

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第3期

Vol.39 No.3

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长三角典型站点冬季大气 $PM_{2.5}$ 中 OC、EC 污染特征	康晖, 朱彬, 王红磊, 施双双 (961)
南京北郊能见度变化中二次无机盐消光的重要作用	于超, 于兴娜, 赵天良, 张蕾, 马国煦, 王咏薇 (972)
常州夏冬季 $PM_{2.5}$ 中无机组分昼夜变化特征与来源解析	刘佳澍, 顾远, 马帅帅, 苏亚兰, 叶招莲 (980)
天津市春季道路降尘 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 中的元素特征	王士宝, 姬亚芹, 李树立, 张伟, 张蕾 (990)
北京、新乡夏季大气颗粒物中重金属的粒径分布及人体健康风险评价	张鑫, 赵小曼, 孟雪洁, 王小颖, 杨帅, 许晓鹏, 王书亭, 谷超, 王梦蕾, 任浩, 张子洋, 闫广轩, 曹治国, 王跃思 (997)
山西省武乡县城大气 $PM_{2.5}$ 痕量重金属的生态和健康风险分析	郭墨霞, 耿红, 张晋宏, 周欢, 彭妍, 翟帅莹, 李金磊, 陈雨杉 (1004)
隧道中机动车排放颗粒物及无机元素特征	李凤华, 张衍杰, 张静, 袁远, 吴琳, 毛洪钧 (1014)
河南省 2013 年大气氨排放清单建立及分布特征	王琛, 尹沙沙, 于世杰, 卫军华, 谷幸珂, 官密秘, 张瑞芹 (1023)
城市道路行道树池裸地扬尘排放特征	李贝贝, 秦建平, 祁丽荣, 杨涛, 曲松, 石爱军, 黄玉虎 (1031)
DOC 和 CDPF 对柴油公交车颗粒物组分影响	楼狄明, 耿小雨, 宋博, 谭丕强, 胡志远, 刘继跃 (1040)
南水北调中线工程总干渠河南段原水中消毒副产物前体物变化规律	黄飘逸, 徐斌, 郭东良 (1046)
广州市流溪河水体中 6 种内分泌干扰素时空分布特征与环境风险	樊静静, 王赛, 唐金鹏, 戴玉女, 王林, 龙胜兴, 何文祥, 刘帅磊, 王佳希, 杨扬 (1053)
西藏拉萨河流域河水主要离子化学特征及来源	张清华, 孙平安, 何师意, 文化, 刘明隆, 于爽 (1065)
太子河下游河流硝酸盐来源及其迁移转化过程	李艳利, 杨梓睿, 尹希杰, 孙伟 (1076)
海南岛北部海湾沉积物重金属来源、分布主控因素及生态风险评价	曾维特, 杨永鹏, 张东强, 刘兵, 张航飞, 吴多誉, 王晓林 (1085)
天津农田重金属污染特征分析及降雨沥浸影响	许萌萌, 刘爱凤, 师荣光, 蓝靖, 田永, 赵宗山 (1095)
太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析	查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟, 杨周生, 许海, 沈睿杰, 钟春妮 (1102)
春季敏感时期三峡水库典型支流沉积物-水界面氮释放特性	李欣, 宋林旭, 纪道斌, 刘德富, 苏青青, 吕林鹏, 王雄, 黄亚男, 吴庆 (1113)
不同湖泊入湖河流沉积物可转化态氮的空间分布及其影响因素	周睿, 袁旭音, Marip Ja Bawk, 于辉辉, 章琪, 唐豆豆 (1122)
水文气象因素对东南山区水库硅藻异常增殖的影响	孙祥, 朱广伟, 笄文怡, 余茂蕾, 杨文斌, 朱梦圆, 许海, 国超旋, 余丽 (1129)
深水型水库热分层诱导水质及真菌种群结构垂向演替	商潘路, 陈胜男, 黄廷林, 张海涵, 康鹏亮, 王跃, 刘珍芳, 刘彤彤 (1141)
太湖竺山湾春季浮游细菌群落结构及影响因素	薛银刚, 刘菲, 孙萌, 江晓栋, 耿金菊, 滕加泉, 谢文理, 张皓, 陈心一 (1151)
分层型水源水库沉积物需氧量特性	苏露, 黄廷林, 李楠, 张海涵, 文刚, 李扬, 陈家炜, 王晓江 (1159)
污水氮浓度和 NH_4^+ / NO_3^- 比对粉绿狐尾藻去氮能力和植物体氮组分的影响	马永飞, 杨小珍, 赵小虎, 胡承孝, 谭启玲, 孙学成, 吴金水 (1167)
水体氮磷营养负荷对苦草净化能力和光合荧光特性的影响	周裔文, 许晓光, 韩睿明, 周晓红, 冯德友, 李致春, 王国祥 (1180)
化学预氧化耦合生物锰氧化对水中有机物的去除	菅之奥, 常洋洋, 王立新, 梁金松, 柏耀辉 (1188)
铜铁氧体法处理模拟染料废水	韩志勇, 韩昆, 郝昊天, 于建伟, 石宝友, 庄媛, 孔岩 (1195)
草酸根对 α -FeOOH 多相 UV-Fenton 催化能力的增效实验	苗笑增, 戴慧旺, 陈建新, 蒋柏泉, 龚炯 (1202)
生物质基纳米 HZO 杂化材料的研制及其除磷特性	邱慧, 秦智峰, 刘凤玲, 梁晨, 宋明霞, 许正文, 管益东 (1212)
铁锰氧化物/生物炭复合材料对水中硝酸根的吸附特性	郑晓青, 韦安磊, 张一璇, 史良干, 张潇 (1220)
PAAm/HACC 半互穿网络水凝胶的制备及其对水中腐殖酸的吸附性能	刘泽琨, 周少奇, 马福臻 (1233)
二氧化钛对地下水砷的吸附及再生回用	马文静, 阎莉, 张建锋 (1241)
一体式絮体-超滤工艺去除腐殖酸效能与机制	李文江, 于莉芳, 苗瑞, 马百文 (1248)
中国城镇污水处理厂温室气体排放时空分布特征	闫旭, 邱德志, 郭东丽, 齐星昊, 郑仕侃, 程轲, 孙剑辉, 刘建伟 (1256)
硝化耦合 CANON 的铁锰氮生物净化工艺启动与运行	李冬, 曹瑞华, 杨航, 王艳菊, 吕赛赛, 张杰 (1264)
纤维载体的生物膜 CANON 反应器的启动特性	顾澄伟, 陈方敏, 李祥, 黄勇, 尤星怡, 金润, 张文静, 董石语 (1272)
DO/NH_4^+-N 实现短程硝化过程中生物膜特性	赵青, 卞伟, 李军, 王文啸, 孙艺齐, 梁东博, 张舒燕 (1278)
AUSB 中置曝气对 CANON 颗粒污泥工艺的影响	成朔, 李冬, 张杰, 李帅, 曹瑞华, 吕赛赛 (1286)
有机碳源对启动及运行 CANON 颗粒污泥工艺的影响	李冬, 王艳菊, 吕育锋, 曹瑞华, 李帅, 张杰 (1294)
中试一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器的启动与区域特性	周正, 王凡, 林兴, 董石语, 朱强, 李祥, 黄勇 (1301)
硝化液回流比对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷效能的影响	吕亮, 尤雯, 张敏, 吴鹏, 沈耀良 (1309)
磁性纳米铁对厌氧颗粒污泥特性及其微生物群落的影响	宿程远, 郑鹏, 卢宇翔, 袁秋红, 赵力剑, 廖黎明, 黄智 (1316)
好氧颗粒污泥系统中溶解性微生物代谢产物的特征及主要组分	杨丹, 刘东方, 杜丽琼, 黄文力 (1325)
环丙沙星对膜生物反应器中微生物群落及抗性基因的影响	戴琦, 刘锐, 梁玉婷, 舒小铭, 徐灿灿, 陈吕军 (1333)
CEM-UF 组合膜-硝化/反硝化系统处理低 C/N 废水及种群结构分析	邢金良, 张岩, 陈昌明, 张博康, 郭威, 马翔山 (1342)
磷对混养反硝化污泥活性和微生物群落结构的影响	王佩琦, 周伟丽, 何圣兵, 黄荣振 (1350)
甲烷厌氧氧化协同硝酸盐还原菌群驯化及其群落特征	薛松, 张梦竹, 李琳, 刘俊新 (1357)
城市尾水排海过程中微生物及主要致病菌扩散规律	徐爱玲, 牛成洁, 宋志文, 郎秀臻, 郭明月 (1365)
氧四环素的微生物燃料电池处理及微生物群落	严伟富, 肖勇, 王淑华, 丁蕊, 赵峰 (1379)
近 30 年干县耕地土壤碳氮比时空变异特征及其影响因素	江叶枫, 钟珊, 李婕, 王澜珂, 卞荣禧 (1386)
中宁枸杞土壤碳组分分布特征及其空间异质性	王幼奇, 赵云鹏, 白一茹, 张兴 (1396)
滨海滩涂围垦区不同围垦年限土壤酶活性变化及其与理化性质关系	解雪峰, 濮励杰, 王琪琪, 朱明, 王小涵 (1404)
青藏高原中东部表层土壤中多环芳烃的分布特征、来源及生态风险评价	周雯雯, 李军, 胡健, 李兆洲 (1413)
基于 UNMIX 模型的矿区周边农田土壤金属源解析	卢鑫, 胡文友, 黄标, 李元, 祖艳群, 湛方栋, 卞荣禧 (1421)
铁锰双金属材料在不同 pH 条件下对土壤 As 和重金属的稳定化作用	费群, 阎秀兰, 李永华 (1430)
我国 3 个城市人体血清中新型溴代阻燃剂水平趋势及分布特征	王庆华, 袁浩东, 金军, 李鹏, 马玉龙, 王英 (1438)
《环境科学》征订启事 (979) 《环境科学》征稿简则 (996) 信息 (1022, 1064, 1293)	

中试一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器的启动与区域特性

周正^{1,2}, 王凡^{1,2}, 林兴^{1,2}, 董石语^{1,2}, 朱强^{1,2}, 李祥^{1,2*}, 黄勇^{1,2}

(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)

摘要: 通过好氧区接种亚硝化悬浮填料, 厌氧区接种厌氧氨氧化絮状污泥和普通厌氧污泥研究了中试规模下一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器的启动与区域特性. 结果表明, 历时 74 d 成功启动中试一体式 PN-ANAMMOX 反应器, 整体氮去除速率由 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升至 $0.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 可达到快速启动的效果, 接种 ANAMMOX 污泥的比例与活性是实现 PN-ANAMMOX 反应器快速启动的关键因素; 对两区域氮素转化特性分析表明, 好氧区中 AOB 一直处于优势地位, NOB 受到 DO 和基质的双重抑制, 亚硝化效果稳定, NPR_a 由 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升到 $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, NAP_a 随着厌氧区脱氮能力的提升可达 95% 以上; 厌氧区为一体式 PN-ANAMMOX 反应器的关键性区域, NRR_{ana} 由 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升至 $4.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 期间中常温 (温度由 32°C 下降至 27°C) 的变化首先对厌氧区产生影响, NRR_{ana} 下降至 $3.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 降低约 21%, 而对好氧区影响不大; 在长时间运行下, 两区域均可实现大量 ANAMMOX 菌的富集, 此时好氧区也具有一定的脱氮能力, 厌氧区则起强化脱氮的作用.

关键词: 部分亚硝化; 厌氧氨氧化; 中试; 启动; 调控

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)03-1301-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201707191

Start-Up and Regional Characteristics of a Pilot-scale Integrated PN-ANAMMOX Reactor

ZHOU Zheng^{1,2}, WANG Fan^{1,2}, LIN Xing^{1,2}, DONG Shi-yu^{1,2}, ZHU Qiang^{1,2}, LI Xiang^{1,2*}, HUANG Yong^{1,2}

(1. School of Environment 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)

Abstract: The start-up and regional characteristics of a pilot scale integrated PN-ANAMMOX reactor was studied. The results show that inoculated nitrosation suspension filler in the anaerobic zone, ANAMMOX sludge, and common anaerobic sludge in the anaerobic zone can start the reactor quickly. The PN-ANAMMOX reactor was successfully started at 74 days. The removal rate of total nitrogen increased from $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. The analysis of the nitrogen conversion characteristics in two regions showed that the AOB had been in a dominant position in the aerobic zone, and the NOB was inhibited by DO and the matrix, NPR_a increased from $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, and NAP_a could reach 95% with the increase in anaerobic denitrification capacity. The anaerobic zone was a critical region of the integrated PN-ANAMMOX reactor, and NRR_{ana} increased from $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ to $4.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. During the start-up period (temperature decreased from 32°C to 27°C), the changes first affected the anaerobic zone, NRR_{ana} decreased to $3.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ (about 21%), with little effect on the aerobic zone. The two regions can achieve a large ANAMMOX bacteria enrichment, as, during this time, the aerobic zone also has a certain denitrification capacity, while the anaerobic zone featured enhanced denitrification.

Key words: partial nitrification; ANAMMOX; pilot-scale; start-up; process control

传统脱氮技术处理高氨氮废水时, 面临着成本较高, 污泥处置困难等问题, 而厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 技术的发展无疑为解决这一问题提供了一个行之有效的方法. ANAMMOX 作为一种新型的全自养脱氮技术, 无需有机碳源的投加, 污泥产量低, 且可以节约 25% 的曝气量, 极大地降低了处理成本^[1~5]. 而 ANAMMOX 反应是以 NO_2^- -N 为电子受体, 氧化 NH_4^+ -N 为氮气的过程^[6], 所以通常需要设置部分亚硝化 (PN) 组成 PN-ANAMMOX 联合工艺来实现氮素的去除.

目前对于 PN-ANAMMOX 联合工艺, 大体可分为分体式 and 一体式两种, Tokutomi 等^[7] 先将经过预处理的半导体废水实现部分亚硝化后, 再进入 ANAMMOX 反应器 (UASB), 用两个独立反应器内实现两个工艺的联合, 整体氮素去除率可达 0.32

收稿日期: 2017-07-22; 修订日期: 2017-08-23

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0401103); 国家自然科学基金项目 (51478284, 51408387); 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

作者简介: 周正 (1993 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 601927036@qq.com

* 通信作者, E-mail: lixiang@mail.usts.edu.cn

$\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 这种分体式联合方式, 各单元可以独立运行, 条件可控性强, 但需要投加酸碱来维持各个反应器内 pH 的稳定; 一体式工艺是指在一个反应器内实现厌氧氨氧化菌与氨氧化菌(AOB)的共存, 控制反应器内 DO 至微氧状态, 在一个反应器内同步实现亚硝化与厌氧氨氧化, 达到协同脱氮的目的, Zhang 等^[8]同时接种亚硝化和厌氧氨氧化生物膜, 历时 200d 成功启动了一体式 CANON 工艺, 整体氮去除速率可达 $1.04 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 这种联合方式对 DO 有较高的控制要求, 且 ANAMMOX 菌容易受到曝气的影响, 整体的脱氮能力提升较慢. 因此本研究采用了一种新型的一体式反应器形式, 在一个反应器内实现不同功能区的划分, 并通过回流维持各区域酸碱互补, 一定程度上克服前两者的缺点^[9].

对于这种反应器形式, 本实验室小试装置已取得极大的成功, 整体的氮去除速率可以达到 $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 以上^[9, 10], 但纵观所有新技术的发展, 都走过了“小试-中试-实际工程应用”的道路^[11], 中试作为走向实际工程应用中的衔接步骤, 既可以放大小试中未发现的问题, 又可以为实际工程运用提供经验借鉴. 然而目前报道中, 无论是中试或者实际工程应用, 鲜有类似联合形式的 PN-ANAMMOX 反应器的报道, 对于这种一体式中试反应器, 小试中的控制参数是否能同时适用. 因此本文研究了中试规模下一体式 PN-ANAMMOX 反应器的启动及区域特性, 并对启动过程中调控提出了一些建议, 以期为该联合形式反应器的实际工程应用提供参考依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置

反应装置由聚乙烯塑料板制成, 如图 1 所示, 总有效体积 6 000 L, 主要包括好氧区 4 000 L, 厌氧区 600 L 和沉淀区 1 400 L. 其中厌氧区出水通过回流装置回流至好氧区. 进水方式为连续流, 由兰格蠕动泵控制.

1.2 接种污泥

好氧区接种的亚硝化生物膜来源于实验室已挂膜的聚乙烯悬浮填料. 厌氧区接种的厌氧污泥一部分来源于实验室内培养的厌氧氨氧化絮状污泥(30%), 在反应器内 NRR 达 $2.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 普通厌氧絮状污泥(70%)并放入少量立体式生物填料以截留污泥, 平均 MLSS/MLVSS = 0.63.

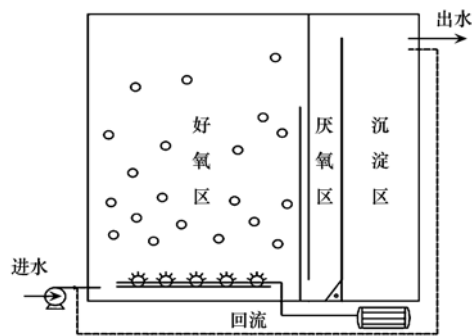


图 1 一体式 PN-ANAMOX 联合工艺流程示意

Fig. 1 Schematic of the integrated partial nitrification-ANAMMOX process

1.3 反应器进水水质

进水为人工模拟废水, 其中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 由 NH_4HCO_3 提供, 以及微量元素浓缩液 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$): 5000 EDTA, 5000 $\text{MnCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 3000 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 50 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 40 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 20 H_3BO_3 , 20 $(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_4$, 10 CuSO_4 , 3 ZnSO_4 , 添加量为 $1 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$. 进水中加入碳酸氢钠调节 pH 并作为缓冲剂.

1.4 计算方法

FA 和 FNA 浓度的计算公式如下^[12]:

$$\text{FA} = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+ \text{-N}] \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334/(273 + T)] + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

$$\text{FNA} = \frac{47}{14} \times \frac{[\text{NO}_2^- \text{-N}]}{\exp[2300/(273 + T)] \times 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

联合工艺具有回流特征, 其所涉及到的亚硝化菌和厌氧氨氧化菌的氮素转化效能计算公式如下^[9]:

$$\Delta \text{N} = \text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{inf}} - (\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{eff}} + \text{NO}_2^- \text{-N}_{\text{eff}} + \text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{eff}}) \quad (3)$$

$$\text{NPR}_a = (\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{inf}} - \text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{eff}} - \Delta \text{N}/2.3 - \text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{eff}} + 0.26\Delta \text{N}/2.3)/\text{HRT}_a \quad (4)$$

$$\text{NAP}_a = (\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{inf}} - \text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{eff}} - \Delta \text{N}/2.3 - \text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{eff}} + 0.26\Delta \text{N}/2.3)/(\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{inf}} - \text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{eff}} - \Delta \text{N}/2.3) \times 100\% \quad (5)$$

$$\text{NRR}_{\text{ana}} = \Delta \text{N}/\text{HRT}_{\text{ana}} \quad (6)$$

$$\text{NRR}_T = \Delta \text{N}/\text{HRT}_T \quad (7)$$

式中, ΔN 表示进出水总氮的差值, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{inf}}$ 表示进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{eff}}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}_{\text{eff}}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{eff}}$ 表示出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; HRT_a 、 HRT_{ana} 和 HRT_T 表示好氧区、厌氧区和联合工艺总的 HRT, d; NPR_a 表

示好氧区 NO_2^- -N 生成速率, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; NRR_{ana} 和 NRR_T 表示厌氧区 ANAMMOX 脱氮速率和联合工艺整体的脱氮效能, $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$.

1.5 分析项目与方法

NH_4^+ -N 采用纳氏分光光度法 (哈希 2800, 美国); NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 采用离子色谱法 (戴安 IS-9001, 美国); pH 和温度采用 WTW 在线监测仪 (德国); MLSS 和 MLVSS: 重量法.

2 结果与讨论

2.1 一体式 PN-ANAMMOX 反应器的启动

同时将亚硝化悬浮填料和厌氧污泥分别接种入反应器的好氧和厌氧区, 控制好氧区 $\text{DO} < 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 温度 32°C 左右, 厌氧区出水 pH 8.0 左右, 采用提高进水氨氮浓度和缩短 HRT 的方式提高反应器整体的总氮负荷 (图 2). 启动初期, 将进水 NH_4^+ -N 浓度控制到 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, HRT_T 为 3.79 d, 此时出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度分别为 14.6、82、9.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明好氧区 AOB 依旧处于活性较强的状态; 此后 16 d, 低 NH_4^+ -N 浓度对 AOB 的刺激不再明显, 以及对曝气的控制, 出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 浓度分别为 44.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、35.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 基本满足 ANAMMOX 反应的基质配比 (NH_4^+ -N/ NO_2^- -N = 1/1.3) 需求, 此时出水出现了明显氮损失, 表明厌氧区开始产生 ANAMMOX 反应脱氮; 考虑到联合初期, ANAMMOX 菌活性较低, 在第 17 d, 适当地延长 HRT_T 至 3.97 d, 以稳定厌氧区反应的体系, 此后 11 d, 出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 浓度

逐步下降至 15.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、12.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NO_3^- -N 浓度上升至 14.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NRR 为 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 这表明厌氧区 ANAMMOX 反应开始明显, ANAMMOX 菌的活性逐渐增强. 于是分别在第 29、45 和 54 d 缩短 HRT_T 和提高进水 NH_4^+ -N 浓度, 期间由于进水 NH_4^+ -N 浓度的波动, 有过几次 HRT_T 的微调; 在第 60 d, 进水 NH_4^+ -N 浓度达到 400 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, HRT_T 缩短至 1.2 d, 出水 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度分别为 39.9、18.6、35.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NRR_T 为 $0.27 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 此时反应器的脱氮速率呈快速上升趋势, 这表明经过前期反应体系稳定, ANAMMOX 菌活性正在快速上升; 在第 74 d, 进水 NH_4^+ -N 浓度提高到 450 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, HRT_T 缩短至 0.86 d, 反应器整体的 NRR_T 达到 $0.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 表明一体式 PN-ANAMMOX 反应器启动成功.

反应器中 ANAMMOX 菌的活性决定着反应器的脱氮能力, 小试中直接接种成熟的 ANAMMOX 污泥, 来实现反应器的快速启动, 而在中试中, 直接接种大量的成熟污泥, 成本投入较高. 唐崇俭等^[13]在常温下, 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, 成功启动中试 (2.5 m^3) ANAMMOX 反应器, NRR 达到 $1.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; Wang 等^[14]在 PN 阶段以污水厂普通活性污泥启动部分亚硝化, 在后置 ANAMMOX 反应器内接种实验室低温保藏的 ANAMMOX 颗粒污泥, 经历 160 d 实现了中试 (7.2 m^3) PN-ANAMMOX 的联合, ANAMMOX 区

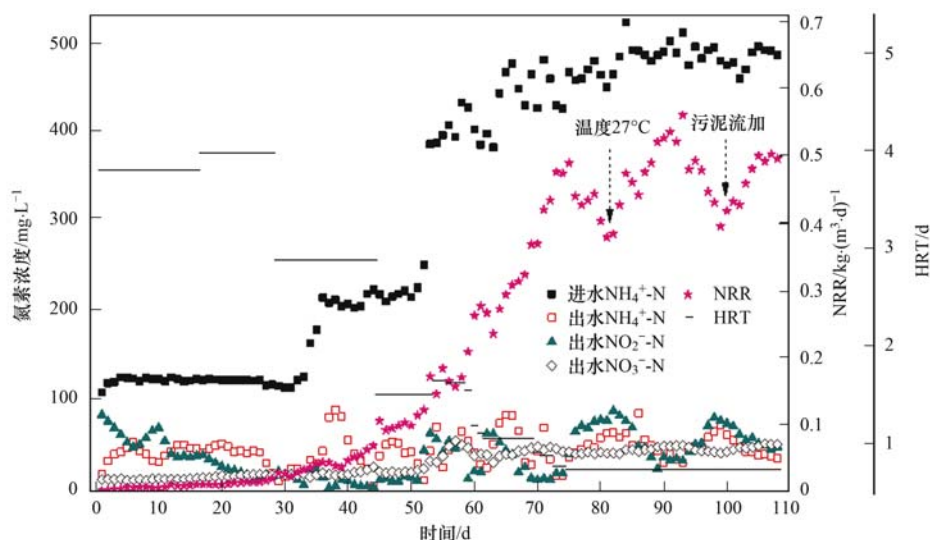


图 2 一体式 PN-ANAMMOX 启动及运行过程中出水氮素浓度的变化和 NRR

Fig. 2 Variation of nitrogen concentration and NRR during the start-up and operation of the integrated PN-ANAMMOX reactor

NRR 达到 $1.20 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 在本研究中, 以 ANAMMOX 絮状污泥, 普通厌氧絮状污泥为接种污泥, 历时 74 d 成功启动了 PN-ANAMMOX 一体化反应器, 整体 NRR_T 可达 $0.49 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 厌氧区 NRR_{ana} 可达 $4.9 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 启动速度以及厌氧区脱氮能力均高于前两者, 分析原因与接种污泥、进水水质和运行条件有关, 唐崇俭等^[13]是在常温 ($5 \sim 27^\circ\text{C}$) 下进行的, 低于 ANAMMOX 的最适温度 (32°C) 且 ANAMMOX 菌的投加比例很低, 而 Wang 等^[14]则以经过化学沉淀后的污泥消化液作为实际进水, 含有一定的浓度的有机物及其他物质。

值得注意的是, ANAMMOX 启动前期, 脱氮现象均不明显且持续较长时间, 唐崇俭等^[13]在 255 d 的启动过程中前 200 d 都未发生明显的 ANAMMOX 反应, 后 55 d 通过投加少量 (2%) 的 ANAMMOX 污泥, 显著引发了反应器的 ANAMMOX 功能; Wang 等^[14]在启动的前 80 d 厌氧区 NRR 都低于 $0.2 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 后 40 d 快速上升至 $1.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右的脱氮水平; 而本研究中直接添加了 30% 的高活性 ANAMMOX 絮状污泥, 前 50 d 整体的 NRR_T 低于 $0.1 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 后 24 d 快速上升至 $0.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 前期时间被大大缩短, 这说明低活性的 ANAMMOX 菌需要较长时间恢复培养才能显示出高脱氮性能, 这一时间可以通过添加部分高活性的 ANAMMOX 菌来缩短, 后期研究中可以考虑将高活性的 ANAMMOX 污泥分段投加, 来引发反应器内的 ANAMMOX 反应, 进一步缩短

前期的启动时间。

2.2 一体式 PN-ANAMMOX 反应器的区域特性

2.2.1 好氧区氮素转化特性

整个反应器启动及运行过程中, PN 阶段的 NLR_a 和 NPR_a 都经过一个稳定到快速上升再到稳定的过程[图 3(a)], 反应器启动初期, 进水 NLR_a 控制在 $0.05 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, NPR_a 在 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, NAR_a 在 90% 左右波动, 基本满足 ANAMMOX 菌所需的基质配比, 且 NOB 受到较好的抑制, 此过程中 FA 一直处于 $4.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下的低浓度水平[图 3(b)]; 随后由于厌氧区脱氮能力的提升, 分别在第 29 d 和 37 d 通过缩短 HRT 和提高进水浓度的方式提高进水 NLR_a , 由于进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的提高, FA 经过一个短暂的上升 ($8.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 此后, 经过多次的进水负荷的提升, FA 有过几次升高, 但大部分处于 $2 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的浓度水平, 这一过程中, 好氧区的 NAR_a 基本维持在 95% 以上, 说明长时间运行下, 随着能力的提升, NOB 始终处于抑制状态且抑制程度较高; 至第 74 d, 进水 NLR_a 提高到 $0.84 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, NPR_a 在 $0.55 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 在 74 ~ 108 d 进水 NLR_a 维持在 $1.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, NPR_a 在 $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右上下波动, 并未由于温度的下降而出现较大程度的下降, 整个反应器运行过程中, 由于厌氧区对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的消耗, 没有高浓度 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累且 pH 控制在 8.0 左右, 故反应器内 FNA 基本处于 $0.002 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度以下。

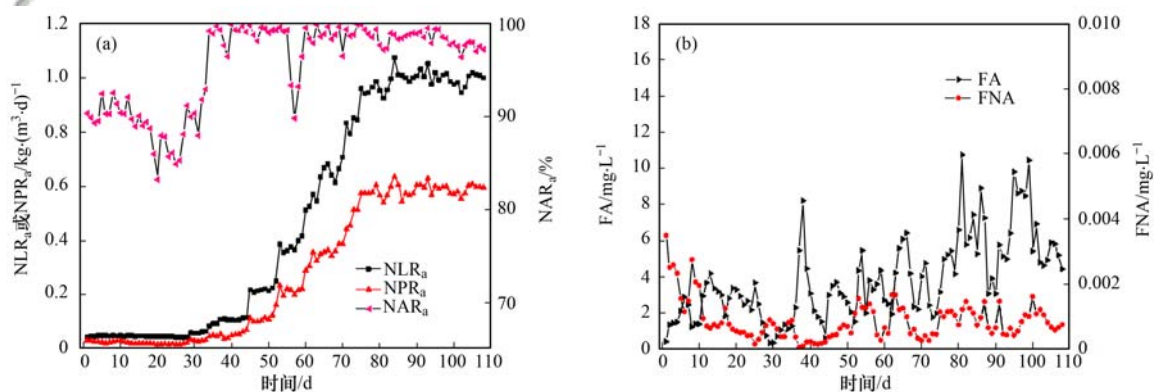


图 3 一体式 PN-ANAMMOX 启动及运行过程中好氧区氮素转化特性

Fig. 3 Characteristics of nitrogen conversion in the aerobic zone during start-up and operation in the integrated PN-ANAMMOX reactor

好氧区的运行重要的是要抑制 NOB, 保持 AOB 的优势地位. FA、FNA、DO 浓度是影响 AOB 和 NOB 活性的重要因素, 大量研究表明, FA、FNA 对 AOB 的抑制阈值高于 NOB, AOB 对 DO 的亲合力大于 NOB^[15], 可以通过对 FA、FNA、DO 的控

制, 可以实现 AOB 的定向选择. 目前国内外 FA、FNA 对 AOB 和 NOB 的影响报道较多, 一般认为 FA 对 NOB 的抑制阈值在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 且 NOB 较易受 FA 冲击负荷的影响^[16, 17]; FNA 对 NOB 的抑制阈值 $0.025 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 而此浓度下 AOB 的

活性基本不受影响^[18, 19], 在本研究中, 反应器内 FA 基本处于 $2 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的浓度水平, FNA 更是一直处于 $0.004 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度以下, 低于多数报道中 FA, FNA 对 NOB 的抑制阈值, 故在整个研究中好氧区只存在单因子 DO 作为 NOB 的抑制因素, 而目前有报道表明, 低 DO 是实现亚硝化的决定性因素, 且降低 FA 浓度不会破坏亚硝化系统稳定性^[20], 但也有研究指出长时间下依靠单因子控制很难实现稳定的亚硝化^[21]. 在本研究中, 好氧区在 108d 长时间运行下, NAP 基本处于 90% 以上并且启动中后期随着厌氧区脱氮能力的提升, NAP 更是上升到 95% 以上, 分析其原因在于厌氧区 ANAMMOX 菌活性逐渐增强, 在与 NOB 竞争基质 NO_2^- -N 时处于优势地位, 并且由于回流的存在, 加快了反应器内循环, 好氧区产生的 NO_2^- -N 会立刻转移到厌氧区被 ANAMMOX 菌消耗, 从而使得 NOB 一直处于基质抑制状态, 这说明本反应器通过区域的划分以及回流的设置可以使得好氧区实现长时间下稳定的亚硝化.

2.2.2 厌氧区氮素转化特性

与好氧区不同, 厌氧区的 NLR_{ana} 经过一个稳定到快速上升再到稳定的过程, 而 NRR_{ana} 在后期出现较大幅度的波动(图4). 启动初期(1~44 d), 进水 NLR_{ana} 由 $0.31 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 提高到 $0.75 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, NRR_{ana} 由 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 缓慢提升至 $0.69 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右; 随后, 由于厌氧区 ANAMMOX 菌的活性逐渐显现, NLR_{ana} 和 NRR_{ana} 进入快速提高阶段, 至第 74 d, NLR_{ana} 提高到 $5.6 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, NRR_{ana} 达到 $4.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 后期

运行时(75~108 d), 控制进水 NLR_{ana} 在 $6.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 期间第 81 d, 由于温度下降至 27°C , 厌氧区 NRR_{ana} 快速下降至 $3.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 反应器整体的 NRR_{T} 也随之下降至 $0.38 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$; 此后, 维持进水 NLR_{ana} 不变, 但由于厌氧区 ANAMMOX 菌活性变强, 产气量过高, 污泥上浮流失, NRR_{ana} 受到影响而下降至 $4.0 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 故在第 99 d, 将出水污泥沉淀后回流至厌氧区, 此后 9 d, 厌氧区 NRR_{ana} 又逐渐恢复至原有水平.

目前很多研究表明, AOB 对温度的要求较宽, 对中低温适应性较好, 在 $15 \sim 35^\circ\text{C}$ 都可以显示出较好的活性, 但在中高温($30 \sim 35^\circ\text{C}$)条件下维持亚硝化效果较好^[22]. 尚会来等^[23]在 28°C 左右成功启动了亚硝化, 逐渐降低温度, 亚硝化仍能很好维持, 期间还经历了 10°C 的低温; 而 ANAMMOX 菌对温度的变化较为敏感, 在 $32^\circ\text{C} \sim 35^\circ\text{C}$ 左右才能体现出其高脱氮能力^[24]. 付昆明等^[25]的研究发现当温度从 35°C 骤降至 21°C 时, ANAMMOX 活性降低 59.24%, 而 AOB 活性降低仅 8.01%; 当温度从 35°C 骤降至 15°C 时, ANAMMOX 活性大量下降了 82.99%, 而 AOB 活性降低 25.62%. 本研究中, 温度从 32°C 下降至 27°C , 厌氧区 NRR_{ana} 由 $4.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 下降至 $3.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 降低约 21%, 而此过程中好氧区的 NPR_{a} 一直在 $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 附近波动, 并没有受到明显的影响, 这说明在一体式 PN-ANAMMOX 反应器中, 中常温的变化, 首先导致的厌氧区 NRR_{ana} 的下降, 从而引起反应器整体 NRR_{T} 下降, 对好氧区的影响有限.

由于 ANAMMOX 菌对温度的要求较高, 对大部分废水需要通过加热来保持合适的温度, 崔剑虹等^[26]认为与传统生物脱氮工艺相比, PN-ANAMMOX 联合工艺在脱氮速率上没有明显优势, 其在曝气方面节省的能耗低于加热所需的能耗, 而最突出的优势在于不需要外加碳源. 近年来许多研究表明, 中常温下 ANAMMOX 菌也可以实现自养脱氮, 但脱氮速率远低于中高温下 ANAMMOX 菌的脱氮速率, Lauren 等^[27]通过梯度降温的方式, 在 15°C 下实现了 PN-ANAMMOX 的稳定运行, 氮去除速率维持在 $0.03 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, 因此 PN-ANAMMOX 在中常温下处理许多低氨氮废水也具有广阔的应用前景, 而在处理无机高氨氮废水时, 可以通过适当地降低温度, 既保持一部分高效的脱

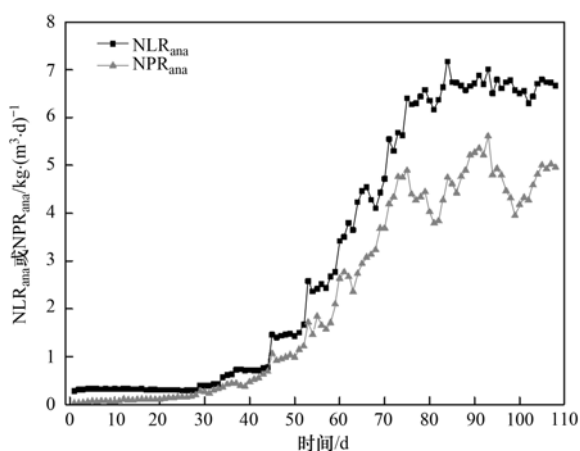


图4 一体式 PN-ANAMMOX 启动及运行过程中厌氧区的 NLR_{ana} 和 NRR_{ana}

Fig. 4 NLR_{ana} and NRR_{ana} in the anaerobic zone during start-up and operation in integrated PN-ANAMMOX reactor

氮效能,又能节约加热废水所需能耗,实现更高的经济效益。

厌氧区的 NRR_{ana} 体现出了与整体 NRR_T 相同的变化趋势,无论是温度变化还是运行后期的污泥流失都导致了厌氧区脱氮效能的下降,进而影响到整个反应器运行,这表明厌氧区是整个反应器的关键性区域,只有维持厌氧区的高脱氮效能才能保持反应器的稳定运行。

2.3 启动前后各区域污泥性状的变化

联合工艺启动前后,各区域生物填料上污泥性

状发生了较大的变化,如图 5 所示,未挂膜的生物悬浮填料整体呈白色,表面光滑[图 5(a)]。而挂膜后的悬浮填料则略有浅黄[图 5(b)],说明有一部分 AOB 富集在填料上,但是从填料孔隙中可以看出这部分 AOB 并不多。此后,厌氧区接种污泥,PN-ANAMMOX 启动后,好氧区和厌氧区的填料均逐渐变红,好氧区填料孔隙中可以观察到明显的红色污泥,厌氧区的立体填料上红色污泥还具有一定的颗粒状[图 5(c)和 5(d)],这说明两个区域上均有大量 ANAMMOX 菌的富集。

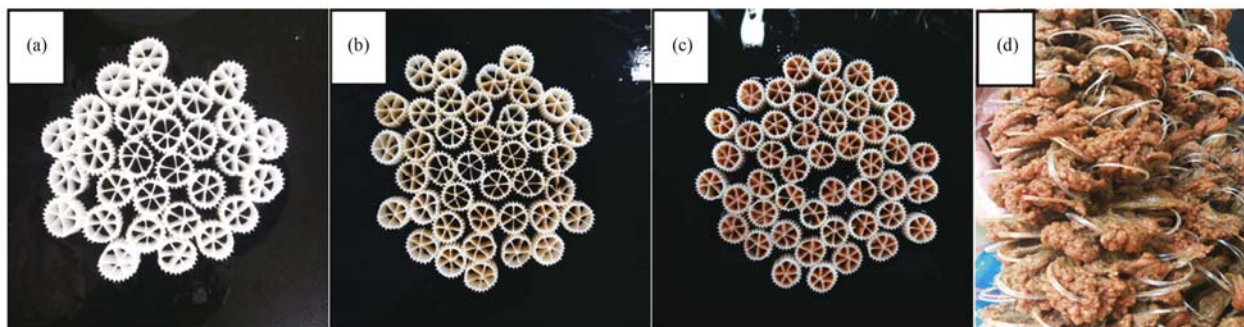


图 5 一体式 PN-ANAMMOX 启动过程中各区域污泥性状的变化

Fig. 5 Variation of sludge traits during start-up in the integrated PN-ANAMMOX reactor

在一体式 PN-ANAMMOX 反应器中,由于回流的存在,厌氧区的 ANAMMOX 菌随着回流留至部分好氧区,好氧区也实现了 ANAMMOX 菌的富集,这说明好氧区也具有 ANAMMOX 菌生长所适应的环境。目前有研究表明,ANAMMOX 菌可以在无氧条件下获得最大的氮去除速率,但是在 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的溶解氧条件下,其脱氮功能依旧活跃^[28],这时的好氧区并不是严格意义上的好氧区,而是在处于一个微氧的状态($\text{DO} < 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),此 DO 浓度下,即能抑制 NOB 保持 AOB 的活性,又不会对 ANAMMOX 菌产生过大影响。这与 CANON 工艺的运行模式类似,在一个反应器内实现 AOB 与 ANAMMOX 菌的共存起协同脱氮的作用,此时好氧区也具有一定的脱氮能力,而厌氧区则成为了强化脱氮的区域。Liang 等^[29]成功采用中试 CANON 反应器处理半导体废水,采用填料为海绵状填料,在运行后期可以明显看出填料上 ANAMMOX 菌的富集,并具有明显的颗粒状。本研究中,好氧区的 ANAMMOX 污泥并没有呈现颗粒状,而是附着在孔隙表面,而厌氧区的立体填料表面的 ANAMMOX 污泥具有颗粒形态,这可能与填料的种类有关,本研究好氧区采用的是聚乙烯疏水性悬浮填料,而 Liang 等采用的是亲水性海绵状悬浮填料。

2.4 一体式 PN-ANAMMOX 启动及调控策略

联合工艺不仅要保持厌氧区的高效脱氮效能,还要实现好氧区 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的匹配,而由于 ANAMMOX 菌的基质抑制特性^[30],高浓度的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 都会对其造成抑制,在启动前期应采用低 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的进水,同时观察出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度实时调控曝气量。启动中后期,随着厌氧区 ANAMMOX 菌活性增强脱氮能力的提升,提高进水浓度或缩短 HRT 增加反应器的容积负荷时都应适度加大曝气量。对于好氧区的运行模式,主要有 3 种,第一种是以亚硝化颗粒污泥作为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化的载体,而亚硝化颗粒污泥的形成需要沉降时间、表面剪切力等因素的控制^[31],实际应用中较难实现;第二种采用亚硝化絮状污泥,对于具有回流的一体式 PN-ANAMMOX 反应器,高回流量会使好氧区絮状污泥向厌氧区转移,使得反应器运行失稳;第三种是以填料的方式,使 AOB 在填料上富集,这种方式较易实现又不会发生亚硝化区活性污泥的流动,一定程度上克服了前两种方式的不足。本研究中,好氧区选用聚乙烯生物悬浮填料,原因在于此种悬浮填料在好氧区随着曝气对反应器内水流的扰动可以实现一个很好的流态,使得反应基质充分接触,与弹性立体式生物填料相比,此种填

料虽然生物亲附性较差,需要较长的挂膜时间,但是在长时间运行下,不会产生生物膜变厚填料内部 DO 传质变差而导致 NO_2^- -N 不足的问题,便于反应器的维护。ANAMMOX 菌为整个反应器的核心菌群,维持 ANAMMOX 菌的生物量才能保持高脱氮速率,虽然反应器已设置沉淀区,但在后期高负荷运行条件下依旧出现了污泥流失,建议实际应用中可以外置沉淀区,并设置污泥回流以保持厌氧区生物量,同时好氧区的悬浮填料可使用亲水性悬浮填料,加快 AOB 和 ANAMMOX 菌在填料上的富集,可进一步缩短启动时间,获得较高的脱氮速率。

3 结论

(1) 同时在好氧区接种亚硝化悬浮填料,厌氧区接种厌氧氨氧化絮状污泥和普通厌氧污泥,历时 74 d 成功启动了中试一体式 PN-ANAMMOX 反应器,整体的总氮去除速率由 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升至 $0.48 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右,接种 ANAMMOX 污泥的比例与活性是实现 PN-ANAMMOX 反应器快速启动的关键因素。

(2) 一体式 PN-ANAMMOX 反应器可以使好氧区 NOB 处于 DO 和基质抑制状态,AOB 一直处于优势地位,单控制 $\text{DO} < 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 也可以实现长时间下稳定的亚硝化, NPR_a 由 $0.22 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升到 $0.58 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右, NAP_a 随着厌氧区脱氮能力的提升可达 95% 以上。

(3) 厌氧区为一体式 PN-ANAMMOX 反应器的关键性区域,为 ANAMMOX 菌提供了较为适宜的生长环境, NRR_{ana} 由 $0.02 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 上升至 $4.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右,期间中常温 ($32 \sim 27^\circ\text{C}$) 的变化首先对厌氧区产生影响, NRR_{ana} 下降至 $3.7 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 左右,降低约 21%,而对好氧区影响不大。

参考文献:

- [1] Kuenen J G. Anammox bacteria: from discovery to application [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, **6**(4): 320-326.
- [2] Zhang L, Yang J C, Furukawa K. Stable and high-rate nitrogen removal from reject water by partial nitrification and subsequent anammox [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2010, **110**(4): 441-448.
- [3] Claros J, Serralta J, Seco A, *et al.* Real-time control strategy for nitrogen removal via nitrite in a SHARON reactor using pH and ORP sensors [J]. *Process Biochemistry*, 2012, **47**(10): 1510-1515.
- [4] 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.
- [5] Wang Z, Peng Y Z, Miao L, *et al.* Continuous-flow combined process of nitrification and ANAMMOX for treatment of landfill leachate [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **214**: 514-519.
- [6] Mulder A, Van De Graaf A A, Robertson L A, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, **16**(3): 177-183.
- [7] Tokutomi T, Yamauchi H, Nishimura S, *et al.* Application of the nitrification and anammox process into inorganic nitrogenous wastewater from semiconductor factory [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2011, **137**(2): 146-154.
- [8] Zhang C S, Zhang S Q, Zhang L Q, *et al.* Effects of constant pH and unsteady pH at different free ammonia concentrations on shortcut nitrification for landfill leachate treatment [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, **99**(8): 3707-3713.
- [9] Li X, Huang Y, Yuan Y, *et al.* Startup and operating characteristics of an external air-lift reflux partial nitrification-ANAMMOX integrative reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **238**: 657-665.
- [10] 袁硯, 朱亮. 中温变化对 PN-ANAMMOX 联合工艺脱氮效果的影响 [J]. *环境科学*, 2016, **37**(11): 4289-4295.
- [11] 唐崇俭, 郑平, 张蕾. 厌氧氨氧化反应器的接种污泥和启动策略 [J]. *中国给水排水*, 2008, **24**(14): 15-20.
- [12] Tang C J, Zheng P, Zhang L. Seeding sludge and start-up strategy for Anammox bioreactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2008, **24**(14): 15-20.
- [13] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1976, **48**(5): 835-852.
- [14] 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.
- [15] 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.
- [16] Wang G, Xu X C, Zhou L, *et al.* A pilot-scale study on the start-up of partial nitrification-anammox process for anaerobic sludge digester liquor treatment. [J]. *Bioresource Technology*, 2017, **241**: 181-189.
- [17] Schramm A, De Beer D, Gieseke A, *et al.* Microenvironments and distribution of nitrifying bacteria in a membrane-bound biofilm [J]. *Environmental Microbiology*, 2000, **2**(6): 680-686.
- [18] Cho S, Fujii N, Lee T, *et al.* Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor. [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(2): 652-659.
- [19] 季民, 刘灵婕, 翟洪艳, 等. 高浓度游离氨冲击负荷对生物硝化的影响机制 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(1): 260-268.
- [20] Ji M, Liu L J, Zhai H Y, *et al.* Mechanism for effects of high free ammonia loadings on biological nitrification [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(1): 260-268.

- [18] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, *et al.* The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *nitrobacter* culture [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(14): 4442-4448.
- [19] Zhou Y, Oehmen A, Lim M, *et al.* The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 2011, **45**(15): 4672-4682.
- [20] 李冬, 陶晓晓, 李占, 等. SBR 亚硝化快速启动过程中影响因素研究 [J]. *环境科学*, 2011, **32**(8): 2317-2322.
Li D, Tao X X, Li Z, *et al.* Factors of the rapid startup for nitrification in sequencing batch reactor [J]. *Environmental Science*, 2011, **32**(8): 2317-2322.
- [21] 王博. 高氨氮废水亚硝化控制策略及运行特性 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2016.
Wang B. Control strategy and operation performance on partial nitrification of high ammonia nitrogen wastewater [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2016.
- [22] Galí 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.
- [23] 尚会来, 彭永臻, 张静蓉, 等. 温度对短程硝化反硝化的影响 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(3): 516-520.
Shang H L, Peng Y Z, Zhang J R, *et al.* The effect of temperature on short-cut nitrification and denitrification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, **29**(3): 516-520.
- [24] Tomaszewski M, Cema G, Ziemińska-Buczyńska A. Influence of temperature and pH on the anammox process: a review and meta-analysis [J]. *Chemosphere*, 2017, **182**: 203-214.
- [25] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. CANON 反应器运行稳定性及温度冲击的影响 [J]. *环境科学*, 2012, **33**(10): 3507-3512.
- Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Performance stability of CANON reactor and temperature impact [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(10): 3507-3512.
- [26] 崔剑虹, 李祥, 黄勇. 部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺联合形式、应用及脱氮效能评析 [J]. *化工进展*, 2015, **34**(8): 3142-3146.
Cui J H, Li X, Huang Y. Evaluation of combination, application and nitrogen removal efficiency of partial nitrification-anammox process [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2015, **34**(8): 3142-3146.
- [27] Laurenzi M, Falås P, Robin O, *et al.* Mainstream partial nitrification and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures [J]. *Water Research*, 2016, **101**: 628-639.
- [28] Yin Z X, Santos C E D D, Vilaplana J G, *et al.* Importance of the combined effects of dissolved oxygen and pH on optimization of nitrogen removal in anammox-enriched granular sludge [J]. *Process Biochemistry*, 2016, **51**(9): 1274-1282.
- [29] Liang Y C, Daverey A, Huang Y T, *et al.* Treatment of semiconductor wastewater using single-stage partial nitrification and anammox in a pilot-scale reactor [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2016, **63**: 236-242.
- [30] 阳广凤, 金仁村, 余好, 等. 厌氧氨氧化工艺的抑制现象 [J]. *应用与环境生物学报*, 2012, **18**(3): 502-510.
Yang G F, Jin R C, Yu Y, *et al.* Inhibition phenomenon of Anammox process [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2012, **18**(3): 502-510.
- [31] Qin L, Tay J H, Liu Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. *Process Biochemistry*, 2004, **39**(5): 579-584.

CONTENTS

Characterization and Variation of Organic Carbon (OC) and Elemental Carbon (EC) in PM _{2.5} During the Winter in the Yangtze River Delta Region, China	KANG Hui, ZHU Bin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (961)
Important Effect of Secondary Inorganic Salt Extinction on Visibility Impairment in the Northern Suburb of Nanjing	YU Chao, YU Xing-na, ZHAO Tian-liang, <i>et al.</i> (972)
Day-Night Differences and Source Apportionment of Inorganic Components of PM _{2.5} During Summer-Winter in Changzhou City	LIU Jia-shu, GU Yuan, MA Shuai-shuai, <i>et al.</i> (980)
Characteristics of Elements in PM _{2.5} and PM ₁₀ in Road Dust Fall During Spring in Tianjin	WANG Shi-bao, JI Ya-qin, LI Shu-li, <i>et al.</i> (990)
Particle Size Distribution and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Particles from Beijing and Xinxiang During Summer	ZHANG Xin, ZHAO Xiao-man, MENG Xue-jie, <i>et al.</i> (997)
Ecological and Health Risks of Trace Heavy Metals in Atmospheric PM _{2.5} Collected in Wuxiang Town, Shanxi Province	GUO Zhao-xia, GENG Hong, ZHANG Jin-hong, <i>et al.</i> (1004)
Characteristics of Particulate and Inorganic Elements of Motor Vehicles Based on a Tunnel Environment	LI Feng-hua, ZHANG Yan-jie, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (1014)
A 2013-based Atmospheric Ammonia Emission Inventory and Its Characteristic of Spatial Distribution in Henan Province	WANG Chen, YIN Sha-sha, YU Shi-jie, <i>et al.</i> (1023)
Emission Characteristics of Wind Erosion Dust from Topsoil of Urban Roadside-Tree Pool	LI Bei-bei, QIN Jian-ping, QI Li-rong, <i>et al.</i> (1031)
Particulate Component Emission Characteristic from a Diesel Bus with DOC and CDPF	LOU Di-ming, GENG Xiao-yu, SONG Bo, <i>et al.</i> (1040)
Water Quality in the Henan Intake Area of the South-to-North Water Diversion Project	HUANG Piao-yi, XU Bin, GUO Dong-liang (1046)
Spatio-Temporal Patterns and Environmental Risk of Endocrine Disrupting Chemicals in the Liuxi River	FAN Jing-jing, WANG Sai, TANG Jin-peng, <i>et al.</i> (1053)
Fate and Origin of Major Ions in River Water in the Lhasa River Basin, Tibet	ZHANG Qing-hua, SUN Ping-an, HE Shi-yi, <i>et al.</i> (1065)
Identification of Nitrate Sources and the Fate of Nitrate in Downstream Areas: A Case Study in the Taizi River Basin	LI Yan-li, YANG Zi-rui, YIN Xi-jie, <i>et al.</i> (1076)
Sources, Distribution of Main Controlling Factors, and Potential Ecological Risk Assessment for Heavy Metals in the Surface Sediment of Hainan Island North Bay, South China	ZENG Wei-te, YANG Yong-peng, ZHANG Dong-qiang, <i>et al.</i> (1085)
Characteristics of Heavy Metals Pollution of Farmland and the Leaching Effect of Rainfall in Tianjin	XU Meng-meng, LIU Ai-feng, SHI Rong-guang, <i>et al.</i> (1095)
Seasonal Difference in Water Quality Between Lake and Inflow/Outflow Rivers of Lake Taihu, China	ZHA Hui-ming, ZHU Meng-yuan, ZHU Guang-wei, <i>et al.</i> (1102)
Characteristics of Nitrogen Release at the Sediment-Water Interface in the Typical Tributaries of the Three Gorges Reservoir During the Sensitive Period in Spring	LI Xin, SONG Lin-xu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (1113)
Spatial Distributions of Transferable Nitrogen Forms and Influencing Factors in Sediments from Inflow Rivers in Different Lake Basins	ZHOU Rui, YUAN Xu-yin, Marip Ja Bawk, <i>et al.</i> (1122)
Effects of Hydrological and Meteorological Conditions on Diatom Proliferation in Reservoirs	SUN Xiang, ZHU Guang-wei, DA Wen-yi, <i>et al.</i> (1129)
Vertical Distribution of Fungal Community Composition and Water Quality During the Deep Reservoir Thermal Stratification	SHANG Pan-lu, CHEN Sheng-nan, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (1141)
Community Structure and Influencing Factors of Bacterioplankton in Spring in Zhushan Bay, Lake Taihu	XUE Yin-gang, LIU Fei, SUN Meng, <i>et al.</i> (1151)
Characteristics of Sediment Oxygen Demand in a Drinking Water Reservoir	SU Lu, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i> (1159)
Effects of Wastewater Nitrogen Concentrations and NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻ on Nitrogen Removal Ability and the Nitrogen Component of <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verde	MA Yong-fei, YANG Xiao-zhen, ZHAO Xiao-hu, <i>et al.</i> (1167)
Effect of Nutrient Loadings on the Regulation of Water Nitrogen and Phosphorus by <i>Vallisneria natans</i> and Its Photosynthetic Fluorescence Characteristics	ZHOU Yi-wen, XU Xiao-guang, HAN Rui-ming, <i>et al.</i> (1180)
Removal of Organic Matter from Water by Chemical Preoxidation Coupled with Biogenic Manganese Oxidation	JIAN Zhi-yu, CHANG Yang-yang, WANG Li-xin, <i>et al.</i> (1188)
Treating Simulated Dye Wastewater by an <i>In Situ</i> Copper Ferrite Process	HAN Zhi-yong, HAN Kun, HAO Hao-tian, <i>et al.</i> (1195)
Experiment to Enhance Catalytic Activity of α -FeOOH in Heterogeneous UV-Fenton System by Addition of Oxalate	MIAO Xiao-zeng, DAI Hui-wang, CHEN Jian-xin, <i>et al.</i> (1202)
Fabrication of a Biomass-Based Hydrous Zirconium Oxide Nanocomposite for Advanced Phosphate Removal	QIU Hui, QIN Zhi-feng, LIU Feng-ling, <i>et al.</i> (1212)
Characteristic of Nitrate Adsorption in Aqueous Solution by Iron and Manganese Oxide/Biochar Composites	ZHENG Xiao-qing, WEI An-lei, ZHANG Yi-xuan, <i>et al.</i> (1220)
Preparation of PAAm/HACC Semi-Interpenetrate Network Hydrogel and Its Adsorption Properties for Humic Acid from Aqueous Solution	LIU Ze-jun, ZHOU Shao-qi, MA Fu-zhen (1233)
Groundwater Arsenic and Silicate Adsorption on TiO ₂ and the Regeneration of TiO ₂	MA Wen-jing, YAN Li, ZHANG Jian-feng (1241)
Removal Efficiency and Mechanism of Removal by Humic Acid of the Integrated Flocc-ultrafiltration Process	LI Wen-jiang, YU Li-fang, MIAO Rui, <i>et al.</i> (1248)
Emission Inventory of Greenhouse Gas from Urban Wastewater Treatment Plants and Its Temporal and Spatial Distribution in China	YAN Xu, QIU De-zhi, GUO Dong-li, <i>et al.</i> (1256)
Start-up and Operation of Biofilter Coupled Nitrification and CANON for the Removal of Iron, Manganese and Ammonia Nitrogen	LI Dong, CAO Rui-hua, YANG Hang, <i>et al.</i> (1264)
Analysis of CANON Process Start-up with Fiber Carrier	GU Cheng-wei, CHEN Fang-min, LI Xiang, <i>et al.</i> (1272)
Characteristics of Biofilm During the Transition Process of Complete Nitrification and Partial Nitrification	ZHAO Qing, BIAN Wei, LI Jun, <i>et al.</i> (1278)
Effect of Intermediate-Setting Aeration on the CANON Granular Sludge Process in the USB Reactor	CHENG Shuo, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (1286)
Effect of Organic Carbon Source on Start-up and Operation of the CANON Granular Sludge Process	LI Dong, WANG Yan-ju, LU Yu-feng, <i>et al.</i> (1294)
Start-Up and Regional Characteristics of a Pilot-scale Integrated PN-ANAMMOX Reactor	ZHOU Zheng, WANG Fan, LIN Xing, <i>et al.</i> (1301)
Effect of NO _x ⁻ -N Recycling Ratio on Denitrifying Phosphorus Removal Efficiency in the ABR-MBR Combined Process	LÜ Liang, YOU Wen, ZHANG Min, <i>et al.</i> (1309)
Effects of Magnetic Fe ₃ O ₄ Nanoparticles on the Characteristics of Anaerobic Granular Sludge and Its Interior Microbial Community	SU Cheng-yuan, ZHENG Peng, LU Yu-xiang, <i>et al.</i> (1316)
Characterization Composition of Soluble Microbial Products in an Aerobic Granular Sludge System	YANG Dan, LIU Dong-fang, DU Li-qiong, <i>et al.</i> (1325)
Influence of Ciprofloxacin on the Microbial Community and Antibiotics Resistance Genes in a Membrane Bioreactor	DAI Qi, LIU Rui, LIANG Yu-ting, <i>et al.</i> (1333)
Analysis of Low C/N Wastewater Treatment and Structure by the CEM-UF Combined Membrane-Nitrification/Denitrification System	XING Jin-liang, ZHANG Yan, CHEN Chang-ming, <i>et al.</i> (1342)
Effects of Phosphorus on the Activity and Bacterial Community in Mixotrophic Denitrification Sludge	WANG Pei-qi, ZHOU Wei-li, HE Sheng-bing, <i>et al.</i> (1350)
Acclimatization and Community Structure Analysis of the Microbial Consortium in Nitrate-Dependent Anaerobic Methane Oxidation	XUE Song, ZHANG Meng-zhu, LI Lin, <i>et al.</i> (1357)
Diffusion of Microorganism and Main Pathogenic Bacteria During Municipal Treated Wastewater Discharged into Sea	XU Ai-ling, NIU Cheng-jie, SONG Zhi-wen, <i>et al.</i> (1365)
Oxytetracycline Wastewater Treatment in Microbial Fuel Cells and the Analysis of Microbial Communities	YAN Wei-fu, XIAO Yong, WANG Shu-hua, <i>et al.</i> (1379)
Spatial and Temporal Variability of Soil C-to-N Ratio of Yugan County and Its Influencing Factors in the Past 30 Years	JIANG Ye-feng, ZHONG Shan, LI Jie, <i>et al.</i> (1386)
Spatial Heterogeneity of Soil Carbon and its Fractions in the Wolfberry Field of Zhongning County	WANG You-qi, ZHAO Yun-peng, BAI Yi-ru, <i>et al.</i> (1396)
Response of Soil Enzyme Activities and Their Relationships with Physicochemical Properties to Different Aged Coastal Reclamation Areas, Eastern China	XIE Xue-feng, PU Li-jie, WANG Qi-qi, <i>et al.</i> (1404)
Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils of the Central and Eastern Areas of the Qinghai-Tibetan Plateau	ZHOU Wen-wen, LI Jun, HU Jian, <i>et al.</i> (1413)
Source Apportionment of Heavy Metals in Farmland Soils Around Mining Area Based on UNMIX Model	LU Xin, HU Wen-you, HUANG Biao, <i>et al.</i> (1421)
Stabilization Effects of Fe-Mn Binary Oxide on Arsenic and Heavy Metal Co-contaminated Soils Under Different pH Conditions	FEI Yang, YAN Xiu-lan, LI Yong-hua (1430)
Concentration and Distribution of Novel Brominated Flame Retardants in Human Serum from Three Chinese Cities	WANG Qing-hua, YUAN Hao-dong, JIN Jun, <i>et al.</i> (1438)