

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

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

南京工业区分夏季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析 刘静达,安俊琳,张玉欣,师远哲,林旭 (1733)

南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性 梁静舒,安俊琳,王红磊,张玉欣,王俊秀,施双双,王潇 (1743)

广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素 高元官,张凯,王体健,陈志明,耿红,孟凡 (1753)

神农架大九湖大气中的多环芳烃 金梦云,邢新丽,柯艳萍,郑煌,胡天鹏,孙焰,丁洋,李绘,张泽洲,祁士华 (1760)

沧州市春季 NMHCs 空间分布特征 段菁春,周雪明,张鹤丰,谭吉华,胡京南,柴发合 (1769)

北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征 梁云平,张大伟,林安国,马召辉,邹晓东 (1775)

生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析 邵珠泽,郑国砥,王元刚,高定,朱彦莉,陈同斌,聂二旗 (1783)

低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性 姜理英,张迪,郭海倩,缪晶晶,陈怡伶,李慧 (1792)

运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析 武媛媛,李如梅,彭林,端允,王海京,李颖慧,白慧玲,牟玲 (1799)

高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险:以常州市为例 姚静波,王明新,齐今笛,孙向武,张文艺 (1807)

上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系 董小芳,邓黄月,张杰,朱志鹏,王琳,郑祥民,周立旻 (1817)

DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响 张允华,楼狄明,谭丕强,胡志远 (1828)

我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价 张秋秋,潘申龄,刘伟,张昱,安伟 (1835)

基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估 王阳,徐明芳,耿梦梦,黎明,陈耕南 (1842)

北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险 张盼伟,周怀东,赵高峰,李昆,赵晓辉,刘巧娜,任敏,赵丹丹,李东佼 (1852)

长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素 孙语嫣,白莹,苏荣国,石晓勇 (1863)

垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制 肖骁,何小松,高如泰,席北斗,张慧,黄彩红,李丹,袁志业 (1873)

3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用 李立青,胡楠,刘雨情,涂声亮,陈华超 (1881)

三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响 陈成龙,高明,倪九派,谢德体,邓华 (1889)

NO₃⁻-N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响 姜应和,李瑶,张莹,张翔凌 (1898)

湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响 李薛晓,程思超,方舟,李先宁 (1904)

阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响 丁为俊,于立亮,陈杰,成少安 (1911)

臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响 刘海龙,付晶森,郭雪峰,柴建恬,张忠民 (1918)

紫外线和次氯酸钠对 *Escherichia coli* 和 Poliovirus 的消毒作用 徐丽梅,张崇森,王晓昌,吉铮,周进宏 (1928)

不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用 王星星,林建伟,詹艳慧,张志斌,邢云青,姜博汇,储鸣 (1936)

树脂基纳米钛铝氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟 陈家凯,聂广泽,刘志英,姚远,徐炎华 (1947)

灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响 朱培颖,李大鹏,于胜楠 (1957)

城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律 桑浪涛,石烜,张彤,付博文,金鹏康 (1965)

11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋 周林军,古文,刘济宁,石利利,徐炎华 (1972)

反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性 金鹏康,杨珍瑞,李蓉,李岩,周立辉 (1982)

Fe⁽⁰⁾-活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素 吕永涛,刘婷,曾玉莲,孙婷,张瑶,王磊 (1991)

两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较 李惠娟,彭党聪,陈国燕,王博,姚倩,卓杨 (1997)

基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响 闰刚,徐乐中,沈耀良,吴鹏,张婷, Samwine Thomas (2006)

温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响 范军辉,郝瑞霞,朱晓霞,万京京,刘思远,王丽沙 (2012)

SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析 杨波,徐辉,冯修平,李方,田晴,马春燕 (2021)

喹啉降解菌 *Ochrobactrum* sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用 徐伟超,吴翠平,张玉秀,张琪,张怡鸣 (2030)

锰氧化菌 *Arthrobacter* sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制 万文结,薛芷筠,张泽文,何冬兰 (2036)

温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响 周同,于德爽,李津,吴国栋,王晓静 (2044)

包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析 许晓毅,尤晓露,吕晨培,王斌,胡碧波 (2052)

强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落 曹知平,吴静,左剑恶,王晓璐,王翀,王广启,王凯军,钱易 (2059)

三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征 秦红,任庆水,杨文航,李昌晓 (2065)

川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素 田琳琳,朱波,汪涛,赵原,董宏伟,任光前,胡磊 (2074)

双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N₂O 排放的影响 伍延正,张苗苗,秦红灵,陈春兰,王娟,魏文学,李勇 (2084)

生物炭介导的不同地表条件下土壤 N₂O 的排放特征 邹娟,胡学玉,张阳阳,张迪,陈威,王向前,陈窃君,刘扬 (2093)

垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征 熊瑛,王龙昌,杜娟,赵琳璐,周泉,张赛 (2102)

广东省土壤 Cd 含量空间分布预测 孙慧,郭治兴,郭颖,袁宇志,柴敏,毕如田,杨静 (2111)

宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价 张鹏岩,康国华,庞博,郭依,何坚坚,秦明周 (2125)

腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响 王青清,蒋珍茂,王俊,魏世强 (2136)

紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征 李秋言,赵秀兰 (2146)

生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用 吴志娟,毕二平 (2154)

两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制 王彤彤,马江波,曲东,张晓媛,郑纪勇,张兴昌 (2161)

牛粪源粪炭及其生物炭对 Pb²⁺、Cd²⁺ 的吸附特性 杜文慧,朱维琴,潘晓慧,沈旭阳,陈思远,陈可乐,坎吉汗·木沙拉,张杭君,丁颖 (2172)

C₃N₄/BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制 鲍玥,周旻昀,邹骏华,史宇滨,万先凯,史惠祥 (2182)

《环境科学》征稿简则(2020) 《环境科学》征订启事(2035) 信息(1782, 1798, 1827)

基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响

闫刚¹, 徐乐中^{1,2,3*}, 沈耀良^{1,2,3}, 吴鹏^{1,2,3}, 张婷¹, Samwine Thomas¹

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009; 3. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 苏州 215009)

摘要: 为解决厌氧氨氧化底物去除不彻底导致总氮去除偏低的问题, 通过控制不同的进水基质比, 对厌氧折流板反应器 (ABR) 的厌氧氨氧化脱氮性能进行了研究. 结果表明, ABR 厌氧氨氧化系统最佳进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为 1.34, 此时 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的去除率同时达到 99.99% 左右, 总氮去除率达到峰值为 87%, 当进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 从 1 逐渐降低至 0.49 和从 1.34 逐渐提高至 1.62 时, 反应器对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的绝对去除量较为稳定, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 过量对 ABR 厌氧氨氧化系统没有产生明显抑制; 此外, 不同基质比条件下, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的去除基本在第 1 隔室完成, 基质比变化对 ABR 各隔室的脱氮效果没有产生显著影响, ABR 厌氧氨氧化系统对基质浓度的变化具有较好的稳定性.

关键词: 基质比; 厌氧氨氧化; 厌氧折流板反应器; 抑制; 脱氮

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-2006-06 DOI: 10.13227/j.hjkk.201611223

Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR

LÜ Gang¹, XU Le-zhong^{1,2,3*}, SHEN Yao-liang^{1,2,3}, WU Peng^{1,2,3}, ZHANG Ting¹, Samwine Thomas¹

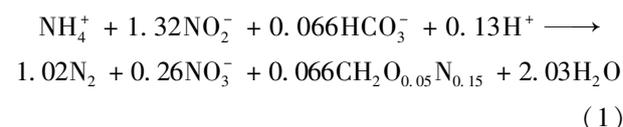
(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

Abstract: In order to solve the problem of low nitrogen removal caused by incomplete removal of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) substrate, The nitrogen removal performance of the ANAMMOX was investigated by controlling different influent substrate ratios in an anaerobic baffled reactor (ABR). The result showed the optimal influent $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ was 1.34 with which the $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_2^- \text{-N}$ removal efficiencies were about 99.99% and the total nitrogen removal efficiency reached a peak of 87%. When the influent $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ gradually reduced from 1 to 0.49 and increased from 1.34 to 1.62, the absolute removal of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_2^- \text{-N}$ was stable in the reactor and no significant inhibition was observed in the system. Under the condition of different substrate ratios, the removal of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_2^- \text{-N}$ was basically consumed in the first compartment of ABR, the change of substrate ratio did not have an obvious impact on the nitrogen removal performance of each compartment in the ABR, thus, the ABR ANAMMOX system had good stability to the change of substrate concentration.

Key words: substrate ratio; anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); anaerobic baffled reactor (ABR); inhibition; nitrogen removal

厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX) 是在厌氧或缺氧条件下, 厌氧氨氧化菌以 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为电子供体, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 为电子受体, 将 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 直接转化为 N_2 的过程^[1]. 相较于传统脱氮工艺具有无需投加有机碳源、产泥量少、节能等优势^[2]. 目前, 学术界普遍接受的厌氧氨氧化反应方程式如式(1)所示^[3]. 从中可知, 该反应 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 消耗量与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成量理论比为 1:1.32:0.26, 但在实际运行中, 由于反应器运行条件和菌群结构的不同, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 消耗量与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成量并不严格符合理论值. 有研究报道的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗量之比为 0.91 ~ 2.0^[4, 5], $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 生成量与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 消耗量之比为 0.04 ~ 0.41^[3, 6, 7]. 过高或过

低的进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 将会造成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的不完全转化, 影响厌氧氨氧化工艺的脱氮效率, 易致出水水质不达标. 因此, 进水基质比对于厌氧氨氧化工艺的实际调控具有重大意义.



收稿日期: 2016-11-28; 修订日期: 2016-12-21

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51578353); 江苏省自然科学基金项目 (BK20160356); 江苏高校优势学科建设工程项目; 环境工程江苏省重点专业类项目; 江苏省高校自然科学基金项目 (16KJB610013); 苏州科技学院科研基金青年项目 (XKQ201504)

作者简介: 闫刚 (1991 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污水处理与回用, E-mail: gl930522@163.com

* 通信作者, E-mail: kgre505@163.com

众多学者针对厌氧氨氧化工艺的影响因素如温度^[8]、pH^[9]、溶解氧^[10]、有机物^[11]、有毒物质^[12]进行了大量系统的研究,并形成了一定的共识.但对于进水基质比对厌氧氨氧化工艺的影响研究较少,且研究结果差异较大,Tsushima 等^[13]研究发现 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为 0.8~0.87 时,反应器去除效率较高. Jin 等^[14]研究表明最佳 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为 1.2,此时出水总氮最低.厌氧折流板反应器 (ABR) 具有结构简单、生物截留能力强、运行效果稳定可靠等特点^[15],利于厌氧氨氧化菌的富集与生长.近年来,已有部分学者将其应用于厌氧氨氧化工艺研究中^[16, 17].本研究采用厌氧折流板反应器 (ABR),通过控制不同的进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$,考察不同进水基质比对厌氧氨氧化脱氮性能的影响,以期 ABR 厌氧氨氧化工艺的实际运行和调控提供借鉴和指导.

1 材料与方

1.1 试验装置

试验所采用的 ABR (图 1) 反应器由有机玻璃制成. ABR 反应器长 26 cm, 宽 9 cm, 有效高度 20 cm, 有效容积 4.8 L. 分为 3 个隔室, 每个隔室升降流区宽度比为 4:1, 折流板导向角为 45°, 采用恒流泵连续进水, 溢流出水. 反应器整体密封保证厌氧, 采用遮阳塑料膜遮住避光, 置于恒温水浴缸中, 控制水温 33°C ± 2°C.

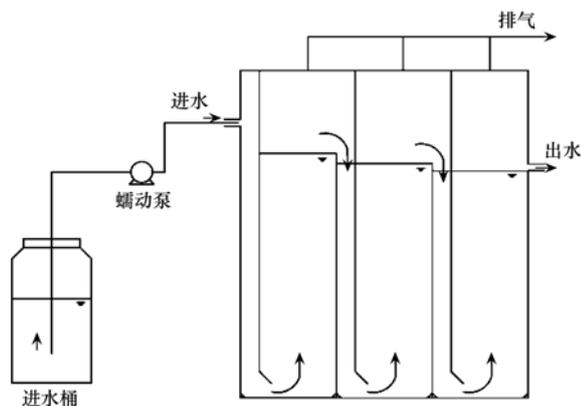


图 1 ABR 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic of anaerobic baffled reactor

1.2 试验用水

试验采用人工配水, 控制进水 pH 为 7.5 ± 0.5, 其成分主要包括 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (按需配制), NaNO_2 (按需配制), KHCO_3 500 mg·L⁻¹, KH_2PO_4 27.2 mg·L⁻¹, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 300 mg·L⁻¹, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 180 mg·L⁻¹, 微量元素 I 和微量元素 II 按照 1 mL·L⁻¹ 添

加. 微量元素 I 组分 (g·L⁻¹): EDTA 5, FeSO_4 5; 微量元素 II 组分 (g·L⁻¹): EDTA 15, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.43, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.24, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.99, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.25, $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.22, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.19, $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 0.21, H_3BO_4 0.014.

1.3 接种污泥

厌氧氨氧化 ABR 反应器的接种污泥取自苏州市某污水厂 A²/O 工艺的好氧硝化污泥, 在进行本试验前, 该反应器已成功启动并稳定运行 30 d^[18]. ABR 各隔室污泥性质如表 1 所示.

表 1 ABR 各隔室污泥性质

反应器	ABR 第一隔室	ABR 第二隔室	ABR 第三隔室
MLSS/g·L ⁻¹	6.6	4.5	4.5
MLVSS/g·L ⁻¹	2.4	1.8	2.6
MLVSS/MLSS/%	36	40	58

1.4 试验方法

整个试验共分为 3 个阶段, 分别记为 Phase I、Phase II、Phase III. 在 Phase I 期间, 通过提高进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度或缩短 HRT, 并控制进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为 1, 以提高反应器容积负荷, 提高反应器厌氧氨氧化功能. 在 Phase II 期间, 保持 HRT 为 12h 不变, 固定进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度为 100 mg·L⁻¹, 逐步提高 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度, 使得进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 变化由 1~0.5 递减, 考察 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 过量对 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能的影响. 在 Phase III 期间, 保持 HRT 为 12h 不变, 固定进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 100 mg·L⁻¹, 逐步提高 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度, 使得进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 变化由 1~1.6 递增, 考察 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 过量对 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能的影响. 在 Phase II 和 Phase III 期间, 每个工况下反应器至少运行 2 周, 待系统运行稳定后再调整下一个工况.

1.5 测定项目与方法

试验过程中每隔 2 d 采集反应器进出水水样及 ABR 反应器各隔室水样. 测定项目主要包括 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、MLSS、MLVSS. $\text{NH}_4^+ \text{-N}$: 纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- \text{-N}$: N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; $\text{NO}_3^- \text{-N}$: 紫外分光光度法; MLSS、MLVSS 采用重量法^[19].

2 结果与讨论

2.1 Phase I: 负荷提高期 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能 (进水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N} = 1$)

在 Phase I 期间, 采用两种方式提高反应器容积

负荷(见图2),第1步:控制 ABR 反应器 HRT 为 24 h,将反应器进水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度由 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提升至 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 容积负荷升高为 $0.2 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 第2步:固定进水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,将反应器 HRT 缩短为 12 h, 容积负荷升高为 $0.4 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 由图2可知,前期将进水浓度由 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提升到 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 过程中,反应器出水 NH_4^+ -N 浓度由 $11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, NH_4^+ -N 的绝对去除量增加, NH_4^+ -N 去除率一直维持在 75% 以上,出水 NO_3^- -N 浓度由 $21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,表明反应器厌氧氨氧化活性得到增强. 运行至第 33 d 时,将反应器 HRT 缩短为 12 h,出水 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 浓度有所降低但变化不大,进出水浓度变化曲线较为平缓,波动较小. HRT 的缩短并未对反应器厌氧氨氧化脱氮性能造成影响,表明 ABR 反应器具有较强的耐冲击负荷^[15]. 在整个负荷提高期间,出水 NO_2^- -N 浓度几乎检测不到,去除率保持在 99% 以上. 该阶段后期, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 消耗量与 NO_3^- -N 生成量之比逐渐稳定在 1:1.26:0.21, 与理论值^[3] 较为接近,表明 ABR 反应器厌氧氨氧化功能较强.

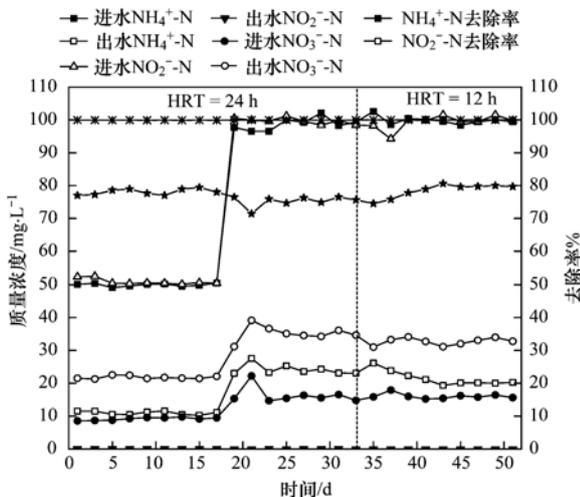


图2 ABR 稳定运行时厌氧氨氧化脱氮性能
Fig. 2 Nitrogen removal performance of the ANAMMOX ABR reactor during Phase I

2.2 Phase II: NH_4^+ -N 过量对 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能的影响 (进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N = 1 ~ 0.5)

控制进水 NO_2^- -N 浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 逐步提高 NH_4^+ -N 浓度, 使得进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 变化由 1 到 0.5 递减. 反应器进出水质变化如表 2 所示, 不同进水 NH_4^+ -N 浓度下 NH_4^+ -N 消耗量 (ΔNH_4^+ -N)、 NO_2^- -N 消耗量 (ΔNO_2^- -N) 与 NO_3^- -N 生成量

(ΔNO_3^- -N) 如图 3 所示.

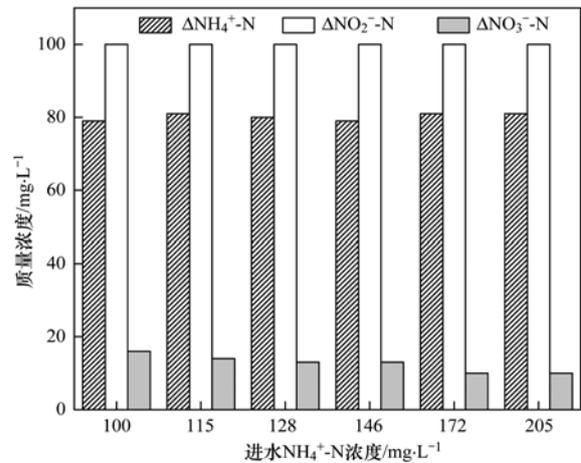


图3 阶段 II 期间 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 消耗量与 NO_3^- -N 生成量
Fig. 3 Ammonium, nitrite removal and nitrate production during Phase II

根据图 3, 随着进水 NH_4^+ -N 浓度的提高, 即 NH_4^+ -N 相对过量的过程中, ABR 反应器对 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的绝对去除量较为稳定, 分别为 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. NO_2^- -N 的去除率一直维持在 99.99% 左右, NH_4^+ -N 的去除率随着进水 NH_4^+ -N 浓度的提高逐渐降低, TN 去除率也一直下降. 厌氧氨氧化的显著特征就是 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 按照一定的比例去除, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 同时作为厌氧氨氧化的底物, 当 NH_4^+ -N 相对 NO_2^- -N 过量时, NH_4^+ -N 的去除量由 NO_2^- -N 控制, NO_2^- -N 的去除量一定时, NH_4^+ -N 的去除量也保持不变. 然而 Jin 等^[14] 在上流式曝气生物滤池厌氧氨氧化系统中固定进水 NO_2^- -N 浓度为 $280 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 不断提高 NH_4^+ -N 浓度, 发现反应器对富余 NH_4^+ -N 具有额外吸收的功能, 并从化学平衡和微生物协同与竞争的角度给予了解释. 本试验中并未出现反应器对过量 NH_4^+ -N 额外吸纳的现象. 这可能与反应器构造、运行条件和细菌种类有关.

有研究表明, 由高氨氮诱发的游离氨对厌氧氨氧化具有抑制作用^[20, 21], 但 NH_4^+ -N 对厌氧氨氧化菌的抑制作用相对较弱^[22, 23]. 本试验中 NH_4^+ -N 相对过量并未对 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能产生影响, 在该阶段末期, 将进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 恢复到 1, 出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 浓度迅速恢复到该阶段初始状态 (进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N = 1), 表明整个阶段试验中, ABR 厌氧氨氧化菌的活性并未因 NH_4^+ -N 过量而受到任何抑制, 出水 NH_4^+ -N 浓度的提高只是由 NH_4^+ -N 相对过量, 引发 NO_2^- -N 底物不足导致 NH_4^+ -N 无法去

除的简单生物化学现象。

表 2 阶段 II 期间反应器进出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 变化

Table 2 Variation of influent and effluent NH_4^+ -N, NO_2^- -N concentration during phase II in the reactor

进水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		基质比	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
NH_4^+ -N	NO_2^- -N	NO_2^- -N/ NH_4^+ -N	NH_4^+ -N	NO_2^- -N
100	100	1.0	21 ± 3	— ¹⁾
115	100	0.87	34 ± 1	—
128	100	0.78	48 ± 1	—
146	100	0.68	67 ± 3	—
172	100	0.58	91 ± 1	—
205	100	0.49	124 ± 1	—
100	100	1.0	20 ± 2	—

1) 未检测出

2.3 Phase III: NO_2^- -N 过量对 ABR 厌氧氨氧化脱氮性能的影响 (进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N = 1 ~ 1.6)

控制进水 NH_4^+ -N 浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 逐步提高 NO_2^- -N 浓度, 使得进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 变化由 1 到 1.6 递增。反应器进出水质变化如表 3 所示, 不同进水 NO_2^- -N 浓度下 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 消耗量与 NO_3^- -N 生成量如图 4 所示。

由图 4 可知, 当进水 NO_2^- -N 浓度由 $113 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的过程中 (进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 由 1 \rightarrow 1.34), NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的去除量逐渐增大, ΔNH_4^+ -N 由 $89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, ΔNO_2^- -N 由 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高到 $134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 表明厌氧氨氧化脱氮功能逐步增强, 当进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N = 1.34 时, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的去除率同时达到 99.99% 左右, 总氮去除率达到峰值为 87%。继续提高进水 NO_2^- -N 浓度 (进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 由 1.38 \rightarrow 1.62), NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 绝对去除量稳定, 并未出现明显变化。值得注意的是, 本阶段中 NO_3^- -N 的生成量随着进水 NO_2^- -N 浓度的提高而逐步减少, 尤其是将进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 由 1.34 提高至 1.62 的过程中, ΔNO_3^- -N 下降显著。在 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 去除量一定的情况下, NO_3^- -N 的产量理应固定不变, 但试验结果并非如此, 这一现象尚未有研究者提出。作者推测这一现象是由于内源反硝化作用导致的, 进水 NO_2^- -N 浓度的提高刺激了反硝化菌的活性, 内源反硝化作用不断加强, 使得生成的一部分 NO_3^- -N 被去除。

相较于 NH_4^+ -N, NO_2^- -N 对厌氧氨氧化菌活性的抑制作用更加明显^[24]。Strous 等^[5]认为 NO_2^- -N 浓度超过 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时会完全抑制厌氧氨氧化菌活性。

本阶段试验中 NH_4^+ -N 的去除率一直保持在 99.99% 左右, 并未出现任何抑制现象。同样在该阶段末期, 将进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 恢复到 1, 出水水质又迅速达到了初期水准。不同厌氧氨氧化菌种对 NO_2^- -N 的耐受程度有所差异, Egli 等^[25]研究发现, *Brocadia anammoxidans* 菌能耐受 NO_2^- -N 浓度为 $10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 *Kuenenia stuttgartiensis* 菌的耐受程度为 $13 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应器中菌群种类与数量的不同是导致 NO_2^- -N 抑制阈值的主要原因。

本试验中, 当进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N = 1.34 时, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 达到 100% 左右, 总氮去除率最高, 表明本研究中 ABR 厌氧氨氧化脱氮系统最佳基质比为 1.34, 与理论值 1.32 较为吻合。由图 2 和图 3 可知, 过量的 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 对 ABR 厌氧氨氧化系统并未产生显著影响, 为获得最大总氮去除率, 宜将进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 控制在理论值附近。在实际运行中, 也可根据 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的实际消耗比对进水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 作适当调整。

表 3 阶段 III 期间反应器进出水 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 变化

Table 3 Variation of influent and effluent NH_4^+ -N, NO_2^- -N concentration during phase III in the reactor

进水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		基质比	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
NH_4^+ -N	NO_2^- -N	NO_2^- -N/ NH_4^+ -N	NH_4^+ -N	NO_2^- -N
100	113	1.13	11 ± 1	— ¹⁾
100	120	1.20	4 ± 1	—
100	134	1.34	—	—
100	138	1.38	—	6 ± 2
100	155	1.55	—	16 ± 2
100	162	1.62	—	25 ± 1
100	100	1.0	20 ± 2	—

1) 未检测出

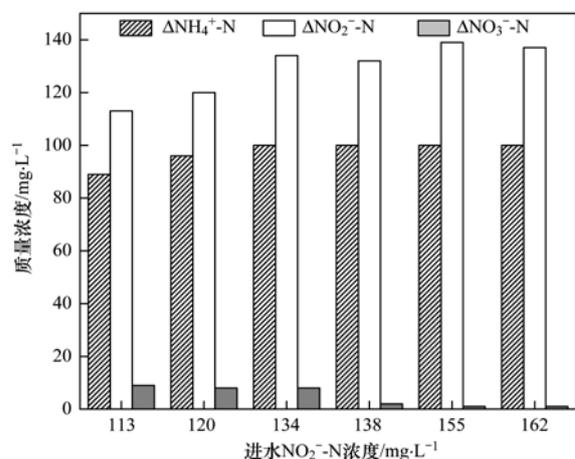


图 4 阶段 III 期间 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 消耗量与 NO_3^- -N 生成量

Fig. 4 Ammonium, nitrite removal and nitrate production during Phase III

2.4 ABR 各隔室脱氮规律

各阶段不同工况下稳定运行时进出水水质及各隔室水质如图 5 和图 6 所示. 不管是在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 过量的情况下, 系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除几乎都在第一个隔室完成, 这与启动成功的 ABR 厌氧氨氧化氮素去除情况相似^[18]. 由图 5 可知, 进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 1 至 0.49 的过程中, 第 1 隔室对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除贡献率一直维持在 95% 以上, 其余两个隔室对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除贡献率保持在 3% 左右, 而第 1 隔室对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除贡献率一直保持在 99.99% 左右. 由图 6 可知, 进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 1.13 至 1.34 的过程中, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在第 1 隔室中已被

除尽, 第 1 隔室的出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐降低, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除量逐渐增大. 随后进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 1.38 至 1.62 的过程中, 第 1 隔室对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除贡献率保持在 99.99% 以上, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 由于达到饱和状态, 第 1 隔室对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除贡献率降低到 98%, 其余两个隔室对 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除贡献率各占 1% 左右. ABR 特殊的结构使得第 1 个隔室中富集了大量的厌氧氨氧化菌, 承担了主要的脱氮功能, 其余各隔室作用微弱. 过量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 对 ABR 各隔室脱氮效果没有产生显著影响, 这也表明 ABR 厌氧氨氧化系统对基质浓度的变化具有较好的稳定性.

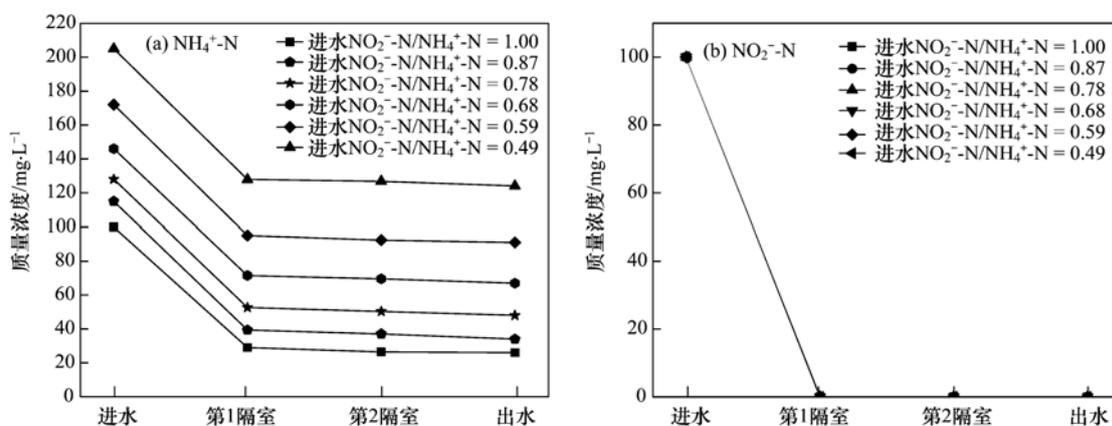


图 5 阶段 II 期间各隔室水质

Fig. 5 Water quality of each compartment during Phase II

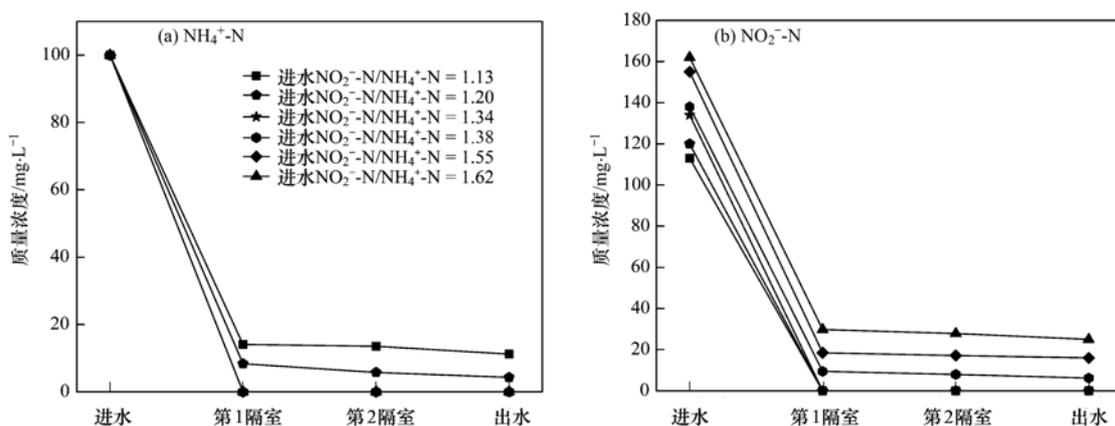


图 6 阶段 III 期间各隔室水质

Fig. 6 Water quality of each compartment during Phase III

3 结论

(1) 本研究中 ABR 厌氧氨氧化系统脱氮最佳基质比(进水 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$) 为 1.34 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率同时达到 99.99% 左右, 总氮去除率达到峰值为 87%.

(2) 进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 相对过量时, ABR 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除量较为稳定, 分别保持在 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 过量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 对 ABR 厌氧氨氧化系统没有产生明显抑制.

(3) 不同基质比条件下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除基本在第 1 隔室完成, 基质比变化对 ABR 各隔室

的脱氮效果没有产生显著影响, ABR 厌氧氨氧化系统对基质浓度的变化具有较好的稳定性。

参考文献:

- [1] van de Graaf A A, Mulder A, de Bruijn P, *et al.* Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, **61**(4): 1246-1251.
- [2] Jetten M S M, Wagner M, Fuerst J, *et al.* Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2001, **12**(3): 283-288.
- [3] 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.
- [4] Liu S T, Yang F L, Meng F G, *et al.* Enhanced anammox consortium activity for nitrogen removal: impacts of static magnetic field [J]. *Journal of Biotechnology*, 2008, **138**(3-4): 96-102.
- [5] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **55**(7): 3248-3250.
- [6] 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.
- [7] Chamchoi N, Nitisoravut S. Anammox enrichment from different conventional sludges [J]. *Chemosphere*, 2007, **66**(11): 2225-2232.
- [8] 李祥, 黄勇, 郑宇慧, 等. 温度对厌氧氨氧化反应器脱氮效能稳定性的影响 [J]. *环境科学*, 2012, **33**(4): 1288-1292.
Li X, Huang Y, Zheng Y H, *et al.* Effect of temperature on stability of nitrogen removal in the ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(4): 1288-1292.
- [9] Park S, Bae W, Rittmann B E. operational boundaries for nitrite accumulation in nitrification based on minimum/maximum substrate concentrations that include effects of oxygen limitation, pH, and free ammonia and free nitrous acid inhibition [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(1): 335-342.
- [10] 任玉辉, 王科, 李相昆, 等. 常温低基质下碱度和溶解氧对厌氧氨氧化的影响 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(11): 4218-4223.
Ren Y H, Wang K, Li X K, *et al.* Influence of alkalinity and DO on ANAMMOX bioreactor at normal temperature and low substrate concentration [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(11): 4218-4223.
- [11] 操沈彬, 王淑莹, 吴程程, 等. 有机物对厌氧氨氧化系统的冲击影响 [J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(12): 2164-2169.
Cao S B, Wang S Y, Wu C C, *et al.* Shock effect of organic matters on anaerobic ammonia oxidation system [J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(12): 2164-2169.
- [12] 阳广凤, 金仁村, 余好, 等. 厌氧氨氧化工艺的抑制现象 [J]. *应用与环境生物学报*, 2012, **18**(3): 502-510.
Yang G F, Jin R C, Yu Y, *et al.* Inhibition phenomenon of anammox process [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2012, **18**(3): 502-510.
- [13] Tsushima I, Ogasawara Y, Kindaichi T, *et al.* Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors [J]. *Water Research*, 2007, **41**(8): 1623-1634.
- [14] Jin R C, Xing B S, Yu J J, *et al.* The importance of the substrate ratio in the operation of the Anammox process in upflow biofilter [J]. *Ecological Engineering*, 2013, **53**: 130-137.
- [15] Jin R C, Yu J J, Ma C, *et al.* Performance and robustness of an ANAMMOX anaerobic baffled reactor subjected to transient shock loads [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **114**: 126-136.
- [16] 曾国驱, 贾晓珊. 制革废水的厌氧氨氧化 ABR 脱氮工艺研究 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(12): 4618-4626.
Zeng G Q, Jia X S. Nitrogen removal performance of ANAMMOX ABR process in tannery wastewater treatment [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(12): 4618-4626.
- [17] 张海芹, 王翻翻, 李月寒, 等. 不同接种污泥 ABR 厌氧氨氧化的启动特征 [J]. *环境科学*, 2015, **36**(6): 2216-2221.
Zhang H Q, Wang F F, Li Y H, *et al.* Start-up performance of ANAMMOX enrichment with different inoculated sludge in anaerobic baffled reactor [J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(6): 2216-2221.
- [18] 阎刚, 徐乐中, 沈耀良, 等. 快速启动厌氧氨氧化工艺 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(3): 1116-1121.
Lü G, Xu L Z, Shen Y L, *et al.* Quick start-up of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(3): 1116-1121.
- [19] 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.
- [20] Fernández I, Dosta J, Fajardo C, *et al.* Short- and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, **95**: S170-S174.
- [21] Tang C J, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Effect of substrate concentration on stability of anammox biofilm reactors [J]. *Journal of Central South University of Technology*, 2010, **17**(1): 79-84.
- [22] Chamchoi N, Nitisoravut S, Schmidt J E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(9): 3331-3336.
- [23] Bettazzi E, Caffaz S, Vannini C, *et al.* Nitrite inhibition and intermediates effects on Anammox bacteria: a batch-scale experimental study [J]. *Process Biochemistry*, 2010, **45**(4): 573-580.
- [24] Dapena-Mora A, Fernández I, Campos J L, *et al.* Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, **40**(4): 859-865.
- [25] 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.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuhe, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qiu, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper(II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitritation Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthened Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetrizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)