

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第11期

Vol.38 No.11

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

天津市非道路移动源污染物排放清单开发	张意, Andre Michel, 李东, 张欣, 吴琳, 张衍杰, 马超, 邹超, 毛洪钧 (4447)
基于移动监测和土地利用回归模型的上海市近地面黑碳浓度空间模拟	彭霞, 余倩楠, 龙凌波, 刘敏, 徐茜, 魏宁, 周陶冶 (4454)
鄂东典型工业城市大气 PM ₁₀ 中元素浓度特征和来源分析	占长林, 张家泉, 郑敬茹, 姚瑞珍, 刘红霞, 肖文胜, 刘先利, 曹军骥 (4463)
常州夏秋季 PM _{2.5} 中碳质气溶胶特征及来源	叶招莲, 刘佳澍, 李清, 马帅帅, 许澎 (4469)
徐州市冬季大气细颗粒物水溶性无机离子污染特征及来源解析	范美益, 曹芳, 张园园, 鲍孟盈, 刘晓妍, 张雯淇, 高嵩, 章炎麟 (4478)
南宁市一次污染过程大气颗粒物理化特性及来源	刘慧琳, 陈志明, 李宏姣, 蒋靖坤, 张强, 黄炯丽, 毛敬英, 梁桂云, 杨俊超, 张达标, 莫招育 (4486)
西安市秋冬季不同空气质量下可培养微生物气溶胶浓度和粒径分布	李婉欣, 路瑞, 谢铮胜, 王金龙, 范春兰, 刘鹏霞, 李彦鹏 (4494)
黄渤海海域秋季营养盐及有色溶解有机物分布特征	唐永, 孙语嫣, 石晓勇, 韩秀荣, 苏荣国 (4501)
华东沿海滩涂区表层沉积物重金属含量特征及风险评价	张明, 鲍征宇, 陈国光, 雍太健, 朱意萍, 梁晓红 (4513)
基于地球化学特性的海州湾海洋牧场沉积物重金属研究	李大鹏, 张硕, 张中发, 罗娜, 魏青青, 张瑞, 黄宏 (4525)
尼洋河流域水化学特征及其控制因素	张涛, 蔡五田, 李颖智, 张智印, 耿婷婷, 边超, 赵森, 蔡月梅 (4537)
南亚热带地区水库夏季铁、锰垂直分布特征	杨思远, 赵剑, 余华章, 彭亮, 肖利娟 (4546)
辽河流域地表水中典型抗生素污染特征及生态风险评估	张晓娇, 柏杨巍, 张远, 马淑芹, 郭昌胜, 张莉 (4553)
东太湖渔业养殖对沉积物营养盐的影响	何肖微, 储瑜, 曾巾, 赵大勇, 陆建明, 曹萍, 吴庆龙 (4562)
浑太河不同水生态区营养盐对底栖硅藻的影响及阈值	张莉, 林佳宁, 张远, 王书平, 臧小苗, 张晓娇 (4570)
水环境条件对三峡库区消落带狗牙根根磷养分淹水浸泡释放的影响	肖丽微, 朱波 (4580)
野鸭湖湿地芦苇根际微生物多样性与磷素形态关系	滕泽栋, 李敏, 朱静, 宋明阳 (4589)
人为扰动背景下城市边缘溪流底质硝化-反硝化潜力分析	李如忠, 郑侠, 高苏蒂, 叶舟 (4598)
不同扰动下外源磷在形态磷间的分布规律	蔡顺智, 李大鹏, 唐鑫煜, 李浩冉, 朱伟, 黄勇 (4607)
伊乐藻-高效脱氮微生物协同作用对污染水体氮素脱除机制的影响	王浩, 李正魁, 张一品, 丁帮璟 (4617)
零价铁活化过硫酸钠去除废水中的砷(V)	周孜迈, 邓文娜, 杨艺琳, 孙艳秋, 王悦, 柳听义, 王中良 (4623)
nZVI/AC 复合材料对水中锑的去除	蒋婷, 鲍玥, 李威, 方荣业, 史惠祥 (4632)
流态对生物添加强化硝化效果的影响	于莉芳, 杜倩倩, 张茹, 杨秀玲, 李初, 渭思思, 冯云堂 (4641)
温度对 SBR 生物脱氮效能及胞外聚合物的影响	孙洪伟, 陈翠忠, 吴长峰, 赵华南, 于雪, 方晓航 (4648)
温度对间歇曝气 SBR 短程硝化及硝化活性的影响	刘宏, 彭永臻, 卢炯元, 李慧, 南彦斌, 王瑾, 陈永志 (4656)
不同诱导模式下 CAST 工艺的亚硝酸盐型反硝化除磷能力	马娟, 王谨, 俞小军, 张伟, 魏雪芬, 陈永志, 田文清 (4664)
污水处理厂 CANON 工艺小试	李冬, 赵世勋, 王俊安, 朱金凤, 关宏伟, 张杰 (4673)
SBR 加载不同粒径磁性活性炭对其污泥颗粒化进程的影响机制	信欣, 管蕾, 郭俊元, 刘洁, 冯梅, 余婷婷 (4679)
常温下厌氧氨氧化污泥的储存及活性恢复	黄佳路, 王小龙, 高大文 (4687)
同步脱氮除磷好氧颗粒污泥培养过程微生物群落变化	高景峰, 王时杰, 樊晓燕, 潘凯玲, 张丽芳, 张树军, 高永青, 张帅 (4696)
硫酸盐和 Fe(II) EDTA-NO ₃ /Fe(III) EDTA 厌氧还原过程特性及微生物群落分析	张玉, 万方, 周集体 (4706)
SBR 系统外加磁场对微生物群落多样性和处理效果的影响	耿淑英, 付伟章, 王静, 郑书联 (4715)
安徽某铁矿排土场废矿石中产酸微生物群落	杜泽瑞, 郝春博, 裴理鑫, 卫朋飞, 张鑫, 鲁艳春 (4725)
典型集雨人饮地区窖水微生物群落多样性及差异解析	杨浩, 张国珍, 杨晓妮, 武福平, 赵炜, 张洪伟, 张翔 (4733)
表层沉积物中 6:2 氟调醇生物降解对细菌群落结构的影响	王丹, 侯珍, 张琪, 周莹, 卢晓霞 (4747)
外源环烷酸在土壤中的降解过程及对微生物群落结构的影响	刘艳秋, 赵嫣然, 刘梦娇, 樊灏, 黄艺 (4756)
1 株异养硝化-好氧反硝化细菌 DK1 的分离鉴定及其脱氮特性	牟东阳, 靳鹏飞, 彭永臻, 李夕耀, 张琼, 何建中 (4763)
重庆缙云山 4 种典型植被覆盖下汞的释放通量及影响因素	杨光, 孙涛, 安思危, 马明 (4774)
模拟氮沉降对闽江口淡水感潮沼泽湿地 CO ₂ 、CH ₄ 排放通量的短期影响	李冬冬, 仝川, 谭立山, 陈坤龙, 孙东耀, 黄佳芳 (4782)
地膜覆盖对稻-油轮作农田 CH ₄ 和 N ₂ O 排放的影响	石将来, 郝庆菊, 冯迪, 张凯莉, 石孝均, 江长胜 (4790)
西安市公园土壤多环芳烃污染特征、来源及风险评价	周燕, 卢新卫 (4800)
不同沙生灌木下土壤颗粒及重金属空间分布特征	代豫杰, 郭建英, 董智, 李锦荣, 李红丽 (4809)
不同水分梯度下 UV-B 辐射对 2 个稻田土壤碳氮转化的影响	蒋梦蝶, 王秋敏, 徐鹏, 周维, 郭磊, 胡荣桂 (4819)
喀斯特灌丛土壤丛枝菌根真菌群落结构及丰度的影响因子	梁月明, 苏以荣, 何寻阳, 陈香碧, 胡亚军 (4828)
生物炭和草酸活化磷矿粉对镉镍复合污染土壤的应用效果	段然, 胡红青, 付庆灵, 寇长林 (4836)
反复冻融与高温老化对神污染土壤固化稳定化效果的影响	杨洁, 钱赵秋, 王旌 (4844)
皂角苷和柠檬酸联合对污泥中 Cu、Pb 和 Zn 的去除及其稳定性特征	叶涛, 黄丽, 张克强, 张斌, 常红, 刘智杰, 杜连柱 (4850)
针铁矿与胡敏酸的交互作用及其复合物的稳定性	王锐, 朱朝菊, 向文军, 方敦, 杨小洪, 吴少尉, 魏世勇 (4860)
塑胶跑道中有机磷酸酯的含量及健康风险	印红玲, 刘琴, 廖林群, 王震, 罗怡, 邓旭, 丁凌刚, 唐铭 (4868)
农业废物堆肥中理化参数对 GH6 家族基因影响	陈耀宁, 苟宇, 黎媛萍, 伍艳馨, 陈艳容, 李辉, 刘耀, 汪元南, 张道利, 朱福造, 曾光明 (4874)
F/M 及 HRT 对果蔬垃圾厌氧发酵产氢的影响	李标, 孔晓英, 李连华, 袁振宏, 孙永明, 吕鹏梅 (4882)
环境模型中敏感性分析方法评述	陈卫平, 涂宏志, 彭驰, 侯鹰 (4889)
《环境科学》征稿简则 (4462) 《环境科学》征订启事 (4672) 信息 (4647, 4705, 4789)	

常温下厌氧氨氧化污泥的储存及活性恢复

黄佳路, 王小龙, 高大文*

(哈尔滨工业大学城市水资源与环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: AnAOB 的缓慢生长严重限制了它的广泛应用, 因此厌氧氨氧化污泥的长期储存和快速恢复的研究成为必然. 本研究在室温(室温 14 ~ 30℃)下, 分别选择了 15、30、45、60、75 和 100 d 的储存时间, 研究了无外加基质条件下, 储存时间对厌氧氨氧化污泥活性以及恢复后活性的影响. 结果显示, 经过 15、30、45、60、75 和 100 d 的储存, 污泥的比厌氧氨氧化活性(SAA)分别是储存前初始 SAA 的 90.9%、64.3%、61.7%、43.2%、25.8% 和 19.3%. 污泥的 SAA 随储存时间呈线性下降(R^2 为 0.978). 污泥恢复后的活性均高于污泥的初始 SAA, 分别为储存前的初始 SAA 的 103.4%、129.3%、124.8%、111.7% 和 116.9%, 储存了 100 d 的污泥恢复后的 SAA 虽未恢复到初始 SAA 水平, 但也达到初始 SAA 的 98.9%. 试验结果表明, 在长达 100 d 的常温储存后, 厌氧氨氧化污泥的 SAA(以 N/VSS 计)降为 $0.0513 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 经过 9.5 d 的恢复培养, 污泥 SAA 仍能得到基本恢复.

关键词: 常温; 厌氧氨氧化; 污泥储存; 储存时间; 活性恢复; 比厌氧氨氧化活性

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)11-4687-09 DOI: 10.13227/j.hjks.201704159

Storage and Reactivation of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Sludge at Room Temperature

HUANG Jia-lu, WANG Xiao-long, GAO Da-wen*

(State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Slow growth rates limit the widespread application of anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) reactions, which presents a need for the study of long-term storage and rapid reactivation of ANAMMOX sludge. Under room temperature conditions (14 ~ 30℃), this study investigated the effects of storage duration on the residual activity and the activity after reactivation of ANAMMOX sludge without the addition of external substances. The chosen storage durations were 15, 30, 45, 60, 75 and 100 days, respectively. The results show that the residual specific ANAMMOX activities (SAAs) of the stored ANAMMOX sludge were 90.9%, 64.3%, 61.7%, 43.2%, 25.8% and 19.3% of the initial activity (activity before sludge storage) after 15, 30, 45, 60, 75 and 100 days, respectively. Therefore, the residual SAA decreases linearly with an increase in the storage duration of ANAMMOX sludge (R^2 was 0.978). The SAAs after reactivation with a storage duration of 15, 30, 45, 60 and 75 days were all higher than the initial SAA and reached 103.4%, 129.3%, 124.8%, 111.7% and 116.9% of the initial SAA before its storage, respectively. However, the SAA after reactivation after storage for 100 days was just 98.9% of the initial SAA. In conclusion, after as long as 100 days of storage duration under room temperature, the residual SAA of ANAMMOX sludge decreases to $0.0513 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, and its ANAMMOX activity can still be recovered after 9.5 days of reactivation culture.

Key words: room temperature; anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX); sludge storage; storage duration; reactivation; specific ANAMMOX activities

厌氧氨氧化(ANAMMOX)是一种新型生物脱氮工艺. 厌氧氨氧化过程是指在厌氧条件下以 NO_2^- -N 为最终电子受体来氧化 NH_4^+ -N, 最终生成 N_2 和少量 NO_3^- , 其最终实现两种主要氮素污染物的同时脱除^[1]. 厌氧氨氧化工艺无需外加有机碳源、运行成本低、污泥量少, 克服了传统硝化-反硝化脱氮工艺的缺点. 然而厌氧氨氧化菌(AnAOB)生长速度缓慢, 倍增时间长达 11 ~ 19 d, 导致厌氧氨氧化工艺启动周期相当长^[2]. 世界上第一座 ANAMMOX 工程在荷兰鹿特丹, 启动时间长达 42 个月^[3]. 另外, AnAOB 还对温度、pH 值、氧气、生长基质、有机物等环境条件异常敏感, 致使厌氧氨氧化工艺启动时

容易失稳、失稳后难以恢复^[4~8]. 所以通过接种厌氧氨氧化污泥来缩短启动时间和使其稳定运行成为近些年的研究热点. 有研究表明, 部分或全部接种厌氧氨氧化污泥能够快速启动厌氧氨氧化工艺^[9], 因此对已富集成功的厌氧氨氧化污泥进行储存, 并能在短期内使其活性快速恢复, 这对厌氧氨氧化工程化广泛应用非常重要.

关于厌氧氨氧化污泥储存方式主要包括储存温

收稿日期: 2017-04-15; 修订日期: 2017-05-29

基金项目: 黑龙江省自然科学基金重点项目(ZD201412)

作者简介: 黄佳路(1991~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为厌氧氨氧化在污水处理中的应用, E-mail: jiaerhuang@126.com

* 通信作者, E-mail: gaodw@hit.edu.cn

度、储存时间、添加基质和活性恢复等方面的研究. 在储存温度上,主要集中在低温保存,如在液氮(-200°C)条件下冷冻储存4个月后,厌氧氨氧化的活性有可能再度复活^[10]; 4°C 不添加硝酸盐的情况下厌氧氨氧化污泥至少可以储存5个月^[11]. 储存时间也会影响菌种储存效果,有研究发现常温下储存时间对厌氧氨氧化污泥活性影响显著,随着储存时间的延长污泥活性会大幅度降低,甚至消失^[12]. 也有学者指出 4°C 以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 为保藏基质的方法保藏 AnAOB 混合培养物最有效^[13]. 同样厌氧氨氧化污泥储存后如何进行活性恢复也是十分重要的,有研究认为常温储存有利于 AnAOB 活性恢复,低温下储存的菌种活性会随着储存时间的延长而越难恢复^[14]. 综上所述,常温条件下的无基质供给的饥饿储存在经济成本与储存效果相对平衡,比较具有应用前景.

本研究在室温(室温 $14\sim 30^{\circ}\text{C}$)下,分别选择了15、30、45、60、75和100 d的储存时间,研究了无外加基质条件下,厌氧氨氧化污泥 SAA 的变化情况及储存时间对厌氧氨氧化污泥活性恢复的影响,成功找到了简单快速有效的 AnAOB 储存及恢复方法,以为厌氧氨氧化工艺的工业化广泛应用提供理论依据和技术指导.

1 材料与方法

1.1 接种污泥

接种厌氧氨氧化污泥取自本课题组长期运行的EGSB反应器(有效容积3 L). 该反应器整个培养过程中厌氧氨氧化效果较好, NH_4^+-N 消耗量 $\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 NO_2^--N 消耗量 $\Delta\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 NO_3^--N 产生量 $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}$ 的化学计量比为 $1:1.1:0.23$,与理论比值($1:1.32:0.26$)相近^[1]. NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率均保持在90%左右,反应器体积去除负荷为 $8.21\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,比厌氧氨氧化活性(SAA,以 N/VSS 计,下同)为 $0.266\text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$. 污泥呈现红褐色,以颗粒为主.

1.2 试验用水

本试验采用人工配水方式,分别由 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NaNO_2 提供 NH_4^+-N 和 NO_2^--N . 其它成分包括 KHCO_3 $1500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 KH_2PO_4 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $140\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、微量元素储备液 $1\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. 微量元素储备液成分为 EDTA $5000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 FeSO_4 $5000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{ZnSO}_4\cdot$

$7\text{H}_2\text{O}$ $430\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $240\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $990\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ $250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NaMoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $220\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $190\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ $210\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 H_3BO_4 $14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 配水通过高纯氮气进行30 min的曝气处理以去除水中的溶解氧.

1.3 储存方式和恢复方法

厌氧氨氧化污泥经过洗涤后分别放置在去离子水中,室温条件下避光密封保存. 期间室内环境温度最高为 30°C ,最低温度为 14°C ,具体变化如图1所示.

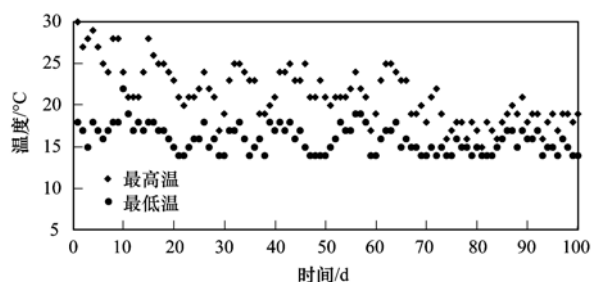


图1 污泥储存期间室内温度变化情况

Fig. 1 Indoor temperature changes during sludge storage

在储存后的第15、30、45、60、75和100 d,取3组平行样来分别测定厌氧氨氧化污泥的SAA,并在经过活性恢复后测定恢复后的SAA. 恢复策略为:初始以 $70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NH}_4^+-\text{N}$ 和 $92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NO}_2^--\text{N}$ 开始进行恢复,并在恢复过程中,保持出水的 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度在很低水平的前提下,不断提高其进水基质浓度,当活性达到储存前污泥的SAA水平并进行一段时间的稳定运行后即可停止恢复过程.

活性恢复过程同样设置3组平行的序批式厌氧瓶,每组厌氧瓶放置3 g储存后的厌氧氨氧化污泥,培养于 $140\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 摇床中,恒温于 35°C ,水力停留时间(HRT)恒定为12 h. 通过测定进出水氮素浓度的变化来调整配水的进水氮容积负荷. 整个更换配水的操作都在厌氧操作台中完成.

1.4 SAA测定

SAA测定采用相同的试验配水,初始 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度分别为 $70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 初始pH值在7.7~8.1之间. 测定过程采用100 mL配水和3 g(湿重)厌氧氨氧化污泥,通过高纯氮气曝气20 min以保证配水的厌氧环境. 然后避光培养于 35°C 、 $140\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的水浴摇床,每隔1 h取水样测定 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度. 由基质浓度降解曲线,计

算出污泥的 SAA. 每个样品设置 3 个平行样.

1.5 测定项目与方法

挥发性固体浓度 (VSS)、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 分别采用恒重法、纳氏试剂分光光度法、*N*-(1-萘)-乙二胺分光光度法和麝香草酚法测定^[15]. pH 值通过 WTW 便携式多参数测试仪 (Multi 3430) 测定.

2 结果与讨论

2.1 储存时间对 SAA 和污泥颜色的影响

2.1.1 储存时间对 SAA 的影响

分别将常温储存下 15、30、45、60、75、100 d 的厌氧氨氧化污泥取出, SAA 的测定结果如图 2 所示. 从中可知, SAA 分别为 0.242、0.171、0.164、0.115、0.069 和 0.051 $\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 是储存前 SAA 的 90.9%、64.3%、61.7%、43.2%、25.8% 和 19.3%. 经过 15 d 的储存后厌氧氨氧化污泥仍然保持较高活性, 说明 15 d 的储存时间对厌氧氨氧化的活性影响较小, AnAOB 的代谢能力仍然十分旺盛, 污泥开始储存时残留基质的存在对初期活性的保持有积极作用. 15~100 d 的时间内, 厌氧氨氧化活性几乎以线性下降 (R^2 为 0.978). 经过 100 d 的储存后, 污泥 SAA 只有初始活性的 19.3%, 说明此时厌氧氨氧化污泥经过内源消化几乎完全消耗^[16]. 总

体而言, 从整个 100 d 的储存期的 SAA 变化可以看出, 随着储存时间的延长厌氧氨氧化活性也在逐渐下降, 储存前期 (储存前 15 d) 活性下降较缓, 随后厌氧氨氧化污泥活性呈线性下降.

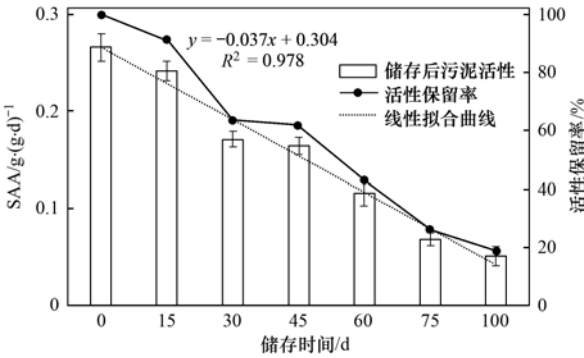
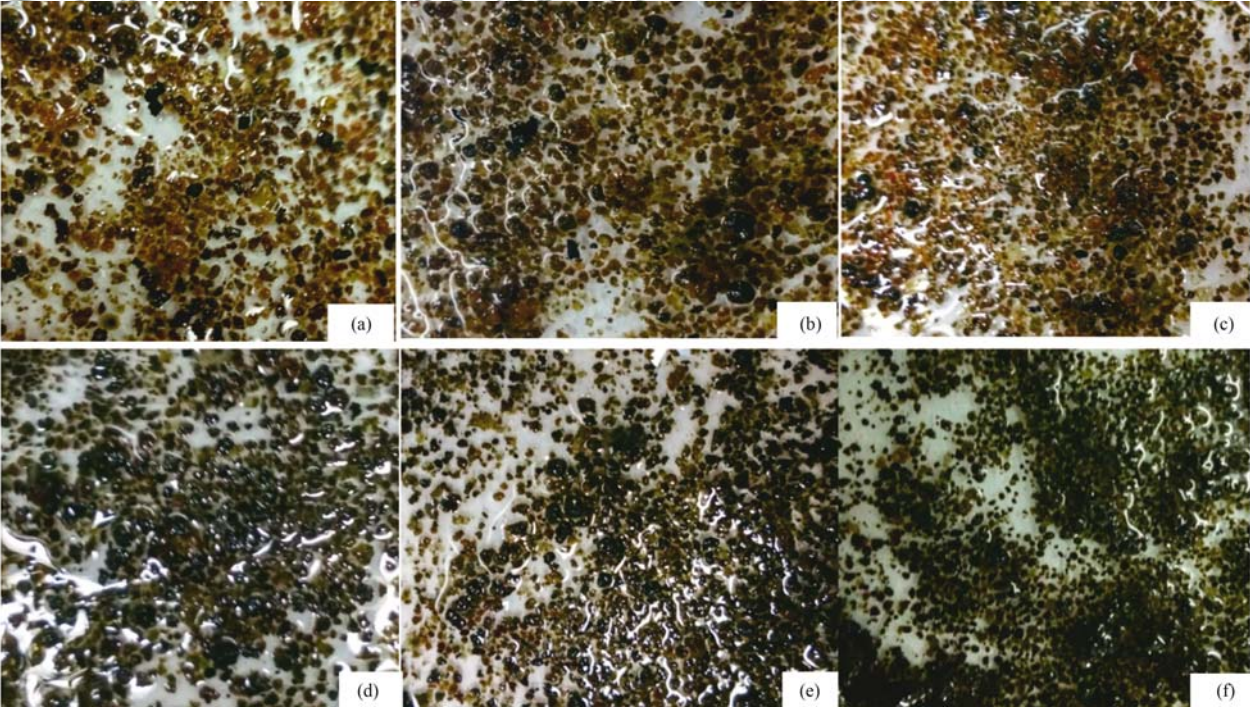


图 2 不同储存时间下 SAA 的变化情况

Fig. 2 Variations of the SAA after storage under different storage durations

2.1.2 储存时间对污泥颜色的影响

本研究发现污泥在不同时间下储存后, 形状和颜色有了很大的变化. 储存过程中, 厌氧氨氧化污泥颜色随时间的变化如图 3 所示. 从中可知, 随着储存时间的延长, 厌氧氨氧化污泥逐渐变黑, 颗粒结构逐渐变细碎. 主要原因为血红素是 AnAOB 胞内血红蛋白的重要辅基, 其含量影响厌氧氨氧化污泥外观颜色^[17, 18]. 在无基质添加的厌氧氨氧化污泥



(a) 15 d; (b) 30 d; (c) 45 d; (d) 60 d; (e) 75 d; (f) 100 d

图 3 厌氧氨氧化污泥的颜色随储存时间的变化

Fig. 3 Changes of ANAMMOX sludge colors during storage

储存过程中, AnAOB 胞内血红素逐渐降解, 使厌氧氨氧化污泥外观颜色发生一定变化. 这与汪彩华等^[19]研究发现硫化物随储存时间的延长而增加, 颜色也随硫化物的增加而逐渐变黑, 并最终完全覆盖厌氧氨氧化污泥因富含血红素 c 而呈现的红色的结果一致. 而本试验是无添加基质的储存方式, 且储存前的污泥经过离子水的反复洗涤已经洗去了原配水中的硫酸盐, 说明储存过程中产生的硫化物并不是由硫酸盐还原产生的. 再由汪彩华等^[13]的研究可知储存过程中生成的硫化物主要来源于死亡菌体的水解. 本试验储存前 AnAOB 的活性很高, 所以储存前期应该可以快速消耗这些矿物质化释放的无机氮源, 然后将逐渐利用自身体内的物质进行新陈代谢, 导致细菌逐步解体(污泥颗粒变小)且腐烂产生 H_2S , 使得污泥颜色变黑并发出难闻的臭味.

2.2 储存后厌氧氨氧化污泥的恢复

2.2.1 活性恢复过程中的脱氮效果

常温下活性恢复试验是根据储存时间确定的, 恢复过程的脱氮效果如图 4 所示. 储存 15 d 的厌氧氨氧化污泥的活性恢复由图 4(a)可知, 当恢复到第 24 h 时, 出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度降低至 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 继续稳定运行到第 48 h 时去除率达到 99% 以上. 因为储存 15 d 后的厌氧氨氧化污泥的 SAA 较高, 该批次活性恢复试验仅用时 2 d.

当储存时间由 15 d 延长到 30 d 的时候, 厌氧氨氧化污泥活性恢复过程如图 4(b)所示, 根据之前的恢复策略进行恢复. 当反应进行到第 72 h 时, 出水 NH_4^+-N 浓度降至 $3.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 96.1%. 而 NO_2^--N 浓度降低至 $3.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率为 97.5%, 去除效果非常好, 继续稳定运行到第 108 h 时两者的去除率均达到 96% 以上, 所以该批次活性恢复试验用时 4.5 d. 储存时间达到 45 d 时, 厌氧氨氧化污泥恢复情况如图 4(c), 当恢复到第 108 h 时 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率分别为 79.1%、81.5%, 该批次活性恢复试验也用时 4.5 d.

继续储存到 60 d 后, 厌氧氨氧化污泥恢复情况如图 4(d), 恢复反应进行的前 60 h, 出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度逐渐降低, 去除率均在 80% 以上, 保持较好的去除效果. 然而在第 72 h 时出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率分别只有 22.8% 和 47.1%. 此时反应器效果骤降的原因是因为厌氧操作台出现故障, 换水过程没能保持严格厌氧条件. 溶解氧水平达到 0.5% 的空气饱和度即对厌氧氨氧化反应产生

抑制^[20, 21]. 仪器恢复后, 继续恢复稳定到第 144 h 时 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的浓度降至 $12.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $14.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除效果良好, 活性恢复试验结束. 因为在恢复过程中出现仪器故障导致恢复期出现异常波动, 虽然试验是在第 6 d 结束, 但按照储存 30 d 和 45 d 均用时 4.5 d 来推测该批次试验用时小于 6 d. 储存时间从 60 d 延长到 75 d 时厌氧氨氧化污泥恢复情况如图 4(e), 恢复方式与前面基本一致, 稳定恢复到第 144 h 时 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率均在 85% 以上, 去除效果良好, 活性恢复试验结束. 该批次活性恢复试验用时 6 d.

进一步延长储存时间到 100 d 时厌氧氨氧化污泥恢复情况如图 4(f), 此时污泥的 SAA 仅为 $0.0513\text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$, 活性已很低. 反应进行的前 84 h, 出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 浓度波动较大, NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率基本保持在 30% 以下. 之后改变进水基质浓度使 $n(NH_4^+-N)$ 和 $n(NO_2^--N)$ 的量比为 1:1, 以降低亚硝酸盐对 AnAOB 的抑制效果^[22]. 继续恢复稳定至 228 h, 出水 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的浓度逐渐降至 $23.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $15.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别为 67.7% 和 80.8%. 该批次活性恢复试验用时 9.5 d. 各批次恢复试验结束时 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的去除率相差很大, 但其厌氧氨氧化特征已十分明显, 且本研究是以 SAA 达到储存前的水平为依据进行的. 所以当恢复到储存前 SAA 的水平时便终止了试验.

从以上的分析可以看出在常温无基质添加的条件下, 储存 15、30、45、60、75 和 100 d 的厌氧氨氧化污泥, 经过最多 9.5 d 的时间污泥 SAA 基本恢复到了储存前的水平. 首先说明了常温储存过程中 AnAOB 并没有大量死亡, 很可能只是在缺乏基质的条件下进入的休眠状态. 因为 AnAOB 的倍增时间长达 11~19 d, 若储存过程中菌体大量死亡不可能在那么短的时间内厌氧氨氧化活性得到恢复. 而与其他研究相比之所以取得如此好的恢复效果, 笔者认为主要在于恢复策略的不同. 恢复策略方面主要是在保证严格厌氧的环境下, 进水氨氮和亚硝氮从低浓度开始进行恢复, 其目的是为了提供基质的同时防止游离氨和游离亚硝氮对厌氧氨氧化菌的抑制. 之后随着氨氮和亚硝氮去除率的提高而逐渐提高它们的进水浓度, 以此逐步提高氮去除负荷, 使厌氧氨氧化污泥活性得到快速恢复. 所以, 常温存储下, 厌氧氨氧化污泥的损伤小, 颗粒保持完整, 菌体无大量死亡, 再加上严格厌氧的恢复操作下逐渐提高基质浓度的方法, 是本研究较好效果的原因. 而

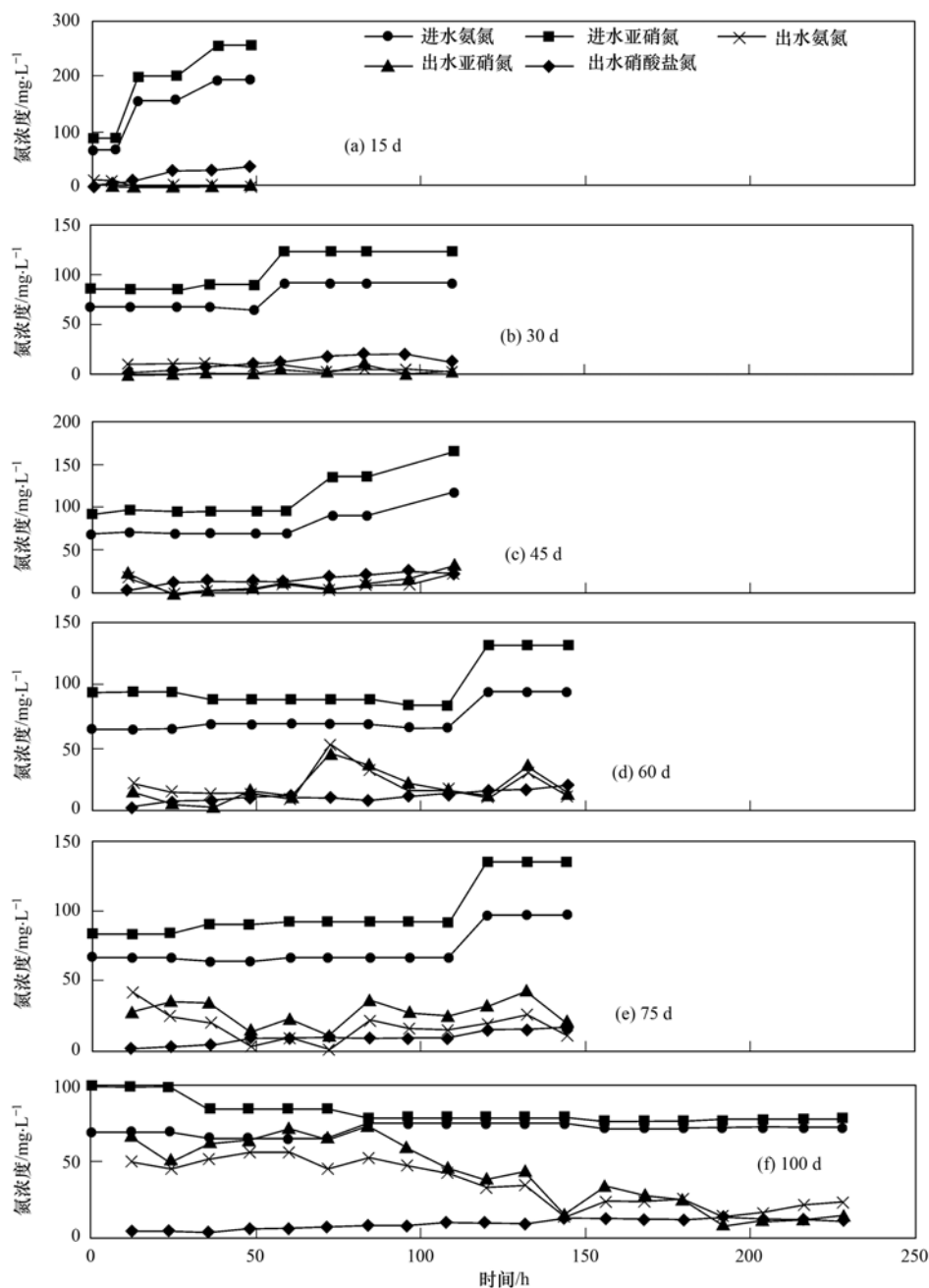


图4 常温下不同储存时间后厌氧氨氧化污泥的恢复效果

Fig. 4 Performance after different storage durations of ANAMMOX sludge under room temperature

再深层次的原理,是下一步的研究探索的工作目标。

从厌氧氨氧化污泥的常温储存后的恢复过程可知,随着储存时间的延长,活性恢复时间也在逐渐增加。目前从这方面的研究来看,Ali 等^[23]在室温条件下将 AnAOB 在添加 $3 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 钼酸盐的营养液中储存 90 d 后,需要长达 35 d 才能完全恢复 AnAOB 的活性; Ji 等^[24]在 4°C 的条件将厌氧氨氧化污泥储存了 60 d 后,经过 14 d 的恢复培养,恢复污泥的 92.9% 的活性; Xing 等^[25]的研究结果表明,厌氧氨氧化污泥在 4°C 条件下储存 50 d 后,需要经

过 8 d 的时间来恢复污泥活性。本研究的污泥储存条件无需添加外源营养物质,而且无需维持低温条件,在自然常温条件下储存即可。同时,储存后污泥活性的恢复时间很短,即使是经过长达 100 d 的储存,活性恢复的时间也仅为 9.5 d,与同行的研究结果相比恢复时间较短。本研究的储存条件简单,活性恢复快速,对于厌氧氨氧化污泥的快速储存和工程化应用有很大的参考价值。

2.2.2 活性恢复后的 SAA

分别将常温储存下 15、30、45、60、75、100 d

的厌氧氨氧化污泥进行恢复后测定 SAA,其结果如图 5 所示. 从中可知,恢复后 SAA 分别为 0.275、0.344、0.332、0.297、0.311 和 0.263 $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$,是储存前 SAA 的 103.4%、129.3%、124.8%、111.7%、116.9% 和 98.9%. 除了 100 d 储存时间外,其它储存时间的污泥恢复后的污泥活性都高于储存前的污泥活性,分析认为储存前污泥在 EGSB 反应器中培养时其活性并没有达到最高水平,所以经过恢复后的 SAA 能达到高于储存前 SAA 的水平. 经试验得出该温度下储存的厌氧氨氧化污泥一旦给予合适的条件,AnAOB 就会快速生长,很快就达到了较高的脱氮效能^[16].

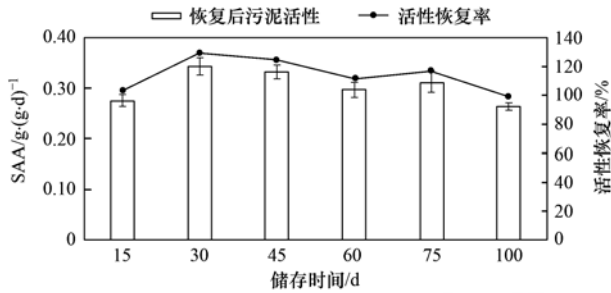


图 5 不同储存时间下恢复后污泥活性变化情况

Fig. 5 Reactivation after different storage durations of ANAMMOX sludge

2.2.3 活性恢复过程中污泥颜色的变化

当厌氧氨氧化污泥活性较高时,污泥一般呈现红褐色. 本研究发现在厌氧氨氧化污泥储存不同时

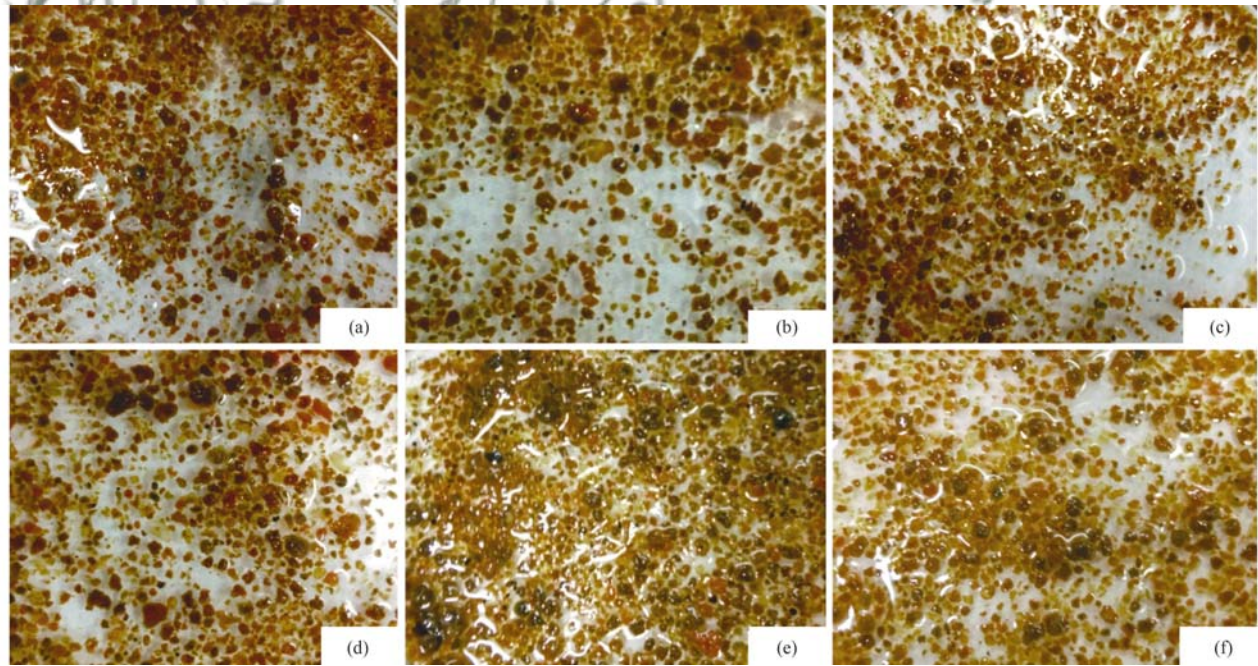
间后进行恢复的过程中,污泥颜色逐渐由储存后的深褐色或黑色变为红棕色,如图 6 所示,且刺鼻的臭味也在逐渐消散. 图 6(a)的颜色与储存前污泥颜色最为接近,说明储存 15 d 时的污泥的活性很高,恢复试验进行 2 d 污泥颜色也同时得到恢复. 分析认为厌氧氨氧化污泥短期储存时只是在颗粒污泥的表面进行了氧化反应,一旦进入恢复试验随着污泥表面的硫化物逐渐消散,污泥颜色也会逐渐变红.

对比图 3 可以看出,储存后与恢复后污泥颜色变化十分明显,尤其是储存 60、75 和 100 d 的污泥恢复后[图 6(d)~6(f)],污泥颜色由储存后的黑色变为红色,说明污泥的活性随恢复时间在逐渐升高,也标志着厌氧氨氧化反应的成功进行. 但有少量的黑色颗粒,笔者认为可能是由于储存过程中有部分 AnAOB 死亡造成的. 由图 6 也可以看出随着储存时间的延长,虽然恢复时间也在逐渐增加,但恢复后污泥颜色越来越不容易恢复到储存前鲜亮的红褐色. 与厌氧氨氧化污泥活性恢复也越来越困难一致.

2.3 恢复期间厌氧氨氧化反应的化学计量关系

厌氧氨氧化过程中,理论上 $\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\Delta\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}$ 的化学计量比为 1:1.32:0.26^[1]. 不同储存时间后进行的恢复过程中的化学计量比(量比)变化如图 7 所示.

从储存 15 d 后恢复到储存 60 d 后恢复过程可



(a)15 d; (b)30 d; (c)45 d; (d)60 d; (e)75 d; (f)100 d

图 6 厌氧氨氧化污泥的颜色随恢复时间的变化

Fig. 6 Changes of ANAMMOX sludge colors during restoration

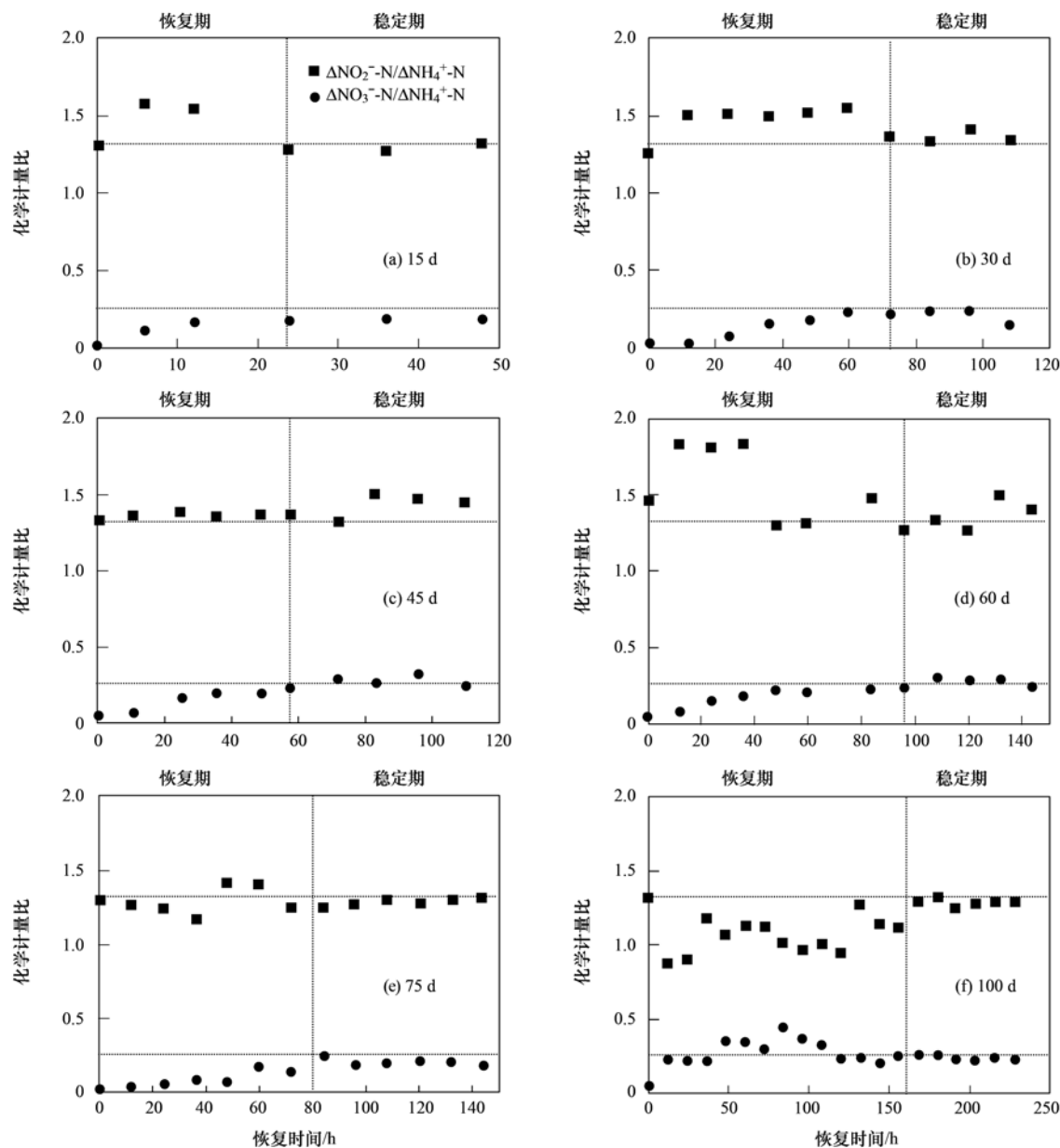


图7 常温下不同储存时间后厌氧氨氧化污泥的恢复过程中的化学计量比变化

Fig. 7 Variations of stoichiometric ratios after different storage durations under room temperature in the restoration stage of ANAMMOX sludge

以看出, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 比值在恢复前期基本高于理论值 1.32, 而 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的比值基本低于理论值 0.26. 有研究表明, 厌氧氨氧化反应器中, AnAOB 与反硝化菌、好氧氨氧化菌具有基于空间利用的协同作用^[26], 反应器中存在着部分反硝化菌^[27]. 反硝化菌和 AnAOB 都能以亚硝酸盐作为基质, 同时反硝化菌还需要有机物作为电子供体才能进行反应. 在污泥储存过程中以及接种到新的环境中, 由于菌体死亡裂解, 新环境的菌群的适应过程或胞外聚合物等原因会使污泥中存在有机物质, 所以恢复前期除了 AnAOB 消耗 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 生成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 反硝化菌也会消耗 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 导致

$\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 高于厌氧氨氧化理论比值 1.32, 而 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 低于理论比值 0.26^[11]. 随着恢复时间的增加, $\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的量比逐渐接近 1:1.32:0.26. 主要原因即随着恢复过程的进行, 污泥开始适应新的环境, 同时有机物的量越来越少, 而且反应过程中厌氧条件和 pH 的控制都十分严格, 各个批次试验经过一段时间的恢复培养后, 厌氧氨氧化现象越来越显著, 之后进入稳定运行阶段. 虽然稳定期内厌氧氨氧化过程明显, 但由图 4 可以看出厌氧氨氧化活性并没有达到储存前污泥 SAA 的水平, 所以每个批次试验的稳定运行时间不同, 其目的是为了恢复至储存前水平.

如图7(e)和7(f)所示,储存75 d和100 d后的污泥进行恢复时, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在恢复前期均低于理论值,之后随着恢复时间的延长逐渐趋近于理论值. 分析认为是少量的AOB能利用反应器不够严密而进入的氧气存活下来,以此氧化更多的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ^[28]. 本试验储存前的污泥取自EGSB反应器,污泥为厌氧氨氧化混合培养物. 储存时也没有对污泥和溶液进行有效除氧,所以储存过程中有少量溶解氧,导致厌氧氨氧化污泥中有部分AOB存活下来. 并且随着储存时间的增加AOB比反硝化菌可能更占优势,所以恢复初期 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 被氧化更多. 之后由于一直保持严格厌氧条件进行恢复,随着恢复时间的延长AOB逐渐被AnAOB取代.

3 结论

(1) 常温密封无外源基质添加的储存条件下,储存时间对AnAOB活性影响很大,100 d的储存后,污泥剩余SAA仅为储存前初始SAA的19.3%. 污泥剩余SAA随储存时间呈近乎线性下降(R^2 为0.978).

(2) 储存时间在15~100 d内的厌氧氨氧化污泥可以在2~9.5 d的恢复过程中恢复全部的污泥SAA活性. 污泥储存100 d并恢复后的SAA略低于初始SAA,而其它储存时间的污泥恢复后的活性均高于初始污泥SAA. 因此,常温密封无外源基质添加的储存方法有利于厌氧氨氧化污泥的短期储存及快速恢复.

参考文献:

- [1] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [2] 于英翠, 高大文, 陶彧, 等. 利用序批式生物膜反应器启动厌氧氨氧化研究[J]. *中国环境科学*, 2012, **32**(5): 843-849.
Yu Y C, Gao D W, Tao Y, *et al.* Start-up of anammox in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) [J]. *China Environmental Science*, 2012, **32**(5): 843-849.
- [3] 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.
- [4] Van Dongen U, Jetten M S, van Loosdrecht M C, *et al.* The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 2001, **44**(1): 153-160.
- [5] van Niftrik L A, Fuerst J A, Damsté J S S, *et al.* The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria[J]. *FEMS Microbiology Letters*, 2004, **233**(1): 7-13.
- [6] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, *et al.* Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate [J]. *Archives of Microbiology*, 2001, **175**(3): 198-207.
- [7] Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* Nitrogen removal from animal waste treatment water by anammox enrichment[J]. *Bioresource Technology*, 2007, **98**(14): 2775-2780.
- [8] 高大文, 侯国凤, 陶彧, 等. 厌氧氨氧化菌代谢有机物研究[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2012, **44**(2): 89-93.
Gao D W, Hou G F, Tao Y, *et al.* Review of the studies on metabolizing organic matter by ANAMMOX bacteria[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2012, **44**(2): 89-93.
- [9] Tao Y, Gao D W, Wang H Y, *et al.* Ecological characteristics of seeding sludge triggering a prompt start-up of anammox [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **133**: 475-481.
- [10] Rothrock Jr M J R, Vanotti M B, Szögi A A, *et al.* Long-term preservation of anammox bacteria[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, **92**(1): 147-157.
- [11] Vlaeminck S E, Geets J, Vervaeren H, *et al.* Reactivation of aerobic and anaerobic ammonium oxidizers in OLAND biomass after long-term storage [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, **74**(6): 1376-1384.
- [12] 李祥, 郑宇慧, 黄勇, 等. 保存温度及时间对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. *中国环境科学*, 2011, **31**(1): 56-61.
Li X, Zheng Y H, Huang Y, *et al.* Effect of preservation temperature and time on ANAMMOX sludge activity[J]. *China Environmental Science*, 2011, **31**(1): 56-61.
- [13] 汪彩华, 郑平, 蔡靖, 等. 厌氧氨氧化菌混培物保藏方法的研究[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(8): 1474-1482.
Wang C H, Zheng P, Cai J, *et al.* Preservation of ANAMMOX bacteria[J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(8): 1474-1482.
- [14] 郑宇慧, 李祥, 黄勇. 保藏温度对厌氧氨氧化污泥活性的影响研究[J]. *环境污染与防治*, 2011, **33**(5): 82-86.
Zheng Y H, Li X, Huang Y. Study on the influence of preservation temperature on activity of ANAMMOX sludge[J]. *Environmental Pollution and Control*, 2011, **33**(5): 82-86.
- [15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [16] 袁怡, 黄勇, 李祥, 等. 长期保藏对厌氧氨氧化污泥脱氮性能的影响[J]. *环境工程学报*, 2014, **8**(5): 2051-2056.
Yuan Y, Huang Y, Li X, *et al.* Influence of long-term preservation on nitrogen removal capabilities of ANAMMOX sludge [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, **8**(5): 2051-2056.
- [17] Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge [J]. *Water Research*, 2011, **45**(1): 135-144.
- [18] Jin R C, Yang G F, Zhang Q Q, *et al.* The effect of sulfide inhibition on the ANAMMOX process [J]. *Water Research*, 2013, **47**(3): 1459-1469.
- [19] 汪彩华, 郑平, 唐崇俭, 等. 间歇性饥饿对厌氧氨氧化菌混培物保藏特性的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, **33**(1): 36-43.
Wang C H, Zheng P, Tang C J, *et al.* Effects of intermittent starvation on preservation characteristics of ANAMMOX bacteria

- [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(1): 36-43.
- [20] Li H S, Zhou S Q, Ma W H, *et al.* Fast start-up of ANAMMOX reactor: operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance [J]. *Desalination*, 2012, **286**: 436-441.
- [21] Jung J Y, Kang S H, Chung Y C, *et al.* Factors affecting the activity of anammox bacteria during start up in the continuous culture reactor[J]. *Water Science and Technology*, 2007, **55**(1-2): 459-468.
- [22] 闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 等. 基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(5): 2006-2011.
Lü G, Xu L Z, Shen Y L, *et al.* Effect of substrate ratio on nitrogen removal performance of ANAMMOX in ABR [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(5): 2006-2011.
- [23] Ali M, Oshiki M, Okabe S. Simple, rapid and effective preservation and reactivation of anaerobic ammonium oxidizing bacterium "*Candidatus Brocadia sinica*" [J]. *Water Research*, 2014, **57**: 215-222.
- [24] Ji Y X, Jin R C. Effect of different preservation conditions on the reactivation performance of anammox sludge[J]. *Separation and Purification Technology*, 2014, **133**: 32-39.
- [25] Xing B S, Guo Q, Jiang X Y, *et al.* Long-term starvation and subsequent reactivation of anaerobic ammonium oxidation (anammox) granules[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **287**: 575-584.
- [26] 贾方旭, 彭永臻, 杨庆. 厌氧氨氧化菌与其他细菌之间的协同竞争关系[J]. *环境科学学报*, 2014, **34**(6): 1351-1361.
Jia F X, Peng Y Z, Yang Q. Competition and synergism between anammox bacteria and other bacteria [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, **34**(6): 1351-1361.
- [27] 李冬, 邱文新, 张男, 等. 常温 ANAMMOX 工艺运行性能及功能菌研究[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(1): 56-62.
Li D, Qiu W X, Zhang N, *et al.* Study on performance of ANAMMOX reactor and the functional bacteria at room temperature[J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(1): 56-62.
- [28] Dapena-Mora A, Van Hulle S W, 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.



CONTENTS

Development of a Non-Road Mobile Source Emissions Inventory for Tianjin	ZHANG Yi, Andre Michel, LI Dong, <i>et al.</i> (4447)
Spatial Simulation of Black Carbon Concentrations Based on a Land Use Regression Model and Mobile Monitoring over Shanghai, China	PENG Xia, SHE Qian-nan, LONG Ling-bo, <i>et al.</i> (4454)
Characteristics and Sources of Elements of a PM ₁₀ Measurements from a Typical Industrial City in Eastern Hubei Province	ZHAN Chang-lin, ZHANG Jia-quan, ZHENG Jing-ru, <i>et al.</i> (4463)
Characteristics and Source Identification of Carbonaceous Aerosols in PM _{2.5} Measurements During Summer and Fall in Changzhou	YE Zhao-lian, LIU Jia-shu, LI Qing, <i>et al.</i> (4469)
Characteristics and Sources of Water Soluble Inorganic Ions in Fine Particulate Matter During Winter in Xuzhou	FAN Mei-yi, CAO Fang, ZHANG Yuan-yuan, <i>et al.</i> (4478)
Physiochemical Properties and Sources of Atmospheric Particulate Matter During Pollution Monitoring in Nanning, China	LIU Hui-lin, CHEN Zhi-ming, LI Hong-jiao, <i>et al.</i> (4486)
Concentration and Size Distribution Characteristics of Culturable Bioaerosols at Various Air Quality Levels During Fall and Winter in Xi'an, China	LI Wan-xin, LU Rui, XIE Zheng-sheng, <i>et al.</i> (4494)
Distribution Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter and Nutrients from the Yellow Sea and Bohai Sea in Autumn	TANG Yong, SUN Yu-yan, SHI Xiao-yong, <i>et al.</i> (4501)
Characteristics and Risks of Heavy Metals Content in Surface Sediment of Tidal Flat Areas in Eastern China	ZHANG Ming, BAO Zhen-yu, CHEN Guo-guang, <i>et al.</i> (4513)
Heavy Metals in Sediments from the Haizhou Bay Marine Ranching Based on Geochemical Characteristics	LI Da-peng, ZHANG Shuo, ZHANG Zhong-fa, <i>et al.</i> (4525)
Major Ionic Features and Their Possible Controls in the Water of the Niyang River Basin	ZHANG Tao, CAI Wu-tian, LI Ying-zhi, <i>et al.</i> (4537)
Vertical Distribution Characteristics of Fe and Mn in Subtropical Reservoirs During Summer	YANG Si-yuan, ZHAO Jian, YU Hua-zhang, <i>et al.</i> (4546)
Occurrence, Distribution, and Ecological Risk of Antibiotics in Surface Water in the Liaohe River Basin, China	ZHANG Xiao-jiao, BAI Yang-wei, ZHANG Yuan, <i>et al.</i> (4553)
Effects of Optimized Fish Farming on the Sediment Nutrients of Eastern Lake Taihu	HE Xiao-wei, CHU Yu, ZENG Jin, <i>et al.</i> (4562)
Responses of the Benthic Diatom Community to Nutrients and the Identification of Nutrient Thresholds in Three Aquatic Ecoregions of the Huntai River, Northeast China	ZHANG Li, LIN Jia-ning, ZHANG Yuan, <i>et al.</i> (4570)
Impacts of Environmental Conditions on the Soaking Release of Nitrogen and Phosphorus from <i>Cynodon dactylon</i> (Linn.) Pers. in the Water-level Fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	XIAO Li-wei, ZHU Bo (4580)
Effects of Soil Microbial Diversity on the Phosphate Fraction in the Rhizosphere of <i>Phragmites communis</i> in the Yeyahu Wetland in Beijing, China	TENG Ze-dong, LI Min, ZHU Jing, <i>et al.</i> (4589)
Nitrification and Denitrification Potential of Benthic Sediments in a Suburban Stream under Intense Human Disturbance Scenarios	LI Ru-zhong, ZHENG Xia, GAO Su-di, <i>et al.</i> (4598)
Distribution of External Phosphorus in the Sedimentary Phosphorus forms Under Different Disturbances	CAI Shun-zhi, LI Da-peng, TANG Xin-yu, <i>et al.</i> (4607)
Effect of <i>Elodea nuttallii</i> -Immobilized Nitrogen Cycling Bacteria on the Mechanism of Nitrogen Removal in Polluted River Water	WANG Hao, LI Zheng-kui, ZHANG Yi-pin, <i>et al.</i> (4617)
Zero-Valent Iron (ZVI) Activation of Persulfate (PS) for Oxidation of Arsenic (V) Form Aqueous Solutions	ZHOU Zi-mai, DENG Wen-na, YANG Yi-lin, <i>et al.</i> (4623)
Removal of Antimony from Water by Nano Zero-Valent Iron/Activated Carbon Composites	JIANG Ting, BAO Yue, LI Wei, <i>et al.</i> (4632)
Effect of the Flow Patterns of Main-stream Reactors on the Efficiency of Nitrification Enhancement with Bioaugmentation	YU Li-fang, DU Qian-qian, ZHANG Ru, <i>et al.</i> (4641)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance and the Extracellular Polymeric Substance (EPS) in a Sequencing Batch Reactor (SBR)	SUN Hong-wei, CHEN Cui-zhong, WU Chang-feng, <i>et al.</i> (4648)
Effects of Temperature on Shortcut Nitrification and Nitrification Activity of Nitrification in an Intermittent Aeration Sequencing Batch Reactor	LIU Hong, PENG Yong-zhen, LU Jiong-yuan, <i>et al.</i> (4656)
Nitrite Type Denitrifying Phosphorus Removal Capacity of Cycle Activated Sludge Technology Processes Under Different Inducing Patterns	MA Juan, WANG Jin, YU Xiao-jun, <i>et al.</i> (4664)
Laboratory-scale CANON Processes Applied to Wastewater Treatment Plants	LI Dong, ZHAO Shi-xun, WANG Jun-an, <i>et al.</i> (4673)
Effects of Magnetic Activated Carbon with Different Particle Sizes on Sludge Granulation in a SBR System	XIN Xin, GUAN Lei, GUO Jun-yuan, <i>et al.</i> (4679)
Storage and Reactivation of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Sludge at Room Temperature	HUANG Jia-lu, WANG Xiao-long, GAO Da-wen (4687)
Microbial Population Dynamics During Sludge Granulation in a Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal System	GAO Jing-feng, WANG Shi-jie, FAN Xiao-yan, <i>et al.</i> (4696)
Anaerobic Reduction Process Characteristics and Microbial Community Analysis for Sulfate and Fe(II) EDTA-NO ₃ /Fe(III) EDTA	ZHANG Yu, WAN Fang, ZHOU Ji-ti (4706)
Treatment Efficiency and Microbial Community Diversity in a Magnetic Field Enhanced Sequencing Batch Reactor (SBR)	GENG Shu-ying, FU Wei-zhang, WANG Jing, <i>et al.</i> (4715)
Molecular Research of Acid-Generating Microbial Communities in Abandoned Ores in the Waste Dump of an Iron Mine in Anhui Province	DU Ze-rui, HAO Chun-bo, PEI Li-xin, <i>et al.</i> (4725)
Microbial Community Diversity and Differences in Cellar water of Typical Rainwater Harvesting Area	YANG Hao, ZHANG Guo-zhen, YANG Xiao-ni, <i>et al.</i> (4733)
Impact of the Biodegradation of 6:2 Fluorotelomer Alcohol on the Bacterial Community Structure of Surface Sediment	WANG Dan, HOU Zhen, ZHANG Qi, <i>et al.</i> (4747)
Degradation Process of Exogenous Naphthenic Acids and Their Effects on Microbial Community Structure in Soil	LIU Yan-qiu, ZHAO Yan-ran, LIU Meng-jiao, <i>et al.</i> (4756)
Identification and Nitrogen Removal Characteristics of the Heterotrophic Nitrification and Aerobic Denitrification Bacterial Strain DK1	MU Dong-yang, JIN Peng-fei, PENG Yong-zhen, <i>et al.</i> (4763)
Mercury Release Flux and Its Influencing Factors Under Four Typical Vegetation Covers at Jinyun Mountain, Chongqing	YANG Guang, SUN Tao, AN Si-wei, <i>et al.</i> (4774)
Short-term Effects of Nitrogen Deposition on CO ₂ and CH ₄ Fluxes from Wetlands in the Minjiang River Estuary	LI Dong-dong, TONG Chuan, TAN Li-shan, <i>et al.</i> (4782)
Effects of Plastic Film Mulching on Methane and Nitrous Oxide Emissions from a Rice-Rapeseed Crop Rotation	SHI Jiang-lai, HAO Qing-ju, FENG Di, <i>et al.</i> (4790)
Assessment of Pollution, Sources, and Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil from Urban Parks in Xi'an City, China	ZHOU Yan, LU Xin-wei (4800)
Spatial Distribution of Soil Particles and Heavy Metals Under Different Psammophilic Shrubs in the Ulan Buh Desert	DAI Yu-jie, GUO Jian-ying, DONG Zhi, <i>et al.</i> (4809)
Effects of UV-B Radiation on Soil Carbon and Nitrogen Transformation under Different Soil Moisture Contents from Two Paddy Fields	JIANG Meng-die, WANG Qiu-min, XU Peng, <i>et al.</i> (4819)
Various effects on the Abundance and Composition of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Soils in Karst Shrub Ecosystems	LIANG Yue-ming, SU Yi-rong, HE Xun-yang, <i>et al.</i> (4828)
Remediation of Cd/Ni Contaminated Soil by Biochar and Oxalic Acid Activated Phosphate Rock	DUAN Ran, HU Hong-qing, FU Qing-ling, <i>et al.</i> (4836)
Effects of Repeated Freezing and Thawing and High Temperature Aging on the Solidification and Stabilization of Arsenic Contaminated Soil	YANG Jie, QIAN Zhao-qiu, WANG Jing (4844)
Evaluation of the Combined Removal of Heavy Metals by Saponin and Citric Acid from Municipal Sewage Sludges and Metal Stability Features	YE Tao, HUANG Li, ZHANG Ke-qiang, <i>et al.</i> (4850)
Interactions between Goethite and Humic Acid and the Stability of Goethite-Humic Acid Complex	WANG Rui, ZHU Chao-ju, XIANG Wen-jun, <i>et al.</i> (4860)
Contents and Health Risks of Organic Phosphorus Esters in Plastic Runway Products	YIN Hong-ling, LIU Qin, LIAO Lin-qun, <i>et al.</i> (4868)
Effects on Physico-chemical Parameters of Glycoside Hydrolase Family 6 Genes During Composting of Agricultural Waste	CHEN Yao-ning, GOU Yu, LI Yuan-ping, <i>et al.</i> (4874)
Effect of the Food to Mass Ratio and Hydraulic Retention Time on Hydrogen Production from Fruit and Vegetable Waste	LI Biao, KONG Xiao-ying, LI Lian-hua, <i>et al.</i> (4882)
Comment on Sensitivity Analysis Methods for Environmental Models	CHEN Wei-ping, TU Hong-zhi, PENG Chi, <i>et al.</i> (4889)