ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第8期

Vol.38 No.8

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

中国期刊方阵 双奖期刊 中华人民共和国新闻出版总署

环境科学
(HUANJING KEXUE) ENVIRONMENTAL SCIENCE
第38卷 第8期
2017年8月15日

目 次

用于滤膜称重的饱和氯化镁溶液恒湿系统搭建与评估 …… 李晓晓,张强,邓建国,蒋靖坤,郝吉明(3095)
钢铁工业排放颗粒物中碳组分的特征 …… 张进生,吴建会,马咸,冯银厂(3102)
常州市大气 $PM_{2.5}$ 中 PAHs 污染特征及来源解析 …… 顾爱军,刘佳澍,罗世鹏,毕承路,苏亚兰,叶招莲,盖鑫磊(3110)
兰州河谷盆地大气多环芳烃干沉降通量及来源 …… 剧媛丽,刘攀亮,于周锁,高宏,毛潇萱,马建民,黄韬(3120)
株洲市大气降尘中元素特征及来源分析 …… 王世豪,张凯,柴发合,钟学才,周广柱,杨晴,柯馨姝(3130)
传统北京烤鸭烤制过程中大气污染物的排放特征 …… 徐敏,何万清,聂磊,韩力慧,潘涛,石爱军(3139)
基于车载测试的重型柴油车尾气典型烷烃排放特征 …… 史纯珍,郝雪薇,申现宝,曹鑫悦,张伟,吴辉,姚志良(3146)
基于 wavelet-SVM 的 PM_{10} 浓度时序数据预测 …… 王平,张红,秦作栋,姚清晨,耿红(3153)
广州港船舶停泊工况排放因子实测及排放量初步估算 …… 黄学良,张洲,杨威强,李晟,朱明,方华,何俊杰,陈俊文,万承浩,张艳利,刘国光,黄祖照,王宇骏,王新明(3162)
沙尘天气对生物气溶胶中总微生物浓度及粒径分布的影响 …… 李鸿涛,祁建华,董立杰,高冬梅(3169)
典型生活垃圾处理设施恶臭排放特征及污染评价 …… 芦会杰(3178)
杭州地区城区降雪中全氟化合物的污染特征 …… 张明,唐访良,俞雅雲,徐建芬,陈金汉,余波,周姗,张伟(3185)
黄浦江流域典型污水中不同粒径胶体的三维荧光光谱特征 …… 聂明华,晏彩霞,杨毅,周俊良,刘敏(3192)
漓江地表水体有机碳来源 …… 赵海娟,肖琼,吴夏,刘凡,苗迎,蒋勇军(3200)
夏季热分层效应对典型岩溶水库水化学及溶解无机碳的影响 …… 吴飞红,蒲俊兵,李建鸿,张陶,李丽,黄思宇(3209)
城市不同功能区地表水重金属污染特性比较:以宁波为例 …… 徐美娟,童桂华,孙丹,李建新,虞效益(3218)
地下水主要组分水化学异常识别方法对比:以柳江盆地为例 …… 张小文,何江涛,彭聪,张昌延,倪泽华(3225)
人为扰动背景下城郊溪流底质磷的生物-非生物吸收潜力分析 …… 李如忠,叶舟,高苏蒂,郑侠(3235)
长江口低氧区沉积物中磷的形态及其环境意义 …… 刘军,臧家业,冉祥滨,赵晨英,刘季花,王小静(3243)
三峡库区小流域不同土地利用类型"土壤-水体"氮磷含量特征及其相互关系 …… 陈成龙, 高明, 木志坚, 倪九派, 祁乐(3254)
黄土高原降雨驱动下流域碳输移特征及其碳流失评估:以羊圈沟坝系流域为例 …… 鄂馨卉,汪亚峰,高扬,陈利顶,陈世博,陈维梁(3264)
新型溴代苯酚类消毒副产物的氯化降解机制 …… 李欢,李正魁,李爱民,周庆,王莹, 潘旸(3273)
藻形态及混凝剂组成对混凝-超滤过程的影响 …… 张大为,徐慧,王希,门彬,王东升,段晋明 (3281)
汝溪河浮游硅藻功能群特征及其与环境因子相关性分析 …… 向蓉,李巧玉,喻燚,张洪波,董聪聪,施军琼,吴忠兴(3290)
石岩水库叶绿素 a 时空分布及其影响因子分析 …… 宋云龙,张金松,郭小雅,朱佳,王丽, 陶益, 张丽(3302)
不同湿地模型中根系微生物的多样性 …… 王林,李冰,余家辉,朱加宾,朱健(3312)
北海湖微生物群落结构随季节变化特征 …… 张雅洁,李珂,朱浩然,张洪勋(3319)
基于高通量测序的流化床生物滤器细菌群落结构分析 …… 张海耿,宋红桥,顾川川,单建军,张宇雷,倪琦(3330)
高效反硝化菌和包埋填料性能及微生物群落分析 …… 孟婷,杨宏(3339)
基于城市污水资源化的微藻筛选与污水预处理 …… 韩松芳,金文标,涂仁杰,陈洪一(3347)
生物膜贴壁培养小球藻净化猪粪沼液废水的效果 …… 王愿珠,程鹏飞,刘德富,刘天中(3354)
微气泡臭氧催化氧化-生化耦合工艺深度处理煤化工废水 …… 刘春,周洪政,张静,陈晓轩,张磊,郭延凯(3362)
pH 冲击对海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水脱氮效能的影响 …… 于德爽,周同,李津,王晓霞,吴国栋,王骁静(3369)
酒精废水部分亚硝化-厌氧氨氧化脱氮的可行性 …… 周正,林兴,王凡,顾澄伟,沈婧,袁砚,金润(3377)
模拟废水中钯的微生物回收及其对亚甲基蓝的催化特性 …… 康乃馨,朱能武,郭雯颖,何志心 (3385)
采用颜色空间表征 ANAMMOX 启动与冲击过程 …… 王利君,李志华,韩冬,张天宇,杨成建(3393)
CSTR 和 MBR 反应器的短程硝化快速启动 …… 张婷,吴鹏,沈耀良,闾刚,徐乐中,Samwine Thomas (3399)
硫酸盐还原氨氧化体系中基质转化途径 …… 完颜德卿,黄勇,毕贞,刘忻,姚鹏程,张文静(3406)
不同 TOC/NH_4^+-N对厌氧氨氧化脱氮效能的影响 …… 王凡,刘凯,林兴,周正,李祥,黄勇(3415)
盐度对 EGSB 反应器的运行及厌氧颗粒污泥的影响 …… 谭潇,黄靓,杨平,涂弈州(3422)
CANON 颗粒污泥工艺的启动与负荷提高策略 …… 孙延芳,韩晓宇,张树军,李星,曹相生(3429)
胞外聚合物对活性污泥吸附去除全氟辛烷磺酸(PFOS)的影响 …… 刘鑫彤,尹华,彭辉,李浩榕,杨萍萍,曹雅娟(3435)
不同施肥方式下紫色土 N_2O 与 NO_x 的排放特征 …… 胡磊,刘韵,朱波(3442)
地膜覆盖对蔬菜地甲烷排放的影响 …… 张凯莉,郝庆菊,冯迪,石将来,石孝均,江长胜(3451)
模拟的增温增雨对内蒙古温带草原土壤氨氧化微生物的影响 …… 张翠景,沈菊培,孙翼飞,王军涛,杨中领,韩红艳,张丽梅,万师强,贺纪正(3463)
长期施肥酸性旱地土壤硝化活性及自养硝化微生物特征 …… 徐白璐,钟文辉,黄欠如,秦红益,邓欢,韩成(3473)
施加碳酸钙对酸性土壤微生物氮循环的影响 …… 郭安宁,段桂兰,赵中秋,唐仲,王杨扬,王伯勋(3483)
水稻不同生育期根际与非根际土壤胞外酶对施氮的响应 …… 魏亮,汤珍珠,祝贞科,蔡观,葛体达,王久荣,吴金水(3489)
凋落物呼吸温度敏感性的变化特征及其影响因素 …… 张彦军(3497)
西北干旱区农田土壤磁性特征及其环境意义 …… 王新,夏敦胜,王博,陈红,刘浩(3507)
小麦秸秆驱动菱铁矿热解制备磁性生物质碳及其吸附 Cd^{2+} 活性 …… 张如玉,刘海波,邹雪华,庆承松,李梦雪,陈冬,陈天虎 (3519)
交通污染暴露对 DNA 甲基化的影响 …… 汪婷,丁锐,黄丹妮,祝子逸,章军,叶怀庄,徐迎春,金永堂(3529)
外接菌种对污泥堆肥效能及堆体细菌群落的影响 …… 杨萍萍,尹华,彭辉,唐少宇,卢妙,刘皓(3536)
中国电动自行车动力铅酸蓄电池生命周期评价 …… 刘巍, 田金平, 陈吕军 (3544)
《环境科学》征稿简则(3280) 《环境科学》征订启事(3301) 信息(3353, 3472, 3535)

酒精废水部分亚硝化-厌氧氨氧化脱氮的可行性

周正[1,2],林兴[1,2],王凡[1,2],顾澄伟[1,2],沈婧[3],袁砚[1,2*],金润[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; 3. 苏州市吴江区环境应急与事故调查中心,苏州 215200)

摘要: 采用一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器研究了酒精废水脱氮的可行性. 结果表明,在 pH 7.8 ±0.5,温度 30 ~35℃,好氧区 ORP 值 120 ~150 mV 的条件下,历时 40 d 成功地启动了一体式 PN-ANAMMOX 反应器,总氮去除速率由 0.125 kg·(m^3·d)$^{-1}$上升至 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右,说明接种成熟的亚硝化生物膜和厌氧氨氧化颗粒污泥可达到快速启动的效果;在酒精废水处理的研究中表明,酒精废水对 PN-ANAMMOX 反应器的影响主要是由其中可生物降解的 TOC 导致,短期内可生物降解 TOC 的加入,ANAMMOX 反应区首先受到影响;酒精废水中 100 mg·L^{-1}可生物降解 TOC 浓度可以使总氮去除速率由 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$降低至 0.25 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右,降低约 66%,这种抑制是可以恢复的;采用不同浓度梯度酒精废水驯化 PN-ANAMMOX 反应器内功能菌群,随着进水浓度梯度的增加,总氮去除速率均出现了先下降再上升的趋势,通过延长 HRT 和适当提高 PN 阶段的溶解氧的方式,有利于反应器整体脱氮效能的提高,完全以酒精废水作为进水时,总氮去除速率稳定在 0.65 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右,脱氮效果较好,说明一体式 PN-ANAMMOX 可用于回用酒精废水的处理.

关键词:部分亚硝化; 厌氧氨氧化; 酒精废水; 生物脱氮; 可生物降解有机物

中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2017)08-3377-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201702124

Removal of Nitrogen from Alcohol Wastewater by PN-ANAMMOX

ZHOU Zheng[1,2], LIN Xing[1,2], WANG Fan[1,2], GU Cheng-wei[1,2], SHEN Jing[3], YUAN Yan[1,2*], JIN Run[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; 3. Center for Environmental Emergency and Accident Investigation Center, Wujiang District of Suzhou, Suzhou 215200, China)

Abstract: An integrated partial nitrification anaerobic ammonia oxidation reactor was used to explore the feasibility of nitrogen removal from recycled ethanol wastewater. The results show that the integrated partial nitrification-anaerobic ammonia oxidation (PN-ANAMMOX) reactor was started successfully after 40 d under the conditions of pH 7.8 ±0.5, temperature 30-35℃, and aerobic ORP value 120-150 mV. The total nitrogen removal rate of 0.125 kg·(m^3·d)$^{-1}$ increased to 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$, Inoculation of mature nitrosated biofilms and anaerobic ammonium oxide granules can accelerate the start of the reactor. The effects of alcohol wastewater on the PN-ANAMMOX reactor were mainly caused by biodegradable TOC, The biodegradable TOC concentration of 100 mg·L^{-1} in alcohol wastewater can reduce the removal rate of total nitrogen from 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$ to 0.25 kg·(m^3·d)$^{-1}$, this inhibition can be restored. Different concentrations of alcohol wastewater were dosed into the PN-ANAMMOX reactor to acclimate the bacteria. The total nitrogen removal rate first decreased and then increased, as the influent concentration gradient increased, which was beneficial for improving the efficiency of nitrogen removal by extending the HRT and increasing the dissolved oxygen in the PN stage. Finally, the nitrogen removal rate stabilized at 0.65 kg·(m^3·d)$^{-1}$. These results show that PN-ANAMMOX can be used for the treatment of alcohol wastewater.

Key words: partial nitrification; ANAMMOX; alcohol wastewater; biological nitrogen removal; biodegradable TOC

工业化酒精生产作为我国重要的产业,其废水的处理和资源化利用一直受到人们的广泛关注. 在酒精生产过程中的废水主要来源于蒸馏馏出液,设备清洗液,冷却液以及酒精漕液等工序,含有较高浓度的有机物和悬浮物,可生化性良好. 目前对于蒸馏馏出液,酒精漕液的处理一般采用厌氧发酵-好氧氧化的处理工艺[1~4],而对于设备清洗液,冷却液等则需要通过处理后回用. 由于原料中的含氨基团在发酵中的脱落,所以设备清洗废水,冷却废水在含有一定量的有机物及悬浮物的同时,也含有较高浓度的氨氮. 而对于这部分废水的处理,运用传统的脱氮方法需要较高成本的投入,并且面临着污泥处置等问题.

近年来,厌氧氨氧化(ANAMMOX)技术的发展,为解决这一问题提供了一个切实有效的方法. 该技术具有耗能低,效率高,无需要添加有机碳源,污泥

收稿日期: 2017-02-20; **修订日期**: 2017-03-13

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: crystal_331@163.com

产量低等诸多优点,适用于许多高氨氮废水的处理[5~9]. 而 ANAMMOX 反应需要氨氮和亚硝氮作为反应基质,所以通常通过前置短程硝化(PN)组成 PN-ANAMMOX 联合工艺来实现氮素的去除.

目前,ANAMMOX 技术成功运用于多种有机含氨废水的处理, Dosta 等[10] 采用分体式 PN-ANAMMOX 处理污泥消化液,在进水 C/N 比为 0.5 的条件下达到了 1 kg·(m^3·d)$^{-1}$平均总氮去除速率; 王凯等[11]利用 SBR 短程硝化联合 ASBR 厌氧氨氧化处理垃圾渗滤液,进水 BOD_5 在 50 ~ 80 mg·L^{-1},总氮去除速率可以达到 0.76 kg·(m^3·d)$^{-1}$且进水中难降解 COD 不会对 ANAMMOX 菌产生影响. 可以看出,利用 ANAMMOX 技术处理此类有机废水,可以获得较高的总氮去除速率,且更多地是用分体式反应器实现亚硝化、厌氧氨氧化的联合. 而目前,利用 PN-ANAMMOX 处理酒精废水的报道较少,在一体式 PN-ANAMMOX 反应器内处理酒精废水更是鲜见报道. 因此,本文以酒精废水作为 NH_4^+-N源,研究其对一体式 PN-ANAMMOX 反应器的影响,以及长时间运行下,在一体式反应器内能否通过参数调控和 ANAMMOX 反应阶段的驯化,协同异养菌、亚硝化菌和 ANAMMOX 菌,实现氮素和有机物的同步去除,通过拓宽 ANAMMOX 运用领域,以期为该行业处理回用废水提供参考依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置

反应装置由有机玻璃制成,如图 1 所示,总有效体积3.62L,主要包括部分好氧区2.8L,厌氧氨氧化区 0.23 L 和沉淀区 0.59 L. 其中厌氧区出水通过回流装置回流至好氧区. 进水方式由兰格蠕动泵控制为稳定连续流,运行温度在 32℃ 左右,反应器整体 pH 控制在 8.0 左右.

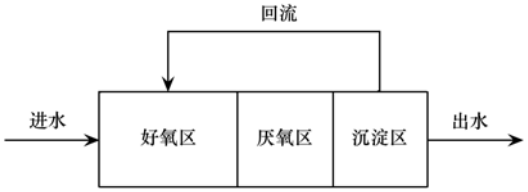

图 1 一体式 PN-ANAMMOX 联合工艺流程示意

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

1.2 接种污泥

好氧区接种的亚硝化生物膜来源于实验室的亚硝化反应器. 厌氧区接种的厌氧氨氧化颗粒污泥源于实验室长期运行的厌氧氨氧化种泥反应器,平均粒径 1.5mm,污泥性状较好,MLVSS/MLSS = 0.67.

1.3 反应器进水水质

以酒精废水为研究对象,酒精废水取自连云港某以木质素为原料的酒精生产厂,并经过三级厌氧甲烷化处理,其主要水质指标如表 1 所示,处理出水氨氮小于 300 mg·L^{-1}即可达到回用要求.

部分进水为人工模拟废水,其中 NH_4^+-N, NO_2^--N由 NH_4Cl 和 $NaNO_2$ 提供,以及微量元素浓缩液(mg·L^{-1}): 5000EDTA, 5000 $MnCl_2 \cdot H_2O$, 3000 $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, 50 $CoCl_2 \cdot 6H_2O$, 40 $NiCl_2 \cdot 6H_2O$, 20 H_3BO_3, 20 $(NH_4)_2MoO_4$, 10 $CuSO_4$, 3$ZnSO_4$,添加量为 1 mL·L^{-1}. 进水中加入碳酸氢钠调节 pH 并作为缓冲剂.

表 1 废水主要水质指标[1)]

Table 1 Main quality indices of the wastewater

项目	NH_4^+-N/mg·L^{-1}	NO_2^--N/mg·L^{-1}	NO_3^--N/mg·L^{-1}	TOC/mg·L^{-1}	pH	SS
平均值	800	<2	<5	300	4.5 ~ 5.5	3 000

1)其中可生物降解 TOC 约为 100 mg·L^{-1}

1.4 实验方法

1.4.1 PN-ANAMMOX 反应器的启动

采用人工配水,通过提高进水氨氮浓度和缩短水力停留时间(HRT)交替的方式提高反应器的氮容积负荷. 进水氨氮的浓度从 150 mg·L^{-1}逐渐提升到 430 mg·L^{-1}左右,保持反应器整体 pH 7.8 ± 0.5, 温度 30 ~ 35℃,好氧区 ORP 值 120 ~ 150mV,通过测定进出水氮素指标的变化,评估 PN-ANAMMOX 反应器的运行状况.

1.4.2 酒精废水对 PN-ANAMMOX 的影响实验

进水先采用固定 NH_4^+-N浓度 400 mg·L^{-1}左右酒精废水(稀释 50%,可生物降解 TOC 约 50 mg·L^{-1}),逐步添加 0、20、50 mg·L^{-1}的 TOC(葡萄糖),使可生物降解 TOC 恢复至原酒精废水中的浓度水平,通过反应器总氮去除速率及各区域的氮转化速率,评估原酒精废水中可生物降解 TOC 对 PN-ANAMMOX 反应器的影响. 在反应器受到较大影响之后,将进水改为人工配水,加入 100 mg·L^{-1}的

TOC，通过前后反应器总氮去除速率的变化，判断酒精废水中惰性有机物及其他物质是否对 PN-ANAMMOX 产生影响.

1.4.3 驯化实验

先采用稀释度为20%的酒精废水作为进水(避免高浓度有机物冲击)，调控 HRT，以 20% 的酒精废水作为进水，氨氮浓度在 160 $mg\cdot L^{-1}$ 左右，所以 HRT 先经过缩短，待反应器运行稳定之后，逐步采用稀释度为 50%，100% 的酒精废水作为进水并适当提高 PN 阶段溶解氧，而以 50% 和 100% 的酒精废水作为进水，氨氮浓度在 400 $mg\cdot L^{-1}$ 和 800 $mg\cdot L^{-1}$ 左右，故需将 HRT 逐渐延长，测定进出水氮素的变化，探究此过程中是否可以通过参数的调控，协同异养菌、亚硝化菌和 ANAMMOX 菌，实现氮素的去除.

1.5 计算方法

因联合工艺具有回流特征，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：

$$\Delta N = NH_4^+\text{-}N_{inf} - (NH_4^+\text{-}N_{eff} + NO_2^-\text{-}N_{eff} + NO_3^-\text{-}N_{eff}) \quad (1)$$

$$NPR_a = (NH_4^+\text{-}N_{inf} - NH_4^+\text{-}N_{eff} - \Delta N/2.3 - NO_3^-\text{-}N_{eff} + 0.26\Delta N/2.3)/HRT_a \quad (2)$$

$$NRR_{ana} = \Delta N/HRT_{ana} \quad (3)$$

$$NRR_T = \Delta N/HRT_T \quad (4)$$

式中，ΔN 表示进出水总氮的差值，$mg\cdot L^{-1}$；$NH_4^+\text{-}N_{inf}$ 表示进水 NH_4^+-N 浓度 $mg\cdot L^{-1}$；$NH_4^+\text{-}N_{eff}$、$NO_2^-\text{-}N_{eff}$、$NO_3^-\text{-}N_{eff}$ 表示出水 NH_4^+-N、NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度，$mg\cdot L^{-1}$；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，$kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$；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，$kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$.

1.6 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、ORP 和温度采用 WTW 在线监测仪(德国)；TOC 采用 TOC 仪测定(Multi N/C3100，德国)；MLSS 和 MLVSS：重量法.

2 结果与讨论

2.1 PN-ANAMMOX 反应器的启动

同时将成熟的亚硝化生物膜和厌氧氨氧化颗粒污泥分别接种入反应器的好氧和厌氧区域，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去除速率(如图 2). 在启动初期，控制进水氨氮浓度为 150 $mg\cdot L^{-1}$，HRT 为 0.31 d，出水 NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 浓度分别为 50.7、48.9、19.8 $mg\cdot L^{-1}$，总氮去除速率为 0.125 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$. 分别在反应器运行 5 d 和 9 d 通过进一步缩短 HRT 提升反应器氮负荷，HRT 分别缩短为 0.19 d 和 0.17 d，总氮去除速率升高至 0.24 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$，此时反应器出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 均低于 50 $mg\cdot L^{-1}$，表明反应器的脱氮效能还可以进一步提升；于是在第 11 d，将进水氨氮浓度提高至 260 $mg\cdot L^{-1}$，同时延长 HRT 至 0.48 d，此时出水 NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 浓度有所升高，分别为 65.8、60.1、26.7 $mg\cdot L^{-1}$，此后 8 d，随着亚硝化菌和厌氧氨氧化菌的活性逐渐增强，HRT 也逐步下调至 0.40 d，此时总氮去除速率上升至 0.35 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$；在第 20 d，将进水氨氮浓度提高至 350 $mg\cdot L^{-1}$，HRT 控制在 0.54 d，此后 9 d，出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度均维持在较低水平，HRT 也逐步下调至 0.39 d，总氮去除速率上升至 0.66 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$；在第 30 d，再次提高进水氨氮浓度至 430 $mg\cdot L^{-1}$，此进水氨氮浓度与后期影响实验进水氨氮浓度相近，HRT 先延长至 0.46 d，再下调至 0.4 d，在第 40 d 时总氮去除速率稳定在 0.75 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$ 左右，表明 PN-ANAMMOX 启动成功.

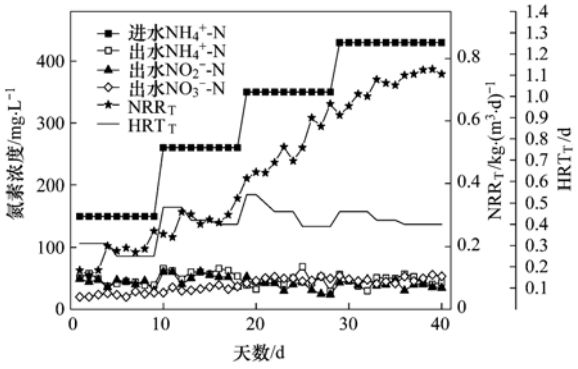

图 2　PN-ANAMMOX 反应器启动过程中氮素的变化

Fig. 2　Variations of nitrogen concentration during start-up of the PN-ANAMMOX reactor

对于 PN-ANAMMOX 反应器的启动，国内外许多学者做过相关研究. 冯佳珺等[12]利用部分亚硝化-厌氧氨氧化串联工艺处理餐厨垃圾厌氧消化液时，历时 49 d 先启动了部分亚硝化反应器后，接种成熟的 ANAMMOX 污泥再经 21 d 成功启动了 PN-ANAMMOX 反应器，TN 去除率达 83%；Vázquez-

Padín 等[13]先接种硝化污泥通过逐渐降低溶解氧实现亚硝酸盐的积累,最后再接种 ANAMMOX 污泥启动 PN-ANAMMOX,运行 35 d 后,氮去除速率达到 0.25 kg·(m^3·d)$^{-1}$. 可以看出,ANAMMOX 菌作为 PN-ANAMMOX 脱氮工艺的核心功能菌群,实现 ANAMMOX 菌的富集培养,快速地提升 ANAMMOX 反应阶段的负荷才能实现反应器的成功启动,无疑直接接种成熟的 ANAMMOX 颗粒污泥减少了 ANAMMOX 菌的富集培养时间,而接种成熟的亚硝化生物膜进一步缩短了 PN 阶段亚硝酸盐的积累所需的时间,因此本研究可以达到 40 d 成功启动 PN-ANAMMOX 反应器的效果.

2.2 酒精废水对 PN-ANAMMOX 的影响

将酒精废水稀释 50%(氨氮浓度在 400 mg·L^{-1} 左右),相应可生物降解的 TOC 约为 50 mg·L^{-1},在第 41 d,以其作为反应器进水. 如图 3(a)所示,采用酒精废水作为进水后,反应器受到有机物冲击,出水 NH_4^+-N、NO_2^--N 升高至 74.3 mg·L^{-1}、64.8 mg·L^{-1},NO_3^--N浓度下降至 11.3 mg·L^{-1},总氮去除速率快速下降至 0.57 kg·(m^3·d)$^{-1}$,为避免对反应器造成过度的影响,延长 HRT 至 0.42 d,此后反应器总氮去除速率逐步上升至 0.68 kg·(m^3·d)$^{-1}$,说明此可生物降解的 TOC 浓度对 PN-ANAMMOX 反应器影响不大,延长 HRT 能有效缓解有机物的冲击作用;为进一步确定酒精废水中的其他物质是否可能对反应器造成影响,逐步人工添加(避免过度的有机物冲击)可生物降解 TOC 至原酒精废水中. 在第 49 d,先在进水中人工添加 20 mg·L^{-1}TOC(葡萄糖),此时出水 NH_4^+-N、NO_2^--N 升高至 118.2 mg·L^{-1}、109.5 mg·L^{-1},NO_3^--N浓度依然维持在较低的浓度水平,总氮去除速率快速下降至 0.45 kg·(m^3·d)$^{-1}$,此后 6 d 内一直在这范围内波动;于是在第 55 d[图 3(b)],进水中加入 50 mg·L^{-1}TOC,此时与原酒精废水中可生物降解的 TOC 浓度相近,总氮去除速率呈快速下降趋势,在第 69 d 下降至 0.25 kg·(m^3·d)$^{-1}$,这表明酒精废水中所含可生物降解 TOC 的浓度(100 mg·L^{-1}),可以对反应器的脱氮速率产生抑制;随后,将进水改为人工配水,直接加入 100 mg·L^{-1} TOC,在第 69 ~ 80 d 内,反应器总氮去除速率并没有明显的变化. 考虑到后期需要对 PN-ANAMMOX 进行驯化,而在 TOC 存在下必然导致反应器内异养菌的存在,为了维持这部分异养菌

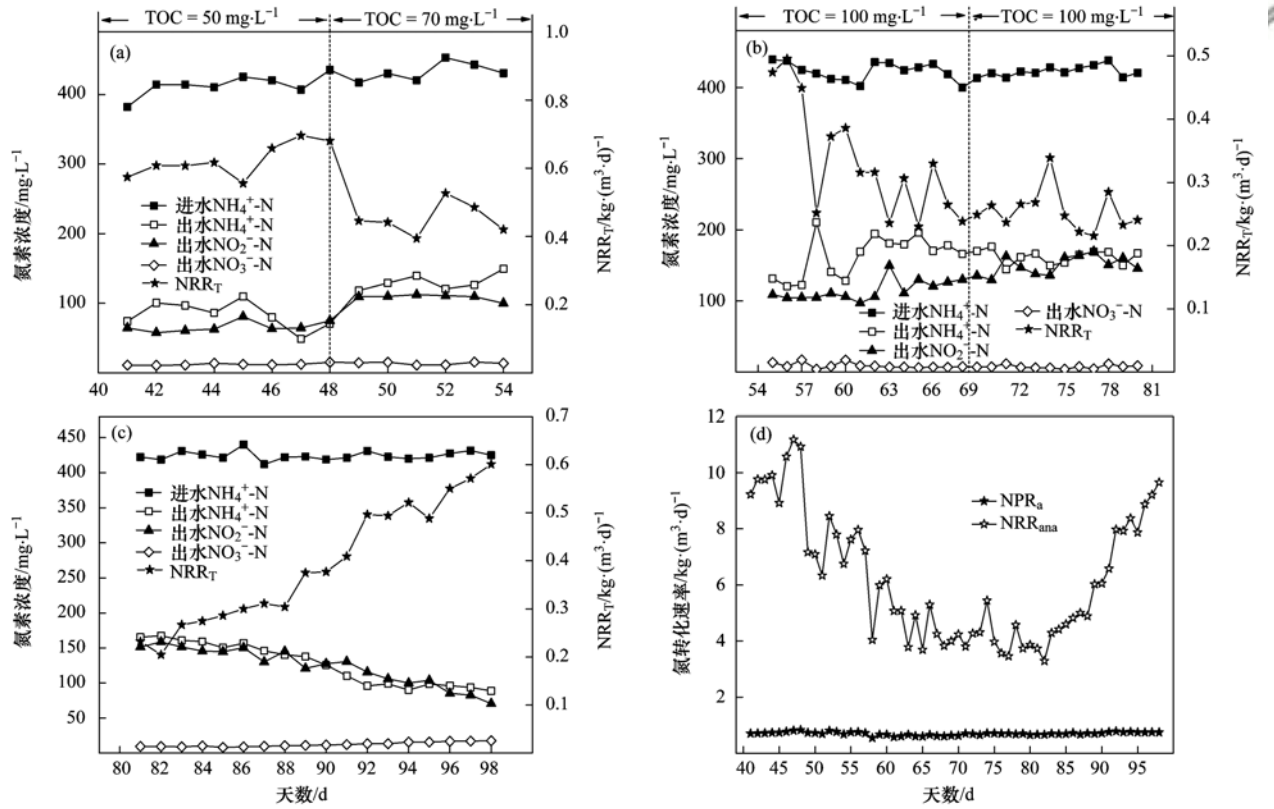

图 3 不同有机物浓度的酒精废水及人工配水下 PN-ANAMMOX 反应器出水氮素的变化

Fig. 3 Variations of nitrogen concentration in the PN-ANAMMOX reactor by alcohol wastewater influent and simulated wastewater with different concentrations of TOC

的活性，在第 81 d[图 3(c)]，采用低有机物浓度的人工配水(30 mg·L^{-1}TOC)对反应器脱氮效能进行恢复，降低有机物浓度后，反应器总氮去除速率逐步上升，第 98 d，出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 下降至 88.7 mg·L^{-1} 和 70.6 mg·L^{-1}，NO_3^--N 上升至 17.7 mg·L^{-1}，总氮去除速率上升至 0.60 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右，反应器脱氮效能有所恢复. 通过对好氧区 NO_2^--N生成速率以及厌氧区的脱氮速率进行对比[图 3(d)]表明，在 100 mg·L^{-1}以下的 TOC 对 PN 阶段NO_2^--N生成速率影响不大，一直维持在 0.6 ~ 0.7 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右，而随着 TOC 浓度的提升厌氧区的脱氮速率由 9.2 kg·(m^3·d)$^{-1}$下降至 3.7 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右，降低 TOC 浓度后逐渐恢复.

酒精废水对 PN-ANAMMOX 的影响，主要是由于酒精废水中 TOC 对亚硝化阶段和厌氧氨氧化阶段产生的冲击作用. De Prá 等[14]在研究部分亚硝化中 TOC 与 TSS 同时去除时表明，控制有机负荷 1.14 kg·(m^3·d)$^{-1}$，DO 1.84 mg·L^{-1}左右，可以实现较好的亚硝化效果且 TOC 和 TSS 去除率可达到 80%以上；Mosquera-Corral 等[15]在研究有机碳源对部分亚硝化的影响时表明，200 mg·L^{-1}TOC(C_{TOC}/N =0.2)不会对 PN 过程产生影响，当 TOC 浓度达到 300 mg·L^{-1}时(C_{TOC}/N = 0.3)，PN 过程出现失稳；金仁村等[16]以乙酸钠为有机碳源研究对部分亚硝化反应器运行性能的影响时表明，随着乙酸钠的添加，反应器出水氨氮浓度不变，亚硝氮、硝氮和总氮浓度减小，且变化程度与有机物浓度呈正相关，并且认为引发反硝化是影响部分亚硝化的主要原因. 本研究中，进水总 C_{TOC}/N 在 0.375 ~ 0.75 左右，高于大部分报道的抑制阈值，但此过程中，PN 阶段的 NO_2^--N生成速率变化不大，没有出现明显失稳的现象，而可生物降解 C_{TOC}/N 在 0.125 ~ 0.25 左右，处于较低的 C_{TOC}/N 水平，故可以认为酒精废水对 PN-ANAMMOX 的影响，主要是由于总 TOC 中可生物降解的 TOC 对 ANAMMOX 阶段产生的影响，对于 PN-ANAMMOX 反应器，有机物的添加首先导致了 ANAMMOX 反应区的氮去除速率的下降，继而影响了反应器整体的脱氮效能. 采用人工配水并加入与原酒精废水中等浓度的可生物降解 TOC，反应器整体的总氮去除速率没有明显的变化，说明酒精废水中惰性有机物及其他物质对 PN-ANAMMOX 反应的影响不大.

目前 TOC 对 ANAMMOX 菌的影响的报道差异较大，Li 等[17]采用市政污水和模拟废水研究表明，TOC > 50 mg·L^{-1}时，ANAMMOX 菌活性开始受到影响. 在研究利用 ANAMMOX 技术处理含惰性有机物浓度较高的废水时，这一抑制值往往被大幅度提高，Ruscalleda 等[18]在研究用 ANAMMOX 工艺处理晚期渗滤液时表明，COD 在 400 mg·L^{-1}左右时氮去除率可达到 85%，而其测定其中 BOD_5 小于 45 mg·L^{-1}，处于一个较低的浓度水平，可以看出，BOD_5 与可生物降解的 TOC 之间具有一定的一致性，两者均可用来表征废水中有机物能被生物降解的难易程度，因此研究总 TOC 对 ANAMMOX 反应的影响时，测定其中可生物降解的 TOC 更具有说服力. 在本研究采用的酒精废水中，可生物降解的 TOC 在 100 mg·L^{-1}左右，若想利用 ANAMMOX 技术实现脱氮，就必需强化 PN 阶段对可生物降解的 TOC 的去除. 当 TOC 处于较低的浓度水平时，ANAMMOX 阶段存在反硝化的作用，反而有利于氮素的去除，这与本研究中出现低 TOC 浓度下 PN-ANAMMOX 反应器总氮去除速率上升的现象一致.

2.3 PN-ANAMMOX 中异养菌与亚硝化菌、厌氧氨氧化菌的协同处理实际酒精废水

采用低有机物浓度的人工配水对 PN-ANAMMOX 反应器的脱氮效能进行恢复后，分别以 20%、50%、100%的酒精废水对其进行驯化. 如图 4 所示，第 99 d，采用 20%的酒精废水作为进水，氨氮浓度在 160 mg·L^{-1}左右，缩短 HRT 至 0.08 d，出水 NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 浓度分别为 69.6、27.5、24.4 mg·L^{-1}，总氮去除速率为 0.63 kg·(m^3·d)$^{-1}$，随后 100 ~ 110 d 逐步上升至 0.84 kg·(m^3·d)$^{-1}$，说明低 TOC 浓度可以提高反应器总氮去除速率；在第 111 d，将进水改为 50%的酒精废水，氨氮浓度在 400 mg·L^{-1}左右，延长 HRT 至 0.18 d，出水NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N浓度分别为 142.6、43.8、43.2 mg·L^{-1}，总氮去除速率呈快速下降趋势，在第 114 d，总氮去除速率下降至 0.44 kg·(m^3·d)$^{-1}$，此后 115 ~ 122 d，延长 HRT 至 0.42 d，总氮去除速率恢复至 0.82 kg·(m^3·d)$^{-1}$，表明延长 HRT 可缓解有机负荷，有利于脱氮效能的提高；第 123 d，进水改为 100%的酒精废水，氨氮浓度在 800 mg·L^{-1}左右，延长 HRT 至 0.84 d，出水NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度升高至 251.2 mg·L^{-1} 和 173.1 mg·L^{-1}，NO_3^--N浓度也有所升高，原因可能与曝气量提高有关. 随后出水NO_3^--N浓度逐步下降，出水

NO_2^--N浓度出现先上升后下降的趋势,此过程中出水NH_4^+-N一直处于 150 ~ 250 mg·L^{-1}高浓度水平,而总氮去除速率先下降至 0.34 kg·(m^3·d)$^{-1}$再升高至 0.65 kg·(m^3·d)$^{-1}$,出现了先下降后上升的趋势.

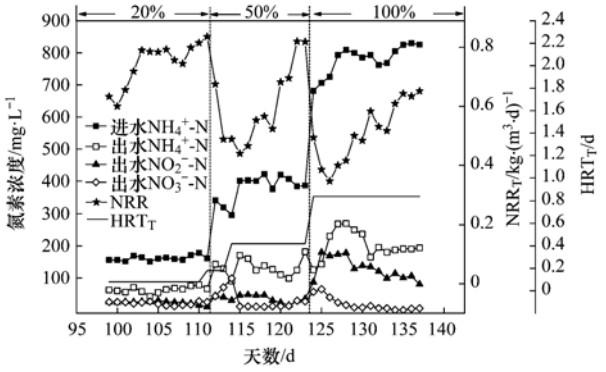

图 4 酒精废水对 PN-ANAMMOX 驯化过程中氮素的变化

Fig. 4 Variations of nitrogen concentration in the PN-ANAMMOX reactor during the domestication of the alcohol wastewater

由于经历过 30 mg·L^{-1}TOC 浓度下的恢复阶段,采用20%的实际酒精废水作为进水时,实际可生物降解 TOC 只有 20 mg·L^{-1}左右,此 TOC 浓度下,ANAMMOX 菌活性逐渐增强,并且低浓度的 TOC 为反硝化菌利用NO_3^--N及 ANAMMOX 反应未消耗的NO_2^--N进行反硝化创造了条件,故在 99 ~ 110 d 总氮去除速率呈上升趋势.

随后采用50%实际酒精废水作为进水,其中可生物降解 TOC 在 50 mg·L^{-1}左右,出现了总氮去除速率先下降后上升的趋势,此过程中延长了 HRT,出水NH_4^+-N 浓度出现先快速升高再逐步下降的趋势,NO_2^--N却没有出现明显的升高现象,此时出水的NH_4^+-N和NO_2^--N比值远高于 ANAMMOX 反应比,而该可生物降解 TOC 浓度并不会对 ANAMMOX 反应产生明显的影响,故可以认为此时 PN 阶段的NO_2^--N生成速率受到了影响,这与短期影响实验中结果不同,分析原因为长时间 TOC 的存在下,PN 阶段大量异养菌的生成,附着在亚硝化生物膜的表面,从而影响了溶解氧的传质,导致NO_2^--N生成速率下降. Daverey 等[19]在利用生物载体填料启动同步亚硝化-厌氧氨氧化-反硝化(SNAD)工艺时表明,长时间的运行条件下,随着 NLR 和 OLR 的提升,溶解氧的供给不足,会导致系统内氨氮浓度的升高. Liang 等[20]采用 PN-ANAMMOX 进行垃圾渗滤液的脱氮研究,PN 单元为固定床生物膜反应器,DO 为 0.8 ~ 2.3 mg·L^{-1}的条件下,出水NH_4^+-N,NO_2^--N的比例接近 1.0 ~ 1.3,NO_3^--N浓度小于 43 mg·L^{-1}且垃圾渗滤液中 96% 的 COD 被降解,而 0.8 ~ 2.3 mg·L^{-1}的 DO 高于一般的 PN 阶段 DO 的控制. 这些结果表明 DO 并非亚硝化实现的唯一影响因素,长时间 TOC 的存在下,亚硝化生物膜变厚导致氧分子传质变差,生物膜内部依旧可以维持低 DO 水平,从而实现稳定的亚硝化. 因此为了维持NO_2^--N生成速率的稳定,适当地提高 PN 阶段的溶解氧,既有利于好氧异养型细菌的生长,也不会影响生物膜内部亚硝化与反硝化作用. 此时 TOC 及氮素的去除可以通过 PN 阶段的好氧异养菌、反硝化作用以及 ANAMMOX 区的 ANAMMOX 反应和反硝化作用.

最后完全以酒精废水作为进水,可生物降解 TOC 在 100 mg·L^{-1}左右,延长 HRT,出水NH_4^+-N,NO_2^--N均出现了先上升再下降的趋势,但两者浓度差十分明显,分析原因一方面有机负荷提高后 PN 阶段的亚硝化生物膜进一步加厚传质变差;另一方面,通过 PN 阶段参数的调控不能实现 PN 阶段 TOC 的完全去除,可生物降解 TOC 进入 ANAMMOX 反应区,反硝化作用逐渐增强. 从出水NO_3^--N浓度可以看出,随着进水酒精废水比例的增加,NO_3^--N反而呈逐步下降的趋势,说明有机负荷的提高,反应器内反硝化作用逐渐明显.

2.4 PN-ANAMMOX 处理回用酒精废水控制策略

TOC 对 PN 阶段的影响主要是因好氧异养菌对电子受体(氧气)的竞争作用[21],采用生物膜时异养菌的生成则会导致分子氧的传质下降,进而影响NO_2^--N的生成. 而 TOC 对 ANAMMOX 反应的影响主要是由于在高 TOC 浓度下,反硝化菌的增殖会导致与 ANAMMOX 菌竞争电子受体NO_2^--N,使得 ANAMMOX 菌处于饥饿状态[22],而反硝化菌的产率系数 $y = 0.27 \pm 0.3$,ANAMMOX 菌的产率系数 $y = 0.066 \pm 0.01$,因此在高 TOC 浓度下,ANAMMOX 菌很难占据主导地位[23]. 而对于酒精废水,不可避免地带有一些醇类物质(主要是甲醇和乙醇),而这些物质对 ANAMMOX 菌产生抑制作用,并且这种抑制往往是不可逆的[24]. Güven 等[25]研究表明 0.5 mmol·L^{-1}的甲醇能够导致 ANAMMOX 不可逆地失活,2 mmol·L^{-1}的乙醇能够使 ANAMMOX 活性降低 30%. 本研究采用的酒精废水经过三级厌氧甲烷化处理,这种前置厌氧的方式,一方面可以调节水质水量,另一方面可以利用厌氧发酵消除醇类物质对后续工艺的影响并且可以去除部分可生物降解有机物,降低后续工艺的有机负荷. 在较高浓度的 TOC

下，延长 HRT 并适当提高 PN 阶段的溶解氧既有利于好氧异养菌的生成，也不会过度影响整体工艺中反硝化和厌氧氨氧化作用，降低了 ANAMMOX 阶段的有机负荷，同时可以缓解长时间 TOC 存在下，亚硝化生物膜变厚，氧分子传质导致NO_2^--N不足的问题. 而延长 HRT 实际上是延长了有机物在好氧区的停留时间，强化了有机物在好氧区的去除，从而减弱了有机物对 ANAMMOX 反应区的影响，有利于反应器整体脱氮效能的提高. 对于 PN-ANAMMOX 一体化反应器，可以通过扩大好氧区的体积来实现好氧区 HRT 的延长，并且可以维持厌氧区较高的氮去除负荷.

3　结论

(1)同时接种成熟的亚硝化生物膜和厌氧氨氧化颗粒污泥，40 d 内成功启动 PN-ANAMMOX 一体化工艺反应器，总氮去除速率由 0.125 kg·(m^3·d)$^{-1}$上升到 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$.

(2)酒精废水对 PN-ANAMMOX 反应器的影响主要是由其中可生物降解的 TOC 导致，惰性有机物及其他物质影响不大；短期内可生物降解的 TOC 的加入，ANAMMOX 反应区首先受到影响，而对 PN 阶段的NO_2^--N生成速率影响不大.

(3)酒精废水中 50 mg·L^{-1}可生物降解 TOC 对 PN-ANAMMOX 反应器的总氮去除速率影响不大；70 mg·L^{-1}的可生物降解 TOC 可使反应器总氮去除速率受到明显的影响；可生物降解 TOC 达到 100 mg·L^{-1}时，反应器的脱氮效能受到严重抑制，总氮去除速率由 0.75 kg·(m^3·d)$^{-1}$降低至 0.25 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右，降低约 66%，这种抑制是可以恢复的.

(4)采用 20%、50%、100% 酒精废水驯化 PN-ANAMMOX 反应器内功能菌群，随着进水比例的增加，总氮去除速率出现了先下降再上升的趋势；有机物长期存在下，延长 HRT 及适当提高 PN 阶段的溶解氧可降低有机物的冲击负荷并可以缓解分子氧传质导致NO_2^--N不足的问题，有利于反应器整体脱氮效能的提高；完全以酒精废水作为进水时，总氮去除速率稳定在 0.65 kg·(m^3·d)$^{-1}$左右，脱氮效果较好，可用于此类酒精废水的处理.

参考文献：

[1] 陈志强，干利川，杨巧利，等. UASB/生物接触氧化工艺处理玉米酒精废水[J]. 中国给水排水，2008，**24**(24)：65-68.
Chen Z Q，Gan L C，Yang Q L，*et al*. UASB reactor/biological contact oxidation process for treatment of maize alcohol wastewater [J]. China Water & Wastewater，2008，**24**(24)：65-68.

[2] 刘华，孙丽娜，陈锡剑，等. 酒精废水处理及资源利用[J]. 环境科学与技术，2011，**34**(4)：180-183.
Liu H，Sun L N，Chen X J，*et al*. Treatment of alcohol wastewater and resource utilization[J]. Environmental Science & Technology，2011，**34**(4)：180-183.

[3] 孙佳伟，谢丽，周琪，等. 高温厌氧 EGSB 反应器处理木薯酒精废水的启动与运行[J]. 水处理技术，2008，**34**(11)：68-71.
Sun J W，Xie L，Zhou Q，*et al*. Start-up and operation of EGSB treating cassava alcohol wastewater under thermophilic condition [J]. Technology of Water Treatment，2008，**34**(11)：68-71.

[4] 李必金，刘幽燕，贺锴，等. 糖蜜酒精废水脱色微生物的筛选及鉴定[J]. 环境科学，2012，**33**(9)：3228-3235.
Li B J，Liu Y Y，He K，*et al*. Screening and identification of microorganisms for decolorization of molasses spent wash [J]. Environmental Science，2012，**33**(9)：3228-3235.

[5] 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.

[6] 陈旭良，郑平，金仁村，等. 味精废水厌氧氨氧化生物脱氮的研究[J]. 环境科学学报，2007，**27**(5)：747-752.
Chen X L，Zheng P，Jin R C，*et al*. Biological nitrogen removal from monosodium glutamate containing industrial waste water with the Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) process[J]. Acta Scientiae Circumstantiae，2007，**27**(5)：747-752.

[7] Kuenen J G. ANAMMOX bacteria：from discovery to application [J]. Nature Reviews Microbiology，2008，**6**(4)：320-326.

[8] Wang Z，Peng Y Z，Miao L，*et al*. Continuous-flow combined process of nitritation and ANAMMOX for treatment of landfill leachate[J]. Bioresource Technology，2016，**214**：514-519.

[9] Joss A，Salzgeber D，Eugster J，*et al*. Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitritation and ANAMMOX in one SBR [J]. Environmental Science & Technology，2009，**43**(14)：5301-5306.

[10] Dosta J，Vila J，Sancho I，*et al*. Two-step partial nitritation/Anammox process in granulation reactors：start-up operation and microbial characterization [J]. Journal of Environmental Management，2015，**164**：196-205

[11] 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.

[12] 冯佳珺，任洪艳，李媛，等. 部分亚硝化-厌氧氨氧化串联工艺处理餐厨垃圾厌氧消化液研究[J]. 安全与环境学报，2016，**16**(5)：206-211.
Feng J J，Ren H Y，Li Y，*et al*. Partial nitrification (PN)-ANAMMOX process treating anaerobic digestion wastewater of kitchen waste[J]. Journal of Safety and Environment，2016，**16**(5)：206-211.

[13] Vázquez-Padín J R，Pozo M J，Jarpa M，*et al*. Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR[J]. Journal of Hazardous Materials，2009，**166**

(1): 336-341.

[14] De Prá M C, Kunz A, Bortoli M, *et al*. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitritation process[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2012, **87**(12): 1641-1647.

[15] Mosquera-Corral A, González F, Campos J L, *et al*. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds[J]. Process Biochemistry, 2005, **40**(9): 3109-3118.

[16] 金仁村, 阳广凤, 马春, 等. 乙酸钠和无机盐对部分亚硝化反应器运行性能的影响[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(3): 504-512.
Jin R C, Yang G F, Ma C, *et al*. Effect of acetate and inorganic salts on the performance of a partial nitritation reactor[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, **30**(3): 504-512.

[17] Li Y, Huang Z X, Ruan W Q, *et al*. ANAMMOX performance, granulation, and microbial response under COD disturbance[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2015, **90**(1): 139-148.

[18] Ruscalleda M, López H, Ganigué R, *et al*. Heterotrophic denitrification on granular anammox SBR treating urban landfill leachate[J]. Water Science & Technology, 2008, **58**(9): 1749-1755.

[19] Daverey A, Chen Y C, Dutta K, *et al*. Start-up of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in sequencing batch biofilm reactor using novel biomass carriers[J]. Bioresource Technology, 2015, **190**: 480-486.

[20] Liang Z, Liu J X. Landfill leachate treatment with a novel process: anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **151**(1): 202-212.

[21] Ge S J, Wang S Y, Yang X, *et al*. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: a review[J]. Chemosphere, 2015, **140**: 85-98.

[22] 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.

[23] Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al*. Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor[J]. Bioresource Technology, 2010, **101**(6): 1762-1768.

[24] Isaka K, Suwa Y, Kimura Y, *et al*. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) irreversibly inhibited by methanol[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2008, **81**(2): 379-385.

[25] Güven D, Dapena A, Kartal B, *et al*. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, **71**(2): 1066-1071.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 38 No. 8

Aug. 15, 2017

CONTENTS

Evaluation and Development of a Weighing Chamber by Using Saturated $MgCl_2$ Solution ····· LI Xiao-xiao, ZHANG Qiang, DENG Jian-guo, *et al.* (3095)

Characteristics Research on Carbonaceous Component of Particulate Matter Emitted from Iron and Steel Industry ····· ZHANG Jin-sheng, WU Jian-hui, MA Xian, *et al.* (3102)

Pollution Characteristics and Source Identification of PAHs in Atmospheric $PM_{2.5}$ in Changzhou City ····· GU Ai-jun, LIU Jia-shu, LUO Shi-peng, *et al.* (3110)

Atmospheric Dry Deposition Fluxes and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Lanzhou Valley, Northwest China ····· JU Yuan-li, LIU Pan-liang, YU Zhou-suo, *et al.* (3120)

Characteristics and Sources of Elements in Atmospheric Dust Fall in Zhuzhou City, Central China ····· WANG Shi-hao, ZHANG Kai, CHAI Fa-he, *et al.* (3130)

Atmospheric Pollutant Emission Characteristics from the Cooking Process of Traditional Beijing Roast Duck ····· XU Min, HE Wan-qing, NIE Lei, *et al.* (3139)

Exhaust Emission Characteristics of Typical Alkanes from Heavy-Duty Diesel Vehicles Based on a Portable Emission Measurement System ····· SHI Chun-zhen, HAO Xue-wei, SHEN Xian-bao, *et al.* (3146)

PM_{10} Concentration Forecasting Model Based on Wavelet-SVM ····· WANG Ping, ZHANG Hong, QIN Zuo-dong, *et al.* (3153)

Emission Factors and Preliminary Emission Estimates of Air Pollutants from Ships at Berth in the Guangzhou Port ····· HUANG Xue-liang, ZHANG Zhou, YANG Wei-qiang, *et al.* (3162)

Influence of Dust Events on the Concentration and Size Distribution of Microorganisms in Bioaerosols ····· LI Hong-tao, Qi jian-hua, DONG Li-jie, *et al.* (3169)

Odor Emission Characteristics and Pollution Evaluation from Typical Household Rubbish Disposal Facilities ····· LU Hui-jie (3178)

Perfluorinated Compounds in Snow from Downtown Hangzhou, China ····· ZHANG Ming, TANG Fang-liang, YU Ya-yun, *et al.* (3185)

Fluorescence Characterization of Fractionated Colloids in Wastewaters Received by Huangpu River ····· NIE Ming-hua, YAN Cai-xia, YANG Yi, *et al.* (3192)

Sources of Organic Carbon in the Surface Water of Lijiang River ····· ZHAO Hai-juan, XIAO Qiong, WU Xia, *et al.* (3200)

Impacts of Thermal Stratification on the Hydrochemistry and Dissolved Inorganic Carbon in a Typical Karst Reservoir in Summer ····· WU Fei-hong, PU Jun-bing, LI Jian-hong, *et al.* (3209)

Comparison of Heavy Metal Contamination Characteristics in Surface Water in Different Functional Areas: A Case Study of Ningbo ····· XU Mei-juan, TONG Gui-hua, SUN Dan, *et al.* (3218)

Comparison of Identification Methods of Main Component Hydrochemical Anomalies in Groundwater: A Case Study of Liujiang Basin ····· ZHANG Xiao-wen, HE Jiang-tao, PENG Cong, *et al.* (3225)

Biotic and Abiotic Uptake of Phosphorus in Benthic Sediments of Suburban Streams Under Intense Human Disturbance Scenario ····· LI Ru-zhong, YE Zhou, GAO Su-di, *et al.* (3235)

Sedimentary Phosphorus Speciation in the Coastal Hypoxic Area of Changjiang Estuary and Its Environmental Significance ····· LIU Jun, ZANG Jia-ye, RAN Xiang-bin, *et al.* (3243)

Characteristics and the Relationship of Nitrogen and Phosphorus in Soil and Water of Different Land Use Types of a Small Watershed in the Three Gorges Reservoir Area ····· CHEN Cheng-long, GAO Ming, MU Zhi-jian, *et al.* (3254)

Characteristics of Carbon Transportation Under Rainfall Events and Associated Carbon Loss Evaluation in Loess Plateau, China: A Case Study of Yangjuangou Dam Watershed ····· E Xin-hui, WANG Ya-feng, GAO Yang, *et al.* (3264)

New Bromated Phenolic Disinfection Byproducts: Mechanism of Their Decomposition During Chlorination ····· LI Huan, LI Zheng-kui, LI Ai-min, *et al.* (3273)

Effects of Algal Morphology and Al Species Distribution on the Coagulation-Ultrafiltration Process ····· ZHANG Da-wei, XU Hui, WANG Xi, *et al.* (3281)

Functional Group Characteristics of Planktonic Diatoms and Their Relationship with Environmental Factors in the Ruxi River ····· XIANG Rong, LI Qiao-yu, YU Yi, *et al.* (3290)

Spatiotemporal Variations of Chlorophyll a and Its Relationship to Environmental Factors in Shiyan Reservoir ····· SONG Yun-long, ZHANG Jin-song, Guo Xiao-ya, *et al.* (3302)

Rhizosphere Microbial Diversity in Different Wetland Microcosms ····· WANG Lin, LI Bing, YU Jia-hui, *et al.* (3312)

Community Structure of Microorganisms and Its Seasonal Variation in Beihai Lake ····· ZHANG Ya-jie, LI Ke, ZHU Hao-ran, *et al.* (3319)

Analysis of Microbial Diversity in a Fluidized-Sand Biofilter Based on High-Throughput Sequencing Technology ····· ZHANG Hai-geng, SONG Hong-qiao, GU Chuan-chuan, *et al.* (3330)

Analysis of High-efficiency Denitrifying Bacteria and Embedding Filler Performance and Microflora ····· MENG Ting, YANG Hong (3339)

Selection of Microalgae for Biofuel Using Municipal Wastewater as a Resource ····· HAN Song-fang, JIN Wen-biao, TU Ren-jie, *et al.* (3347)

Purification Effect of Piggery Wastewater with *Chlorella pyrenoidosa* by Immobilized Biofilm-Attached Culture ····· WANG Yuan-zhu, CHENG Peng-fei, LIU De-fu, *et al.* (3354)

Combination of Microbubble Catalytic Ozonation and Biological Process for Advanced Treatment of Biotreated Coal Chemical Wastewater ····· LIU Chun, ZHOU Hong-zheng, ZHANG Jing, *et al.* (3362)

Effect of pH Shock on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria Treating Saline Wastewater ····· YU De-shuang, ZHOU Tong, LI Jin, *et al.* (3369)

Removal of Nitrogen from Alcohol Wastewater by PN-ANAMMOX ····· ZHOU Zheng, LIN Xing, WANG Fan, *et al.* (3377)

Biorecovery of Palladium from Simulated Wastewaters and Its Catalytic Property for Methylene Blue ····· KANG Nai-xin, ZHU Neng-wu, GUO Wen-ying, *et al.* (3385)

Investigation of Initiation and Shock Process of ANAMMOX Based on Color Space ····· WANG Li-jun, LI Zhi-hua, HAN Dong, *et al.* (3393)

Fast Start-up of Shortcut Nitrification in a CSTR and an MBR ····· ZHANG Ting, WU Peng, SHEN Yao-liang, *et al.* (3399)

Conversion Pathways of Substrates in Sulfate-Reducing Ammonia Oxidation System ····· WANYAN De-qing, HUANG Yong, BI Zhen, *et al.* (3406)

Effect of Different TOC to NH_4^+-N Ratios on Nitrogen Removal Efficiency in the ANAMMOX Process ····· WANG Fan, LIU Kai, LIN Xing, *et al.* (3415)

Effects of Salinity on the Operation of EGSB Reactors and the Anaerobic Granular Sludge ····· TAN Xiao, HUANG Liang, YANG Ping, *et al.* (3422)

Start-up of Granule CANON Process and the Strategy for Enhancing Total Nitrogen Removal Rate ····· SUN Yan-fang, HAN Xiao-yu, ZHANG Shun-jun, *et al.* (3429)

Effect of Extracellular Polymeric Substance (EPS) on the Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) onto Activated Sludge ····· LIU Xin-tong, YIN Hua, PENG Hui, *et al.* (3435)

Characteristics of N_2O and NO_x Emissions from Purple Soil Under Different Fertilization Regimes ····· HU Lei, LIU Yun, ZHU Bo (3442)

Effect of Plastic Film Mulching on Methane Emission from a Vegetable Field ····· ZHANG Kai-li, HAO Qing-ju, FENG Di, *et al.* (3451)

Responses of Soil Ammonia Oxidizers to Simulated Warming and Increased Precipitation in a Temperate Steppe of Inner Mongolia ····· ZHANG Cui-jing, SHEN Ju-pei, SUN Yi-fei, *et al.* (3463)

Nitrification Activity and Autotrophic Nitrifiers in Long-term Fertilized Acidic Upland Soils ····· XU Bai-lu, ZHONG Wen-hui, HUANG Qian-ru, *et al.* (3473)

Effects of $CaCO_3$ Application on Soil Microbial Nitrogen Cycle in an Acid Soil ····· GUO An-ning, DUAN Gui-lan, ZHAO Zhong-qiu, *et al.* (3483)

Responses of Extracellular Enzymes to Nitrogen Application in Rice of Various Ages with Rhizosphere and Bulk Soil ····· WEI Liang, TANG Zhen-zhu, ZHU Zhen-ke, *et al.* (3489)

Variation in the Temperature Sensitivity of Surface Litter Respiration and Its Influencing Factors ····· ZHANG Yan-jun (3497)

Magnetic Properties of Farmland Soils in Arid Regions in Northwest China and Their Environmental Implications ····· WANG Xin, XIA Dun-sheng, WANG Bo, *et al.* (3507)

Preparation of Magnetic Biomass Carbon by Thermal Decomposition of Siderite Driven by Wheat Straw and Its Adsorption on Cadmium ··· ZHANG Ru-yu, LIU Hai-bo, ZOU Xue-hua, *et al.* (3519)

Effects of Traffic-related Air Pollution Exposure on DNA Methylation ····· WANG Ting, DING Rui, HUANG Dan-ni, *et al.* (3529)

Effects of Exogenous Microorganism Inoculation on Efficiency and Bacterial Community Structure of Sludge Composting ····· YANG Ping-ping, YIN Hua, PENG Hui, *et al.* (3536)

Life Cycle Assessment of Traction Lead-acid Batteries for Electric Bikes in China ····· LIU Wei, TIAN Jin-ping, CHEN Lü-jun (3544)