

# 环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第7期

Vol.38 No.7

**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

基于船载走航气溶胶质谱技术的海洋气溶胶研究 ..... 颜金培,陈立奇,林奇,赵淑惠,李磊,朱大勇(2629)

利用 MODIS C6 数据分析中国西北地区气溶胶光学厚度时空变化特征 ..... 赵仕伟,高晓清(2637)

秋冬季节华北背景地区 PM<sub>1</sub> 污染特征及来源 ..... 张周祥,张养梅,张小曳,王亚强,沈小静,孙俊英,周怀刚(2647)

杭州市 PM<sub>2.5</sub> 中水溶性离子的污染特征及其消光贡献 ..... 吴丹,蔺少龙,杨焕强,杜荣光,夏俊荣,齐冰,刘刚,李凤英,杨孟,盖鑫磊(2656)

青岛不同强度霾天气溶胶中二次无机离子的生成及粒径分布 ..... 谢丹丹,祁建华,张瑞峰(2667)

西安市重污染与清洁天 PM<sub>2.5</sub> 组分及其活性氧物质对比 ..... 王莹,韩永明,何世恒,张婷,刘随心,曹军骥(2679)

黄山 PM<sub>10</sub> 中二元羧酸类化合物的季节变化特征及其来源 ..... 孟静静,侯战方,张二勋,董杰,刘晓迪,邢继钊,刘加珍(2688)

泉州市大气 PM<sub>2.5</sub> 镧系元素组成特征及来源解析 ..... 张云峰,于瑞莲,胡恭任,孙境蔚,许文质,张棕巍(2698)

西北石化区周围毒害类空气污染物污染特征及健康风险评价 ..... 许亚宣,李小敏,于华通,董林艳,赵玉婷,姚懿函,邹广迅,张新民(2707)

G20 峰会期间宜兴市大气 VOCs 特征及来源分析 ..... 张磷,张祥志,秦玮,茅晶晶,秦艳红,谢卫平,史文科,陈文泰(2718)

四川省 2005~2014 年农业源氨排放清单及分布特征 ..... 冯小琼,陈军辉,姜涛,钱骏,叶宏(2728)

长三角地区典型城市非道路移动机械大气污染物排放清单 ..... 鲁君,黄成,胡馨遥,杨强,井宝莉,夏阳,卢滨,唐伟,楼晟荣,陶士康,李莉(2738)

我国城市饮用水中 N-亚硝基二甲胺的健康风险评估及水质标准制定 ..... 张秋秋,潘申龄,张昱,杨敏,安伟(2747)

地下水污染风险评估中污染源荷载量化方法的对比分析 ..... 赵鹏,何江涛,王曼丽,崔亚丰(2754)

胶州湾表层海水中的正构烷烃及其来源解析 ..... 张倩,宋金明,彭全材,李学刚,袁华茂,李宁,段雨琴,曲宝晓,王启栋(2763)

桂江流域夏季水-气界面 CO<sub>2</sub> 脱气的空间变化及其影响因素 ..... 张陶,李建鸿,蒲俊兵,吴飞红,李丽,袁道先(2773)

都柳江水系沉积物锑等重金属空间分布特征及生态风险 ..... 宁增平,肖青相,蓝小龙,刘意章,肖唐付,赵彦龙,吴世良(2784)

太湖表层水体及沉积物中双酚 A 类似物的分布特征及潜在风险 ..... 陈政宏,郭敏,徐怀洲,刘丹,程杰,李江,张圣虎,石利利(2793)

洱海沉积物水提取态有机氮特征及与其他来源溶解性有机氮的差异 ..... 李文章,张莉,王圣瑞,肖尚斌,钱伟斌,席银,许可宸,史玲珑(2801)

阿哈水库沉积物-水界面磷、铁、硫高分辨率空间分布特征 ..... 孙清清,陈敬安,王敬富,杨海全,计永雷,兰晨,王箫(2810)

北京市水环境中精神活性物质污染特征 ..... 张艳,张婷婷,陈卫平,郭昌胜,花镇东,张远,徐建(2819)

降雨特征及污染物赋存类型对路面径流污染排放的影响 ..... 陈莹,王昭,吴亚刚,赵剑强,杨文娟(2828)

CaO<sub>2</sub> 不同投加方式对黑臭河道底泥内源磷释放抑制作用 ..... 徐焱,李大鹏,韩菲尔,宋小君,李鑫,周婧,黄勇(2836)

坡耕地薄层紫色土-岩石系统中氮磷的迁移特征 ..... 鲜青松,唐翔宇,朱波(2843)

微生物强化组合浮床净化微盐碱水体的效果 ..... 陈友媛,吴亚东,孙萍,吴丹(2850)

氧化镁基生物炭高效去除水体中磷的特性 ..... 王彬斌,林景东,万顺利,何锋(2859)

Pd/Fe<sup>0</sup> 双金属复合催化纤维降解水中痕量亚硝基二甲胺 ..... 张环,傅敏,魏俊富,王一冰,安慧颖,沈书怡(2868)

针铁矿、磁铁矿和石膏对 2,4-二氯苯酚厌氧降解的影响 ..... 孔殿超,周跃飞,陈天虎,王进,李碧(2875)

污水再生过程中消毒副产物前体物转化规律 ..... 韩慧慧,缪恒峰,张雅晶,陆敏峰,黄振兴,阮文权(2883)

微生物燃料电池改性阳极处理 PTA 废水 ..... 孙靖云,范梦婕,陈英文,祝社民,沈树宝(2893)

水稻秸秆浸泡液对蓝藻和绿藻生长选择性抑制作用 ..... 苏文,陈洁,张胜鹏,孔繁翔(2901)

沼液 SBR 处理出水养殖螺旋藻 ..... 蔡小波,郁强强,刘锐,赵远,陈吕军(2910)

K<sup>+</sup> 强化高盐环境下厌氧氨氧化脱氮效能 ..... 吴国栋,于德爽,李津,周同,王晓静(2917)

包埋氨氧化细菌短程硝化的高效稳定运行 ..... 于濛雨,刘毅,田玉斌,石欢,徐富,杨宏(2925)

ANAMMOX 的快速启动及 EPS 在 ANAMMOX 颗粒污泥中的空间分布 ..... 李惠娟,彭党聪,陈国燕,姚倩,卓杨,王彬斌(2931)

厌氧氨氧化污泥中氨氧化的潜在电子受体 ..... 李祥,林兴,王凡,袁砚,黄勇,袁怡,毕贞,刘忻,杨朋兵(2941)

基于厌氧氨氧化的含氮废气原位处理 ..... 林兴,王凡,袁砚,李祥,黄勇,袁澄伟(2947)

基于污泥资源化利用的粗放型绿色屋顶生长基质的组成 ..... 沈庆然,李田,曹熠,潘舆(2953)

罗红霉素短期冲击对活性污泥中氨氧化微生物丰度和多样性的影响 ..... 高景峰,孙丽欣,樊晓燕,潘凯玲,李定昌(2961)

不同盐度下活性污泥中微生物群落变化规律及其处理模拟染料废水 ..... 周贵忠,许硕,姚倩,银钗(2972)

CO<sub>2</sub>-咸水-砂岩相互作用过程中微生物群落结构动态变化特征 ..... 王博强,李晨阳,卢伟,樊昊,张冬至,汪治,吕聪,沈福东(2978)

油菜/玉米轮作农田土壤呼吸和异养呼吸对秸秆与生物炭还田的响应 ..... 田冬,高明,黄容,吕盛,徐畅(2988)

模拟气候升温对湿地土壤微生物群落及磷素形态的影响 ..... 腾昌运,沈建国,王忠,王行,李鸿毅,张志剑(3000)

秦岭红桦林土壤细菌群落剖面分布特征及其影响因素 ..... 杜璨,许晨阳,王强,张帆,马武功,和文祥,侯琳,耿增超(3010)

微生物对汞矿区农田土壤甲基化的影响 ..... 贾钦,朱雪梅,王琪,傅海辉,郝亚琼,何洁,杨子良(3020)

施用海泡石对铅、镉在土壤-水稻系统中迁移与再分配的影响 ..... 方至萍,廖敏,张楠,吕婷,黄小辉(3028)

BS + CTMAB 复配修饰在黄棕壤吸附苯酚上的应用 ..... 刘伟,孟昭福,任爽,李文斌(3036)

1999 年与 2014 年贡嘎山峨眉冷杉枝和叶中常见重金属的生物富集特征对比 ..... 李芬,王训,罗辑,袁巍,喻子恒,商立海(3045)

铅锌尾矿污染区 3 种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征 ..... 朱光旭,肖化云,郭庆军,张忠义,杨曦,孔静(3054)

膨润土调质对污泥堆肥的脱毒及重金属钝化和雌酮消除作用 ..... 周莉娜,蔡函臻,李荣华,王美净,赵军超,王权,张增强(3061)

餐厨垃圾与秸秆混合中温和高温厌氧消化对比 ..... 郭香麟,左剑恶,史绪川,王凯军,李静(3070)

我国村镇生活垃圾可燃组分基本特征及其时空差异 ..... 晏卓逸,岳波,高红,李志龙,黄启飞,聂小琴,汪群慧(3078)

甲烷催化还原 NO<sub>x</sub> 中 Co 基/分子筛催化剂的助剂和载体优化 ..... 潘华,建艳飞,陈宁娜,刘红霞,何焯,贺亚飞(3085)

《环境科学》征稿简则(2737) 《环境科学》征订启事(2809) 信息(2867, 2971, 3027)

# K<sup>+</sup> 强化高盐环境下厌氧氨氧化脱氮效能

吴国栋, 于德爽, 李津\*, 周同, 王骁静

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

**摘要:** 针对含盐废水生物脱氮效能较低的问题, 采用厌氧序批式反应器研究了 K<sup>+</sup> 浓度变化对厌氧氨氧化污泥脱氮效能的影响. 结果表明, 适量的 K<sup>+</sup> 可有效的提升反应器脱氮效能, K<sup>+</sup> 对厌氧氨氧化污泥脱氮效能的影响主要分为 4 个阶段: 适应阶段, K<sup>+</sup> 浓度为 (0~2 mmol·L<sup>-1</sup>), K<sup>+</sup> 的突然添加破坏了原有反应平衡, 但最终厌氧氨氧化菌适应了 K<sup>+</sup> 的存在, 由于 K<sup>+</sup> 还未对厌氧氨氧化菌产生明显效果, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 去除率略有上升; 活性提升阶段 (2~8 mmol·L<sup>-1</sup>), K<sup>+</sup> 对厌氧氨氧化生物系统有促进作用, 随着 K<sup>+</sup> 浓度的提升, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 去除率显著提升; 活性稳定阶段 (8~20 mmol·L<sup>-1</sup>), 厌氧氨氧化菌脱氮效能处于稳定状态, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 去除率虽有下降, 但还是高于未添加 K<sup>+</sup> 时; 抑制阶段 (大于 20 mmol·L<sup>-1</sup>), 此时厌氧氨氧化菌活性降低, K<sup>+</sup> 对厌氧氨氧化产生较大抑制, 脱氮效能已低于 0 mmol·L<sup>-1</sup>. 在整个周期内 K<sup>+</sup> 浓度 8 mmol·L<sup>-1</sup> 时达到最佳去除效果, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的平均去除率为 89.24% 和 84.87%, NRR 为 1.113 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>.

**关键词:** 高盐废水; 厌氧氨氧化; 钾盐; 脱氮效能; 促进作用; 抑制作用

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)07-2917-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201612259

## Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX Process with K<sup>+</sup> Addition in Saline Surroundings

WU Guo-dong, YU De-shuang, LI Jin\*, ZHOU Tong, WANG Xiao-jing

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

**Abstract:** In view of the poor performance of biological nitrogen removal in saline wastewater treatment, nitrogen removal of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) with K<sup>+</sup> addition was studied. The results showed that K<sup>+</sup> addition could strengthen nitrogen removal performance. The effect of K<sup>+</sup> on ANAMMOX process was mainly divided into four stages. In the adaptive phase (0-2 mmol·L<sup>-1</sup>), sudden addition of K<sup>+</sup> destroyed the original equilibrium reaction, but ultimately ANAMMOX bacteria could adapt to the presence of K<sup>+</sup>. Because K<sup>+</sup> had no obvious effects on anaerobic ammonia oxidation bacteria, the removal rates of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N slightly increased. In the ascension phase (2-8 mmol·L<sup>-1</sup>), K<sup>+</sup> played a role in promoting anaerobic ammonia oxidation biological systems, with increasing concentration of K<sup>+</sup>, the removal rates of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N significantly increased. In the stabilization phase (8-20 mmol·L<sup>-1</sup>), the nitrogen removal rate decreased, but was still higher than the control without K<sup>+</sup> addition. In the inhibition phase (more than 20 mmol·L<sup>-1</sup>), K<sup>+</sup> largely inhibited anaerobic ammonia oxidation, and its denitrification efficiency was lower than 0 mmol·L<sup>-1</sup>. In the whole cycle, when the concentration of K<sup>+</sup> was 8 mmol·L<sup>-1</sup>, it achieved the best effect, the average removal rates of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N were 89.24% and 84.87%, and NRR was 1.113 kg·(m<sup>3</sup>·d)<sup>-1</sup>.

**Key words:** saline wastewater; ANAMMOX; potassium; nitrogen removal performance; promoting effect; inhibiting effect

含盐废水 (NaCl 质量分数 > 1%) 主要来自于食品加工、石油天然气加工等工业排放、沿海地区海水利用直接排放的污水等<sup>[1,2]</sup>. 废水中含盐量过高时, 会破坏微生物的细胞膜和菌体内的酶, 对微生物的生长产生抑制或导致其死亡<sup>[3]</sup>, 而利用耐盐型微生物处理高盐废水是一种行之有效的方法. 目前, 部分研究者已经驯化和筛选出耐盐脱氮微生物. 张兰河等<sup>[4]</sup>采用逐步提高废水中 NaCl 浓度负荷的方法对活性污泥进行驯化, 实现含盐废水序批式活性污泥法 (SBR) 工艺的启动, 在温度为 30℃、NaCl 浓度为 10 g·L<sup>-1</sup> 的条件下, 实现了含盐废水的短程硝化, 并将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均去除率维持在 90% 以上. 多数研究显示异养硝化菌同时也是好氧反硝化菌, 异养

硝化-好氧反硝化菌对环境的适应能力强于传统脱氮细菌, 其耐盐脱氮性能在含盐污水脱氮处理方面有一定的应用潜力<sup>[5-7]</sup>. 淡水厌氧氨氧化污泥进行长期的盐度驯化, 厌氧氨氧化污泥最终可适应高达 30 g·L<sup>-1</sup> 的盐度环境<sup>[8]</sup>. Dapena-Mora 等<sup>[9]</sup>将淡水厌氧氨氧化污泥经过驯化后, 可以在 3% 水盐度下取得较好的脱氮性能, 最大比厌氧氨氧化活性 (SAA) 出现在盐度为 15 g·L<sup>-1</sup> 时. Ma 等<sup>[10]</sup>研究

收稿日期: 2016-12-30; 修订日期: 2017-01-15

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51278258, 51478229); 山东省自然科学基金项目 (BS2015HZ007); 山东省高等学校科技计划项目 (J15LC61)

作者简介: 吴国栋 (1992~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 478851126@qq.com

\* 通信作者, E-mail: ljlin0532@126.com

表明,  $10 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  左右的 NaCl 盐度对厌氧氨氧化活性和污泥特性没有长期的不利影响,  $30 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  NaCl 的冲击负荷是厌氧氨氧化反应器稳定运行所能耐受的阈值. 虽然目前关于厌氧氨氧化系统所能耐受的盐度负荷阈值不确定 ( $30 \sim 75 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  NaCl), 但工业高盐度废水中盐度都在 1% 以上, 有时甚至高达 3% ~ 5%, 如此高的含盐量会对常规厌氧氨氧化工艺产生明显的抑制作用, 若要实现厌氧氨氧化工艺在此类废水处理中的有效应用, 必须考虑高盐水质对厌氧氨氧化的潜在负面影响, 开发 1% 在高盐环境下高效稳定厌氧氨氧化工艺的调控方法.

微生物主要通过两种方式来应对高盐胁迫, 分别为: 微生物增加细胞内离子浓度, 尤其是钾离子浓度, 来平衡外部渗透压, 以便细胞内的酶能够适应新的环境 (SI 策略) 和细胞内积累相容溶质, 使外部高渗透压在细胞质中保持平衡 (CS 策略)<sup>[11]</sup>. 研究人员发现当厌氧处理系统中的  $\text{Na}^+$  浓度达到  $7000 \sim 8000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 会严重抑制厌氧微生物的生长. 如果加入适量的  $\text{K}^+$  则抑制效应将下降 60%, 这种效应被称为拮抗效应<sup>[12]</sup>. 通过长期驯化<sup>[13]</sup>、添加相容性溶质 (如甜菜碱、海藻糖) 等措施<sup>[14]</sup>, 可应用厌氧氨氧化工艺处理高氨氮高盐度工业废水. 另外单独或组合投加对  $\text{Na}^+$  具有拮抗作用的  $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  以及  $\text{Fe}^{2+}$  等, 能大大减轻生物处理高盐肝素废水的抑制作用<sup>[15]</sup>.

目前的研究主要集中在脱氮微生物处理效率的影响层面, 对环境胁迫响应的系统研究较少. 本实验采用 SI 策略, 通过向已经海水驯化后的淡水厌氧氨氧化反应中添加不同浓度的 KCl, 探索利用  $\text{K}^+$  缓解盐度对 ANAMMOX 活性抑制的可行性, 从盐分对厌氧氨氧化脱氮过程的影响以及含盐废水生物脱氮强化措施等方面展开研究, 以期厌氧氨氧化处理高盐废水提供理论支持.

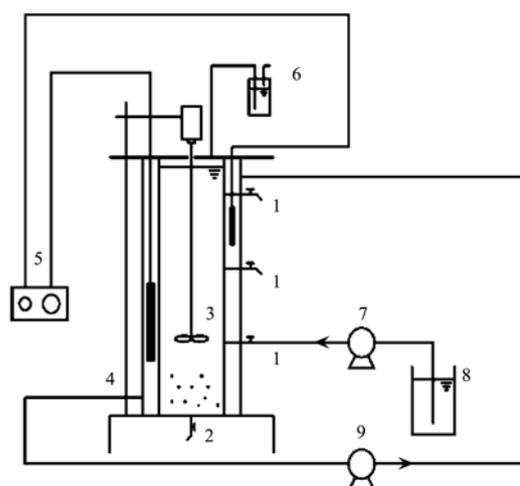
## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置与运行条件

实验采用 ASBR 厌氧氨氧化反应器, 其结构如图 1 所示. 该反应器由有机玻璃制作而成, 有效体积 7 L. 人工配制的废水从反应器下部的进水口由恒流泵进入反应器内, 内置电动搅拌器, 整个反应器表面用黑布包裹, 防止光线对厌氧氨氧化活性污泥造成负面影响. 反应器的外层有恒温水浴, 温度控制在  $35^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ , 进水 pH 通过  $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的盐酸

控制在  $7.4 \pm 0.1$ . 反应器运行 1 个周期的时间为 4 h, 其中进水 2 min, 反应时间 4 h, 静置 20 min, 出水 3 min.

实验所选厌氧氨氧化菌已经本课题组长期驯化, 能在全海水条件下稳定运行. 在本实验开始时厌氧氨氧化效果较好, 在 4 h 内, 氨氮去除率 60.35%, 亚硝态氮 56.83%, NLR 为  $1.34 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ , NRR 为  $0.712 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ , 该污泥形态基本为颗粒状, 呈现砖红色, 污泥浓度为  $3.03 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ .



1. 取样口及进出水口; 2. 排泥口; 3. 搅拌; 4. 水浴循环进出水口; 5. 水浴恒温控制器; 6. 水封; 7. 进水蠕动泵; 8. 储水箱; 9. 水浴循环蠕动泵

图 1 ASBR 厌氧氨氧化反应器装置示意

Fig. 1 Schematic of ASBR ANAMMOX reactor

### 1.2 实验废水

实验所用废水由人工配置, 废水主要由海水 ( $5 \text{ L}$ )、 $\text{KH}_2\text{PO}_4$   $0.145 \text{ g}$ 、 $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$   $0.75 \text{ g}$ 、 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$   $0.3 \text{ g}$ 、 $\text{NaHCO}_3$   $8.4 \text{ g}$ 、微量元素 I 和微量元素 II 各  $6 \text{ mL}$ . 微量元素 I:  $\text{EDTA}$   $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$   $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 微量元素 II:  $\text{EDTA}$   $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{H}_3\text{BO}_4$   $0.011 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$   $0.99 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$   $0.25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$   $0.43 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$   $0.19 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$   $0.24 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $(\text{NH}_4)_6\text{MoO}_7\cdot 4\text{H}_2\text{O}$   $0.16 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NaSeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$   $0.1596 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ .  $\text{NH}_4^+$  由  $\text{NH}_4\text{Cl}$  提供,  $\text{NO}_2^-$  由  $\text{NaNO}_2$  提供, 确保进水氨氮为  $110 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、亚硝态氮浓度为  $145.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\text{K}^+$  由  $\text{KCl}$  按需配置, 由于海水条件, 配水中本身含  $\text{K}^+$  约  $0.39 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ . 废水的配制过程中首先利用高纯氮气曝气  $15 \text{ min}$ , 将水中的分子氧去除后, 再按量投加  $\text{NH}_4\text{Cl}$ 、 $\text{NaNO}_2$  和  $\text{KCl}$ , 最后用恒流泵进水.

### 1.3 分析方法

$NH_4^+$ -N 采用纳氏分光光度法;  $NO_2^-$ -N 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;  $NO_3^-$ -N 采用麝香草酚分光光度法; pH 值: WTW pH/0xi 340i 便携式 pH 计; 紫外/可见分光光度计: UV-5200; 实验所要测的数据包括氨氮和亚硝态氮的去除率, 硝态氮的生成量.

本实验研究不同浓度梯度下的  $K^+$  对厌氧氨氧化性能的影响,  $K^+$  浓度梯度设置为 0、2、4、6、8、10、12、14、16、18、20 和 22  $mmol \cdot L^{-1}$ , 当所加  $K^+$  浓度使反应器脱氮效能低于 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时即为产生明显抑制, 此时应停止实验, 为了评价盐度对 ANAMMOX 活性的影响, 引入参数活性比  $X$ , 计算公式如式(1), 其中  $SAA$  和  $SAA_0$  分别为实验组和对照组的最大比厌氧氨氧化活性.

$$X = SAA/SAA_0 \times 100\% \quad (1)$$

## 2 结果与分析

### 2.1 $K^+$ 浓度变化对厌氧氨氧化脱氮效能的影响

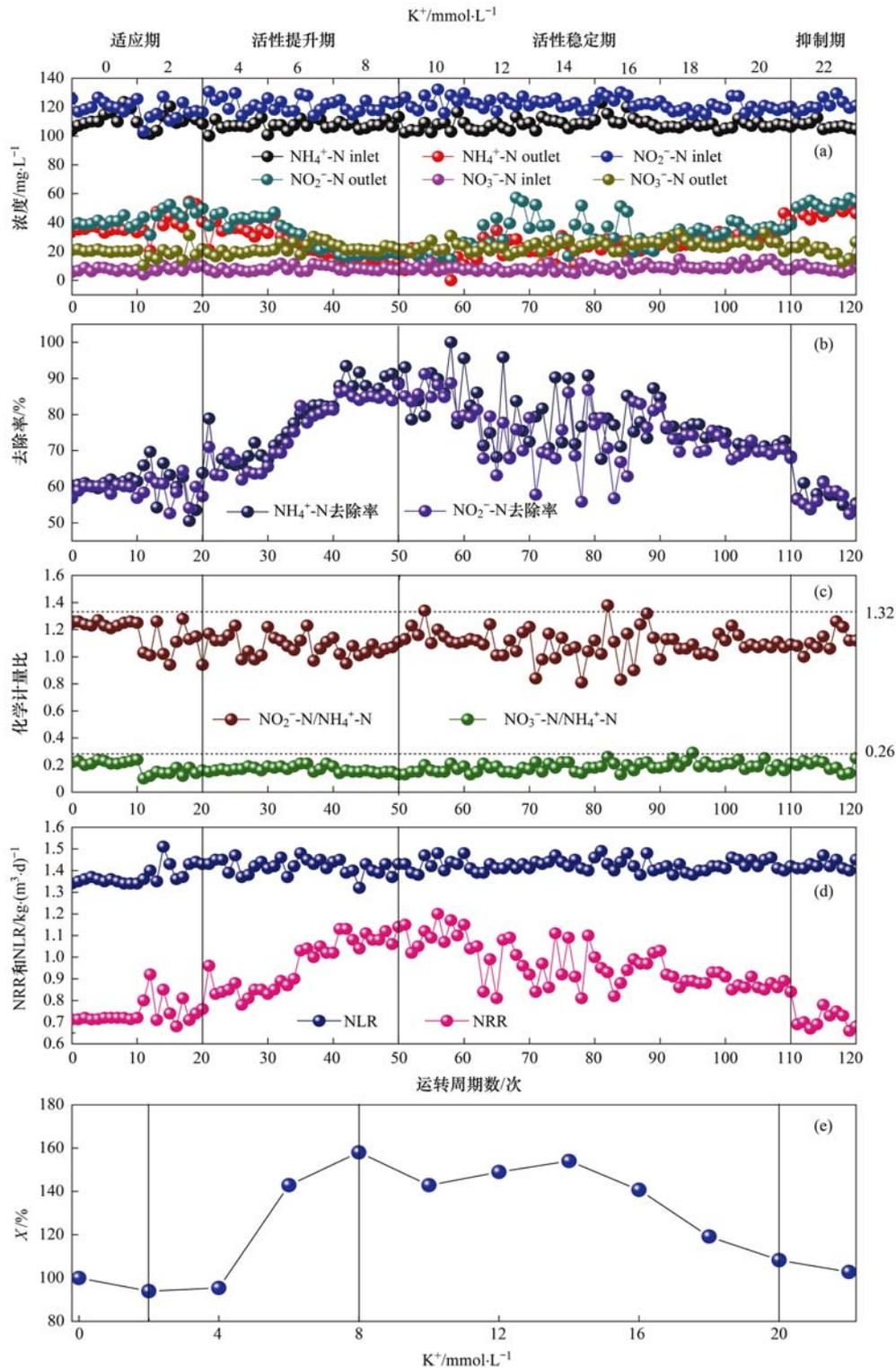
由图 2 可知, 在整个实验过程中, 反应器在  $K^+$  浓度提升的初期出现短暂的性能下降, 但经过短暂的适应后便可恢复, 随着进水  $K^+$  浓度不断地递增, 出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 浓度出现明显的变化, 未添加  $K^+$  时出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 平均浓度分别为 35.38  $mg \cdot L^{-1}$  和 39.95  $mg \cdot L^{-1}$ , 当  $K^+$  浓度为 2  $mmol \cdot L^{-1}$  时, 出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 平均浓度分别 40.27  $mg \cdot L^{-1}$  和 45.21  $mg \cdot L^{-1}$ , 出水  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 浓度有一些提高. 但随后出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 平均浓度开始下降, 最终在  $K^+$  浓度为 8  $mmol \cdot L^{-1}$  时, 出水  $NH_4^+$ -N 平均浓度达到最低, 为 12.26  $mg \cdot L^{-1}$ , 此时出水  $NO_2^-$ -N 平均浓度为 18.2  $mg \cdot L^{-1}$ . 在  $K^+$  浓度为 10  $mmol \cdot L^{-1}$  时出水  $NO_2^-$ -N 平均浓度达到最低值, 为 17.66  $mg \cdot L^{-1}$ , 此时出水  $NH_4^+$ -N 平均浓度为 13.27  $mg \cdot L^{-1}$ . 此后随着  $K^+$  浓度升高, 出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 浓度呈波动式升高, 但它们的浓度还是低于 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时, 最终当  $K^+$  浓度为 22  $mmol \cdot L^{-1}$  时, 出水  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 平均浓度分别为 46.75  $mg \cdot L^{-1}$  和 43.91  $mg \cdot L^{-1}$ , 已低于 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时的出水浓度,  $K^+$  对厌氧氨氧化菌的作用呈现先促进后抑制的总趋势.

在  $K^+$  浓度为 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时,  $NH_4^+$ -N 和  $NO_2^-$ -N 的平均去除率为 60.4% 和 56.8%,  $\Delta NO_3^-$ -N 为 12 ~ 15  $mg \cdot L^{-1}$ , NLR 和 NRR 分别为 1.341  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$  和 0.712  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ , 反应器运行稳

定. 当  $K^+$  浓度为 2  $mmol \cdot L^{-1}$  时, 出水  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 浓度呈先下降后上升再下降的趋势, 在本浓度梯度末期, 与 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时相比, 出水  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 的去除率已有一些提高,  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 的平均去除率由 60.35% 和 56.83% 上升到 62.0% 和 57.9%, 去除负荷 NRR 由 0.712  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$  上升至 0.746  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ . 而  $\Delta NO_3^-$ -N 有所下降, 为 6.55 ~ 11.62  $mg \cdot L^{-1}$ , 且  $X$  为 94%. 由数据分析可知, 由于  $K^+$  的突然加入破坏了原先反应器中的平衡状态, 因此出水  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 会首先呈上升趋势, 但经过 5 d 的适应过程, 在本浓度实验末期反应器已适应了  $K^+$  存在, 最终使得  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 去除率上升.

在  $K^+$  浓度为 4  $mmol \cdot L^{-1}$  的周期内, 出水  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 的平均去除率为 68.5% 和 65.3%,  $\Delta NO_3^-$ -N 变化幅度较大, 但生成量逐渐提升, NRR 达到 0.848  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ ,  $K^+$  对厌氧氨氧化处理高盐废水产生强化作用, 厌氧氨氧化的脱氮效能得到明显提升. 当  $K^+$  浓度持续上升, 在 6 ~ 8  $mmol \cdot L^{-1}$  的周期内, 厌氧氨氧化的脱氮效能继续提升, 最终在  $K^+$  浓度为 8  $mmol \cdot L^{-1}$  时达到最佳去除效果,  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 的平均去除率为 89.2% 和 84.9%,  $NO_3^-$ -N 的平均生成量为 14.9  $mg \cdot L^{-1}$ , NRR 为 1.12  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ , SAA 较对照组提高了 58%, 厌氧氨氧化菌活性达到最大. 在这一周期内厌氧氨氧化菌已适应钾离子变化, 且适当提高进水钾离子的浓度有利于强化高盐环境下厌氧氨氧化脱氮效能.

$K^+$  浓度 10  $mmol \cdot L^{-1}$  时反应器处于临界点,  $K^+$  浓度的升高不再提升反应的脱氮效能,  $NH_4^+$ -N、 $NO_2^-$ -N 的平均去除率为 87.2% 和 84.8%, NRR 达到 1.09  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ ,  $X$  为 142%, 去除效果有些下降, 但下降趋势不明显,  $K^+$  并没有产生明显抑制, 仍表现为对厌氧氨氧化的促进作用. 在  $K^+$  浓度为 12、14 和 16  $mmol \cdot L^{-1}$  时的周期内,  $NH_4^+$ -N、 $NO_2^-$ -N 和 NRR 的变化波动幅度较大, 去除效率和 NRR 较 10  $mmol \cdot L^{-1}$  时呈进一步下降趋势,  $\Delta NO_3^-$ -N 开始逐渐降低.  $K^+$  浓度的提升不再促进厌氧氨氧化反应, 在  $K^+$  浓度为 18、20  $mmol \cdot L^{-1}$  周期内, 去除率稳定下降, 反应器已适应高浓度钾离子. 当  $K^+$  浓度大于 22  $mmol \cdot L^{-1}$  时,  $NH_4^+$ -N 与  $NO_2^-$ -N 出水浓度低于 0  $mmol \cdot L^{-1}$  时浓度, 去除率基本保持在 56% 以内, NRR 为 0.708  $kg \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$ . 说明 ANAMMOX 活性污泥受到抑制甚至死亡.

图2  $K^+$  浓度变化对反应器各主要指标的影响Fig. 2 Effect of  $K^+$  concentration change on main indexes of the reactor

在整个海水驯化过程, ASBR 厌氧氨氧化反应器基本遵循厌氧氨氧化反应原理, 其计量比与理论值 1: 1.32: 0.26 相接近<sup>[16]</sup>. 由图 2(c) 中可以看出, 进水钾离子浓度变化时,  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除量比值和  $\text{NO}_3^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  的比值开始偏离理论值 1: 1.32

: 0.26, 但随着钾离子浓度的升高, 反应器运行越来越稳定, 而且, 从  $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  比值的趋势可以看出, 其比值在整个反应器运行过程中随着钾离子浓度升高而降低.  $\text{NO}_3^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  的比值从  $K^+$  浓度为  $2 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  后, 一直小于理论值 0.26, 这可能由

于海水中存在有机物质,为反硝化作用提供了碳源。当  $K^+$  浓度升高到  $4 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,反应器中  $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$  的比值有所提高,这说明,提高钾离子浓度一定程度上缓解了盐的毒害作用,有助于 ANAMMOX 菌的生长。

## 2.2 周期内 $K^+$ 浓度变化对厌氧氨氧化脱氮性能的影响

选取具有代表性的 6 个  $K^+$  浓度梯度 ( $0$ 、 $2$ 、 $8$ 、 $14$ 、 $20$  和  $22 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 考察了一个周期内  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$  和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的浓度变化。由图 3(a)~3(c)可知,随着  $K^+$  浓度的提升,在  $8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时去除率达到最大,其  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  去除率为  $86.8\%$  和  $84.4\%$ ,随后  $K^+$  浓度的提升对反应产生抑制,最终在  $K^+$  为  $22 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时反应器脱氮效能已低于  $0 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,此时可认为  $K^+$  对反应产生明显抑制。进水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  则随着  $K^+$  浓度提升而增加,这是由于前一浓度梯度  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的积累导致的,而  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  变化量是不断增加的,但在  $14$ 、 $20$  和  $22 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  浓度时,进水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  几乎保持不变,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  变化量却不断减少,这可能由于  $K^+$  的增加对厌氧氨氧化菌活性产生抑制,却促进了反硝化作用,使得  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  被消耗。

由图 3(d)、3(e)可知,各  $K^+$  浓度条件下体系 pH 值快速增加,与之相对应 ORP 呈递减趋势,随着  $K^+$  浓度的增加,反应体系 pH 值增加越大,在  $K^+$  浓度为  $8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时 pH 增加量最大为  $0.44$ ,此后 pH 增加量呈递减趋势,这说明在  $8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时厌氧氨氧化菌活性达到最佳效果,此后过多  $K^+$  产生不良影响,厌氧氨氧化菌活性开始降低。由图 3(f)可知,在  $4 \text{ h}$  内,基质浓度 ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度之和)呈下降趋势,且基质去除速率各不相同。在  $0 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,基质的去除速率呈先下降后逐渐提升再下降的趋势,且几乎每  $1 \text{ h}$  达到峰值;而在  $2$ 、 $8$  和  $14 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  浓度时,其变化趋势呈先上升后下降再上升的趋势,又在  $8 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时基质去除速率达到最大,约为  $64.8 \text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ ,这应该是由  $K^+$  浓度适宜厌氧氨氧化菌生长而起到促进作用。此后过高的  $K^+$  浓度使微生物的代谢受阻,基质转化率降低。

## 2.3 实验过程中污泥状态

反应器运行初始时所接种的厌氧氨氧化活性污泥的颜色为鲜红色[图 4(a)],但随着  $K^+$  浓度的增加,在  $10$  倍显微镜下观察到,厌氧氨氧化活性污泥的颜色逐渐呈现出暗红色[图 4(b)],盐度增强了

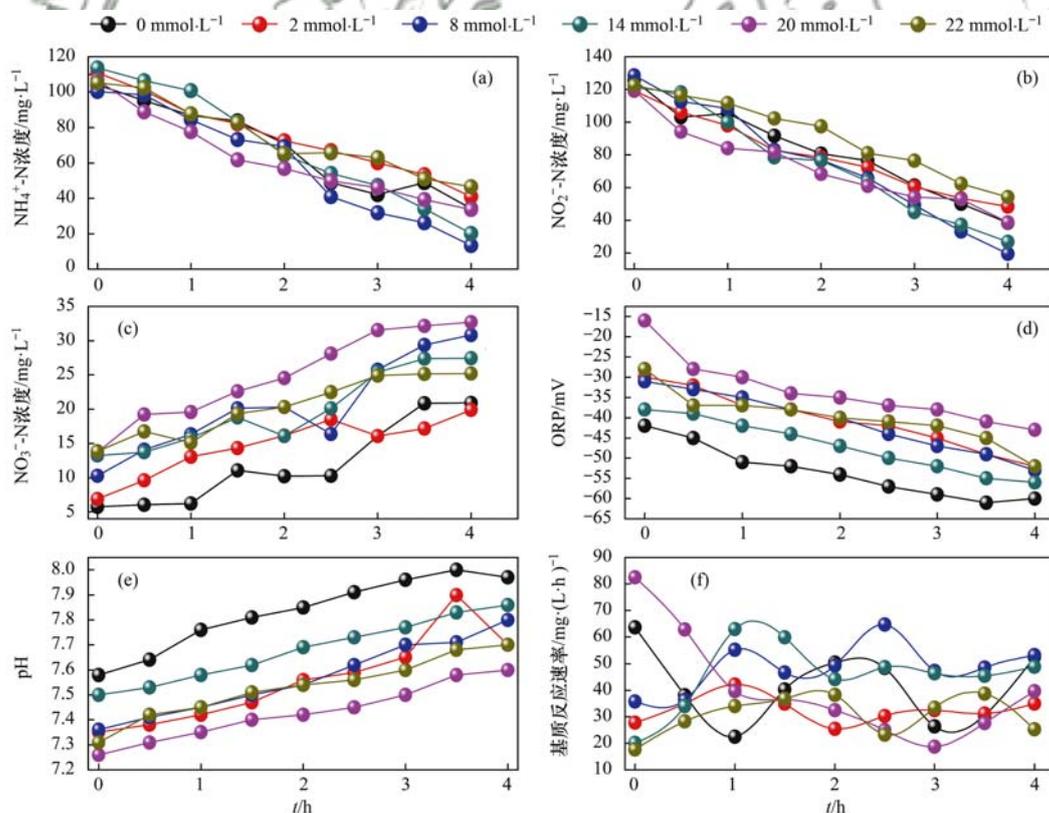


图 3 不同  $K^+$  浓度下周期内各主要指标变化

Fig. 3 Changes of the main indexes at different  $K^+$  concentration during one cycle

ANAMMOX 颗粒污泥的聚集能力<sup>[17]</sup>,并且随着  $K^+$  浓度的提升活性污泥的密度也逐渐增大;实验结束后在电镜下[图 4(c)]观察可以看到这些细菌呈球

形,两面有火山口型凹陷,推测是典型的厌氧氨氧化细菌<sup>[18]</sup>,这说明  $K^+$  浓度的提升不会损害厌氧氨氧化菌的生长.



图 4 实验过程中污泥状态

Fig. 4 Sludge status during the experiment

### 3 讨论

李智行等<sup>[19]</sup>在对高效耐海水型厌氧氨氧化污泥的驯化过程中发现,当海水盐度提高过程中,厌氧氨氧化反应速率经历了升高、降低、再升高的过程,反应器对盐度冲击的响应可分为 3 个阶段:敏感期、过渡稳定期和恢复期<sup>[20]</sup>. 齐泮晴等<sup>[21]</sup>、Winley 等<sup>[22]</sup>在其研究过程中发现,通过梯度提高海水盐度对淡水污泥进行驯化后,厌氧氨氧化菌的耐海水盐度性能增强,最终可以适应高达 3% 的海水盐度环境. 在本实验中,通过 60d 的连续培养可知, $K^+$  浓度变化对高盐环境下厌氧氨氧化的影响较大,具体可以分为 4 个阶段:适应阶段,随着  $K^+$  浓度的提高( $0 \sim 2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),厌氧氨氧化污泥不断适应  $K^+$  的存在,厌氧氨氧化污泥的活性获得刺激,有利于污泥脱氮效能的提高,刺激后的 NRR 是刺激前的 1.19 倍;活性提升阶段( $2 \sim 8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ), $K^+$  浓度在此范围内变化时,厌氧氨氧化污泥活性随  $K^+$  浓度变化而增大,污泥脱氮效能持续提高,在  $8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  时达到最佳去除效果,这时的 NRR 是未加  $K^+$  前的 1.56 倍;活性稳定阶段( $8 \sim 20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),随着  $K^+$  浓度的进一步提高,厌氧氨氧化污泥活性开始下降,但 NRR 仍大于未加  $K^+$  时的 NRR, $K^+$  并未对厌氧氨氧化脱氮效能完全产生抑制;抑制阶段(大于  $20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),随着  $K^+$  浓度的进一步提高,厌氧氨氧化污泥活性进一步下降,最终处于完全抑制状态.

研究人员发现在厌氧处理系统中加入适量的  $K^+$  可有效抑制钠盐的毒害作用,产生拮抗效应的机理可能与嗜盐菌具有吸  $K^+$  排  $Na^+$  的功能有关<sup>[23]</sup>,此功能使得微生物细胞内一直处于一种高  $K^+$  低  $Na^+$  的情形<sup>[24]</sup>. 何娟等<sup>[23]</sup>在厌氧条件下驯化污泥

发现  $K^+$  在盐浓度大于  $16 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  时开始表现出解抑效应,一些耐盐微生物的蛋白质和酶类需要较高的  $K^+$  浓度才能维持正常的功能和结构. 有研究发现,在高盐环境下厌氧氨氧化菌内  $K^+$  浓度随着  $NaCl$  浓度的提高而迅速增加,而胞内的  $Na^+$  浓度并没有明显变化趋势<sup>[25]</sup>. 在本实验中, $K^+$  对细胞膜的通透性强于  $Na^+$ ,厌氧氨氧化菌会优先吸收  $K^+$  用来维持微生物渗透压,且  $K^+$  维持微生物渗透压的作用远远大于  $Na^+$ . 随着  $K^+$  浓度的升高,厌氧氨氧化菌吸收越来越多  $K^+$  以用来维持微生物渗透压,减轻了高盐环境对厌氧氨氧化菌的毒害作用,有效的提升了厌氧氨氧化脱氮效能.

根据嗜盐微生物的耐盐机制推断,厌氧氨氧化菌在极端的高盐环境下可以产生更多的胞外聚合物(EPS)来抵御极端的环境<sup>[26,27]</sup>,厌氧氨氧化微生物通过主动运输调节渗透压或产生胞外聚合物来抵抗高盐环境都要消耗大量能量,导致菌体扩增的时间受阻,而通过在厌氧处理系统中投加  $K^+$  可以缓解高盐环境对微生物的毒害作用,从而达到提高系统的处理效果. 本实验结合嗜盐微生物耐盐机制推断厌氧氨氧化体内酶的产生、稳定和活性都需要较高浓度的  $K^+$  来实现的,其吸收  $K^+$  主要是通过钠钾泵<sup>[28]</sup>和  $K^+$  通道<sup>[29]</sup>来实现. 研究发现  $K^+$  对厌氧氨氧化颗粒污泥的影响与浓度有关:在一定浓度范围内, $K^+ \leq 20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  可作为辅酶或激活某些酶的活性. 何健<sup>[30]</sup>研究发现保持反应器中较高的  $K^+$  质量浓度( $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上)可以减轻  $Na^+$  对微生物的抑制作用,在本实验,厌氧氨氧化反应中  $K^+$  也对  $Na^+$  产生拮抗效应,促进了厌氧氨氧化菌的酶活性,钠盐的毒害作用被削弱,使菌体有更多能量用于扩增,提高了反应器的脱氮效能;高于一定浓度时( $\geq 20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),过量的  $K^+$  也会产生盐毒害作用,抑

制厌氧氨氧化颗粒污泥的酶活性。

基因组研究发现厌氧氨氧化菌利用通道转运蛋白进行基质转运,  $Na^+ - K^+ - 2Cl$  协同转运蛋白和  $K^+ - Cl$  协同转运蛋白是厌氧氨氧化菌的铵离子转运蛋白<sup>[31]</sup>, 且  $NH_4^+$  和  $K^+$  的理化性质非常接近,  $NH_4^+$  和  $K^+$  常常竞争细胞膜上的共用离子通道<sup>[32]</sup>。厌氧氨氧化菌中的脱氢酶是厌氧氨氧化反应的关键酶, 过量  $Na^+$  进入细胞后, 会破坏脱氢酶、DNA 等细胞内物质, 并引起细胞凋亡<sup>[33]</sup>, 进而影响到了厌氧氨氧化污泥活性。在本实验中, 随着  $K^+$  浓度的不断提高,  $K^+$  与  $Na^+$ 、 $NH_4^+$  竞争离子通道的能力越来越强, 在  $Na^+ - K^+ - 2Cl$  协同转运蛋白和  $K^+ - Cl$  协同转运蛋白的作用下, 细胞内处于一种高  $K^+$  低  $Na^+$  的情形, 脱氢酶活性提高, 在  $K^+$  为  $8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  时脱氮效能达到最佳效果, 在此之后, 厌氧氨氧化菌对  $K^+$  的吸收达到饱和, 脱氢酶活性不会再提升, 而过量的  $K^+$  含量则会破坏脱氢酶, 厌氧氨氧化的脱氮效能也会随之降低。

#### 4 结论

(1) 钾离子浓度变化对厌氧氨氧化菌脱氮效能影响研究表明, 不同浓度的钾离子对厌氧氨氧化污泥脱氮效能影响有显著性差异,  $K^+$  离子对厌氧氨氧化污泥脱氮效能的影响可分为 4 个阶段: 适应阶段 ( $0 \sim 2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 厌氧氨氧化适应  $K^+$  的存在; 活性提升阶段 ( $2 \sim 8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),  $K^+$  对厌氧氨氧化生物系统有促进作用, 氮去除率显著提升; 活性稳定阶段 ( $8 \sim 20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 脱氮效能处于稳定状态; 抑制阶段 ( $> 20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 对厌氧氨氧化产生抑制作用, 效果越来越明显。

(2) 在  $K^+$  浓度为  $8 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  时达到最佳去除效果,  $NH_4^+ - N$  与  $NO_2^- - N$  的平均去除率为 89.24% 和 84.87%, NRR 为  $1.113 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ ,  $NH_4^+ - N$  和  $NO_2^- - N$  的去除率较未添加钾离子时分别提升了 32.4% 和 33%, NRR 提升了 36%。

#### 参考文献:

- [1] Chen Y P, Ma T F, Hu X, *et al.* Start-Up of a combined anaerobic/partial nitrification/ANAMMOX process for high-salt mustard wastewater treatment [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2015, **175**(1): 119-134.
- [2] Jin R C, Ma C, Mahmood Q, *et al.* Anammox in a UASB reactor treating saline wastewater [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2011, **89**(5): 342-348.
- [3] Liu C L, Yamamoto T, Nishiyama T, *et al.* Effect of salt concentration in anammox treatment using non woven biomass carrier [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2009, **107**(5): 519-523.
- [4] 张兰河, 张万友, 韩利, 等. 含盐废水 SBR 工艺短程硝化试验 [J]. *化工进展*, 2010, **29**(10): 1985-1989.  
Zhang L H, Zhang W Y, Han L, *et al.* Shortcut nitrification of salinity wastewater using SBR process [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2010, **29**(10): 1985-1989.
- [5] Zheng H Y, Liu Y, Gao X Y, *et al.* Characterization of a marine origin aerobic nitrifying-denitrifying bacterium [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2012, **114**(1): 33-37.
- [6] 韩永和, 章文贤, 庄志刚, 等. 耐盐好氧反硝化菌 A-13 菌株的分离鉴定及其反硝化特性 [J]. *微生物学报*, 2013, **53**(1): 47-58.  
Han Y H, Zhang W X, Zhuang Z G, *et al.* Isolation and characterization of the salt-tolerant aerobic denitrifying bacterial strain A-13 [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2013, **53**(1): 47-58.
- [7] 成钰, 李秋芬, 费聿涛, 等. 海水异养硝化-好氧反硝化芽孢杆菌 SLWX2 的筛选及脱氮特性 [J]. *环境科学*, 2016, **37**(7): 2681-2688.  
Cheng Y, Li Q F, Fei Y T, *et al.* Screening and nitrogen removing characteristics of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria SLWX2 from sea water [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(7): 2681-2688.
- [8] Vyrides I, Stuckey D C. Adaptation of anaerobic biomass to saline conditions: role of compatible solutes and extracellular polysaccharides [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2009, **44**(1): 46-51.
- [9] Dapena-Mora A, Vázquez-Padín J R, Campos J L, *et al.* Monitoring the stability of an Anammox reactor under high salinity conditions [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2010, **51**(3): 167-171.
- [10] Ma C, Jin R C, Yang G F, *et al.* Impacts of transient salinity shock loads on Anammox process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **112**: 124-130.
- [11] Galinski E A. Osmoadaptation in bacteria [J]. *Advances in Microbial Physiology*, 1995, **37**: 273-328.
- [12] 李玲玲. 高盐度废水生物处理特性研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.  
Li L L. Study of biological treatment of high-salinity Wastewater [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2006.
- [13] Kartal B, Koleva M, Arsov R. Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater [J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **126**(4): 546-553.
- [14] Liu M, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Enhancement of anammox activity by addition of compatible solutes at high salinity conditions [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **167**: 560-563.
- [15] 杨红薇, 陈佼, 张建强.  $K^+$ 、 $Ca^{2+}$ 、 $Mg^{2+}$  对高盐肝素废水处理的影响 [J]. *环境工程学报*, 2014, **8**(10): 4267-4272.  
Yang H W, Chen J, Zhang J Q. Effects of  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  on high salt heparin wastewater treatment [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, **8**(10): 4267-4272.
- [16] 齐泮晴, 于德爽, 李津, 等. 盐度对厌氧氨氧化工艺处理含海水污水脱氮特性的影响 [J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(5): 1392-1399.  
Qi P Q, Yu D S, Li J, *et al.* Effects of salinity on nitrogen removal of treating sewage with seawater by ANAMMOX process [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(5): 1392-1399.

- [17] 杨嘉春, 张莉, 古川憲治. 海洋环境下 Anammox 脱氮性能及污泥特性的研究[J]. 环境工程, 2013, **31**(5): 18-21, 98.  
Yang J C, Zhang L, Furukawa K. Study on nitrogen removal and sludge characteristics by Anammox process under marine condition[J]. Environmental Engineering, 2013, **31**(5): 18-21, 98.
- [18] 刘冬英, 邱艳玲, 袁宪正, 等. 厌氧氨氧化菌的富集培养与分子鉴定[J]. 环境科学, 2012, **33**(9): 3208-3213.  
Liu D Y, Qiu Y L, Yuan X Z, *et al.* Enrichment and identification of anaerobic ammonium oxidation bacteria [J]. Environmental Science, 2012, **33**(9): 3208-3213.
- [19] 李智行, 张蕾, 陈晓波, 等. 高效耐海水型厌氧氨氧化污泥的驯化[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(3): 748-756.  
Li Z X, Zhang L, Chen X B, *et al.* Acclimation of a highly-efficient and seawater tolerant anammox sludge [J]. China Environmental Science, 2015, **35**(3): 748-756.
- [20] 金仁村, 郑平, 胡安辉. 盐度对厌氧氨氧化反应器运行性能的影响[J]. 环境科学学报, 2009, **29**(1): 81-87.  
Jin R C, Zheng P, Hu A H. Effect of salinity on the performance of an anammox reactor [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, **29**(1): 81-87.
- [21] 齐洋晴, 于德爽, 李津, 等. 全海水盐度抑制下厌氧氨氧化工艺的恢复特性[J]. 环境科学, 2017, **38**(3): 1102-1108.  
Qi P Q, Yu D S, Li J, *et al.* Recovery performance of ANAMMOX process after inhibition resulting from seawater[J]. Environmental Science, 2017, **38**(3): 1102-1108.
- [22] Windey K, Bo I D, Verstraete W. Oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater[J]. Water Research, 2005, **39**(18): 4512-4520.
- [23] 何娟, 杨红薇, 张建强, 等.  $K^+$  对肝素钠废水厌氧生物处理中污泥性能的影响[J]. 化工环保, 2013, **33**(3): 244-248.  
He J, Yang H W, Zhang J Q, *et al.* Effect of  $K^+$  on anaerobic sludge characteristics for treatment of heparin sodium production wastewater[J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2013, **33**(3): 244-248.
- [24] 王伟伟, 唐鸿志, 许平. 嗜盐菌耐盐机制相关基因的研究进展[J]. 微生物学通报, 2015, **42**(3): 550-558.  
Wang W W, Tang H Z, Xu P. Salt-tolerance related genes in halophilic bacteria and archaea[J]. Microbiology China, 2015, **42**(3): 550-558.
- [25] 王魁荣, 张树军, 李少贺, 等. 一株中度嗜盐菌 *Halomonas* sp. NY-011 的耐盐特性及机理[J]. 应用与环境生物学报, 2010, **16**(2): 256-260.  
Wang K R, Zhang S J, Li S H, *et al.* Osmotolerance property and mechanism of a moderately halophilic bacterium *Halomonas* sp. NY-011 [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2010, **16**(2): 256-260.
- [26] Ismail S B, de La Parra C J, Temmink H, *et al.* Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions [J]. Water Research, 2010, **44**(6): 1909-1917.
- [27] Jin R C, Ma C, Yu J J. Performance of an Anammox UASB reactor at high load and low ambient temperature[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, **232**: 17-25.
- [28] 杨礼富, 赵百锁, 杨苏声. 细菌钠离子输出系统的类型及其可能机制[J]. 微生物学报, 2007, **47**(6): 1110-1114.  
Yang L F, Zhao B S, Yang S S. Sodium ion transportation system and its possible mechanisms in Bacteria [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2007, **47**(6): 1110-1114.
- [29] 傅涛, 郝选明. 钾离子通道的研究进展[J]. 内蒙古石油化工, 2010, **36**(10): 1-4.  
Fu T, Hao X M. Progress of research on potassium ion channel [J]. Inner Mongolia Petrochemical, 2010, **36**(10): 1-4.
- [30] 何健. 高盐难降解工业废水微生物处理的污泥驯化研究与应用[D]. 南京: 南京农业大学, 2000.  
He J. Sludge acclimation of microbiological treatment of hypersaline refractory waste water [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2000.
- [31] Kartal B, van Niftrik L, Keltjens J T, *et al.* Chapter 3-anammox—growth physiology, cell biology, and metabolism[J]. Advances in Microbial Physiology, 2012, **60**: 211-262.
- [32] Marcaggi P, Coles J A. Ammonium in nervous tissue: transport across cell membranes, fluxes from neurons to glial cells, and role in signalling[J]. Progress in Neurobiology, 2001, **64**(2): 157-183.
- [33] Zhang M, Wang A G, He W H, *et al.* Effects of fluoride on the expression of NCAM, oxidative stress, and apoptosis in primary cultured hippocampal neurons[J]. Toxicology, 2007, **236**(3): 208-216.

## CONTENTS

Marine Aerosol Using On-board Aerosol Mass Spectrometry .....	YAN Jin-pei, CHEN Li-qi, LIN Qi, <i>et al.</i> (2629)
Analysis of Spatio-temporal Distribution and Variation Characteristics of Aerosol Optical Depth over the Northwest of China by MODIS C6 Product .....	ZHAO Shi-wei, GAO Xiao-qing (2637)
Sources and Characteristics of Regional Background PM <sub>1</sub> in North China During the Autumn and Winter Polluted Period .....	ZHANG Zhou-xiang, ZHANG Yang-mei, ZHANG Xiao-ye, <i>et al.</i> (2647)
Pollution Characteristics and Light Extinction Contribution of Water-soluble Ions of PM <sub>2.5</sub> in Hangzhou .....	WU Dan, LIN Shao-long, YANG Huan-qiang, <i>et al.</i> (2656)
Formation and Size Distribution of the Secondary Aerosol Inorganic Ions in Different Intensity of Haze in Qingdao, China .....	XIE Dan-dan, QI Jian-hua, ZHANG Rui-feng (2667)
Comparison of Characteristics and Reactive Oxidative Species of PM <sub>2.5</sub> in Xi'an, China During Haze and Clean Days .....	WANG Kun, HAN Yong-ming, Ho Steven Sai Hang, <i>et al.</i> (2679)
Seasonal Variation and Sources of Dicarboxylic Acids and Related Compounds in PM <sub>10</sub> from Mt. Huangshan .....	MENG Jing-jing, HOU Zhan-fang, ZHANG Er-xun, <i>et al.</i> (2688)
Composition Characteristics and Sources Apportionment of Lanthanoid in PM <sub>2.5</sub> of Quanzhou .....	ZHANG Yun-feng, YU Rui-lian, HU Gong-ren, <i>et al.</i> (2698)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants in the Surroundings of Three Petrochemical Industries in Northwest China .....	XU Ya-xuan, LI Xiao-min, YU Hua-tong, <i>et al.</i> (2707)
VOCs Characteristics and Sources Apportionment in Yixing City During the G20 Summit .....	ZHANG Lin, ZHANG Xiang-zhi, QIN Wei, <i>et al.</i> (2718)
Agricultural Ammonia Emission Inventory and Its Spatial Distribution in Sichuan Province from 2005 to 2014 .....	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, JIANG Tao, <i>et al.</i> (2728)
Air Pollutant Emission Inventory of Non-road Machineries in Typical Cities in Eastern China .....	LU Jun, HUANG Cheng, HU Qing-yao, <i>et al.</i> (2738)
Estimation of Health Risk and Enaction of Safety Standards of <i>N</i> -nitrosodimethylamine (NDMA) in Drinking Waters in China .....	ZHANG Qiu-qiu, PAN Shen-ling, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (2747)
Comparison and Analysis of the Quantitative Methods for Pollutant Sources Load in Groundwater Contamination Risk Assessment .....	ZHAO Peng, HE Jiang-tao, WANG Man-li, <i>et al.</i> (2754)
Distribution and Sources of <i>n</i> -alkanes in Surface Seawater of Jiaozhou Bay .....	ZHANG Qian, SONG Jin-ming, PENG Quan-cai, <i>et al.</i> (2763)
Spatial Variations of CO <sub>2</sub> Degassing Across Water-air Interface and Its Impact Factors in Summer in Guijiang River, China .....	ZHANG Tao, LI Jian-hong, PU Jun-bing, <i>et al.</i> (2773)
Spatial Distribution Characteristics and Potential Ecological Risk of Antimony and Selected Heavy Metals in Sediments of Duliujiang River .....	NING Zeng-ping, XIAO Qing-xiang, LAN Xiao-long, <i>et al.</i> (2784)
Distribution Characteristics and Potential Risk of Bisphenol Analogues in Surface Water and Sediments of Lake Taihu .....	CHEN Mei-hong, GUO Min, XU Huai-zhou, <i>et al.</i> (2793)
Characteristics of Water Extractable Organic Nitrogen from Erhai Lake Sediment and Its Differences with Other Sources .....	LI Wen-zhang, ZHANG Li, WANG Sheng-rui, <i>et al.</i> (2801)
High-resolution Distribution Characteristics of Phosphorous, Iron and Sulfur Across the Sediment-Water Interface of Aha Reservoir .....	SUN Qing-qing, CHEN Jing-an, WANG Jing-fu, <i>et al.</i> (2810)
Distribution Characteristics of Drugs of Abuse and Their Metabolites in Aqueous Environment of Beijing, China .....	ZHANG Yan, ZHANG Ting-ting, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i> (2819)
Impacts of Rainfall Characteristics and Occurrence of Pollutant on Effluent Characteristics of Road Runoff Pollution .....	CHEN Ying, WANG Zhao, WU Ya-gang, <i>et al.</i> (2828)
Inhibition of Internal Phosphorus Release in the Black-Odor Channel Under Different Adding Methods of CaO <sub>2</sub> .....	XU Yao, LI Da-peng, HAN Fei-er, <i>et al.</i> (2836)
Transport of Nitrogen and Phosphorus from Sloping Farmland with Thin Purple Soil Overlying Rocks .....	XIAN Qing-song, TANG Xiang-yu, ZHU Bo (2843)
Purification of Slightly Salt-alkaline Water Bodies by Microorganism Enhanced Combined Floating Bed .....	CHEN You-yuan, WU Ya-dong, SUN Ping, <i>et al.</i> (2850)
MgO-Biochar for the Adsorption of Phosphate in Water .....	WANG Bin-bin, LIN Jing-dong, WAN Shun-li, <i>et al.</i> (2859)
Degradation of <i>N</i> -nitrosodimethylamine by Palladium/ Iron Bimetallic Composite Catalytic Fiber .....	ZHANG Huan, FU Min, WEI Jun-fu, <i>et al.</i> (2868)
Effects of Goethite, Magnetite and Gypsum on the Anaerobic Degradation of 2,4-Dichlorophenol .....	KONG Dian-chao, ZHOU Yue-fei, CHEN Tian-hu, <i>et al.</i> (2875)
Transformation of Disinfection Byproduct Precursors During the Wastewater Regeneration Processes .....	HAN Hui-hui, MIAO Heng-feng, ZHANG Ya-jing, <i>et al.</i> (2883)
Treatment of PTA Wastewater by Modified Anode Microbial Fuel Cell .....	SUN Jing-yun, FAN Meng-jie, CHEN Ying-wen, <i>et al.</i> (2893)
Selective Inhibition of Rice Straw Extract on Growth of Cyanobacteria and Chlorophyta .....	SU Wen, CHEN Jie, ZHANG Sheng-peng, <i>et al.</i> (2901)
Cultivation of <i>Spirulina platensis</i> in Digested Piggery Wastewater Pretreated by SBR with Operating Conditions Optimization .....	CAI Xiao-bo, YU Qiang-qiang, LIU Rui, <i>et al.</i> (2910)
Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX Process with K <sup>+</sup> Addition in Saline Surroundings .....	WU Guo-dong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2917)
Efficient and Stable Operation of Shortcut Nitrification by Entrapping Ammonia Oxidizing Bacteria .....	YU Meng-yu, LIU Yi, TIAN Yu-bin, <i>et al.</i> (2925)
Fast Start-up of ANAMMOX and the Spatial Distribution of EPS in ANAMMOX Granules .....	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (2931)
Ammonia Oxidation with Potential Electron Acceptor in ANAMMOX Sludge .....	LI Xiang, LIN Xing, WANG Fan, <i>et al.</i> (2941)
Ammoniac Waste Gas in-situ Treatment Based on ANAMMOX Process .....	LIN Xing, WANG Fan, YUAN Yan, <i>et al.</i> (2947)
Extensive Green Roof Substrate Composition Based on Sludge Recycling .....	SHEN Qing-ran, LI Tian, CAO Yi, <i>et al.</i> (2953)
Short-term Effect of Roxithromycin on Abundance and Diversity of Ammonia-Oxidizing Microorganisms in Activated Sludge .....	GAO Jing-feng, SUN Li-xin, FAN Xiao-yan, <i>et al.</i> (2961)
Influence of Salinity on Microbial Community in Activated Sludge and Its Application in Simulated Dye Wastewater Treatment .....	ZHOU Gui-zhong, XU Shuo, YAO Qian, <i>et al.</i> (2972)
Shift of Microbial Communities During the CO <sub>2</sub> -Brine-Sandstone Interaction Process .....	WANG Bo-qiang, LI Chen-yang, LU Wei, <i>et al.</i> (2978)
Response of Soil Respiration and Heterotrophic Respiration to Returning of Straw and Biochar in Rape-Maize Rotation Systems .....	TIAN Dong, GAO Ming, HUANG Rong, <i>et al.</i> (2988)
Effect of Simulated Climate Warming on Microbial Community and Phosphorus Forms in Wetland Soils .....	TENG Chang-yun, SHEN Jian-guo, WANG Zhong, <i>et al.</i> (3000)
Patterns of Bacterial Community Through Soil Depth Profiles and Its Influencing Factors Under <i>Betula albosinensis</i> Burkill in the Xinjiashan Forest Region of Qinling Mountains .....	DU Can, XU Chen-yang, WANG Qiang, <i>et al.</i> (3010)
Effects of Microbial Activities on Mercury Methylation in Farmland near Mercury Mining Area .....	JIA Qin, ZHU Xue-mei, WANG Qi, <i>et al.</i> (3020)
Effect of Sepiolite Application on the Migration and Redistribution of Pb and Cd in Soil Rice System in Soil with Pb and Cd Combined Contamination .....	FANG Zhi-ping, LIAO Min, ZHANG Nan, <i>et al.</i> (3028)
Application of Amphoteric-Cationic Combined Modification on Phenol Adsorption of Yellow Brown Soil .....	LIU Wei, MENG Zhao-fu, REN Shuang, <i>et al.</i> (3036)
Bioaccumulation of Heavy Metals in Twigs and Leaves of <i>Abies fabri</i> at Mount Gongga in China: A Comparison Study Between 1999 and 2014 .....	LI Fen, WANG Xun, LUO Ji, <i>et al.</i> (3045)
Subcellular Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in Three Types of Compositae Plants from Lead-Zinc Tailings Area .....	ZHU Guang-xu, XIAO Hua-yun, GUO Qing-jun, <i>et al.</i> (3054)
Effects of Bentonite Amendment on Detoxification, Heavy Metal Passivation and Estrone Elimination of Sewage Sludge Compost .....	ZHOU Li-na, CAI Han-zhen, LI Rong-hua, <i>et al.</i> (3061)
Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Food Waste and Straw .....	GUO Xiang-lin, ZUO Jian-e, SHI Xu-chuan, <i>et al.</i> (3070)
Basic Features of Combustible Rural Garbage Component and Its Spatial-temporal Difference in China .....	YAN Zhuo-yi, YUE Bo, GAO Hong, <i>et al.</i> (3078)
Optimization of Promoter and Support for Co-based/zeolites Catalysts in Catalytic Reduction of NO <sub>x</sub> by CH <sub>4</sub> .....	PAN Hua, JIAN Yan-fei, CHEN Ning-na, <i>et al.</i> (3085)