

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第12期

Vol.39 No.12

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(卷终)

中国燃煤电厂大气污染物排放的健康影响特征 秦雨, 张强, 李鑫, 赵红艳, 同丹, 郑逸璇, 耿冠楠, 贺克斌 (5289)
基于 LUR 模型的中国 PM_{2.5} 时空变化分析 刘炳杰, 彭晓敏, 李继红 (5296)
长三角淳安地区二次颗粒物污染形成机制 黄丹丹, 周敏, 余传冠, 朱书慧, 王裕成, 乔利平, 楼晟荣, 陶士康, 杨强, 李莉 (5308)
春季沙尘过程北京市不同粒径大气气溶胶污染特征及来源分析 杨阳, 李杏茹, 陈曦, 刘水桥, 刘雨思, 徐静, 王莉莉, 陶明辉, 王格慧 (5315)
成都双流夏秋季环境中 VOCs 污染特征 邓媛元, 李晶, 李亚琦, 吴蓉蓉, 谢绍东 (5323)
佛山市典型铝型材行业表面涂装 VOCs 排放组成 李霞, 苏伟健, 黎碧霞, 龙森, 黎丽莉, 张洲, 于跃刚, 王云鹏, 王新明 (5334)
四川省人为源大气污染物排放清单及特征 周子航, 邓也, 谭钦文, 吴柯颖, 杨欣悦, 周小玲 (5344)
炼焦工序颗粒物排放特征 王彦辉, 赵亮, 孙文强, 叶竹, 蔡九菊 (5359)
小流域大气氮干湿沉降特征 王焕晓, 庞树江, 王晓燕, 樊彦波 (5365)
流域氮素主要输出途径及变化特征 李文超, 雷秋良, 翟丽梅, 刘宏斌, 胡万里, 刘申, 任天志 (5375)
生物炭配施缓控释肥对稻田田面水氮素动态变化及径流流失的影响 斯林林, 周静杰, 吴良欢, 胡兆平 (5383)
长江上游农业源溪流雨季中 N₂O 间接排放特征 田琳琳, 王正, 朱波 (5391)
不同氮污染特征河流 NO₃⁻ 浓度、释放通量与排放系数 王森, 李亚峰, 雷坤, 杨丽标 (5400)
多种同位素手段的硝酸盐污染源解析, 以会仙湿地为例 彭聪, 潘晓东, 焦友军, 任坤, 曾洁 (5410)
典型岩溶槽谷区土壤水 δD 和 δ¹⁸O 时空分布特征: 以重庆市中梁山岩溶槽谷为例 吴韦, 蒋勇军, 贾亚男, 彭学义, 段世辉, 刘九缠, 王正雄 (5418)
沁河冲洪积扇地下水水化学特征及成因分析 刘江涛, 蔡五田, 曹月婷, 蔡月梅, 边超, 吕永高, 陈远铭 (5428)
2017 年最大降水对再生水受水河道径流组成的影响 廖安然, 宋献方, 张应华, 杨丽虎, 卜红梅, 马英, 韩冬梅, 秦文婧, 杨胜天 (5440)
周村水库主库区水体热分层形成过程中沉积物间隙水 DOM 的光谱演变特征 周石磊, 张艺冉, 黄廷林, 李再兴, 罗晓 (5451)
三峡库区沉积物中镍污染特征评价 张伟杰, 殷淑华, 徐东昱, 高丽, 高博 (5464)
四面山大洪湖底泥/水界面汞的迁移转化规律 郭攀, 孙涛, 杨光, 马明 (5473)
大兴安岭南麓河湿地类型对土壤中甲基汞分布的影响 周心功, 刘玉荣, 李晶, 周志峰 (5480)
模拟三峡库区消落带土壤有机磷酸酯水释放特征 杨婷, 何明靖, 杨志豪, 魏世强 (5487)
典型旅游城市河流水体及污水厂出水中全氟烷基酸类化合物的空间分布及其前体物的转化 王世亮, 孙建树, 杨月伟, 张敏 (5494)
4 种不同工况生物滤池净化效能与微生物特性分析 江肖良, 李孟, 张少辉, 张世羊 (5503)
微量元素锰对威氏海链藻生长及叶绿素荧光的影响 王木兰, 姜玥璐 (5514)
广东省水库拟柱孢藻 (*Cylindrospermopsis raciborskii*) 的分布特征及影响因素分析 雷敏婷, 彭亮, 韩博平, 雷腊梅 (5523)
磁性壳聚糖接枝聚丙烯酰胺去除水体中腐殖酸 尤雯, 刘海成, 曹家玮, 沈耀良, 陈卫 (5532)
臭氧-生物活性炭对微污染原水中典型持久性有机物的去除效果 兰亚琼, 刘锐, 马正杰, 陈吕军 (5541)
水解酸化/AO 组合工艺处理印染废水色度去除与脱氮性能 顾梦琪, 尹启东, 刘爱科, 吴光学 (5550)
“异养-硫自养”组合工艺去除高浓度高氯酸盐特性 刘颖男, 陶华强, 宋圆圆, 张春青, 逯彩彩, 韩懿, 李海波, 郭建博 (5558)
静压快速启动亚硝酸盐依赖型甲烷厌氧氧化反应 王一因, 胡振, 茹东云, 姜丽萍, 刘华清 (5565)
多级 AO 耦合流离生化工艺流量分配比优化及脱氮机制 王帆, 李军, 边德军, 聂泽兵, 张莉, 孙艺齐 (5572)
主流条件下两级式 PN-ANAMMOX 工艺的高效能脱氮过程 刘文如, 杨殿海, 沈耀良, 王建芳, 吴鹏, 钱飞跃, 陈重军 (5580)
不同基质浓度对 ANAMMOX 菌短期储存的影响 高雪健, 张杰, 李冬, 曹正美, 郭跃洲, 李帅 (5587)
主流厌氧氨氧化工艺的运行优化及其微生物的群落变迁 付昆明, 付冀, 李慧, 姜姗, 仇付国, 曹秀芹 (5596)
厌氧氨氧化污泥恢复过程中的颗粒特性 陈方敏, 顾澄伟, 胡羽婷, 黄勇, 李祥, 陆明羽, 方文辉, 金润 (5605)
低温反硝化菌——施氏假单胞菌 N3 的筛选及脱氮性能 路俊玲, 陈慧萍, 肖琳 (5612)
复垦工业场地土壤和周边河道沉积物重金属污染及潜在生态风险 吴健, 王敏, 张辉鹏, 黄宇驰, 徐志豪, 李青青, 陈昊, 黄沈发 (5620)
不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险 李春芳, 曹见飞, 吕建树, 姚磊, 吴泉源 (5628)
某大型神渣场地土壤 As 污染特征及生态风险评价 刘庚, 石瑛, 田海金, 李豪, 张蕾, 牛俊杰, 郭观林, 张朝 (5639)
亚热带典型岩溶水库细菌丰度和细菌生产力及其与环境因子的关系 辛胜林, 梁月明, 彭文杰, 宋昂, 靳振江, 朱美娜, 李强 (5647)
岩溶区典型灌丛植物根系从枝菌根真菌群落结构解析 梁月明, 苏以荣, 何寻阳, 陈香碧 (5657)
模拟氮沉降对干旱半干旱温带草原土壤细菌群落结构的影响 李宗明, 沈菊培, 张丽梅, 刘国平, 白文明, 贺纪正 (5665)
添加磷素对低磷稻田根际土壤固碳自养微生物数量的影响 柏菁, 李奕霏, 刘守龙, 祝贞科, 李科林, 彭佩钦, 吴小红, 葛体达, 吴金水 (5672)
长期不同施肥对稻田土壤有机碳矿化及激发效应的影响 马欣, 魏亮, 唐美玲, 徐福利, 祝贞科, 葛体达, 吴金水 (5680)
黄土丘陵区撂荒恢复过程中植物群落组成与土壤养分及酶活性变化的关系 乔文静, 戴银月, 张伟, 付淑月, 杨改河, 韩新辉, 陈正兴, 高德新, 冯永忠 (5687)
生活垃圾不同填埋阶段的富里酸对五氯苯酚的降解 刘思佳, 何小松, 张慧, 祖国峰, 席北斗, 李丹, 党秋玲 (5699)
CO₂ 倍增条件下不同生育期水稻碳氮磷含量及其计量比特征 唐美玲, 肖谋良, 袁红朝, 王光军, 刘守龙, 祝贞科, 葛体达, 吴金水 (5708)
基于层次分析法的医疗废物处置技术评价 许晓芳, 谭全银, 刘丽丽, 李金惠 (5717)
中国农田畜禽粪尿氮负荷量及其还田潜力 刘晓永, 王秀斌, 李书田 (5723)
《环境科学》第 39 卷(2018 年) 总目录 (5740)
《环境科学》征订启事 (5343) 《环境科学》征稿简则 (5439) 信息 (5595, 5619, 5638)

厌氧氨氧化污泥恢复过程中的颗粒特性

陈方敏^{1,2}, 顾澄伟^{1,2}, 胡羽婷^{1,2}, 黄勇^{1,2*}, 李祥^{1,2}, 陆明羽^{1,2}, 方文焯^{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)

摘要: 目前运行容易失稳已成为制约厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺应用的因素之一. 在保证底物不抑制的条件下, 通过对实验室前期运行失稳的连续流全混反应器(CSTR)中的厌氧氨氧化污泥进行活性恢复, 研究了滞留的基质浓度对 ANAMMOX 污泥恢复过程中颗粒化及活性的影响. 结果表明, 经过 126d 运行, ANAMMOX 污泥活性获得恢复且脱氮能力明显提升. 控制高、低基质浓度水平的 2 个反应器均能实现污泥的颗粒化及氮素的高效去除, NRR 最大分别达到 $16.97 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $14.43 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 随着反应器脱氮能力的提高(污泥颗粒粒径增大), R1、R2 两个反应器内污泥的胞外聚合物 EPS 含量(以 VSS 计)均增大, 分别由接种时的 $34.45 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 增大至 $77.52 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $94.18 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, PN/PS 由 1.89 分别增大到 6.25 和 6.84. 在一定范围内, PN/PS 比值增大有利于 ANAMMOX 污泥颗粒化, 但 PN/PS 过大会导致颗粒污泥结构失稳上浮, 加剧污泥流失现象.

关键词: 厌氧氨氧化(ANAMMOX); 活性恢复; 颗粒化; 基质浓度; 胞外聚合物(EPS)

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)12-5605-07 DOI: 10.13227/j.hjks.201805217

Granular Characteristics of Anaerobic Ammonia Oxidation Sludge During the Recovery Process

CHEN Fang-min^{1,2}, GU Cheng-wei^{1,2}, HU Yu-ting^{1,2}, HUANG Yong^{1,2*}, LI Xiang^{1,2}, LU Ming-yu^{1,2}, FANG Wen-ye^{1,2}, JIN Run^{1,2}

(1. School of Environmental 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: Operation instability has become one of the factors restricting the application of the anaerobic ammonia oxidation (ANAMMOX) process. Under the condition that the substrate is not suppressed, the effects of the substrate concentration on the granulation and activity of ANAMMOX granular sludge in the recovery process were studied by restoring the activity of ANAMMOX sludge, which was derived from early-stage operation instability of the continuous stirred tank reactor (CSTR). The results show that the activity of ANAMMOX sludge was recovered and the denitrification capacity increased significantly after 126 days of operation. When the $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_2^- \text{-N}$ concentrations were $450 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $560 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively, the nitrogen removal was achieved in both the high- and low-substrate concentration reactors and the maximum NRR was $16.97 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and $14.43 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively. With the improvement of the nitrogen removal capacity of the reactor (the granular diameter of the sludge is increased), the extracellular polymeric substance (EPS) content increased in both reactors from 34.45 to 77.52 and to $94.18 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, respectively, and the PN/PS increased from 1.89 to 6.25 and 6.84, respectively. To a certain extent, the increase of PN/PS is conducive to the granulation of ANAMMOX sludge, but a too large PN/PS would lead to the instability of granular sludge and sludge loss.

Key words: anaerobic ammonium oxidation(ANAMMOX); recovery; granulation; substrate concentration; extracellular polymeric substances(EPS)

厌氧氨氧化因其具有无需投加有机碳源、节约能耗、剩余污泥产量低、脱氮效率高等优势逐渐成为污水处理的研究热点. 自 2002 年第一座厌氧氨氧化反应器在荷兰鹿特丹建成以来, 厌氧氨氧化菌自养脱氮技术已应用于 114 座工业规模的处理含高氨氮废水以及工业废水如: 污泥消化液、半导体厂废水、味精废水、酿酒废水等的工艺^{[1]~[3]}. 然而, 在实际污水处理过程中引入这一技术并不简单. 厌氧氨氧化菌生长缓慢, 倍增时间长达 7~14 d, 细胞产率低且对环境条件敏感, 使得该工艺在运行过

程中容易失稳^[4~8].

温度、pH、溶解氧和基质浓度在厌氧氨氧化污泥的培养过程中影响较大, 维持合适和稳定的培养条件对厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation,

收稿日期: 2018-05-26; 修订日期: 2018-06-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(51478287, 51408384); 国家重点研发计划项目(2016YFC0401103); 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: 陈方敏(1992~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染理论与控制, E-mail: 1154696532@qq.com

* 通信作者, E-mail: yhuang_sz@sina.com

ANAMMOX)污泥的富集生长至关重要^[9-12]。一般认为,利于厌氧氨氧化菌生长的温度为30~40℃^[13,14],pH为7.8~8.3^[15-17],温度、pH波动过大及底物抑制会导致厌氧氨氧化菌活性降低,进而使得反应器运行失稳甚至崩溃。因此,探究ANAMMOX系统的抑制机制及其复活策略引起了广泛关注。侯晓帮等^[18]采用正常负荷、降低负荷、投加N₂H₄、投加NH₂OH等4种方式对ANAMMOX菌进行复活,结果表明,降低负荷或投加N₂H₄是快速恢复ANAMMOX菌活性的有效方法。Yang等^[19]考察了厌氧氨氧化反应器在启动、失稳和恢复这3个阶段的脱氮性能,发现通过降低进水基质浓度和延长水力停留时间可以有效地恢复ANAMMOX污泥的活性。

厌氧氨氧化菌常见培养方法有生物膜和颗粒污泥法两种。有研究发现厌氧氨氧化颗粒污泥沉降性能优良,有利于微生物的扩增,并有较高的生物活性,认为培养颗粒污泥是维持厌氧氨氧化菌浓度的手段之一。基质浓度对厌氧颗粒污泥的形成至关重要,基质浓度的不断提高,可促进微生物生长代谢^[20]。有研究发现较高的基质浓度有利于底物在颗粒内部传递,促进厌氧氨氧化菌的生长,同时,微生物分泌的EPS有利于细胞之间相互黏附、聚集,促进颗粒污泥的形成^[21,22]。Qin等^[23]研究了基质浓度对厌氧氨氧化反应器启动的影响,结果表明低浓度基质有利于厌氧氨氧化污泥的形成,高浓度底物有利于提高厌氧氨氧化菌的活性和耐冲击负荷性。王俊敏等^[24]考察了低基质条件下,厌氧氨氧化反应器的运行性能。实验结果表明,在低基质浓度条件下可以实现高效ANAMMOX脱氮并形成颗粒污泥。可见,目前基质浓度对厌氧氨氧化颗粒污泥的影响仍存在争议。

因此,本研究利用实验室前期运行失稳的反应器,采用高、低基质浓度的控制策略,来探讨ANAMMOX污泥活性恢复过程中的颗粒化特性,以期为实际工艺中反应器性能恢复和脱氮能力的提高提供一些理论参考。

1 材料与方法

1.1 装置与方法

采用两个相同的连续流全混反应器(CSTR),反应器有效体积均为60 L,内置机械搅拌装置。接种污泥来自于实验室前期运行失稳的反应器,初始接种污泥体积6.78 L,MLSS = 29 564 mg·L⁻¹,

MLVSS = 13 812 mg·L⁻¹。保持系统内温度为35~37℃,出水pH为7.8~8.3,机械搅拌转速为70 r·min⁻¹,采用控制不同出水基质浓度的策略:1号反应器(R1)采用高基质浓度(40~60 mg·L⁻¹),2号反应器(R2)采用低基质浓度(0~20 mg·L⁻¹)控制策略,通过提高进水基质和缩短HRT的方法提升进水负荷,研究出水基质浓度对ANAMMOX颗粒化(颗粒粒径、EPS、颗粒形态结构)、脱氮能力(NRR)的影响及对应微生物群落(群落结构、优势菌群基因丰度)变化。

1.2 模拟废水

实验所用废水由人工配制。水质组成为: NH₄⁺-N(浓度按需配制),由NH₄Cl配制; NO₂⁻-N(浓度按需配制)由NaNO₂配制; NaHCO₃ 500 mg·L⁻¹、KH₂PO₄ 27.2 mg·L⁻¹、微量元素1 mL·L⁻¹。微量元素浓缩液: EDTA 5 000 mg·L⁻¹, ZnSO₄·7H₂O 430 mg·L⁻¹, CoCl₂·6H₂O 240 mg·L⁻¹, MnCl₂·4H₂O 990 mg·L⁻¹, CuSO₄·5H₂O 250 mg·L⁻¹, NaMoO₄·2H₂O 220 mg·L⁻¹, NiCl₂·6H₂O 190 mg·L⁻¹, NaSeO₄·10H₂O 210 mg·L⁻¹, H₃BO₃ 14 mg·L⁻¹。由于反应过程中产生的氮气可以保证ANAMMOX污泥处于厌氧环境,因此进水不进行曝气除氧。

1.3 指标分析

指标测定方法均按照文献[25]。NH₄⁺-N采用纳氏分光光度法; NO₂⁻-N采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; NO₃⁻-N采用紫外分光光度法; pH采用哈希pH211型酸度计。

颗粒污泥的形态采用扫描电子显微镜(Quetan2500, FEI, USA)进行观察,污泥前处理方法按照文献[26]。颗粒污泥粒径采用激光粒度仪(MASTERSIZER 3000, Malvern, UK)进行测定。EPS的提取方法按照文献[27],蛋白质含量采用Lowry法^[28]测定,多糖浓度采用苯酚-硫酸法^[29]测定。PN、PS的测定结果取3次平均值。污泥浓度(VSS)采用标准重量法测定。

2 结果与讨论

2.1 厌氧氨氧化反应器脱氮性能

反应器启动后,通过逐步提高进水NH₄⁺-N、NO₂⁻-N浓度及缩短HRT的方式提高反应器的进水负荷。图1为启动初期至稳定运行期反应器的运行效果情况。根据出水氮素浓度变化将整个启

动过程分为活性停滞期(1~33 d)、活性提高期(34~123 d)和稳定运行期(124~130 d)这3个阶段。

将前期运行失稳的 ANAMMOX 污泥分别接种于2个反应器内,采用低基质浓度和长 HRT 的策略启动 R1 和 R2,设定初始 HRT=5.26 h,经过33 d 运行,进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别达 156

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $180\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,运行结果如图1中I阶段. R1、R2 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别为 $16\sim 17\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.5\sim 2.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,对应去除率分别约为 89% 和 98%; NRR 由接种时的 $0.08\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 提高至 $1.23\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 两个反应器的 ANAMMOX 微生物在经过 33 d 环境适应后,停滞的活性逐渐得到一定恢复。

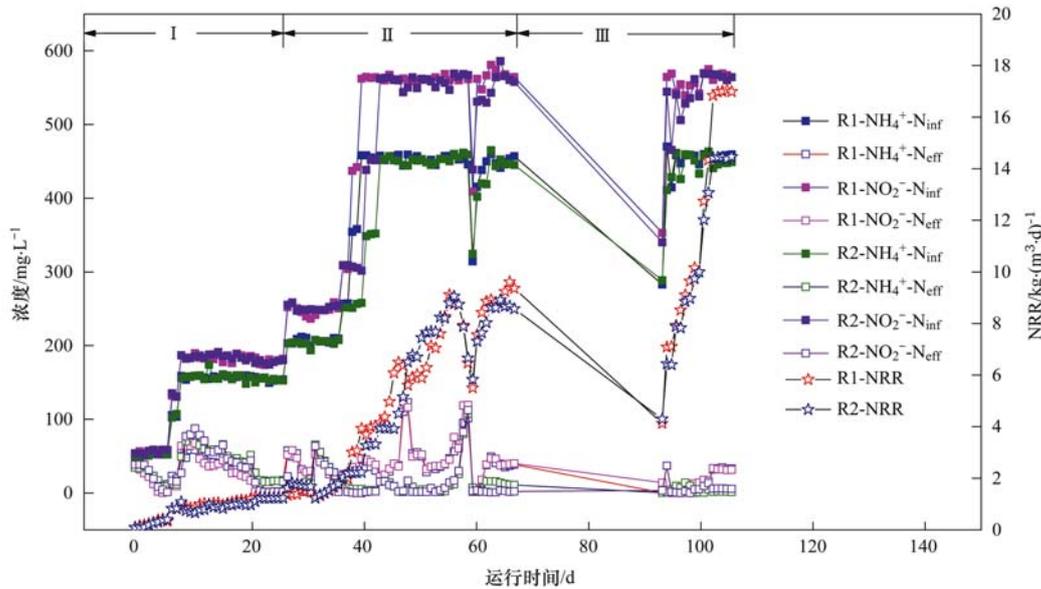


图1 ANAMMOX 污泥活性恢复过程中的氮素变化

Fig. 1 Changes of nitrogen during the recovery of ANAMMOX sludge activity

活性提高期主要分为两个阶段,前期通过提高进水基质浓度,后期缩短水力停留时间来提升进水负荷,分别对应图1中II、III阶段.维持阶段II HRT为5.26 h, R1运行了17 d,其进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 分别提升到 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $560\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,但其对应出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别提高至 $65.46\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $66.88\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,又经5 d运行,出水氨氮、亚硝酸盐氮浓度才明显降低至 $22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右; R2在经过21 d运行后,其进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 也分别达到 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $560\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,对应出水氨氮、亚硝酸盐氮浓度均为 $15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右.可以发现,尽管R1在前期提升负荷的速率更快,但在达到较高进水负荷后,其脱氮性能会保持短暂饱和状态,且反应器有运行失稳的趋势; R2进水负荷提升速率虽然比较缓慢,但长期运行来看,其操作模式更加稳定可靠.这可能是由于进水负荷提升速率过快,厌氧氨氧化菌代谢较慢,剩余的较高浓度的基质会对其活性产生抑制,继而可能导致反应器运行失稳。

运行至第55 d,为避免进水底物浓度过高而对

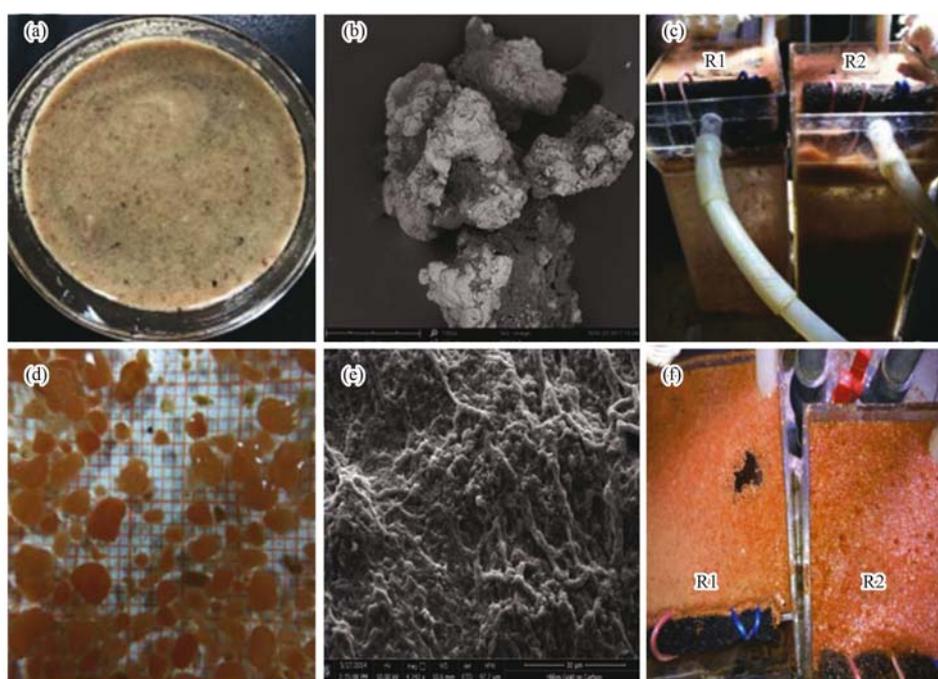
微生物产生抑制,维持进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别为 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $560\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,采取缩短HRT的策略来提高进水负荷,反应器运行效果如图1阶段III.运行到第72 d, R1和R2水力停留时间分别缩短至2.12 h和2.31 h,两个反应器均出现不同程度的抑制. R1和R2出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度分别高达 $94.93\sim 107.61\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $112.5\sim 118.65\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NRR分别由抑制前的 $9.12\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $8.8\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 迅速降低至 $6.47\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $6.66\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$.分析原因主要有两方面,一是水力负荷增大,水力停留时间减少,ANAMMOX菌代谢较慢,使其没有充足时间去水中去除剩余基质,亚硝酸盐大量累积导致ANAMMOX污泥的局部抑制向整体抑制转变,二是HRT的缩短,水力负荷增大,使得出水ANAMMOX菌流失量加大,污泥流失量大于生长量,系统脱氮能力迅速降低.通过及时降低进水基质浓度和延长HRT,经11 d调节恢复, R1和R2脱氮性能得到回升.运行至130 d(中间有15 d反应器内微生物经历了原位、常温和饥饿保存), R1和R2反应器脱氮性能分别稳定在

$16.97 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $14.43 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 可以发现, 反应器性能在低温保存后, 其活性恢复水平远高于保存前. 这与李祥等^[30]得出的经过常温($15^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$)保存的污泥在活性恢复后, 氮去除速率均会远远超过保存前的水平的结论相似. 分析可能原因是, 在进水负荷快速提升的情况下, 大量胞外聚合物的分泌使得胞外传质受阻, 且降低了颗粒污泥的沉降性能. 胞内基质匮乏使得 ANAMMOX 污泥的活性降低, 继而容易引发高负荷环境下的底物抑制. 运行稳定阶段, R1 脱氮能力略高于 R2, 但其操作稳定性较弱, 推测低基质浓度运行模式更适合实际工艺中的长期运行.

2.2 ANAMMOX 颗粒化特性

2.2.1 颗粒形态

由图 2 (a)、2 (b) 可以发现接种时的 ANAMMOX 污泥颜色呈灰黄色, 且絮化、矿化严重, 有机微生物占比极低, 厌氧氨氧化微生物以丝状菌为主. 从图 2 (d)、2 (e) 可以看出恢复后的厌氧氨氧化菌为棕红色的椭圆形颗粒污泥. 扫描电镜图像显示 ANAMMOX 生物富集密度明显增大, 细胞间通过胞外聚合物的黏附桥连作用而紧密结合, 且主要有球状、短杆状及长杆状这 3 种形态, 不同基质浓度运行策略下反应器内的微生物形态几乎一致.



(a) ~ (b) 恢复前, (c) ~ (f) 恢复后

图 2 恢复前后 ANAMMOX 扫描电镜图像

Fig. 2 Scanning electron microscope images of ANAMMOX bacteria before and after restoration

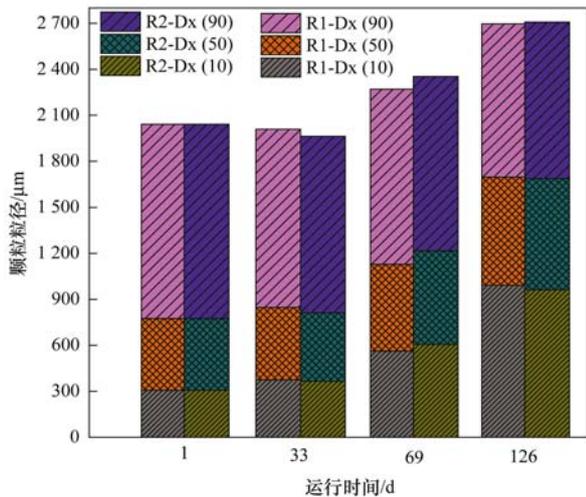
2.2.2 颗粒粒径

在厌氧生物反应器的启动运行阶段, 颗粒污泥粒径分布情况是判断颗粒化过程是否完成的重要参考指标^[31]. 颗粒污泥的粒径分布可以很直观地反映出水力条件、基质浓度等对颗粒污泥产生的影响. 本实验利用 MS3000 激光粒度仪对 ANAMMOX 颗粒污泥粒径进行湿法测试, 结果如图 3.

从接种厌氧氨氧化污泥至运行 33 d, R1 和 R2 内 ANAMMOX 污泥平均粒径分别由 $775.8 \mu\text{m}$ 增大至 $848.0 \mu\text{m}$ 和 $812.8 \mu\text{m}$, 对应增大 9.31% 和 4.77% ; 运行至 69 d, 两反应器内污泥粒径分别继续增大至 $1128.4 \mu\text{m}$ 和 $1215.4 \mu\text{m}$, 对应粒径增大

45.45% 和 56.67% , 继续运行至 123 d, 两反应器平均粒径稳定在 $1687 \sim 1696 \mu\text{m}$, 粒径增大一倍; 最小粒径分别由恢复前的 $307.8 \mu\text{m}$ 增加到 $992.1 \mu\text{m}$ 和 $962.0 \mu\text{m}$, 增大 2 倍左右. 最大粒径分别由恢复前的 $2042 \mu\text{m}$ 增大到 $2696 \mu\text{m}$ 和 $2707 \mu\text{m}$, 增幅较小, 分别为 32% 和 32.57% . 可见 ANAMMOX 颗粒污泥的增长主要是小颗粒污泥比例减少、中颗粒和大颗粒污泥比例增大的过程. 本实验中, 随着 ANAMMOX 颗粒污泥的粒径逐渐增大, 系统脱氮负荷不断提升. 这是由于粒径对 ANAMMOX 颗粒污泥的活性具有重要影响. 有研究表明, 小颗粒污泥对不利条件抵抗性较差, 旋转速度的增加或氧分压

超过 0.5% 时, 厌氧氨氧化菌的活性将会降低^[4,32]. 较大颗粒污泥抵抗不利条件的性能更高, 可以保证 ANAMMOX 污泥活性的正常发挥. 由于良好的水力剪切与机械搅拌作用, 本实验获得的 ANAMMOX 污泥的粒径稳定在 1.7 mm 左右, 与文献[33,34]得出的最佳粒径范围 1.0~1.5 mm 接近. 从图 3 中也可以发现, 不同基质浓度培养环境中的颗粒污泥粒径差异很小. 主要原因是本研究中两反应器运行参数除基质浓度差异外基本一致, 而颗粒粒径大小主要与水力、机械剪切有关.



Dx(10)、Dx(50)、Dx(90) 对应意义为小于该粒径的污泥占比分别是 10%、50% 和 90%, 可分别用来表征颗粒污泥的最小粒径、平均粒径和最大粒径

图 3 ANAMMOX 污泥活性恢复过程中的颗粒粒径变化

Fig. 3 Changes of the granular diameter during the recovery of the ANAMMOX sludge activity

2.2.3 EPS 含量

EPS 在污泥颗粒化及维持颗粒污泥的结构稳定中起到重要作用, 其形成受水质条件、反应器运行方式、基质消耗速率以及优势菌种的代谢水平等多种因素影响. 运行过程中 ANAMMOX 颗粒污泥 EPS 含量及组成变化如图 4. 从中可知, 经 33 d 运行启动, 两反应器内 EPS 含量均提高了约 30%, 其中 PN/PS 由 1.84 增大至 3.36; 运行至 52 d, R1 和 R2 反应器内 EPS 含量(以 VSS 计, 下同)继续增大, 分别为 100.01 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 105.62 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 对应 PN/PS 增大至 6.94 和 8.4; 从图 4 中可以看到, 在运行第 52~123 d 期间, 两反应器内 EPS 含量及 PN/PS 均有所下降. 这是因为反应器在这段时间经过了半个月的低温、饥饿保存, EPS 在基质匮乏时充当碳源和能源物质被消耗, 因此反应器内 EPS 含量降低. 运行至 126 d, 两反应器内 EPS 含量增加至 72.56

$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 94.18 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 对应 PN/PS 增大至 6.95 和 7.55.

随着反应器脱氮性能的较大提升, ANAMMOX 颗粒污泥分泌出大量的 EPS, 且胞外蛋白与胞外多糖的比值明显增大. 这是由于在较高进水负荷条件下, 反应器内 ANAMMOX 快速增长繁殖, 较高的 EPS 含量使得厌氧氨氧化污泥更易于发生细胞凝聚而形成颗粒. 而有研究表明^[35], 厌氧氨氧化污泥高度的凝聚性不仅意味着细胞数量的增加, 细胞间的信息交换和合作也都将加强, 继而增强细胞的代谢和活性. EPS 对于细胞凝聚的促进作用将增加基因表达的稳健性, 增强厌氧氨氧化菌对于客观环境变化的容忍性. 增多的厌氧氨氧化菌细胞间需通过 EPS 的吸附桥连作用互相聚集, 因此 EPS 分泌量增大. 而 EPS 中的蛋白质主要会影响颗粒的疏水性及表面电荷, 蛋白质含量增多可降低细胞表面自由能, 即加强细胞间的亲和力, 有利于形成致密稳定的颗粒结构. 因此, 在实验前期, 随着 EPS 中的 PN/PS 提高, ANAMMOX 颗粒污泥结构稳定性增强^[36]; 然而, 在实验后期, 随着蛋白质的超量产

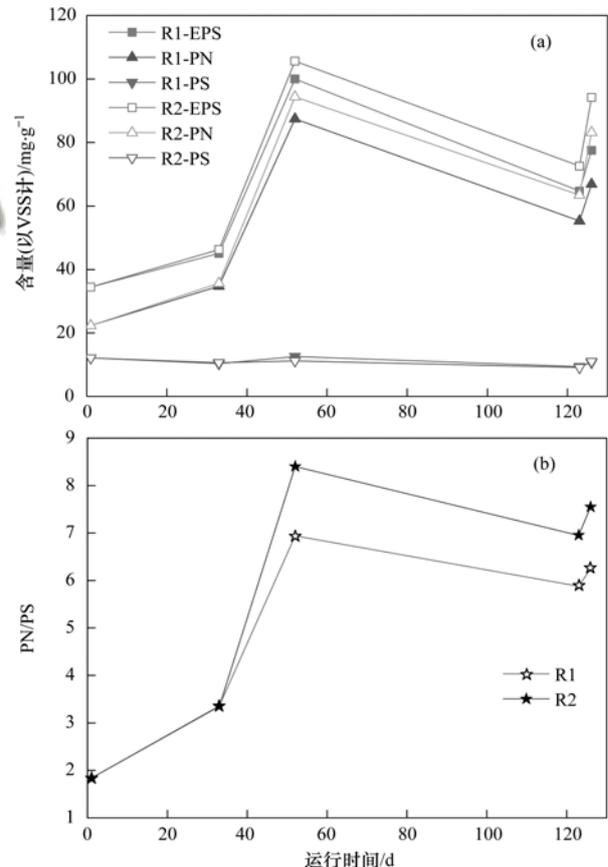


图 4 ANAMMOX 污泥活性恢复过程中 EPS 含量及 PN/PS 变化

Fig. 4 Changes of the EPS content and PN/PS during the recovery of the ANAMMOX sludge activity

生, PN/PS 比值过大, 多糖的架桥作用被弱化, 会使得厌氧氨氧化颗粒污泥的稳定性和沉降性减弱, 导致污泥随出水流失. 这与文献 [37, 38] 的结论相同.

同时, 如图 2(c)、图 2(f) 所示, 相比于 R1, R2 污泥上浮现象更明显. 分析推测可能是 R2 长期处于低基质浓度环境条件下, 基质运输受阻, ANAMMOX 微生物表面需要分泌更多的蛋白质来参与离子的转运^[39]. 与此同时, 厌氧氨氧化污泥产生了大量氮气, 而胞外聚合物的大量分泌会堵塞气体通道, 使得污泥沉降性能降低, 加剧污泥上浮现象.

3 结论

(1) 保持温度在 35 ~ 37°C, pH 在 7.8 ~ 8.3 之间, 采用高、低基质浓度策略均可以快速恢复 ANAMMOX 污泥活性, 经 126d 运行, 二者脱氮能力分别达到 $16.97 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $14.43 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 高基质浓度有利于反应器快速提升脱氮性能, 但运行过程容易失稳. 低基质浓度虽然负荷提升速率较慢, 但有利于反应器长期稳定运行.

(2) 不同基质浓度培养策略对颗粒污泥的形态结构、颗粒粒径等方面影响很小; 扫描电镜图像显示恢复后的 ANAMMOX 菌富集程度明显提高, 颗粒表面的细胞形态主要有球状、短杆状和长杆状; 恢复后的颗粒污泥的粒径稳定至 1.7 mm 左右.

(3) 随着厌氧氨氧化菌脱氮负荷的提升, R1、R2 内 EPS 产量分别逐渐增大至 $72.56 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $94.18 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 对应 PN/PS 分别增大至 6.95 和 7.55, 低基质浓度培养策略下的 EPS 产量及 PN/PS 比值明显高于高基质浓度, 其污泥上浮流失量也明显高于后者. 在一定范围内, PN/PS 越大, 颗粒污泥稳定性越强. 但 PN/PS 比值过大会导致污泥上浮.

参考文献:

- [1] Van Hulle S W H, Vandeweyer H J P, Meesschaert B D, *et al.* Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, **162**(1): 1-20.
- [2] Vlaeminck S E, De Clippeleir H, Verstraete W. Microbial resource management of one-stage partial nitritation/anammox [J]. *Microbial Biotechnology*, 2012, **5**(3): 433-448.
- [3] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, *et al.* Full-scale partial nitritation/anammox experiences – an application survey [J]. *Water Research*, 2014, **55**: 292-303.
- [4] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, **50**(5): 589-596.
- [5] Ni S Q, Meng J. Performance and inhibition recovery of anammox reactors seeded with different types of sludge [J]. *Water Science and Technology*, 2011, **63**(4): 710-718.
- [6] Isaka K, Date Y, Sumino T, *et al.* Growth characteristic of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in an anaerobic biological filtrated reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, **70**(1): 47-52.
- [7] Tsushima I, Kindaichi T, Okabe S. Quantification of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in enrichment cultures by real-time PCR [J]. *Water Research*, 2007, **41**(4): 785-794.
- [8] 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.
- [9] Ali M, Okabe S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: advances in process start-up and remaining issues [J]. *Chemosphere*, 2015, **141**: 144-153.
- [10] Ma B, Wang S Y, Cao S B, *et al.* Biological nitrogen removal from sewage via anammox: recent advances [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **200**: 981-990.
- [11] Tomaszewski M, Cema G, Ziemińska-Buczynska A. Influence of temperature and pH on the anammox process: a review and meta-analysis [J]. *Chemosphere*, 2017, **182**: 203-214.
- [12] Jin R C, Yang G F, Yu J J, *et al.* The inhibition of the Anammox process: a review [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, **197**: 67-79.
- [13] 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.
- [14] Isanta E, Bezerra T, Fernández I, *et al.* Microbial community shifts on an anammox reactor after a temperature shock using 454-pyrosequencing analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **181**: 207-213.
- [15] 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.
- [16] Tao W D, He Y L, Wang Z Y, *et al.* Effects of pH and temperature on coupling nitritation and anammox in biofilters treating dairy wastewater [J]. *Ecological Engineering*, 2012, **47**: 76-82.
- [17] Waki M, Yasuda T, Suzuki K, *et al.* Rate determination and distribution of anammox activity in activated sludge treating swine wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(8): 2685-2690.
- [18] 侯晓帮, 操家顺, 周可为. 厌氧氨氧化抑制试验及复活策略研究 [J]. *中国给水排水*, 2017, **33**(23): 55-60.
- [19] 侯晓帮, 操家顺, 周可为. 厌氧氨氧化抑制试验及复活策略研究 [J]. *中国给水排水*, 2017, **33**(23): 55-60.
- [19] Yang W, He S L, Han M, *et al.* Nitrogen removal performance and microbial community structure in the start-up and substrate inhibition stages of an anammox reactor [J]. *Journal of*

- Bioscience and Bioengineering, 2018, **126**(1): 88-95.
- [20] Chen T T, Zheng P, Shen L D, *et al.* Dispersal and control of anammox granular sludge at high substrate concentrations [J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2012, **17**(5): 1093-1102.
- [21] Adav S S, Lee D J, Tay J H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule [J]. Water Research, 2008, **42**(6-7): 1644-1650.
- [22] McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al.* Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, **71**(2): 1051-1057.
- [23] Qin Y J, Han B, Cao Y, *et al.* Impact of substrate concentration on anammox-UBF reactors start-up [J]. Bioresource Technology, 2017, **239**: 422-429.
- [24] 王俊敏, 王淑莹, 霍明昕, 等. 低基质浓度下 UASB 厌氧氨氧化的脱氮性能及颗粒污泥特性 [J]. 化工学报, 2011, **62**(10): 2914-2919.
Wang J M, Wang S Y, Huo M X, *et al.* Characteristics of granular sludge and nitrogen removal performance in ANAMMOX-UASB reactor fed with low strength substrate [J]. CIESC Journal, 2011, **62**(10): 2914-2919.
- [25] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [26] Baloch M I, Akunna J C, Kierans M, *et al.* Structural analysis of anaerobic granules in a phase separated reactor by electron microscopy [J]. Bioresource Technology, 2008, **99**(5): 922-929.
- [27] 王琰, 钱飞跃, 王建芳, 等. 亚硝化颗粒污泥中 EPS 提取方法与组成特性的比较研究 [J]. 环境科学学报, 2015, **35**(11): 3515-3521.
Wang Y, Qian F Y, Wang J F, *et al.* Comparative study on extraction methods and composition of extracellular polymeric substances (EPS) in granular nitrosation sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, **35**(11): 3515-3521.
- [28] Adav S S, Lee D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **154**(1-3): 1120-1126.
- [29] Luo J H, Hao T W, Wei L, *et al.* Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge [J]. Water Research, 2014, **62**: 127-135.
- [30] 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.
- [31] An P, Xu X C, Yang F L, *et al.* Comparison of the characteristics of anammox granules of different sizes [J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2013, **18**(3): 446-454.
- [32] Arrojo B, Mosquera-Corral A, Campos J L, *et al.* Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR) [J]. Journal of Biotechnology, 2006, **123**(4): 453-463.
- [33] Kindaichi T, Tsushima I, Ogasawara Y, *et al.* In situ activity and spatial organization of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria in biofilms [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, **73**(15): 4931-4939.
- [34] Ni B J, Chen Y P, Liu S Y, *et al.* Modeling a granule-based anaerobic ammonium oxidizing (ANAMMOX) process [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2009, **103**(3): 490-499.
- [35] Hou X L, Liu S T, Zhang Z T. Role of extracellular polymeric substance in determining the high aggregation ability of anammox sludge [J]. Water Research, 2015, **75**: 51-62.
- [36] 高梦佳, 王淑莹, 王衫允, 等. 生活污水对成熟厌氧氨氧化颗粒污泥的影响 [J]. 化工学报, 2017, **68**(5): 2066-2073.
Gao M J, Wang S Y, Wang S Y, *et al.* Impact of domestic sewage on mature anammox granular sludge [J]. CIESC Journal, 2017, **68**(5): 2066-2073.
- [37] 唐崇俭, 郑平, 汪彩华, 等. 高负荷厌氧氨氧化 EGSB 反应器的运行及其颗粒污泥的 ECP 特性 [J]. 化工学报, 2010, **61**(3): 732-739.
Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* Granulation and characteristics of extracellular polymers of anammox sludge in high-load EGSB reactor [J]. CIESC Journal, 2010, **61**(3): 732-739.
- [38] Miao L, Zhang Q, Wang S Y, *et al.* Characterization of EPS compositions and microbial community in an Anammox SBBR system treating landfill leachate [J]. Bioresource Technology, 2018, **249**: 108-116.
- [39] 王然登, 程战利, 彭永臻, 等. 强化生物除磷系统中胞外聚合物的特性 [J]. 中国环境科学, 2014, **34**(11): 2838-2843.
Wang R D, Cheng Z L, Peng Y Z, *et al.* Characteristics of EPS taken from an enhanced biological phosphorus removal system [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(11): 2838-2843.

CONTENTS

Patterns of Mortality from Air Pollutant Emissions in China's Coal-fired Power Plants	QIN Yu, ZHANG Qiang, LI Xin, <i>et al.</i> (5289)
Analysis of the Temporal and Spatial Variation of PM _{2.5} in China Based on the LUR Model	LIU Bing-jie, PENG Xiao-min, LI Ji-hong (5296)
Physicochemical Properties of the Aerosol Particles and Their Impacts on Secondary Aerosol Formation at the Background Site of the Yangtze River Delta HUANG Dan-dan, ZHOU Min, YU Chuan-guan, <i>et al.</i> (5308)
Analysis of Different Particle Sizes, Pollution Characteristics, and Sources of Atmospheric Aerosols During the Spring Dust Period in Beijing	YANG Yang, LI Xing-ru, CHEN Xi, <i>et al.</i> (5315)
Characteristics of Ambient VOCs at the Shuangliu Site in Chengdu, China, During Summer and Autumn	DENG Yuan-yuan, LI Jing, LI Ya-qi, <i>et al.</i> (5323)
Source Profiles and Chemical Reactivity of Volatile Organic Compounds from Surface Coating of Aluminum Products in Foshan, China	LI Xia, SU Wei-jian, LI Bi-xia, <i>et al.</i> (5334)
Emission Inventory and Characteristics of Anthropogenic Air Pollutant Sources in the Sichuan Province	ZHOU Zi-hang, DENG Ye, TAN Qin-wen, <i>et al.</i> (5344)
Characteristics of Particulate Matter Emissions from the Coking Process	WANG Yan-hui, ZHAO Liang, SUN Wen-qiang, <i>et al.</i> (5359)
Dry and Wet Deposition of Atmospheric Nitrogen in Small Catchments	WANG Huan-xiao, PANG Shu-jiang, WANG Xiao-yan, <i>et al.</i> (5365)
Seasonal Changes of the Pathways of Nitrogen Export from an Agricultural Watershed in China	LI Wen-chao, LEI Qiu-liang, ZHAI Li-mei, <i>et al.</i> (5375)
Dynamics and Runoff Losses of Nitrogen in Paddy Field Surface Water Under Combined Application of Biochar and Slow/Controlled-Release Fertilizer SI Lin-lin, ZHOU Jing-jie, WU Liang-huan, <i>et al.</i> (5383)
Indirect Nitrous Oxide Emissions from an Agricultural Headwater Stream During the Rainy Season in the Upper Reach of the Yangtze River	TIAN Lin-lin, WANG Zheng, ZHU Bo (5391)
Concentration, Flux, and Emission Factor of N ₂ O in Rivers with Different Nitrogen Pollution Features	WANG Miao, LI Ya-feng, LEI Kun, <i>et al.</i> (5400)
Identification of Nitrate Pollution Sources Through Various Isotopic Methods: A Case Study of the Huixian Wetland	PENG Cong, PAN Xiao-dong, JIAO You-jun, <i>et al.</i> (5410)
Temporal and Spatial Distribution of the Soil Water δD and δ ¹⁸ O in a Typical Karst Valley: A Case Study of the Zhongliang Mountains, Chongqing City WU Wei, JIANG Yong-jun, JIA Ya-nan, <i>et al.</i> (5418)
Hydrochemical Characteristics of Groundwater and the Origin in Alluvial-proluvial Fan of Qinhe River	LIU Jiang-tao, CAI Wu-tian, CAO Yue-ting, <i>et al.</i> (5428)
Impact of Maximum Precipitation in 2017 on the Runoff Component of Reclaimed Water-Intaking River	LIAO An-ran, SONG Xian-fang, ZHANG Ying-hua, <i>et al.</i> (5440)
Spectral Evolution Characteristics of DOM in Sediment Interstitial Water During the Formation Stage of Thermal Stratification in the Main Reservoir Area of the Zhoucun Reservoir ZHOU Shi-lei, ZHANG Yi-ran, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (5451)
Pollution Characteristic of Ni in Sediments in the Three Gorges Reservoir	ZHANG Wei-jie, YIN Shu-hua, XU Dong-yu, <i>et al.</i> (5464)
Migration and Transformation of Mercury at Sediment-Water Interface of the Dahong Lake Reservoir in the Simian Mountains	GUO Pan, SUN Tao, YANG Guang, <i>et al.</i> (5473)
Effects of Wetland Types on Distribution of Soil Methylmercury Based on the Region of Nanweng River in the Greater Xing'an Mountains	ZHOU Xin-quan, LIU Yu-rong, LI Jing, <i>et al.</i> (5480)
Simulation of the Migration and Release Characteristics of Organophosphate Esters in Fluctuation Zone Soil of the Three Gorges Reservoir During Flooding YANG Ting, HE Ming-jing, YANG Zhi-hao, <i>et al.</i> (5487)
Spatial Distribution of Perfluoroalkyl Acids and Transformation of Their Precursors in River Water Samples and Effluents of Wastewater Treatment Plants in a Typical Tourism City WANG Shi-liang, SUN Jian-shu, YANG Yue-wei, <i>et al.</i> (5494)
Purification Efficiency and Microbial Characteristics of Four Biofilters Operated Under Different Conditions	JIANG Xiao-liang, LI Meng, ZHANG Shao-hui, <i>et al.</i> (5503)
Effects of Manganese on the Growth and Fluorescence Induction Kinetics of <i>Conticribra weisflogii</i>	WANG Mu-lan, JIANG Yue-lu (5514)
Distribution and Factors Affecting <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> in Guangdong Reservoirs	LEI Min-ting, PENG Liang, HAN Bo-ping, <i>et al.</i> (5523)
Removal of Humic Acid from Water by Magnetic Chitosan-Grafted Polyacrylamide	YOU Wen, LIU Hai-cheng, CAO Jia-wei, <i>et al.</i> (5532)
Ozone-Biological Activated Carbon for Advanced Removal of Typical Persistent Organic Pollutants from Micro-Polluted Source Water in the Yangtze Delta Region LAN Ya-qiong, LIU Rui, MA Zheng-jie, <i>et al.</i> (5541)
Color and Nitrogen Removal from Synthetic Dye Wastewater in an Integrated Hydrolysis/Acidification and Anoxic/Aerobic Process	GU Meng-qi, YIN Qi-dong, LIU Ai-ke, <i>et al.</i> (5550)
Removal Characteristics of High Concentrations of Perchlorate Using a "Heterotrophic Sulfur Autotrophic" Combination Process	LIU Ying-nan, TAO Hua-qiang, SONG Yuan-yuan, <i>et al.</i> (5558)
Rapid Start-up of a Nitrite-Dependent Methane Anaerobic Oxidation Reaction Under Static Pressure Conditions	WANG Yi-nan, HU Zhen, RU Dong-yun, <i>et al.</i> (5565)
Optimization of the Flow Distribution Ratio and Mechanism of Nitrogen Removal in a Multi-level AO Coupled Flow Biochemical Process	WANG Fan, LI Jun, BIAN De-jun, <i>et al.</i> (5572)
High-rate Nitrogen Removal in a Two-stage Partial Nitrification-ANAMMOX Process Under Mainstream Conditions	LIU Wen-ru, YANG Dian-hai, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (5580)
Effects of Different Substrate Concentrations on the Short-term Storage of ANAMMOX Bacteria	GAO Xue-jian, ZHANG Jie, LI Dong, <i>et al.</i> (5587)
Optimization of the Mainstream Anaerobic Ammonia Oxidation Process and Its Changes of the Microbial Community	FU Kun-ming, FU Chao, LI Hui, <i>et al.</i> (5596)
Granular Characteristics of Anaerobic Ammonia Oxidation Sludge During the Recovery Process	CHEN Fang-min, GU Cheng-wei, HU Yu-ting, <i>et al.</i> (5605)
Characterization of a Newly Isolated Strain <i>Pseudomonas</i> sp. N3 for Denitrification at Low Temperature	LU Jun-ling, CHEN Hui-ping, XIAO Lin (5612)
Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk of Soil from Reclaimed Industrial Sites and Surrounding River Sediments	WU Jian, WANG Min, ZHANG Hui-peng, <i>et al.</i> (5620)
Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals for Different Types of Land Use and Evaluation of Human Health	LI Chun-fang, CAO Jian-fei, LÜ Jian-shu, <i>et al.</i> (5628)
Soil Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of As at a Large-scale Arsenic Slag-contaminated Site	LIU Geng, SHI Ying, TIAN Hai-jin, <i>et al.</i> (5639)
Relationship Between the Bacterial Abundance and Production with Environmental Factors in a Subtropical Karst Reservoir	XIN Sheng-lin, LIANG Yue-ming, PENG Wen-jie, <i>et al.</i> (5647)
Structure Analysis of Arbuscular Mycorrhizal in Roots from Different Shrubs in Karst Regions	LIANG Yue-ming, SU Yi-rong, HE Xun-yang, <i>et al.</i> (5657)
Effects of Stimulated Nitrogen Deposition on the Bacterial Community Structure of Semiarid Temperate Grassland	LI Zong-ming, SHEN Ju-pei, ZHANG Li-mei, <i>et al.</i> (5665)
Effect of Phosphorus Addition on the Abundance of Autotrophic CO ₂ -Fixation Microorganisms in Rhizospheric Soil from a Phosphorus-Limited Paddy Field BAI Jing, LI Yi-fei, LIU Shou-long, <i>et al.</i> (5672)
Effects of Varying Long-term Fertilization on Organic Carbon Mineralization and Priming Effect of Paddy Soil	MA Xin, WEI Liang, TANG Mei-liang, <i>et al.</i> (5680)
Relationship Between the Vegetation Community and Soil Nutrient and Enzyme Activity During the Restoration of Abandoned Land in the Loess Hilly Region QIAO Wen-jing, DAI Yin-yue, ZHANG Wei, <i>et al.</i> (5687)
Degradation of Pentachlorophenol by Fulvic Acid in a Municipal Solid Waste Landfill	LIU Si-jia, HE Xiao-song, ZHANG Hui, <i>et al.</i> (5699)
Effect of CO ₂ Doubling and Different Plant Growth Stages on Rice Carbon, Nitrogen, and Phosphorus and Their Stoichiometric Ratios TANG Mei-ling, XIAO Mou-liang, YUAN Hong-zhao, <i>et al.</i> (5708)
Assessment of Medical Waste Disposal Technologies Based on the AHP	XU Xiao-fang, TAN Quan-yin, LIU Li-li, <i>et al.</i> (5717)
Livestock and Poultry Faeces Nitrogen Loading Rate and Its Potential Return to Farmland in China	LIU Xiao-yong, WANG Xiu-bin, LI Shu-tian (5723)