生物滤池反应器接种少量厌氧氨氧化污泥,通过阶段变负荷及缩短水力停留时间运行策略启动 ANAMMOX 反应,并对生物滤池的脱氮特性做出评价。结果表明,生物滤池在中温(25~29℃)环境下历时 22 d 启动 ANAMMOX 反应。培养 97 d,总氮容积去除率达到 5.64 kg·(m³·d)⁻¹,总氮去除率接近 80%,颗粒污泥平均粒径为 4.5 mm。高通量测序分析表明,生物滤池从下至上形成硝化菌-异养菌、厌氧氨氧化菌(AAOB)和 AAOB-异养菌的分层结构。各种菌群协同脱氮,为 AAOB 创造低溶解氧(DO)稳定环境,厌氧氨氧化功能菌 *Candidatus Kuenenia* (AF375995.1) 得到富集。此外,对污染物沿程去除规律及污泥沿程特性进行分析,验证了反应区污泥具有良好 ANAMMOX 活性。厌氧氨氧化-生物滤池通过有效地保持菌量和稳定反应条件,实现了 ANAMMOX 反应的快速启动、污泥颗粒化及高效运行。

关键词:厌氧氨氧化(ANAMMOX);生物滤池;快速启动;颗粒化;微生物群落结构

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)07-3345-11 DOI: 10.13227/j.hjkk.201912112

Fast Start-Up ANAMMOX Operation Strategy and Flora Characteristics of a Biofilter

WANG Xiao-tong, YANG Hong*, SU Yang, LIU Xu-yan

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, College of Architectural Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: To achieve the rapid start-up of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) reaction at room temperature and sludge granulation, a small amount of ANAMMOX sludge was inoculated by an upflow biological filter reactor, and ANAMMOX was started by stage variable load and shortening hydraulic residence time (HRT) operation strategy. The reaction was evaluated, and the nitrogen removal characteristics of the biofilter were evaluated. The results showed that the biofilter started the ANAMMOX reaction in a medium-temperature (25-29℃) environment for 22 days. After 97 days of culture, the total nitrogen volume removal rate (NRR) reached 5.64 kg·(m³·d)⁻¹, the total nitrogen (TN) removal rate was close to 80%, and the average particle size of the granular sludge was 4.5 mm. High-throughput sequencing analysis showed that the biofilter formed a layered structure of nitrifying bacteria-heterotrophic bacteria, anaerobic ammonium oxidation bacteria (AAOB), and AAOB-heterotrophic bacteria from bottom to top. The various microflora synergistically denitrified, creating a low dissolved oxygen (DO) stable environment for AAOB, and the dominant population *Candidatus Kuenenia* (AF375995.1) was enriched. In addition, the removal process of pollutants along the path and the characteristics of sludge along the process were analyzed, and it was verified that the sludge in the reaction zone had good ANAMMOX activity. An ANAMMOX-biofilter reactor achieves rapid start-up of the ANAMMOX reaction, sludge granulation, and efficient operation by effectively maintaining the amount of bacteria and stabilizing the reaction conditions.

Key words: anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX); biofilter; fast start-up; granulation; microbial community structure

厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX)是一种利用亚硝酸盐为电子受体,将铵盐转化为氮气的新型脱氮工艺。与传统的硝化反硝化工艺相比,因具有无需外加碳源、减少曝气量、脱氮效率高和剩余污泥产量少等优点^[1~3],受到广泛关注。目前,该工艺已成功应用于污泥消化上清液^[4]和垃圾渗滤液^[1,5]等高温、高氨氮废水^[6,7]的处理,但由于温度条件的限制,城市污水厌氧氨氧化工艺还没有得到大规模应用。并且厌氧氨氧化菌(AAOB)世代周期长(倍增时间为 11 d)、污泥易流失、对环境条件敏感,导致其工艺较难稳定运行^[8~10]。研究表明^[11,12],颗粒化是通过提高调节能力、抗冲击能力和沉降能力来提高生物量保持能力的最有效的方法之

一。因此,如何在中温条件下快速启动 ANAMMOX 并实现污泥颗粒化是解决问题的关键。

唐崇俭等^[13]以硝化反硝化污泥、短程硝化污泥、厌氧絮体污泥和厌氧颗粒污泥混合接种,经过 255 d 的运行启动 ANAMMOX 中试反应器。刘晓宇等^[14]以反硝化污泥掺杂少量厌氧氨氧化污泥为接种污泥,在 60 d 内成功启动 ANAMMOX 反应并获得类厌氧氨氧化颗粒污泥。丛岩等^[15]以好氧硝化颗粒污泥与厌氧氨氧化生物膜相结合的方法实现

收稿日期: 2019-12-17; 修订日期: 2020-01-17

基金项目: 中央引导地方科技发展专项(Z161100004516015)

作者简介: 王晓瞳(1994~),女,博士研究生,主要研究方向为水处理微生物技术,E-mail: 913826141@qq.com

* 通信作者,E-mail: yhong@bjut.edu.cn

ANAMMOX 反应启动,运行第 89 d,总氮容积去除速率(NRR)达到 $4.758\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 上述研究均以传统升流式厌氧污泥床(UASB)为反应器培养 AAOB,普遍存在启动时间较长和污泥易流失等缺点. 有研究表明^[16],填料因具有比较大比表面积,成为水处理中常见的用于提高污泥持留率和形成生物膜的载体. 因此,添加填料成为目前减少厌氧氨氧化污泥流失的一种有效方法. 生物滤池是对填料利用较好的推流式反应结构,其集生物膜和过滤于一体,具有抗冲击负荷和占地面积小等优点^[17~19],比悬浮活性污泥体系具有更强的生物截留能力,并且更易形成颗粒污泥.

为此,本研究选用上流式生物滤池反应器,接种少量厌氧氨氧化污泥,在中温($25\sim29^\circ\text{C}$)环境下,采用阶段变基质及缩短水力停留时间(HRT)的方法启动 ANAMMOX 反应,并实现污泥颗粒化. 提出 ANAMMOX-生物滤池的快速启动及高效运行策略,并评估了沿程污染物及污泥性质的变化规律. 同时,采用 Illumina 高通量测序技术,明确了 AAOB 培养过程中微生物群落的沿程分布,这为 ANAMMOX-生物滤池反应体系中关键菌群的研究提供了一个全面的理解,以期 ANAMMOX-生物滤池工艺的优化控制提供理论参考.

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 实验装置

本实验装置如图 1 所示. 反应器有效容积 10.89 L,内径 17 cm,由两段高 100 cm 有机玻璃柱组成. 反应器底部设有 30 cm 砾石作为承托层,向上依次填充陶粒($6\sim8\text{ mm}$)和颗粒活性炭($3\sim5\text{ mm}$)为滤料. 顶部设有三相分离器,并在沉淀区填充 4 颗纤维丝填料球,以增强 AAOB 附着,阻挡污泥流失,加快反应器启动. 柱体外每隔 10 cm 设置取样口,合成废水由泵入反应器底部进入,沿程选取 4 个取样点进行取样分析. 反应器外缠绕加热带作为加热系统,覆盖黑色保温棉保温并防止光照.

1.1.2 接种污泥

反应器启动时接种 2 L 实验室 SBR 运行的厌氧氨氧化絮状污泥,MLSS 为 $2\,600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,NRR 为

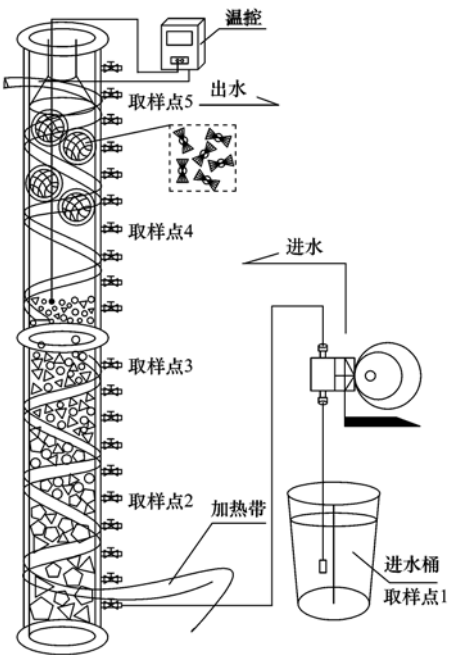


图 1 ANAMMOX-生物滤池反应器示意
Fig. 1 ANAMMOX-biofilter reactor

$0.12\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.

1.1.3 实验用水

本实验进水为人工合成废水,分别以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NaNO_2 的形式提供铵源和亚硝酸盐源. 无机碳源由 NaHCO_3 ($0.6\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) 提供. 合成废水还包括以下化合物($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$): KH_2PO_4 (0.025)、 $\text{CaCl}_2\cdot2\text{H}_2\text{O}$ (0.15)、 $\text{MgSO}_4\cdot7\text{H}_2\text{O}$ (0.3)、 $\text{FeSO}_4\cdot7\text{H}_2\text{O}$ (0.01)、 FeCl_3 (0.008)以及 $1.00\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 的微量元素 I 和 II. 微量元素补充参照文献[20]制备. 此外,每周投加一次体积分数为 0.15% 的灭活污泥上清液作为微量元素补充. 通过硫酸调节进水 pH 值为 7.6 ± 0.2 ,未对进水进行脱氧处理,溶解氧(DO)浓度为 $7.0\sim9.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

1.2 实验设计及运行方式

本实验在中温($25\sim29^\circ\text{C}$)环境下进行,通过变负荷控制,采用连续流启动 ANAMMOX 反应. 实验分为 3 个阶段: $0\sim42\text{ d}$ 为启动期(阶段 A), $43\sim67\text{ d}$ 为快速增长期(阶段 B), $68\sim97\text{ d}$ 为稳定运行期(阶段 C). 启动期($0\sim42\text{ d}$)对取样点 1 和 5 取样分析,快速增长及稳定期($43\sim97\text{ d}$)对取样点 1~5 取样分析. 具体运行参数见表 1.

表 1 反应器运行工况条件

Table 1 Operating conditions of the reactor

项目	阶段	HRT/h	温度/ $^\circ\text{C}$	NH_4^+-N / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	NO_2^--N / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NLR}^{1)}$ / $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	NRR / $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$
启动期	A($0\sim42\text{ d}$)	3.63	27	143~302	185~346	2~4.5	0~2.5
快速增长期	B($43\sim67\text{ d}$)	3.00	27~29	195~309	249~300	3.5~5	2~3
稳定运行期	C($68\sim97\text{ d}$)	1.82	25~27	243~310	277~311	7~8.5	4~5.6

1) NLR 表示总氮容积负荷

1.3 检测项目及方法

水质测定采用国家标准方法^[21]: NH_4^+ -N 采用纳氏试剂分光光度法, NO_2^- -N 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法, NO_3^- -N 采用紫外分光光度法, COD 采用联华科技 COD 快速消解仪测定. DO 通过便携式溶解氧仪(哈希, USA)测定, pH 值采用 PHS-3C 型 pH 计测定. TOC 和 IC 含量检测采用总有机碳分析法, 仪器为总有机碳分析仪(Multi N/C 3100). 污泥样品采用 OLYMPUS 显微镜进行观察并通过数码相机进行拍摄.

1.3.1 微生物检测技术

采用高通量 Illumina MiSeq 测序平台(Illumina, San Diego, USA)研究 ANAMMOX 生物滤池反应器中微生物的群落结构, 第 67 d, 对取样点 2~5 的污泥样本进行测序.

利用土壤 DNA 快速提取试剂盒(Bio101, Vista, CA)从样本中提取 DNA. 采用 NanoDrop 2000 分光光度计测量 DNA 浓度. 采用 BIO-RAD T100TM Thermal Cycler PCR 仪进行 PCR 扩增. 利用细菌引物 341F (CCTACGGGNGGCWGCAG) 和 805R (GACTACHVGGGTATCTAATCC) 扩增 16S rRNA 基因 V3-V4 区. 利用 Qubit3.0 DNA 检测试剂盒对回收的 DNA 精确定量. 采用 Illumina HiSeq 2500 PE250 进行测序. 细菌 16S rRNA 基因序列与国家生物技术信息中心(NCBI)数据库进行比对. 测序数据使用 MEGAN 软件进行环境微生物的 16S 分析, 将得到的序列按照一定的阈值进行归类, 生成 97% 序列相似阈值的操作分类单元(OTUs), 根据 OTUs 结果进行多样性的计算分析, 最后对分析结果进行可视化, 使信息更易理解.

1.3.2 脱氮贡献率计算方法

厌氧氨氧化、硝化和反硝化脱氮贡献率参考曹雁^[22]的计算方法.

2 结果与讨论

2.1 变负荷控制实现厌氧氨氧化生物滤池快速启动

2.1.1 启动期脱氮性能分析(0~42 d)

ANAMMOX 生物滤池的启动分为 I (1~18 d)、II (19~32 d) 和 III (33~42 d) 这 3 个阶段, 每个阶段包含两个周期, 先后采用高、低负荷运行. 由图 2 可知, 第 I 阶段低负荷运行时, AAOB 处于对新反应体系的适应阶段, 活性较弱, 进、出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 无明显变化. 因为接种了具有一定活性的厌氧氨氧化污泥, 本实验并没有出现其他研究中普遍存在的菌体自溶期^[23~25]. 后期随着进水负荷提升, AAOB 表现出一定的活性, 但由于反硝化竞争作用,

出水 NO_3^- -N 没有增加. 第 II 阶段重复第 I 阶段的运行过程. 此时, 反硝化作用开始减弱, ANAMMOX 主反应建立, 体系 NRR 小幅度提升, 并且氮素去除比例的波动减小, 逐渐接近理论值. 为进一步刺激 AAOB 生长, 在第 III 阶段高负荷运行期, 提升底物进水浓度为 I 和 II 阶段的 150%, 发现 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 出水浓度比第 II 阶段末期略有增加. 这可能是由于反应器初步建立, 体系内 AAOB 生物量不足, 对冲击负荷抵抗性较弱. 但从整体看, 脱氮效果保持平稳, 并无恶化趋势, 同时出水 NO_3^- -N 显著增加. 可见, 高底物浓度促进了 AAOB 活性表达, 这也说明体系 ANAMMOX 性能还有很大的提升空间. 随后, 重复低负荷运行, 降低进水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度为 200 和 $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此时, 出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度相比 I、II 阶段显著降低, TN 去除率接近 70%, NRR 达到 $2.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 有研究指出^[26,27], NRR 高于 $0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 可作为厌氧氨氧化工艺成功启动的判断标准. 由此, 本实验通过变负荷运行策略, 历时 22 d 成功实现了 ANAMMOX 生物滤池的快速启动.

分析快速启动的原因, 除了采用变基质运行策略使 AAOB 活性得到稳步提升, 还与反应器的结构形式有关. 首先, 生物滤池底部垫层及不同级配的滤料阻挡和过滤了部分 DO, 缓解了 DO 对 AAOB 的抑制. AAOB 对溶解氧十分敏感, 量浓度低于 $0.2 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的分子氧即会对其产生抑制^[28]. 因此, 培养初期, 在 AAOB 活性较弱的情况下, 保持良好的厌氧环境, 是实现其快速启动的关键. 其次, 填料层以及沉淀区的纤维丝填料球加强了菌体附着, 减少了污泥流失. 减少厌氧氨氧化反应器污泥流失或延长污泥停留时间是快速启动 ANAMMOX 反应和保证其稳定运行的重要措施之一^[29]. 有研究显示^[30], 填料的添加能有效提高反应器对 AAOB 的持留, 增强厌氧氨氧化反应器的性能. 因此, 在传统的生物滤池反应器中设置沉淀区并添加轻质载体是今后 ANAMMOX 技术应用和发展的良好策略.

为了明确启动阶段脱氮途径, 对 ANAMMOX 生物滤池进行脱氮贡献率分析. 可以发现, 第 I 阶段硝化和反硝化在整体脱氮过程中占很大比例, 厌氧氨氧化的优势作用并没有得到发挥. 这是由于接种污泥并非高纯 AAOB, 在 AAOB 活性较弱条件下, 硝化菌和反硝化菌(DNB)等异养菌生长繁殖较快, 对环境适应性较强. 因此在培养初期, ANAMMOX 反应不易占优势. 到第 II 阶段, 随着总氮容积加载速率(NLR)提高, AAOB 活性增强, 脱氮比例稳定, ANAMMOX 脱氮贡献率逐步提升到 90% 以上, 成为体系主反应. 此时, 硝化菌和 DNB 的贡献被削弱, 但

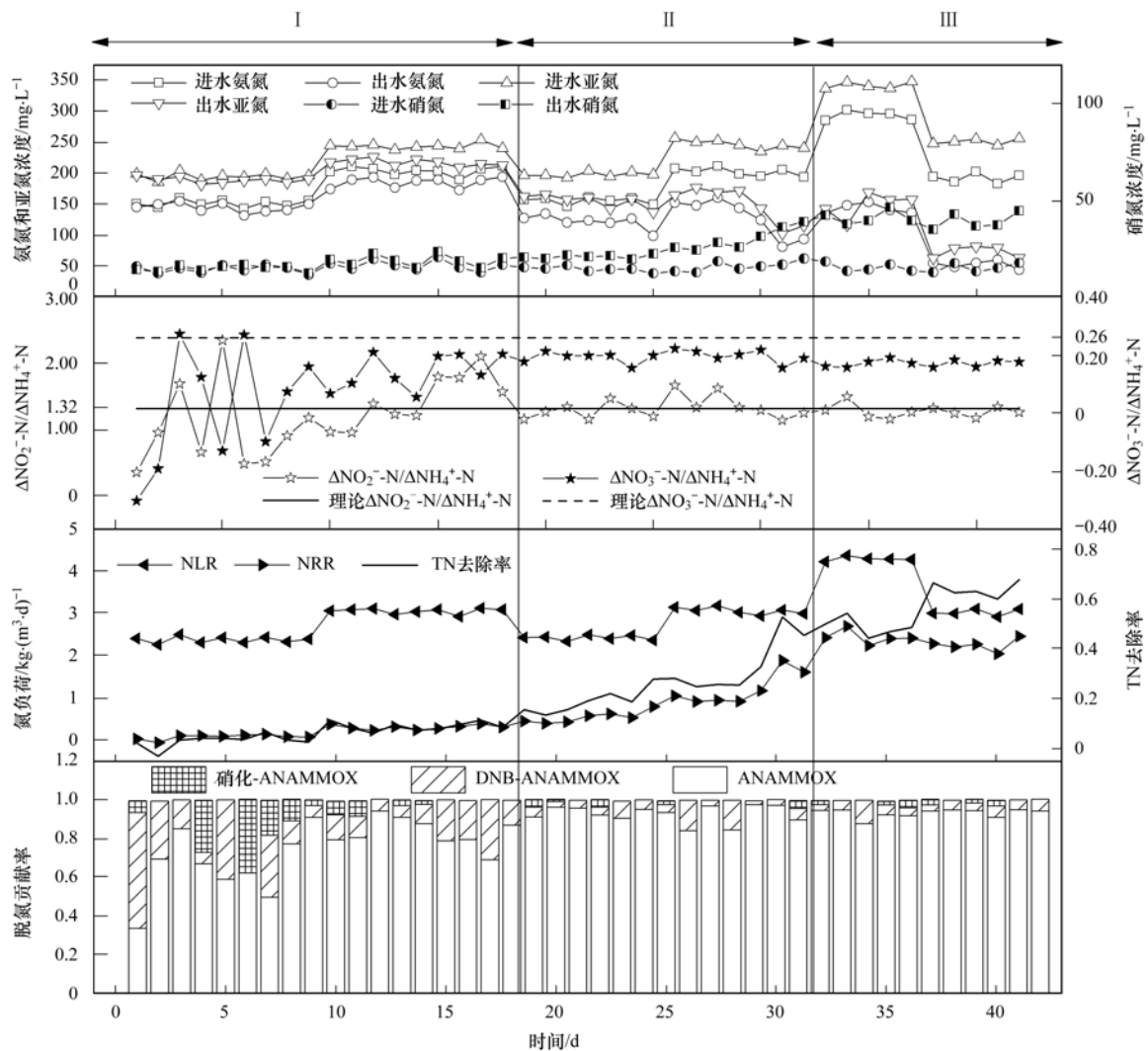


图2 启动期脱氮效果

Fig. 2 Nitrogen removal effect in the start-up period

为了保持体系稳定运行,建立平衡的种群关系,它们在氮转化过程中仍然发挥了一定作用。

此外,即使是在启动末期,反应体系底物去除比例与理论比例仍有一定偏差.这是由于实验进水未进行除氧,反应器底部DO充足,为兼性好氧的异养菌和硝化菌提供了适宜的生存环境.氨氧化菌(AOB)通过氧化 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 获取能量,同时为AAOB生存创造厌氧微环境^[31]. van der Star等^[32]在鹿特丹首座ANAMMOX污水处理厂运行中发现,亚硝化单元的AOB与DNB随部分亚硝化单元出水进入到ANAMMOX生物滤池,它们可以消耗进水中DO或者降低有机物对ANAMMOX的抑制作用.当部分亚硝化单元出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值在一定范围内(1.01~1.45),多微生物共同组成的功能菌群能够适应这种微小波动,从而使ANAMMOX单元保持稳定的脱氮效果.本实验通过高通量测序技术也证明了这一结论,并且DO的存在也为后续培养过程中微生物的沿程分布创造了条件(详见2.3节)。

2.1.2 ANAMMOX活性的快速提高及生物滤池稳定运行(43~97 d)

在快速增长期(43~67 d)和稳定运行期(68~97 d),继续采用变负荷运行策略,并逐步缩短HRT为3 h和1.82 h.首先,通过取样点1和取样点5对生物滤池整体脱氮过程进行分析,B阶段和C阶段的运行情况如图3所示.可以看出,NRR随着NLR的提高持续增长,尽管总氮(TN)去除率在前期出现小幅波动,但到稳定期,其保持平稳上升,不再受到负荷冲击作用影响.可见,AAOB在生物滤池内已有一定量积累,反应体系运行稳定,逐渐建立良好生态平衡,因此具备了一定的抗冲击负荷能力.第94 d,体系NRR最高达到 $5.64 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和TN去除率分别为86.2%、90%和78.6%。

随着NLR的提高,体系 N_2 产量不断上升,由容积产气速率算得的气体表面流速,稳定期体系上升流速接近 $0.06 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$.有研究表明,反应器产气以及水流上升流速提高都可增大流体湍流程度,

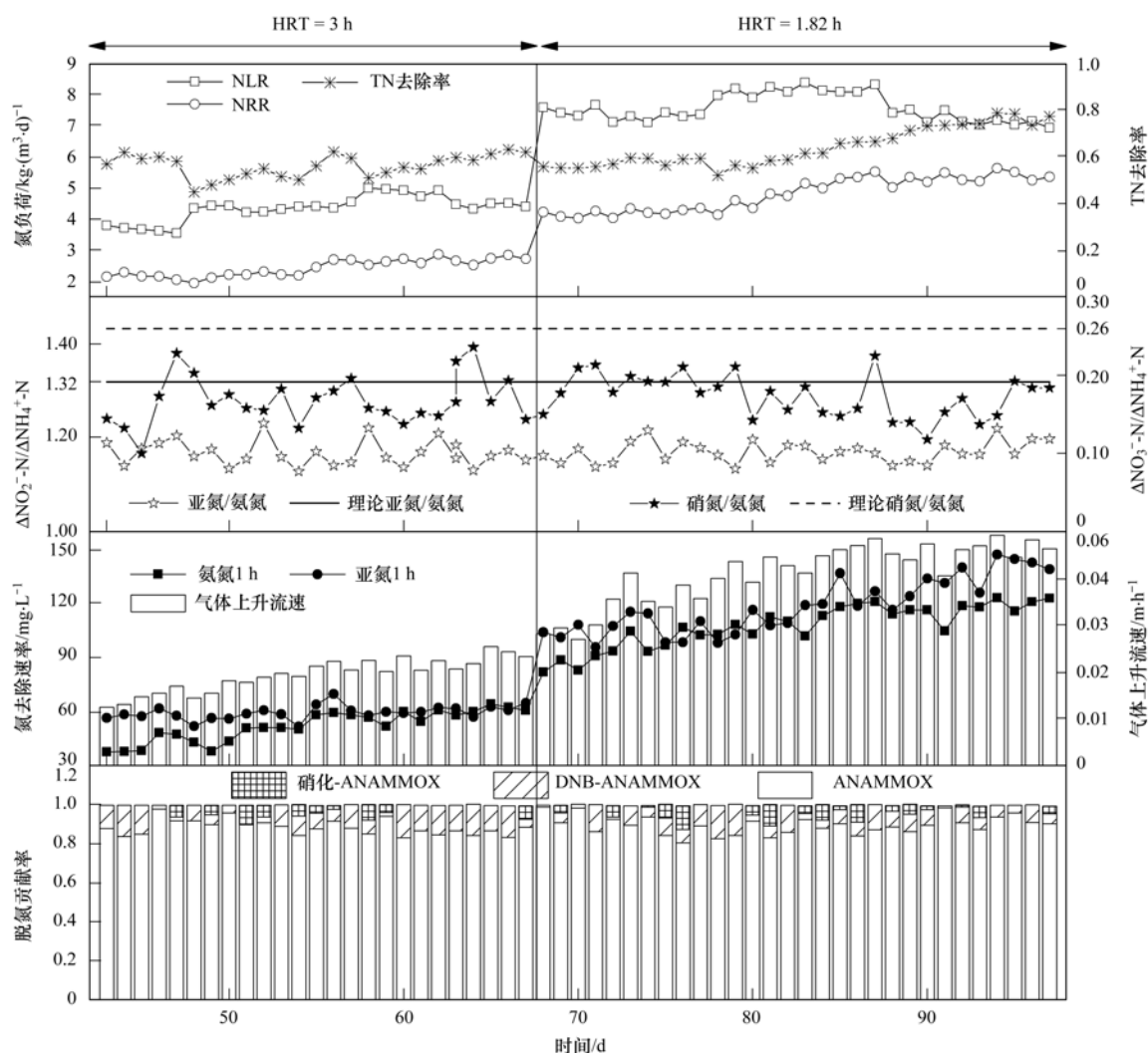


图3 快速增长及稳定运行阶段的运行情况

Fig. 3 Operation in the rapid growth and stable operation stage

从而加快液固界面传质^[33]。此外,污泥的选择压力是影响污泥制粒的因素之一^[34]。选择压力一般取决于液体上升流速和气体产量,其影响着施加给生物质的剪切力。即高液体上升流速导致高的水动力剪切力,从而提高污泥的EPS含量和细胞疏水性^[35],增强颗粒化过程^[36,37]。第68~97 d, HRT的减少优化了水力条件,通过提升液体的上升流速,使污泥与水流间的水力剪切力增大,加速了絮状污泥结合成长为颗粒的过程。并且气体上升速率不断提高,冲击压力增大,气体在由下而上排出体系的过程中不断和污泥、填料及反应器内壁进行碰撞,在一定程度上增强了颗粒污泥的强度,使B阶段形成的AAOB聚集体变为结构紧实、形状清晰且有独立轮廓的颗粒结构(图4)。同时,良好气、水循环可以自然松动填料,增强传质,减少了生物滤池普遍存在的反冲洗环节。

从脱氮贡献率的变化上看,与A阶段相比,B和C阶段ANAMMOX主反应的优势十分突出,脱氮贡献率保持在85%以上,其协同硝化、反硝化及少量

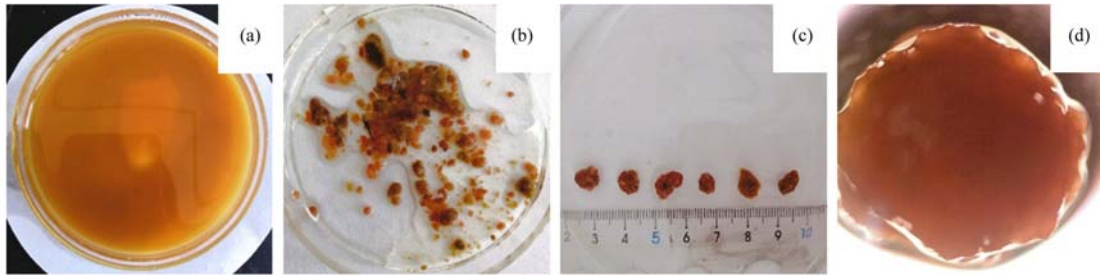
NO_3^- -N异化转化为 NH_4^+ -N等其他氮转化途径脱氮。这表明,生物滤池具有复杂的微生物群落组成。这些菌群的相对丰度虽然不及AAOB,但却能改变厌氧氨氧化反应的底物(NH_4^+ -N和 NO_2^- -N)和产物(NO_3^- -N)的浓度,导致最终去除比发生变化。首先,硝化菌作用,如前所述,自来水配水携带的DO为硝化菌的生存提供了条件,其代谢部分 NH_4^+ 进行增殖;其次,DNB作用,由于定期投加灭活污泥上清液作为微量元素补充,进水含有一定有机物,再加之体系内微生物自身分泌的EPS和菌体凋亡等代谢产物,均可作为有机碳源被DNB利用,使部分 NO_2^- -N和 NO_3^- -N通过反硝化作用被去除。交互复杂的硝化和反硝化作用耦合ANAMMOX过程脱氮,使得该阶段平均 ΔNO_2^- -N/ ΔNH_4^+ -N为1.17,平均 ΔNO_3^- -N/ ΔNH_4^+ -N为0.17,与ANAMMOX反应化学计量比的理论值出现偏差。

2.1.3 污泥的形态变化

图4(a)为絮状接种污泥,经过53 d运行,反应

器顶部出现细小红褐色颗粒,这表明污泥开始发生颗粒化.此时颗粒粒径为 1 mm 左右,质地较软.随着 TN 去除率不断提高,第 88 d 颗粒污泥平均粒径达到 4.5 mm,并且硬度增加,形成菌簇[图 4(c)],即厌氧氨氧化颗粒污泥典型的“花椰菜”状结构.这与丛岩等^[15]和 Tang 等^[38]的研究结果相似,预示着成熟厌氧氨氧化颗粒污泥形成.这得益于气、液上升

流速对污泥颗粒化的积极作用.此外,反应器上部的沉淀区为颗粒污泥的生长创造了一个稳定的环境.在沉淀区内,可以观察到随气、水循环而上下翻滚运动的厌氧氨氧化颗粒,顶部三相分离器及纤维丝填料球对其起到了很好的拦截作用,防止其因为产气上浮而从反应器中流失.可见,体系内稳定的流场的存在加速了 AAOB 颗粒化.



(a) 0 d; (b) 60 d; (c) 88 d; (d) 88 d 显微照片

图 4 污泥形态变化

Fig. 4 Change of sludge morphology

2.2 生物滤池的沿程特性分析

由于 ANAMMOX 生物滤池的结构形式,体系内污染物的分布常常呈现沿程变化的特点.例如,ANAMMOX 活性和生物量沿生物过滤层呈不均匀

的“脊”状分布^[39]. B 和 C 阶段,对取样点 1~5 分别取样分析,以确定体系脱氮过程的沿程变化规律.

从图 5 可以看出,氮素的去除及 pH 值的上涨主要发生在取样点 3, 取样点 1~2 变化较小,而取

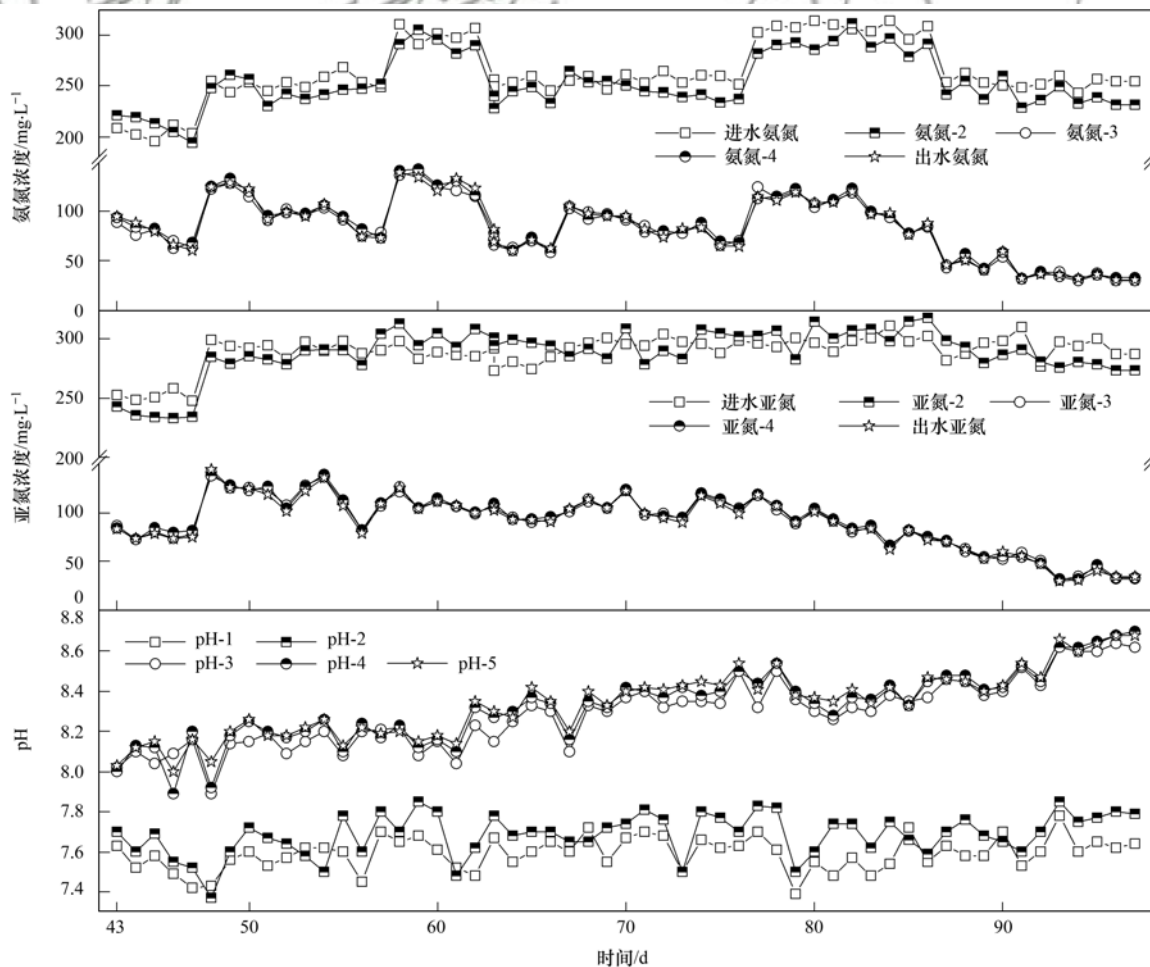


图 5 不同取样点 pH 及氮浓度随时间变化

Fig. 5 Change of pH and nitrogen concentration with time at different sampling points

样点 4 和 5 几乎没有差别. 这与反应器中部为滤料污泥层,上部为沉淀区的结构形式对应. 取样点 1 ~ 2, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 值交替出现上升和下降, 这表明在硝化菌作用下, 小部分 NH_4^+ -N 转化为 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N. 并且由于生物滤池底部水力条件较差, 代谢产物易积累, 为 DNB 提供营养源, 在异化反硝化作用下, DNB 进行细胞合成造成 NH_4^+ -N 增加^[40]. 同时, 反硝化过程也使取样点 1 ~ 2 的 pH 值平均增幅为 0.19. 随时间推移, 取样点 3 的 pH 值呈现不断升高趋势, 其变化与 NRR 相关性较好(图 6), 因此可以通过沿程 pH 变化表征反应器处理效果. 取样点 4 ~ 5 的 pH 值与取样点 3 无明显差别, 分析原因是反应器顶部基质浓度较低, 无法满足颗粒污泥反应, 因此 ANAMMOX 过程较弱.

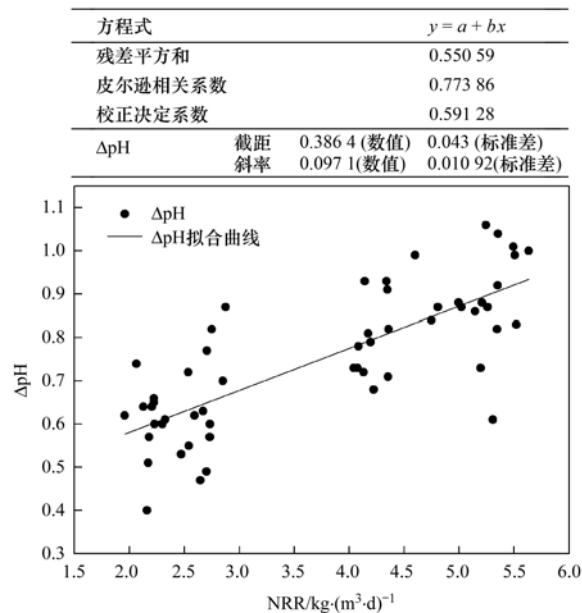
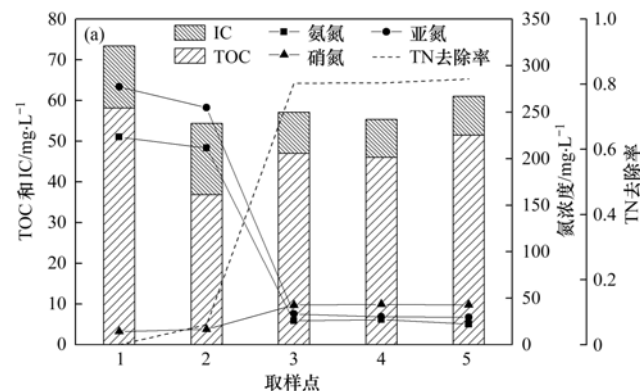


图 6 ΔpH 与 NRR 拟合曲线

Fig. 6 The ΔpH and NRR fitting curve

为了进一步明确沿程水质及污泥性能变化情况, 在第 98 ~ 100 d 通过对不同取样点的批次实验, 检测体系氮素、TOC、IC 和 SVI 值变化. 本实验采用



3 次重复法测定, 结果为 3 次的平均值.

如图 7 所示, 与连续实验结果相同, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的去除主要发生在取样点 2 ~ 3, 取样点 1 ~ 2 也有小部分转化, 而取样点 4 ~ 5 几乎没有差别. 但体系的固碳过程主要发生在取样点 1 ~ 2, 由于底部异养菌的存在, 进水 TOC 被有效利用, 同时将部分 TOC 转化为 IC. 自养硝化菌则利用周围环境中的 NH_4^+ -N 氧化生成 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N, 并释放能量, 将 CO_2 和水合成葡萄糖, 使 TOC 升高. 取样点 2 ~ 3 处 TOC 略有上升, IC 下降. 这反映出 AAOB 生长代谢旺盛, 利用 IC 合成自身细胞质而释放有机物. 取样点 4 ~ 5 氮素变化较平稳, 代表 ANAMMOX 主体反应已经完成; 而 TOC 和 IC 在取样点有 5 处略有上升, 说明细菌代谢产物随上向水流在出水口处积累的过程, 随后被排出反应器.

SVI 是能够准确反映污泥沉淀性能的参数, SVI 值越低, 说明污泥沉降性能越好^[41]. 由图 7(b) 可知, 各取样点 SVI_5 的大小顺序为 $2 > 4 > 5 > 3$, 同时发现取样点 3 处污泥呈现棕红色, 部分形成细小致密颗粒, 并保持持续产气, 这充分证明取样点 3 的污泥性能最佳. SVI_5 与 SVI_{30} 的比值也说明了这一点, 取样点 3 的 $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 可达 1, 可知在此已经富集了成熟的厌氧氨氧化颗粒污泥. 此外, 部分利用微生物代谢产物进行生长繁殖的异养菌, 漂浮在反应器顶部, 使取样点 4 和 5 的 $\text{SVI}_5/\text{SVI}_{30}$ 略有下降, 但均达到 95% 以上. 可见, 反应器内污泥整体沉降性良好, 这与其优越的脱氮效果密切相关.

2.3 微生物结构沿程变化

2.3.1 微生物多样性和丰富度分析

经测序分析, 4 个样本共涵盖 26 门、51 纲、77 目、198 科和 463 属的细菌. 每个样本的 α 多样性估计函数如表 2 所示, 所有样本覆盖值都超过 97%, 表明本次测序的真实性较好, 已经基本覆盖样本中所有的物种.

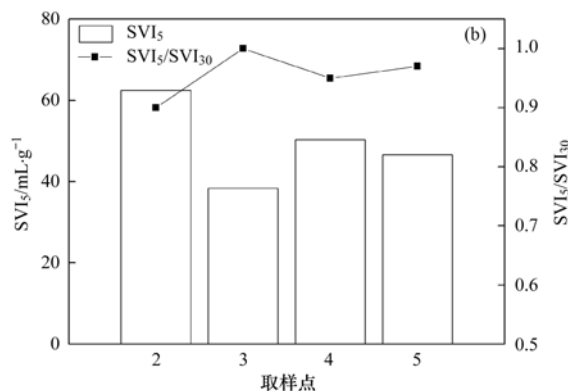


图 7 沿程水质及污泥性质变化

Fig. 7 Change in water quality and sludge properties along the filter layer

表 2 污泥沿程的多样性指数变化

Table 2 Diversity index changes of samples in different periods

取样点	序列数	OTUs	ACE 指数	Chao1 指数	Shannon 指数	Simpson 指数
2	108 255	2 984	83 977. 27	35 133. 01	4. 22	0. 05
3	90 170	2 982	56 741. 61	27 114. 97	3. 6	0. 12
4	77 546	2 628	45 527. 79	20 979. 18	4. 08	0. 06
5	78 779	2 641	39 642. 33	18 280. 51	4. 05	0. 07

可以发现,下层污泥序列数和 OTU 指数均高于上层污泥,因此反应器下层污泥微生物多样性和丰富度均高于上层污泥,这是由于滤池底部环境较复杂,微生物种类相对较多.例如,取样点 2 污泥的 Chao1(估计群落中含 OTU 数目的指数)和 ACE 指数(菌群丰富度指数)最大,Simpson 指数(反映样本中微生物多样性的指数)较低,这都表明取样点 2 的样本具有较大的丰富度.在取样点 3,Shannon 指数降低到 3.6,Simpson 指数升高为 0.12,则说明微生物群落复杂度降低,逐渐演化为具有一定功能结构的群落.取样点 4 和 5 具有相似的结果,由此,沉降区也形成了稳定的菌群结构.

2.3.2 功能微生物群属沿程分析

接种的 ANAMMOX 污泥经过环境自然选择,形成不同的生物结构.图 8 显示了沿程微生物种群相对丰度的变化.在门的分类水平上[图 8(a)],变形菌门(Proteobacteria, 79.66%)是取样点 2 处的绝对优势菌门.此外,相对丰度 $\geq 1\%$ 的门还包括:拟杆菌门(Bacteroidetes, 7.55%)、芽单胞菌门(Gemmatimonadetes, 2.14%)、疣微菌门(Verrucomicrobia, 1.79%)、绿菌门(Ignavibacteriae, 1.5%)、俭菌总门(Parcubacteria, 1.5%)、栖热链球菌门(Deinococcus-Thermus, 1.25%)和厚壁菌门(Firmicutes, 1.08%).DNB 在门水平上属于

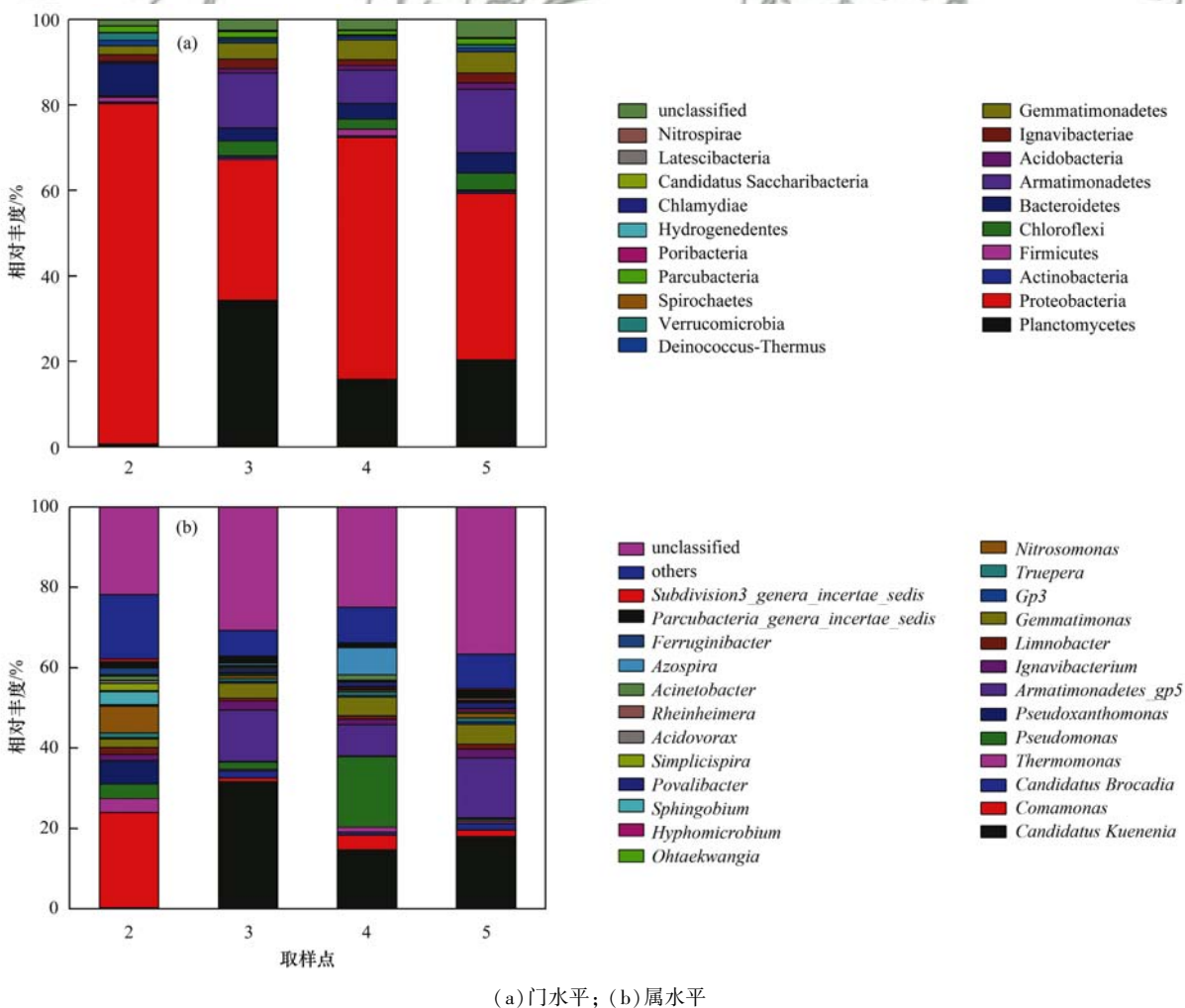


图 8 细菌分类的群落组成相对百分比

Fig. 8 Relative percentage of the community composition of bacterial classification

Proteobacteria 和 Bacteroidetes^[16,42], 具有亚硝化功能的 *Nitrosomonas* 也属于 Proteobacteria. 可见, 在进水富氧条件下, Proteobacteria 利用 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 或 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 进行代谢和增殖活动, 这与之前的分析一致. 由此, DO 对 ANAMMOX 生物滤池反应器菌群的选择起着不可忽视的作用.

相比取样点 2, 取样点 3 ~ 5 发生明显变化. AAOB 所属的浮霉菌门 (Planctomycetes, 34.33%) 在取样点 3 超过变形菌门 (32.94%) 占到最大比重, 这表明 AAOB 在反应区得到富集. 取样点 4 和 5 浮霉菌门占比分别为 15.87% 和 20.36%, 仅次于变形菌门. 研究表明^[43], 变形菌门是厌氧反应器中常见的菌群, 在工业或市政污水处理厂中, 其经常为最占优势的细菌菌群. 此外, 绿弯菌门 (Chloroflexi)、装甲菌门 (Armatimonadetes)、绿菌门 (Ignavibacteriae) 和芽单胞菌门 (Gemmatimonadetes) 占比上升. 绿弯菌门属于光合菌, 可以发生不产氧的光合作用, 在厌氧氨氧化反应器中经常被检测到^[44], 其作为异养菌, 主要消耗体系中 AAOB 衰老后产生的溶解性有机物质, 如胞外聚合物 (EPS)^[45]. 取样点 3 ~ 5 富集了较高活性的 AAOB, 其旺盛的代谢活动为绿弯菌门的生长提供了更多的营养物质. 为便于观察, 反应器沉淀区上部未进行完全遮光, 这也可能是其比例上升的原因. 同时, 绿弯菌门在颗粒污泥形成过程中能够起到支撑和骨架作用, 该菌门丰度的提高有利于厌氧氨氧化污泥颗粒化^[46]. 取样点 5 的颗粒污泥较多, 这与绿弯菌门在体系中占比: 取样点 5 (4.13%) > 3 (3.4%) > 4 (2.38%) 的规律相一致. Zhao 等^[47] 的研究发现, 装甲菌门和变形菌门可为 AAOB 提供生长因子叶酸和钼辅因子. 取样点 3 处装甲菌门丰度的突然升高, 也验证了 ANAMMOX 作用加强. 可见, 经过运行调控, ANAMMOX 生物滤池中微生物组成及数量都发生了改变. 这归因于推流条件下, 滤池不同高度处的有机碳源和 DO 值不同, 导致了菌群结构的差异^[48].

在属的分类水平上 [图 8(b)], 取样点 2 处最显著类群是 *Comamonas* (23.67%) 和 *Nitrosomonas* (6.65%), 其同属变形菌门. 与之前对脱氮途径的分析相符, 它们为有机物及 DO 的消除做出了贡献. 此外, 占比较高的菌属还有 *Thermomonas* (3.45%)、*Pseudomonas* (3.61%)、*Pseudoxanthomonas* (5.81%), 它们均具有反硝化功能. 而厌氧氨氧化功能菌 *Candidatus Kuenenia* 的丰度只有 0.32%, 这充分说明生物滤池底部环境不利于 AAOB 生长. 同样, 在取样点 3 处情况发生了改变. *Comamonas* 占比骤降为 0.85%, *Candidatus Kuenenia* 达到 31.73%,

此外还发现了少量 *Candidatus Brocadia* (1.8%) 的存在. 这表明 AAOB 替代了 DNB 成为反应区的优势种属, 生物滤池形成了以 ANAMMOX 为主反应的脱氮过程.

取样点 4 和 5 的优势菌属同样为 *Candidatus Kuenenia*, 占比分别达到 14.71% 和 18.08%, 反硝化功能菌 *Comamonas* 则处于较低水平 (3.76%; 1.63%). *Nitrosomonas* 在取样点 3 ~ 5 占比分别减少为 0.77%、0.58%、1.21%, 这得益于体系内良好的厌氧环境, 限制了硝化菌生长. 有趣的是, 取样点 4 处 *Pseudomonas* 占比达到 17.58%, 这验证了由于沉淀区较多细菌代谢产物的存在, 具有基质多样性和代谢多样性^[49] 的 DNB 容易得到底物而富集. 并且悬浮态的异养菌密度较小, 因此在反应器上部生长较快^[50]. 由此可见, 微生物群落组成随环境动态变化以维持体系平衡, 其演替的过程即是“维稳”与“自持”的过程. 同时, 少量具有脱氮功能的其他菌属的存在, 例如: *Armatimonadetes* _ gp5、*Ignavibacterium*、*Limnobacter*、*Gemmatimonas*、*Gp3* 和 *Truepera* 等, 与 AAOB 之间通过基质、DO 和代谢产物的竞争协同作用相互依存, 进而形成稳定群落结构. 体系内营养物和污染物在这些菌群的作用下进行复杂的迁移转化, 共同影响着 ANAMMOX 反应器的脱氮性能.

3 结论

(1) 生物滤池反应器在沉淀区添加纤维丝填料球对于减少菌体流失和稳定培养环境有积极作用, 中温 (25 ~ 29℃) 环境下, 不控制进水 DO, 可以在 22 d 快速启动 ANAMMOX 反应. 变基质策略促进 ANAMMOX 活性提高, 培养 94 d, NRR 达到 $5.64 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

(2) 产气速率和液体上升流速的增加有利于污泥颗粒化. 运行 88 d, 厌氧氨氧化颗粒污泥平均粒径达到 4.5 mm, 具有“花椰菜”状紧实结构, 颜色呈现红棕色, 脱氮效果较好.

(3) 生物滤池的处理效果、pH 值及污泥性质随滤池高度呈现沿程分布的特点. pH 值与 NRR 相关性较好, 可以表征 AAOB 活性.

(4) 推流式运行引起的体系内环境变化对菌群结构影响显著. 高通量测序发现, ANAMMOX 生物滤池从下至上形成硝化菌-异养菌、AAOB 和 AAOB-异养菌为主的分层微生物结构. 其中, 厌氧氨氧化功能菌 *Candidatus Kuenenia* (AF375995.1) 在反应区有效富集. 生物滤池反应器具有的复杂的微生物群落组成有利于维持体系稳定.

参考文献:

- [1] 遇光禄, 陈胜, 孙德智. 移动床生物膜反应器 SHARON 工艺半亚硝化特性[J]. 化工学报, 2008, **59**(1): 201-208.
Yu G L, Chen S, Sun D Z. Half-nitrosification in SHARON process using moving bed biofilm reactor [J]. Journal of Chemical Industry and Engineering (China), 2008, **59**(1): 201-208.
- [2] 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.
- [3] Strous M, Fuerst J A, Kramer E H M, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete [J]. Nature, 1999, **400**(6743): 446-449.
- [4] Gali A, Dosta J, van Loosdrecht M C M, et al. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: partial SBR nitrification and SHARON process [J]. Process Biochemistry, 2007, **42**(4): 715-720.
- [5] 王凯, 王淑莹, 朱如龙, 等. 短程硝化联合厌氧氨氧化处理垃圾渗滤液的启动[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2013, **44**(5): 2136-2143.
Wang K, Wang S Y, Zhu R L, et al. Start-up of short-term nitrification/ANAMMOX process for treatment of landfill leachate [J]. Journal of Central South University (Science and Technology), 2013, **44**(5): 2136-2143.
- [6] 张正哲, 金仁村, 程雅菲, 等. 厌氧氨氧化工艺的应用进展[J]. 化工进展, 2015, **34**(5): 1445-1452, 1458.
Zhang Z Z, Jin R C, Cheng Y F, et al. Advances in applications of Anammox process [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2015, **34**(5): 1445-1452, 1458.
- [7] Lotti T, Kleerebezem R, Lubello C, et al. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture [J]. Water Research, 2014, **60**: 1-14.
- [8] Malovany A, Trela J, Plaza E. Mainstream wastewater treatment in Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS) reactor by partial nitrification/anammox process [J]. Bioresource Technology, 2015, **198**: 478-487.
- [9] 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.
- [10] Ali M, Oshiki M, Awata T, et al. Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium 'Candidatus Jettenia caeni' [J]. Environmental Microbiology, 2015, **17**(6): 2172-2189.
- [11] Abma W R, Schultz C E, Mulder J W, et al. Full-scale granular sludge Anammox process [J]. Water Science & Technology, 2007, **55**(8-9): 27-33.
- [12] Lu H F, Ji Q X, Ding S, et al. The morphological and settling properties of ANAMMOX granular sludge in high-rate reactors [J]. Bioresource Technology, 2013, **143**: 592-597.
- [13] 唐崇俭, 郑平, 陈建伟, 等. 中试厌氧氨氧化反应器的启动与调控[J]. 生物工程学报, 2009, **25**(3): 406-412.
Tang C J, Zheng P, Chen J W, et al. Start-up and process control of a pilot-scale ANAMMOX bioreactor at ambient temperature [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2009, **25**(3): 406-412.
- [14] 刘晓宇, 王思慧, 薛耀琦, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速培养与形成机理[J]. 环境工程学报, 2016, **10**(3): 1223-1227.
Liu X Y, Wang S H, Xue Y Q, et al. Rapid cultivation and formation mechanism of ANAMMOX granular sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, **10**(3): 1223-1227.
- [15] 丛岩, 黄晓丽, 王小龙, 等. 厌氧氨氧化颗粒污泥的快速形成[J]. 化工学报, 2014, **65**(2): 664-671.
Cong Y, Huang X L, Wang X L, et al. Faster formation of anammox granular sludge [J]. CIESC Journal, 2014, **65**(2): 664-671.
- [16] 黄晴. ANAMMOX 反应系统的启动及微生物群落结构解析[D]. 北京: 中国矿业大学, 2016.
- [17] Miao Y Y, Zhang L, Yang Y D, et al. Start-up of single-stage partial nitrification- anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation [J]. Bioresource Technology, 2016, **218**: 771-779.
- [18] Lotti T, Kleerebezem R, Hu Z, et al. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater [J]. Environmental Technology, 2015, **36**(9): 1167-1177.
- [19] De Prá M C, Kunz A, Bortoli M, et al. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature [J]. Bioresource Technology, 2016, **202**: 33-41.
- [20] Strous M, Van Gerven E, Kuenen J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997, **63**(6): 2446-2448.
- [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. 323-334.
- [22] 曹雁. 厌氧氨氧化与反硝化协同脱氮及微生物特性研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2018.
- [23] 杨瑞丽, 王晓君, 吴俊斌, 等. 厌氧氨氧化工艺快速启动策略及其微生物特性[J]. 环境工程学报, 2018, **12**(12): 3341-3350.
Yang R L, Wang X J, Wu J B, et al. Rapid start-up strategy and microbial characteristics of anammox process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, **12**(12): 3341-3350.
- [24] 黄利. 低基质厌氧氨氧化反应器快速启动特征[J]. 兰州交通大学学报, 2019, **38**(2): 93-98.
Huang L. Characteristic of rapid start-up of low substrate Anammox reactor [J]. Journal of Lanzhou Jiaotong University, 2019, **38**(2): 93-98.
- [25] 吕玮, 张立秋, 黄奕亮, 等. 常温低基质下两种厌氧氨氧化反应器启动特性比较[J]. 中国给水排水, 2019, **35**(3): 31-37.
Lv W, Zhang L Q, Huang Y L, et al. Comparison of start-up characteristics of anaerobic ammonium oxidation between ASBR and biofilter at room temperature and low substrate concentration [J]. China Water (Wastewater), 2019, **35**(3): 31-37.
- [26] 唐崇俭. 厌氧氨氧化工艺特性与控制技术的研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [27] 任龙飞. 厌氧氨氧化反应器的启动优化和过程调控研究[D]. 济南: 山东大学, 2015.
- [28] Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium [J]. FEMS Microbiology Reviews, 1998, **22**(5): 421-437.
- [29] Gaul T, Märker S, Kunst S. Start-up of moving bed biofilm reactors for deammonification: the role of hydraulic retention time, alkalinity and oxygen supply [J]. Water Science & Technology, 2005, **52**(7): 127-133.
- [30] Fernández I, Vázquez-Padín J R, Mosquera-Corral A, et al. Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention [J]. Biochemical Engineering Journal, 2008, **42**(3): 1223-1227.

- 308-313.
- [31] Dapena-Mora A, Van Hulle S W H, Campos J L, *et al.* Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2004, **79**(12): 1421-1428.
- [32] 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.
- [33] Shi Z J, Guo Q, Xu Y Q, *et al.* Mass transfer characteristics, rheological behavior and fractal dimension of anammox granules: the roles of upflow velocity and temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **244**: 117-124.
- [34] Reino C, Carrera J. Low-strength wastewater treatment in an anammox UASB reactor: effect of the liquid upflow velocity [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, **313**: 217-225.
- [35] Liu Y, Wang Z W, Qin L, *et al.* Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, **67**(1): 26-32.
- [36] Alphenaar P A, Visser A, Lettinga G. The effect of liquid upward velocity and hydraulic retention time on granulation in UASB reactors treating wastewater with a high sulphate content [J]. *Bioresource Technology*, 1993, **43**(3): 249-258.
- [37] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. *Water Research*, 2002, **36**(7): 1653-1665.
- [38] Tang C J, Zheng P, Mahmood Q. The shear force amendments on the slugging behavior of upflow anammox granular sludge bed reactor [J]. *Separation and Purification Technology*, 2009, **69**(3): 262-268.
- [39] 田智勇, 李冬, 张杰. 厌氧氨氧化过程中 COD 及 pH 与基质浓度之间的关系 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(11): 3342-3346.
- Tian Z Y, Li D, Zhang J. Relations of the substrate concentration to the COD and pH in the anammox process [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(11): 3342-3346.
- [40] 韦宗敏, 黄少斌, 蒋然. 碳源对微生物硝酸盐异化还原成铵过程的影响 [J]. *工业安全与环保*, 2012, **38**(9): 4-7, 14.
- Wei Z M, Huang S B, Jiang R. Effect of Carbon on dissimilatory nitrate reduction to ammonium process [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2012, **38**(9): 4-7, 14.
- [41] Zheng X L, Sun P D, Lou J Q, *et al.* Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **148**: 343-351.
- [42] Luo J H, Liang H, Yan L J, *et al.* Microbial community structures in a closed raw water distribution system biofilm as revealed by 454-pyrosequencing analysis and the effect of microbial biofilm communities on raw water quality [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **148**: 189-195.
- [43] Lu H J, Chandran K, Stensel D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2014, **64**: 237-254.
- [44] Park H, Rosenthal A, Jezek R, *et al.* Impact of inocula and growth mode on the molecular microbial ecology of anaerobic ammonia oxidation (anammox) bioreactor communities [J]. *Water Research*, 2010, **44**(17): 5005-5013.
- [45] Kindaichi T, Yuri S, Ozaki N, *et al.* Ecophysiological role and function of uncultured *Chloroflexi* in an anammox reactor [J]. *Water Science & Technology*, 2012, **66**(12): 2556-2561.
- [46] Björnsson L, Hugenholtz P, Tyson G W, *et al.* Filamentous *Chloroflexi* (green non-sulfur bacteria) are abundant in wastewater treatment processes with biological nutrient removal [J]. *Microbiology*, 2002, **148**(8): 2309-2318.
- [47] Zhao Y P, Liu S F, Jiang B, *et al.* Genome-centered metagenomics analysis reveals the symbiotic organisms possessing ability to cross-feed with anammox bacteria in anammox consortia [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, **52**(19): 11285-11296.
- [48] 米卫星. CANON 工艺处理低氨氮废水性能、 N_2O 产生及微生物群落研究 [D]. 西安: 长安大学, 2018.
- [49] 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.
- [50] 宋壮壮, 吕爽, 刘哲, 等. 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 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 5057-5065.
- Song Z Z, Lü S, Liu Z, *et al.* Start-up of simultaneous ANAMMOX and denitrification process and changes in microbial community Characteristics [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5057-5065.

CONTENTS

Contribution of Emissions from the Iron and Steel Industry to Air Quality in China	TANG Ling, XUE Xiao-da, BO Xin, <i>et al.</i> (2981)
Interannual Characteristics of Fine Particulate Matter in North China and Its Relationship with Land Use and Land Cover Change	YANG Wei, JIANG Xiao-li (2995)
Evaluation of the Reduction in PM _{2.5} Concentration During the National Traditional Games of Ethnic Minorities in Zhengzhou	WANG Shen-bo, LOU Ya-min, XU Yi-fei, <i>et al.</i> (3004)
Pollution Characteristics of Water-soluble Inorganic Ions in Chengdu in Summer and Winter	FENG Yan-peng, ZHANG Jun-ke, HUANG Xiao-juan, <i>et al.</i> (3012)
Analysis of Transport Pathways and Potential Sources of Atmospheric Particulate Matter in Zigong, in South of Sichuan Province	LEI Yu, ZHANG Xiao-ling, KANG Ping, <i>et al.</i> (3021)
Source Composition Spectrum of Volatile Organic Compounds in Typical Industries in Sichuan	XU Chen-xi, CHEN Jun-hui, HAN Li, <i>et al.</i> (3031)
Source Profiles of Industrial Emission-Based VOCs in Chengdu	ZHOU Zi-hang, DENG Ye, ZHOU Xiao-ling, <i>et al.</i> (3042)
Emission Characteristics and Risk Assessment of Volatile Organic Compounds from Typical Factories in Zhengzhou	QI Yi-jin, NI Jing-wei, ZHAO Dong-xu, <i>et al.</i> (3056)
Characteristics, Source Apportionment, and Environmental Impact of Volatile Organic Compounds in Summer in Yangquan	NIU Yue-yuan, LIU Zhuo-cheng, LI Ru-mei, <i>et al.</i> (3066)
Characteristics and Reactivity of VOCs in Hangzhou During a Typical Photochemical Pollution Episode	JING Sheng-ao, YE Xu-hong, GAO Ya-qin, <i>et al.</i> (3076)
Pollution Characteristics and Sensitivity of Surface Ozone in a Typical Heavy-Industry City of the North China Plain in Summer	OU Sheng-ju, WEI Wei, WANG Xiao-qi, <i>et al.</i> (3085)
Source Apportionment of Atmospheric Ammonia; Sensitivity Test Based on Stable Isotope Analysis in R Language	GU Meng-na, PAN Yue-peng, HE Yue-xin, <i>et al.</i> (3095)
Distribution Characteristics and Source Analysis of Atmospheric Mercury Speciation in Suzhou	LU Ren-jie, WU Ye-zheng, ZHANG Xiao-jie, <i>et al.</i> (3102)
Emission Characteristics of Light-Duty Gasoline Vehicle Exhaust Based on Acceleration Simulation Mode	XIE Yan, LIAO Song-di, ZHU Man-ni, <i>et al.</i> (3112)
Comparative Analysis of NO _x Emission Characteristics of Non-Ultra-Low- and Ultra-Low-Emission Coal-Fired Power Units During the Start-Up Process	LI Hui, ZHU Fa-hua, SUN Xue-li, <i>et al.</i> (3121)
Source Identification and Pollution Characteristics of Heavy Metals in Suspended Particles of Urban Road Dust from Xingtai City	SONG Yi, LU Xin-wei, ZHOU Xiao, <i>et al.</i> (3130)
Impacts of Leaf Surface Micromorphology Variation on the Ability to Capture Particulate Matter	WEI Wen-jun, WANG Bing, NIU Xiang (3136)
Analysis of Hydrogen and Oxygen Stable Isotope Characteristics and Vapor Sources of Precipitation in the Guanzhong Plain	ZHAO Ming-hua, LU Yan-wei, Rachana Heng, <i>et al.</i> (3148)
Analysis of Nitrate Sources in Different Waters of a Karst Basin	TIAN Yong-zhu, HAN Zhi-wei, ZHAO Ran, <i>et al.</i> (3157)
Analysis of Nitrogen Pollution and Its Pollution Sources in the Muli River Basin	QI Ran, XU Fei-fei, YANG Fan, <i>et al.</i> (3165)
Temporal and Spatial Variation Patterns of the Environmental Elements in the Sediments of the Liaohu Estuary and the Related Influencing Factors	QI Yue, SUN Yong-guang, MA Gong-bo, <i>et al.</i> (3175)
Transport Characteristics of Phosphorus Sources at the Multi-scale Watershed and the Associated Ecological Effects on Poyang Lake	WANG Shuo-yue, GAO Yang, LU Yao, <i>et al.</i> (3186)
Risk Assessment and Source Analysis of Heavy Metals in the River of a Typical Bay Watershed	WANG Lei, WANG Wen-dong, LIU Dong, <i>et al.</i> (3194)
Concentrations of Typical Perfluoroalkyl Acids and Contributions of Their Precursors in the Water of the Le'an River in China	ZHANG Hui, WANG Shi-liang, YU Yang (3204)
Distribution Characteristics of Microplastics in Surface Water and Sediments of Haizhou Bay, Lianyungang	LI Zheng, GAO Chun-mei, YANG Jin-long, <i>et al.</i> (3212)
Profiles and Risk of Antibiotic Resistance Genes in Domestic Wells in the Maozhou River Basin	WU Dai-ling, ZOU Hai-yan, HE Lu-xi, <i>et al.</i> (3222)
Release Mechanisms of Iron and Manganese from Sediments in Jinpen Reservoir	LU Lin-chao, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i> (3231)
Characterization of Microplastic Pollution of Sediments from Urban Lakes	WANG Xuan, NIU Si-ping, SONG Xiao-long, <i>et al.</i> (3240)
Structural Characteristics of Microbial Communities in the Sediments of the Niyang River in Tibet	LIU Xiao-dan, HUANG Yi, WANG Yong-hua, <i>et al.</i> (3249)
Combined Effects of Erythromycin and Nutrients on Microalgae in Seawater	WANG Na, ZHAO Wei-hong, MIAO Hui (3257)
Longitudinal Distribution of Benthic Macroinvertebrates Affected by a Hydropower Plant Cascade in the Mudan River	WEN Jia-qi, WANG Hao-ran, CHEN Yong-can, <i>et al.</i> (3266)
Analysis of Rainwater Runoff Pollution Characteristics of Various Typical Underlying Surfaces in Ningbo	XU Yu-jie, GONG Yue-min, BI Jun-peng, <i>et al.</i> (3275)
Water Quality and Bacterial Population Driving Mechanism of Algae Vertical Succession in Stratified Reservoir	YAN Miao-miao, CHEN Sheng-nan, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (3285)
Distribution Characteristics of Disinfection By-Products and the Effects of Booster Chlorination in Long-Distance Water Supply Systems	BI Wei-wei, YE Sheng, YU Jian-quan, <i>et al.</i> (3297)
Occurrence and Prediction Model of Disinfection By-Products in Tap Water	LIU Jun-ping, CHEN Jing-ji, SONG Ya-li, <i>et al.</i> (3307)
Adsorption Characteristics and Mechanism of Cadmium in Water by Alkali and Magnetic Composite Modified Wheat Straw Biochar	CUI Zhi-wen, REN Yan-fang, WANG Wei, <i>et al.</i> (3315)
Enhanced Chromate (VI) Removal Characteristics and Mechanism Using Graphene Oxide Immobilized Nanoscale Zero-Valent Iron Coupled with a Weak Magnetic Field (GO-nFe ⁰ /WMF)	JI Meng, BAO Jian-guo, ZHU Xiao-wei, <i>et al.</i> (3326)
Characteristics and Influencing Factors of Monothioarsenate Adsorption on Goethite	LIAO Dan-xue, SHAN Hui-mei, ZHANG Jin-xian, <i>et al.</i> (3337)
Fast Start-Up ANAMMOX Operation Strategy and Flora Characteristics of a Biofilter	WANG Xiao-tong, YANG Hong, SU Yang, <i>et al.</i> (3345)
Effects of Aeration Strategy on Denitrifying Performance of Activated Sludge Processes in Treating Low-Carbon-Source Municipal Wastewater	ZHANG Xin-ni, CHI Yu-lei, WANG Qian, <i>et al.</i> (3356)
Effect of Hydroxylamine on Community of ANAMMOX Sludge	XING Chong-yang, FAN Yu-chen, CHEN Xuan, <i>et al.</i> (3365)
Microbial Diversity of Filamentous Sludge Bulking at Low Temperature	GAO Chun-di, ZHANG Na, HAN Hui, <i>et al.</i> (3373)
Main Influencing Factors and Strengthening of Anaerobic Transformation of Excess Sludge in China	DONG Bin, GAO Jun, CHEN Si-si, <i>et al.</i> (3384)
Relationship Between CO ₂ and CH ₄ Emissions in Urban Rivers and Sewage Discharging from a Municipal Drainage Network	LI Lei, CHEN Hao, ZHU Yi, <i>et al.</i> (3392)
Effects of Controlled-Release Urea Application on N ₂ O Emission in Maize-Cultivated Sandy Loam Soil	JIANG You-jin, YUAN Jun-ji, DING Wei-xin, <i>et al.</i> (3402)
Greenhouse Gas Emissions for Typical Open-Field Vegetable Production in China	ZHANG Fen, CHENG Tai-hong, CHEN Xin-ping, <i>et al.</i> (3410)
Effects of Water Management on Soil Properties and Cd Behavior of Typical Paddy Soils	HUANG Jing, LI Xin-yang, WEN Sha, <i>et al.</i> (3418)
Effect of Mn-Modified Biochar on the Characteristics of Aggregate Structure and the Content of Cd in Weakly Alkaline Cd-Contaminated Soil	SUN Tong, FU Yu-tong, LI Ke, <i>et al.</i> (3426)
Effects of the Immobilization of Cadmium in Soil Alone or Combined with Foliar Application of Selenium on Cadmium Accumulation in the Plants of Different Genotypes of Tsai-tai	CAO Kun-kun, LI Cheng-cheng, HU Xue-yu, <i>et al.</i> (3434)
Effects of Foliar Spraying of 2,3-dimercaptosuccinic Acid on Cadmium Uptake, Transport, and Antioxidant System in Rice Seedlings	YANG Xiao-rong, HUANG Yong-chun, LIU Zhong-qi, <i>et al.</i> (3441)