

 方知库  
Eco-Environmental  
Knowledge Web

# 环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV  
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



**2019**

Vol.40 No.3  
第40卷 第3期

目次

2014~2017北京市气象条件和人为排放变化对空气质量改善的贡献评估.....尹晓梅,李梓铭,熊亚军,乔林,邱雨露,孙兆彬,寇星霞(1011)

利用多元线性回归方法评估气象条件和控制措施对APEC期间北京空气质量的影响.....李颖若,汪君霞,韩婷婷,王焱,何迪,权维俊,马志强(1024)

京津冀郊区站点秋冬季大气PM<sub>2.5</sub>来源解析.....王彤,华阳,许庆成,王书肖(1035)

四川省典型工业行业PM<sub>2.5</sub>成分谱分析.....冯小琼,陈军辉,熊文朋,梅林德,徐雪梅,尹寒梅,范武波,姜涛,钱骏,叶宏(1043)

典型物流城市2016年冬季2次污染过程PM<sub>2.5</sub>污染特征及来源解析.....赵雪艳,杨文,王静,刘盈盈,白雯宇,徐艳萍,王歆华,白志鹏(1052)

沈阳市采暖期与非采暖期空气PM<sub>2.5</sub>污染特征及来源分析.....张显,田莎莎,刘盈盈,赵雪艳,余浩,张辉,陈莉,王歆华(1062)

新乡冬季PM<sub>2.5</sub>中金属元素与水溶性离子年际变化及其来源解析.....闫广轩,雷豪杰,张靖雯,唐明双,张佳羽,曹治国,李云蓓,王跃思,樊静,李虎(1071)

烟台市环境受体PM<sub>2.5</sub>四季污染特征与来源解析.....刘童,王晓军,陈倩,温杰,黄渤,朱红霞,田瑛泽,冯银厂(1082)

常州市冬季PM<sub>2.5</sub>中类腐殖质昼夜特征分析.....顾远,李清,黄雯倩,赵竹子,马帅帅,叶招莲(1091)

西北某电子垃圾拆解厂室内外重金属污染特征及暴露风险.....曹红梅,赵留元,穆熙,李尧捷,毛潇萱,黄韬,马建民,高宏(1101)

京津冀一次污染过程的星地同步动态监测分析.....邱昀,李令军,姜磊,王新辉,赵文慧,张立坤,鹿海峰(1111)

中国城市O<sub>3</sub>浓度时空变化特征及驱动因素.....黄小刚,赵景波,曹军骥,宋永永(1120)

基于卫星和地面观测的2013年以来我国臭氧时空分布及变化特征.....张倩倩,张兴赢(1132)

舟山市臭氧污染分布特征及来源解析.....王俏丽,董敏丽,李素静,吴成志,王刚,陈必新,李伟,高翔,叶荣民(1143)

中国建筑涂料使用VOCs排放因子及排放清单的建立.....高美平,邵霞,聂磊,王海林,安小栓(1152)

异戊二烯和甲苯二次有机硫踪物的臭氧非均相氧化.....黄亚娟,曹罡,朱荣淑,欧阳峰(1163)

兰州市农牧业源氨排放清单及其时空分布特征.....栗世学,郭文凯,何昕,朱玉凡,陈强(1172)

成都次降水稳定氢氧同位素特征及水汽来源分析.....胡月,刘国东,孟玉川,张文江,夏成城(1179)

基于TBL模型的闽江口围垦养虾塘水-大气界面CO<sub>2</sub>扩散通量估算.....张逸飞,杨平,赵光辉,李玲,谭立山,全川(1188)

渤海和北黄海有色溶解有机物(CDOM)的分布特征和季节变化.....刘兆冰,梁文健,秦礼萍,唐建辉(1198)

思林水库荧光溶解性有机质的特征、来源及其转化动力学.....劳心宇,原杰,刘瑜, Khan M. G. Mostofa(1209)

厦门湾海滩微塑料污染特征.....刘启明,梁海涛,锡桂莉,胡欣,葛健(1217)

高分辨率监测下的漓江省里断面生物地球化学特征分析.....王奇岗,肖琼,赵海娟,王健力,郭永丽,张清华(1222)

鲜水河断裂带拉花盆地地下水化学特征及控制因素.....何锦,张幼宽,赵雨晴,韩双宝,刘元晴,张涛(1236)

成都市锦江表层水和沉积物中有机磷酸酯的污染特征.....吴迪,印红玲,李世平,王增武,邓旭,罗怡,罗林(1245)

丹江口库区表层浮游细菌群落组成与PICRUS1功能预测分析.....张菲,田伟,孙峰,陈彦,丁传雨,庞发虎,姚伦广,李玉英,陈兆进(1252)

蓝藻水华对太湖水柱反硝化作用的影响.....刘志迎,许海,詹旭,朱广伟,秦伯强,张运林(1261)

基于微生物生物完整性指数的城市河道生态系统健康评价.....苏瑛,许育新,安文浩,王云龙,何振超,楼颖雯,沈阿林(1270)

生物炭添加对湿地植物菖蒲根系通气组织和根系泌氧的影响.....黄磊,梁根坤,梁岩,罗星,陈玉成(1280)

城市不同材料屋面径流的污染负荷特性.....何湖滨,陈诚,林育青,严晗璐,董建玮,陈求稳(1287)

BiOCl-(NH<sub>4</sub>)<sub>3</sub>PW<sub>12</sub>O<sub>40</sub>复合光催化剂制备及其光催化降解污染物机制.....张文海,吉庆华,兰华春,李静(1295)

微米铁复合生物碳源对地下水中1,2-二氯乙烷的高效去除.....吴乃瑾,宋云,魏文侠,王海见,孙仲平(1302)

鸟粪石天然沸石复合材料对水中铅离子的去除.....邓曼君,王学江,成雪君,景焕平,赵建夫(1310)

Ca/Mg负载改性渣渣生物炭对水中磷的吸附特性.....易蔓,李婷婷,李海红,黄巧,杨金娥,陈玉成,杨志敏(1318)

两种生物炭的制备及其对水溶液中四环素去除的影响因素.....程扬,沈启斌,刘子丹,杨小莹,张太平,廖志钟(1328)

静止和水动力扰动状态下铅改性沸石添加对河道底泥磷迁移转化的影响.....俞阳,林建伟,詹艳慧,何思琪,吴小龙,王艳,赵钰颖,林莹,刘鹏茜(1337)

4种磺胺类药物及乙酰化代谢物在污水处理厂的去及机制.....王大鹏,张烟,颜昌宙(1347)

以膜分离为主的物化法对城市污水中污染因子的去除特性分析.....徐婷,李勇,朱怡嘉,薛梦婷,汤同欢(1353)

进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统的影响.....李冬,曹美忠,郭跃洲,梅宁,李帅,张杰(1360)

除磷亚硝化颗粒工艺启动及性能恢复.....李海玲,李冬,张杰,刘博(1367)

CAST工艺高温短程硝化的实现及其除磷性能.....马娟,杨蕊春,俞小军,周猛,陈永志(1375)

不同曝气量和好氧时间下SPNDPR系统处理低C/N城市污水的脱氮除磷性能.....袁梦飞,于德爽,巩秀珍,王晓霞,陈光辉,杜世明,甄建园(1382)

ABR除碳-亚硝化耦合厌氧氨氧化处理城市污水.....李田,曹家炜,谢凤莲,沈耀良,吴鹏,宋吟玲(1390)

室温低氨氮基质单级自养脱氮颗粒污泥启动效能与污泥特性.....谢璐琳,王建芳,钱飞跃,张泽宇,沈耀良,齐泽坤(1396)

不同种泥的厌氧氨氧化反应器的启动及动力学特征.....任君怡,陈林艺,李慧春,秦玉洁,姜雁,王桐屿,周少奇(1405)

降温过程中生物膜CANON反应器的运行特征.....付昆明,廖敏辉,周厚田,付巢,姜婍,仇付国,曹秀芳(1412)

IEM-UF同步分离反硝化系统脱氮特性及种群结构分析.....刘子奇,张岩,马翔山,张博康,曹孟京,陈昌明(1419)

温度对硝化杆菌(Nitrobacter)活性动力学影响.....于雪,孙洪伟,李维维,祁国平,马娟,陈永志,吕心涛(1426)

零价铁和微波预处理组合强化污泥厌氧消化.....牛雨彤,刘吉宝,马爽,李亚明,解立平,魏源送,孟晓山(1431)

牛粪堆肥系统环境因子对抗性基因的影响.....彭磊,王科,谷月,王爱杰(1439)

环境因子对土壤微生物呼吸及其温度敏感性变化特征的影响.....张彦军,郭胜利(1446)

三峡库区典型微生物土壤呼吸及其组分对模拟酸雨的反应.....李一凡,王玉杰,王彬,王云琦(1457)

三峡库区柑橘园施肥量对土壤氮淋失及残留量的影响.....王甜,黄志霖,曾立雄,肖文发,宋文梅(1468)

长期施肥下水稻根际和非根际土壤微生物碳源利用特征.....宁赵,程爱武,唐海明,葛体达,邓扬悟,苏以荣,陈香碧(1475)

不同碳负荷梯度下稻田土壤有机碳矿化特征.....童瑶瑶,王季斐,祝贞科,邓扬悟,陈珊,葛体达,袁红朝,吴金水(1483)

桂林会仙喀斯特湿地水位梯度下不同植物群落土壤有机碳及其组分特征.....徐广平,李艳琼,沈育伊,张德楠,孙英杰,张中峰,周龙武,段春燕(1491)

缙云山4种森林植被土壤团聚体有机碳分布特征.....王富华,吕盛,黄容,高明,王子芳,徐畅(1504)

大气污染对居民健康影响研究进展.....秦耀辰,谢志祥,李阳(1512)

《环境科学》征订启事(1042) 《环境科学》征稿简则(1162) 信息(1208, 1235, 1286)

# 室温低氨氮基质单级自养脱氮颗粒污泥启动效能与污泥特性

谢璐琳<sup>1</sup>, 王建芳<sup>1,2,3,\*</sup>, 钱飞跃<sup>1,3,4</sup>, 张泽宇<sup>1</sup>, 沈耀良<sup>1,3,4</sup>, 齐泽坤<sup>1</sup>

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009; 2. 苏州科技大学天平学院, 苏州 215009; 3. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215009; 4. 江苏高校水处理技术与材料协同创新中心, 苏州 215009)

**摘要:** 室温低氨氮基质条件下单级自养脱氮工艺的启动和稳定运行是该工艺应用于市政污水处理的前提和基础. 本研究在气升式反应器中接种久置的PN/A (partial nitrification and ANAMMOX) 颗粒污泥, 控制温度在 $(23 \pm 2)^\circ\text{C}$ , pH在7.7~8.0, 以氨氮浓度为 $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的人工无机配水为基质, 考察单级部分亚硝化-厌氧氨氧化实现室温启动效能. 通过逐级缩短HRT ( $1.1 \text{ h} \rightarrow 0.9 \text{ h} \rightarrow 0.7 \text{ h} \rightarrow 0.5 \text{ h}$ ) 提升氮负荷 [ $1.53 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 1.87 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 2.40 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 3.36 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ], 逐步恢复AOB、AMX菌活性以及微生物协同效能. 经过95 d运行调控, 反应器成功启动,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率达85%和69%. 根据各阶段污泥性能, 严格控制溶解氧, 有效抑制NOB. 污泥适应环境后, 颗粒粒径随负荷提升逐渐增大, 最终平均粒径达1.30 mm. 成熟的自养颗粒污泥轮廓光滑清晰, 扫描电镜显示, 颗粒污泥内部形成空腔, 表面有孔隙, 污泥形态以球菌为主, 并有少量杆菌及短杆菌. EPS主要成分为蛋白质(81.48%), 泥水分离效果较好.

**关键词:** 颗粒污泥; 部分亚硝化-厌氧氨氧化; 室温; 污泥形态; 胞外聚合物(EPS)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)03-1396-09 DOI: 10.13227/j.hjkk.201808059

## Start-up Performance and Sludge Characteristics of Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal System with Granular Sludge at Low Ammonia Nitrogen Concentration at Room Temperature

XIE Lu-lin<sup>1</sup>, WANG Jian-fang<sup>1,2,3,\*</sup>, QIAN Fei-yue<sup>1,3,4</sup>, ZHANG Ze-yu<sup>1</sup>, SHEN Yao-liang<sup>1,3,4</sup>, QI Ze-kun<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Technology, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. College of Tianping, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 3. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 4. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou 215009, China)

**Abstract:** The start-up and stable operation of single-stage autotrophic nitrogen removal process under low ammonia nitrogen substrate at room temperature appears as the premise and basis for the application in municipal wastewater treatment. In this study, the PN/A (partial nitrification and ANAMMOX) granular sludge for long-term storage was inoculated into an air-lift bioreactor to investigate the nitrogen removal performance during the start-up of single-stage partial nitrification and ANAMMOX process under the following conditions: temperature at  $(23 \pm 2)^\circ\text{C}$ , pH at 7.7-8.0. Synthetic wastewater with ammonia nitrogen concentration of  $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  was used as influent. By stepwise shortening hydraulic retention time (HRT) ( $1.1 \text{ h} \rightarrow 0.9 \text{ h} \rightarrow 0.7 \text{ h} \rightarrow 0.5 \text{ h}$ ) and increasing ammonia nitrogen loading rate [ $1.53 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 1.87 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 2.40 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1} \rightarrow 3.36 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ ], the bioactivity as the synergy between the ammonia oxidizing bacteria (AOB) and anaerobic oxidizing bacteria (AMX) were gradually restored. After 95 d operation and regulation, the process was successfully established and the removal rate of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN were 85% and 69%, respectively. According to the performance of sludge at each stage, the nitrite oxidizing bacteria (NOB) were selectively inhibited by controlling dissolved oxygen strictly. The average particle size gradually increased and finally was reached to 1.30 mm after the sludge was adapted to the environment. The profile of the mature autotrophic granular sludge was smooth and clear, SEM showed that the center of granular sludge formed a cavity with porous structure on the surface, the sludge morphology consisted mainly of cocci, with a small amount of bacilli and short bacilli. The major component of EPS in granular sludge was protein (81.48%) indicating that it had a good settling performance.

**Key words:** granular sludge; partial nitrification and ANAMMOX; room temperature; sludge morphology; extracellular polymeric substances (EPS)

基于部分亚硝化-厌氧氨氧化 (partial nitrification and ANAMMOX, PN/A) 的单级自养脱氮工艺利用好氧氨氧化细菌 (AOB) 和厌氧氨氧化细菌 (AMX) 的协同作用, 将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 直接转变为 $\text{N}_2$ <sup>[1]</sup>, 因其具有需氧量低、无需外加碳源且污泥产量少等优势, 已经发展为一种高效且经济的方法<sup>[2, 3]</sup>. 目前单级自

养脱氮工艺已成功应用于污泥消化液、垃圾渗滤液

收稿日期: 2018-08-07; 修订日期: 2018-09-14

基金项目: 国家自然科学基金项目(51308367, 51578353); 江苏省高等学校自然科学基金项目(18KJB610019); 苏州市科技计划项目(SS201834)

作者简介: 谢璐琳(1992~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为废水处理理论与技术, E-mail: xielulin@outlook.com

\* 通信作者, E-mail: wj302@163.com

等高温 ( $\geq 30^{\circ}\text{C}$ ) 高氨氮 ( $\geq 400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 工业废水的处理<sup>[4]</sup>。

在侧流实现工程化应用之后, 很多研究者开始构想其在主流应用的可能性。在理论上似乎并没有限制其在市政污水厂主流脱氮的障碍, 但主流厌氧氨氧化实现的前提条件明显不同于侧流。一方面在于较低的进水氨氮浓度, 低氨氮基质不利于 AOB 和 AMX 菌的生长以及对 NOB 的抑制, 从而影响脱氮效能; 另一方面温度也是关键的限制参数, 直接影响微生物菌群结构、细胞生长和新陈代谢速率, 从而影响 AOB、AMX 菌的活性。有研究表明, AOB 和 AMX 菌最适宜的生长温度分别为  $30 \sim 35^{\circ}\text{C}$ <sup>[5, 6]</sup> 和  $25 \sim 37^{\circ}\text{C}$ <sup>[7]</sup>, 因此大部分自养脱氮反应器温度一般维持在  $30^{\circ}\text{C}$  以上<sup>[8-10]</sup>。而污水处理厂冬季水温可低至  $10^{\circ}\text{C}$  左右, 夏季时温度可达  $30^{\circ}\text{C}$ 。对城市污水进行升温不经济也不现实, 在长三角区域, 水温在  $25^{\circ}\text{C}$  左右的时长可达 8 个月之久。因此, 自养脱氮技术应用于常温低氨氮污水处理的启动和稳定运行尚有待深入研究。

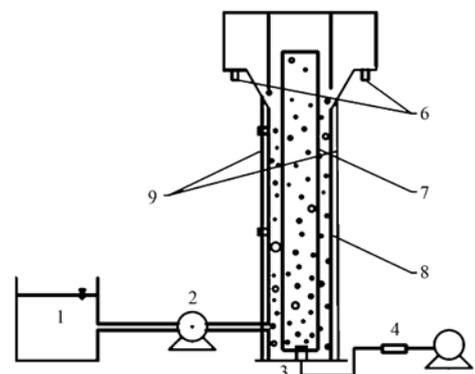
作为活性污泥的一种特殊形式, 颗粒污泥具有优异的沉淀性能, 有利于微生物的富集, 而且其独特的生态位分布, 可将不同功能菌的微生物分布在不同空间, 如 AOB 分布于颗粒表面, AMX 菌主要位于内部<sup>[11]</sup>, 可有效降低不利条件对功能微生物的影响, 如缓冲 DO 对 AMX 菌的冲击<sup>[12]</sup>、提高功能菌应对温度冲击的能力等。另外, 种泥也是影响工艺启动运行的一个重要因素, 先前的研究集中于直接接种活性污泥、厌氧氨氧化污泥<sup>[13]</sup>, 或是从现有稳定运行的 PN/A 反应器接种<sup>[14]</sup>。久置或储存不当, 都有可能成导致成熟的 PN/A 颗粒污泥部分功能微生物活性降低、失活或者微生物间的协同作用消失, 接种这类污泥进行启动和调控的研究鲜有报道。本研究通过接种实验室久置的 PN/A 颗粒污泥, 保持进水氨氮浓度为  $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 逐步缩短水力停留时间提高氨氮负荷 (ammonia nitrogen loading rate, ALR), 严格控制溶解氧浓度, 探究在室温 [ $(23 \pm 2)^{\circ}\text{C}$ ] 条件下, 恢复 AOB 与 AMX 菌活性和协同能力以及有效抑制 NOB 实现反应器启动和稳

定运行的控制条件, 考察了运行期间反应器脱氮性能及颗粒污泥形态变化, 为实现全程自养脱氮的工程化应用提供理论基础和工艺参数。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置和运行条件

实验装置是由有机玻璃制成的气升式反应器, 其有效容积约为 2 L, 其结构如图 1 所示。通过蠕动泵连续进水。反应器底部装有曝气装置, 由转子气体流量计控制曝气量。反应器外层设恒温水浴夹套, 控制水温在  $(23 \pm 2)^{\circ}\text{C}$ , 控制 pH 在  $7.7 \sim 8.0$ 。



1. 配水箱; 2. 蠕动泵; 3. 曝气头; 4. 气体流量计; 5. 曝气泵; 6. 出水口; 7. 提升管; 8. 下降管; 9. 水浴夹套

图 1 实验装置示意

Fig. 1 Schematic of the experimental setup

反应器进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度保持在  $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 通过逐渐缩短水力停留时间, 联合进水氨氮负荷和水力负荷, 辅以 DO 控制, 进行启动和调控。反应器采用连续流方式运行, 启动到稳定运行过程, 分 4 个阶段, 如表 1 所示。第 I 阶段, 为完全亚硝化阶段, HRT 为 1.1 h, DO 浓度在  $1.5 \sim 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 第 II 阶段, 为控制部分亚硝化阶段, 缩短 HRT 至 0.9 h, DO 控制在  $1.0 \sim 1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 第 III 阶段, 为协同实现厌氧氨氧化阶段, HRT 降低至 0.7 h, DO 控制在  $1.2 \sim 1.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 在第 IV 阶段, 为性能提升阶段, 缩短 HRT 至 0.5 h, DO 控制在  $1.0 \sim 1.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 并采取排泥措施, 强化反应器效能, 进一步提升污泥活性。

表 1 反应器在不同运行阶段的操作条件

Table 1 Operating conditions of the reactor in different operational stages

阶段	运行时间/d	进水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	HRT/h	ALR/ $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$
I	1 ~ 47	70	1.1	1.53
II	48 ~ 86	70	0.9	1.87
III	87 ~ 114	70	0.7	2.40
IV	115 ~ 180	70	0.5	3.36

## 1.2 接种污泥与进水水质

反应器接种污泥为实验室久置的 PN/A 颗粒污泥, AOB 与 AMX 协同作用被破坏, AMX 菌活性被抑制, 呈现完全亚硝化性能, 常规测试氨氮去除率为 34.6%, 亚硝酸盐累积率在 81.3%, 无氮损. 测得  $\text{NH}_4^+$ -N 比降解速率、 $\text{NO}_3^-$ -N 比累积速率、 $\text{NO}_2^-$ -N 比累积速率和 TN 比降解速率(以 N/MLVSS 计, 下同) 分别为 0.250、0.051、0.101、0.123  $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ . 颗粒污泥颜色呈棕黄色, 平均粒径约为 1.07 mm, 5 min 污泥容积指数(SVI<sub>5</sub> 值)在 51  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$  左右, 污泥浓度(MLSS)约为 4.4  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 挥发性物质的比值(MLVSS/MLSS)为 0.86.

反应器进水采用人工配制的无机氨氮废水, 以氯化铵为氮源, 通过投加碳酸氢钠调节 pH, 其他组分还包括  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$  和适量微量元素<sup>[15]</sup>.

## 1.3 常规指标分析方法

$\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和 TN 浓度分别采用纳氏试剂比色法、紫外分光光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定; MLSS 和 MLVSS 采用标准重量法测定<sup>[16]</sup>; 溶液 pH 和溶解氧(DO)浓度采用多水质分析仪(903P 般特)测定; 污泥形态通过 OLYMPUS CX41 型显微镜进行观测.

粒径分布采用筛分法测算. 定期从反应器中取出污泥样品, 经生理盐水反复清洗后, 依次通过孔径为 1.60、1.25、0.80、0.50、0.20 mm 的筛子筛分, 并计算各粒径区间样品占总量的质量分数.  $\text{NO}_2^-$ -N 累积率、 $\text{NH}_4^+$ -N 去除负荷、TN 去除负荷的计算方法详见文献<sup>[17]</sup>.

采用甲醇-NaOH 法<sup>[18]</sup>对颗粒污泥的胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)进行提取, 其主要包含蛋白质(PN)和多糖(PS). 组分 PN、PS 分别采用 Lowry 法<sup>[19]</sup>和改进苯酚-硫酸法<sup>[20]</sup>测定.

## 1.4 批次实验

采用批次实验, 并基于线性段拟合, 分别计算  $\text{NH}_4^+$ -N 比降解速率 $[q(\text{NH}_4^+ \text{-N})]$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 比累积速率 $[q(\text{NO}_3^- \text{-N})]$ 、 $\text{NO}_2^-$ -N 比累积速率 $[q(\text{NO}_2^- \text{-N})]$  和 TN 比降解速率 $[q(\text{TN})]$ , 单位  $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ , 以 N/MLVSS 计, 具体计算方法详见文献<sup>[21]</sup>.

## 1.5 电镜观察(SEM)

从反应器内取出混合液 10 mL, 5 000  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$  离心去上清. 加入 2.5% 的戊二醛 5 mL 后置于 4℃ 冰箱固定 4 h; 用磷酸缓冲溶液(PBS, 0.1  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )水洗 3 次, 每次 10 min; 依次用 30%、50%、70%、90%、100% 无水乙醇进行脱水, 每次 15 min, 再用 100% 乙醇脱水 3 次, 每次 15 min. 对

样品真空干燥, 喷金, 进行扫描电镜观察<sup>[22]</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 反应器运行效能

启动和稳定运行过程反应器效能变化如图 2 所示. 反应器采用连续流的运行方式, 以氨氮负荷(ALR)作为主要调控参数. 亚硝态氮积累是启动自养脱氮工艺的先决条件<sup>[23]</sup>, 第 I 阶段(1~47 d)旨在获得完全亚硝化, 控制反应器 ALR 为 1.53  $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ , DO 在 1.5~2.0  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 第一周, 氨氮去除率仅为 28%, 微生物不能适应室温低基质环境加之久置污泥内源硝化, 部分微生物衰亡, 出现污泥解体. 实验过程产生的絮体和沉降性能较差的污泥随出水流出, 导致反应器内 MLSS 从 4.4  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  下降至 3.9  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , MLVSS/MLSS 由 0.86 下降至 0.82, 污泥中无机质含量增高. 随着微生物对环境体系的逐渐适应, 絮体污泥量减少, 以颗粒形态增殖, 反应器内 MLSS 逐渐增加. 在确保 AOB 性能充分发挥的基础上, 控制 DO 浓度, 亚硝化性能逐渐提高. 到第 47 d, 反应器中  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率升至 87%,  $\text{NO}_2^-$ -N 累积率稳定在 90% 左右.

第 II 阶段(48~86 d), 控制部分亚硝化, 为厌氧氨氧化反应提供良好的基质比条件. 这一阶段, 将部分  $\text{NH}_4^+$ -N 转化为  $\text{NO}_2^-$ -N, 使  $\text{NO}_2^-$ -N 与剩余  $\text{NH}_4^+$ -N 的基质之比为 1.32:1<sup>[17]</sup>, 实现部分亚硝化, 以符合 AMX 菌的代谢需求. 同时, 控制  $\text{O}_2/\text{NH}_4^+$ -N 值, 利用颗粒污泥中氧的纵向传质和梯度分布, 抑制 NOB, 为 AMX 提供合适的生长环境<sup>[24, 25]</sup>. 本阶段缩短 HRT 至 0.9 h, 提升 ALR 至 1.87  $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ . 大约 14 d 左右, 系统微生物逐渐适应负荷提升.  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率先下降至 50% 左右, 两周后, 逐渐升至 73%, 亚硝酸盐积累稳定在 89%. 第 71 d, 降低反应器内 DO 至 1.0~1.2  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 此时  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率稳定在 59%~62%, 出水  $\text{NO}_2^-$ -N 与  $\text{NH}_4^+$ -N 的比值维持在 1.2~1.4, 符合厌氧氨氧化反应的进水比例.

第 III 阶段(87~114 d), 在合理基质比条件下, 提升负荷, 促进 AMX 菌的富集和活性提升. 进一步缩短 HRT 至 0.7 h, ALR 提升至 2.40  $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ . 负荷提升初期, 氨氧化不充分.  $\text{NH}_4^+$ -N 去除率显著下降. 调节曝气量, 提高 DO 至 1.3  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 以维持 AOB 的效能. 大约在第 95 d, 发现出水中  $\text{NO}_2^-$ -N 累积率降至 75%, 出现 22% 的 TN 损失, 系统具有部分亚硝化-厌氧氨氧化协同脱氮性能. 曹建平<sup>[26]</sup>等接种常温亚硝化污泥, 通过约 120 d 连续运行才持续稳定出现总氮损失. 相比接

种亚硝化污泥富集培养 AMX, 逐步调整驯化. 本研究直接接种久置的 PN/A 污泥, 采取适当的调控策略, 为 AOB 和 AMX 提供适宜的生境, 恢复和提升功能菌活性, 可有效缩短 PN/A 启动周期. 随后, 反应器  $\text{NO}_2^-$ -N 累积率继续降低至 66%, 对  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 的去除率分别逐渐提高至 81% 和 50%.

此时, 出水中残留较高浓度的亚硝酸盐和氨氮, 表明 AMX 菌生物量不足或活性缺失<sup>[27]</sup>. 因此, 拟进一步利用较高负荷和较大水力条件作为推动力, 使污泥与基质充分接触, 促进污泥增殖并提升污泥的密实度, 为 AMX 菌创造更好的生境, 提升厌氧氨氧化性能. 在第 IV 阶段 (115 ~ 180 d), 缩短 HRT 至 0.5 h, ALR 提高至  $3.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ . 虽然进水负荷对反应器性能造成了一定的冲击, 出水氨氮的浓度出现一定程度的上升, 约一周后, 微生物逐渐适应,  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 去除率又逐渐上升至 70% 和 52%. 考虑到 AOB 和 AMX 菌世代周期较长, 为了富集微生物, 整个启动过程没有排泥. 在 130 左右, 反应器内污泥浓度达  $9.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 出水氨氮浓度出现波动. 第 147 d, 对反应器排泥, 降低污泥浓度至  $8.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  左右, 经过两周时间,  $\text{NH}_4^+$ -N、TN 去除率持续上升, 最终达 85% 和 69%, TN 去除负荷

达  $2.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ .

整个启动过程, MLSS 随着运行时间的延长而逐渐增加, 氮负荷越高, MLSS 增幅显著. 最终系统中 MLSS 增加至  $9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , MLVSS/MLSS 高达 0.90, 微生物活性较高, 系统呈现较稳定的单级全自养脱氮功能.

本研究采用实验室久置的 PN/A 颗粒污泥接种启动, 通过分步逐级缩短 HRT, 提升氮负荷, 逐步恢复 AOB、AMX 菌的活性及相互间的协同作用, 是行之有效的方案. 由于储存、运输、搁置等各种因素易导致颗粒污泥中微生物群落间的协同平衡被破坏, 首先恢复颗粒表面 AOB 的性能, 同步提升颗粒结构的致密性, 在颗粒污泥纵剖面形成良好的基质梯度和不同空间功能微生物的层状分布, 为 AMX 菌提供良好的基质比和严格厌氧的生存空间, 再进一步提升氮负荷, 提升相应的功能微生物活性. 在单级 PN/A 工艺中, TN 理论去除率可达 89%<sup>[28]</sup>, 但本研究中 TN 去除率最高仅为 69%, 显然有较大的提升空间. 这主要由于反应器中存在一定数量的 NOB, 反应器内部维持一定浓度的  $\text{NH}_4^+$ -N 与  $\text{NO}_2^-$ -N<sup>[29]</sup>, 有利于对 NOB 的长期抑制, 限制了 TN 去除率的进一步提高.

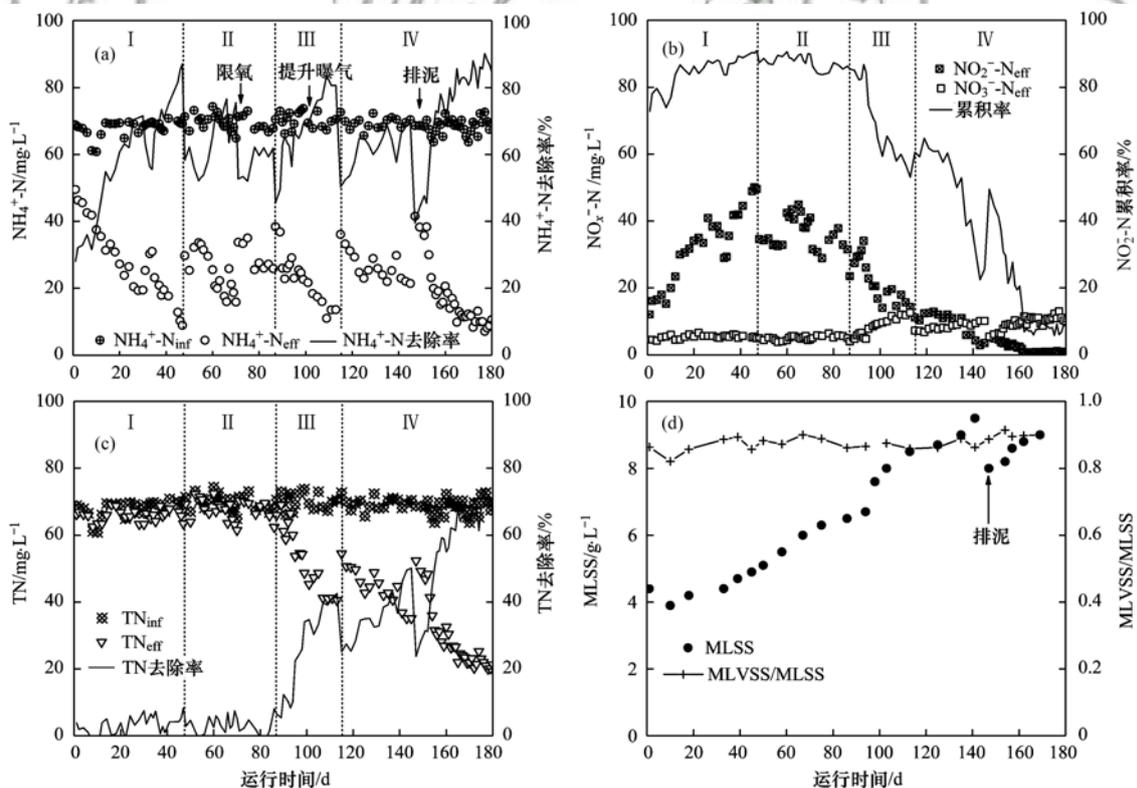


图2 运行期间反应器脱氮性能和污泥浓度的变化

Fig. 2 Variation of the removal of nitrogen compounds, MLSS, and MLVSS/MLSS in the reactor throughout the operation period

## 2.2 功能菌活性分析

功能微生物的活性是反应器调控的重要参数,

通过批次实验, 测定不同阶段污泥的  $q(\text{NH}_4^+$ -N)、 $q(\text{NO}_2^-$ -N)、 $q(\text{NO}_3^-$ -N) 和  $q(\text{TN})$ , 揭示各功能菌的

活性变化情况. 如图 3 所示, 在第 I、II 阶段, 以富集培养 AOB 为目的. 随着负荷的提升,  $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $q(\text{NO}_2^--\text{N})$  呈上升趋势, 在第 I 阶段分别由  $0.19 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  和  $0.14 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  上升到  $0.28 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  和  $0.27 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ , 这意味着颗粒污泥中 AOB 活性逐步提升, 并有亚硝酸盐积累. 反应器于 95 d 启动成功后, 由于负荷提升和排泥, 微生物活性得到提升, 会促使  $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $q(\text{TN})$  上升, 最终  $q(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $q(\text{TN})$  分别达到  $0.44 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  和  $0.24 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ . Winkler 等<sup>[30]</sup> 在环境温度下运行部分亚硝化/厌氧氨氧化反应器,  $q(\text{TN})$  仅为  $0.16 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ , 与之相比, 本研究较高的总氮去除负荷可归因于颗粒污泥富集较高的功能微生物浓度和良好空间传质有利于提高微生物活性.  $q(\text{TN})$  逐渐上升,  $q(\text{NO}_2^--\text{N})$  与之呈现负相关, 这主要是氨氮氧化生成的  $\text{NO}_2^--\text{N}$  不再积累, 而是用作厌氧氨氧化的基质被消耗.

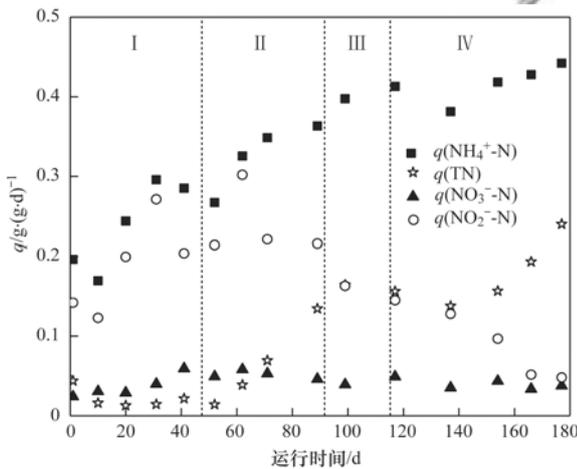


图 3 反应器运行过程中不同氮素比降解/比累积速率随运行时间的变化过程

Fig. 3 Variation in the specific nitrogen removal/accumulation rates with running time during the operation

对于传统的活性污泥法, HRT 太短, 容易导致污泥流失. 但本研究采用的颗粒污泥具有良好的沉降性能和微生物截留能力, 在较低的 HRT 下形成特定水力条件, 有利于增加颗粒污泥的密实度和功能微生物的层状分布, 因此, 本研究针对进水基质浓度较低情况, 采用较短的 HRT 可实现较高的氮去除负荷.

对于自养颗粒污泥, AOB 与 AMX 菌之间的动态平衡是实现稳定脱氮的关键, 主要是两类微生物数量和活性共同作用的结果, 控制体系中 DO 浓度<sup>[11]</sup>, 保持一定浓度的剩余氨氮<sup>[31, 32]</sup> 是常用的措施. 限制 DO, 使 AOB 产生  $\text{NO}_2^--\text{N}$  的速率不高于 AMX 消耗的速率, 防止体系中  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累; 或者通

过剩余氨氮, 维持 AOB 的好氧活性, 快速消耗 DO, 防止氧气向颗粒污泥内部渗透. 本研究启动期, 主要是以亚硝化性能提升为主, 目的是富集 AOB, 抑制 NOB. 在运行第 I 阶段末期及第 II 阶段初期, 由于 DO 升高, NOB 活性被激发,  $q(\text{NO}_3^--\text{N})$  值出现升高趋势. 调控曝气量, 降低 DO 浓度在  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右后, NOB 性能逐渐得到抑制,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  积累率逐渐上升,  $q(\text{NO}_3^--\text{N})$  值下降.

$\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{TN}$  值是衡量自养脱氮性能的一个重要指标, 理论值为  $0.127$ <sup>[33]</sup>. 本研究第 1~94 d 处于启动阶段, 不做  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$  分析. 从第 95 d 起,  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{TN}$  的比值呈下降趋势, 后期基本稳定在  $0.23$  (如图 4), 高于理论值, 表明系统中 NOB 尚有一定活性. Miao 等<sup>[34]</sup> 采用单级 PN/A 反应器控制温度 ( $32 \pm 1$ )  $^\circ\text{C}$  处理低浓度废水 ( $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 探究产生硝酸盐积累后脱氮性能的恢复, 研究表明 NOB 活性得到有效抑制时,  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{TN}$  的比值约为  $0.3$ , 偏离理论值, 分析原因主要在于反应器主体中剩余氨氮浓度过低 (运行大部分时间段低于  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). 在单级自养脱氮系统中, NOB 的抑制机制主要归因于氧气竞争和亚硝酸盐竞争两种情况. 本实验过程中, 严格匹配 DO, 并保持出水氨氮浓度在  $10 \sim 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 有足够的剩余氨氮使 AOB 消耗氧气, 有效抑制 NOB, 也可防止 NOB 和 AMX 竞争亚硝酸盐基质. 温度会影响微生物的最大比生长速率, 进而影响  $\text{O}_2$  渗透至颗粒内部的深度. 认为本研究  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{TN}$  值偏高与反应体系温度也有重要关系. 本研究中最大比氨氮降解速率为  $0.44 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ , 低于 Xu 等<sup>[35]</sup> 在 ( $30 \pm 1$ )  $^\circ\text{C}$ 、DO 为  $1.0 \sim 1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的环境下, 氨氮比降解速率达  $0.79 \text{ g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$  的报道. 本反应体系在室温 [ $(23 \pm 2)^\circ\text{C}$ ] 下运行, AOB 活性下降, 被 AOB 消耗的  $\text{O}_2$  量减少, 导致更多的  $\text{O}_2$  渗透至颗粒内层, 势必影响 NOB 的抑制和 AMX 的活性. 反之, 较高的温度条件, AOB 活性高, 且易在颗粒

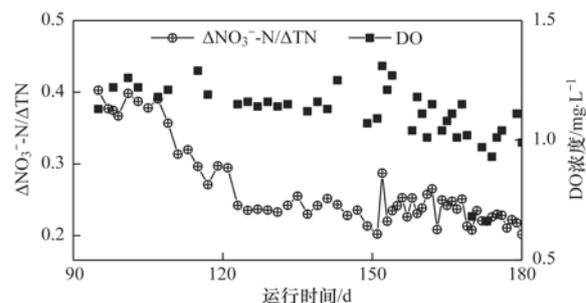


图 4 反应器运行过程中  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{TN}$  值和 DO 的变化

Fig. 4 Changes in the value of  $\Delta\text{NO}_3^--\text{N}/\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$  and DO during the operation

外层形成较厚的 AOB 生物膜, 快速消耗 DO, 使得自养脱氮  $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N}/\Delta\text{TN}$  比值接近理论值. Qian 等<sup>[17]</sup>采用 CSTR 控制温度在  $(28 \pm 1)^\circ\text{C}$  启动高性能单级自养脱氮反应器, 该比值可稳定在  $0.10 \pm 0.01$ ; 曹丽娟等<sup>[36]</sup>使用 SBR 分别建立主流和侧流单级 PN/A 反应器, 保证反应器处于恒温条件(主流反应器为  $25^\circ\text{C}$ , 侧流反应器为  $30^\circ\text{C}$ ), 通过定期交换 2 个反应器中部分污泥混合液达到侧流富集/主流强化的效果, 主流反应器 NOB 得到抑制时, 该比值基本稳定在 0.2 左右.

第 III 和 IV 阶段的 PN/A 启动和强化期,  $q(\text{NO}_3^- \text{-N})$  稳定, 在  $0.038 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$  左右略有波动, 表明反应器中 NOB 活性得到有效抑制. 此外, 有研究已经证明了污泥颗粒的大小对于微生物种群之间的竞争有影响, NOB 倾向于生长在小颗粒或悬浮污泥中<sup>[37]</sup>. 本研究采取短 HRT 导致水力负荷加大, 有助于控制絮体泥龄, 增加 NOB 淘洗速率, 使 AOB 和 AMX 成为反应器中的优势菌种.

### 2.3 颗粒污泥形态变化

接种颗粒污泥初期为棕黄色, 运行至第 II 阶段逐渐过渡为棕褐色, 在第 III 阶段后期呈现棕红色(如图 5), 意味着颗粒污泥中细胞色素的增加和 AMX 菌活性的恢复提升. 启动初期, 污泥微生物不

适应室温低基质环境变化, 部分大颗粒污泥解体, 产生絮体. 通过不断缩短 HRT 以提高 ALR, 致使大量絮体及小粒径的污泥随出水排出, 污泥平均粒径逐渐增大, 第 160 d 平均粒径达 1.30 mm(见图 6), 在整个运行过程中, 粒径在 1.25 ~ 1.6 mm 的颗粒比重一直占据主体地位. 颗粒的致密度和表面光滑度都得到了改善, 颗粒表面的絮状物消失, 出现了较为光滑、清晰的轮廓, 结构紧密. 颗粒污泥性能成熟, SVI 值逐渐下降, 最终稳定在  $30 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$  左右, 说明自养脱氮颗粒污泥具有较高的生物量且沉降性良好.

扫描电镜图片显示(见图 7), 颗粒污泥整体结构密实, 颗粒表面呈多孔结构, 颗粒中的微生物以球菌为主, 并有少量的杆菌及短杆菌. 污水处理中 AOB 菌主要为亚硝化球菌属和亚硝化单胞菌属, 其形态分别为球状和短杆状, AMX 菌形态为球形和椭圆形<sup>[38]</sup>, 从微生物形态上与扫描电镜相吻合. 在单级自养脱氮工艺颗粒污泥中, AOB 多在颗粒污泥表面, 而 AMX 则分布在颗粒污泥的内部<sup>[11]</sup>. 因此, 扫描电镜显示的颗粒污泥表面的部分球菌可能为亚硝化球菌属, 部分短杆菌可能为亚硝化单胞菌属. 具体的微生物种类和群落结构特征在后续研究中采用分子生物技术进行分析.

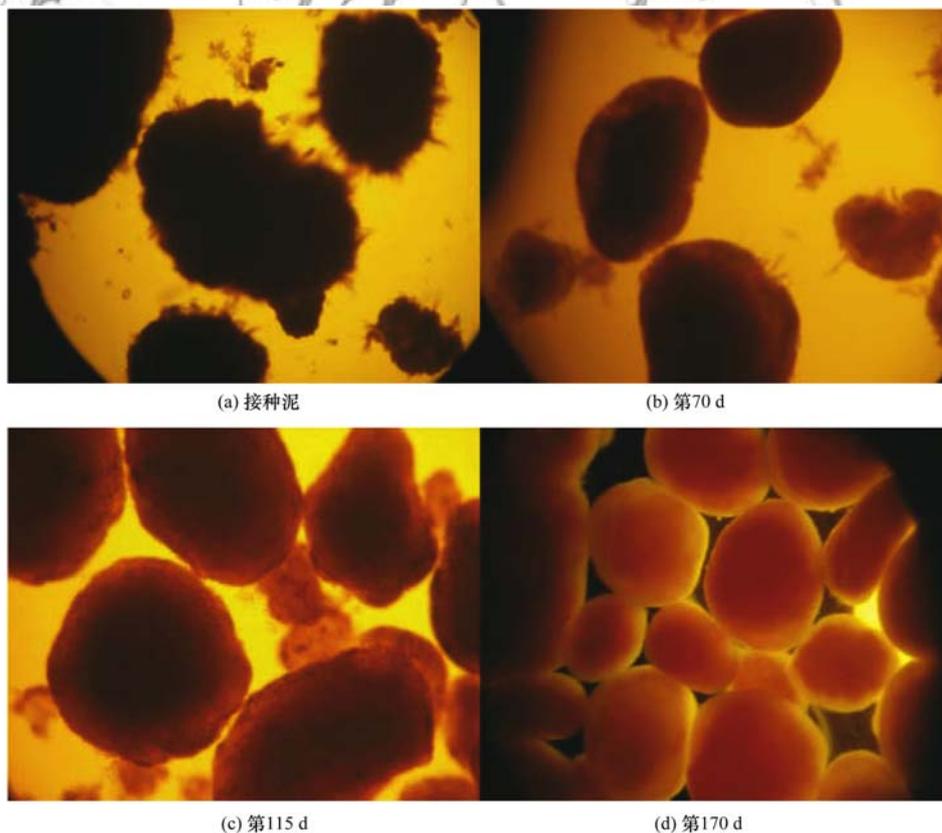


图 5 运行不同阶段污泥形态(显微镜图像)

Fig. 5 Variation of sludge morphology at different stages

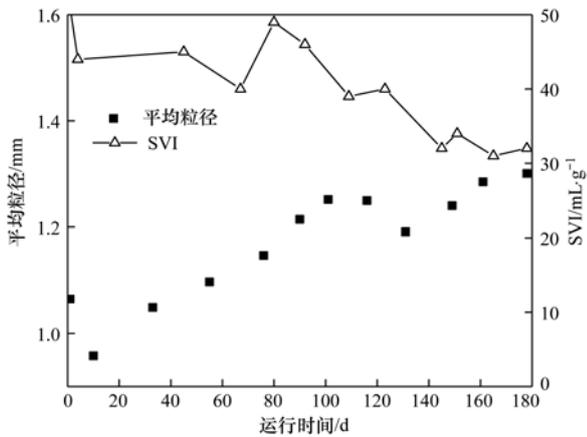


图 6 反应器内的颗粒平均粒径及 SVI 变化

Fig. 6 Changes in the average particle size and SVI of sludge during the start-up period

## 2.4 颗粒污泥 EPS 变化

微生物在生长过程中会分泌称作胞外聚合物 (EPS) 的黏性物质, 其主要成分包括多糖类 (PS)、蛋白质类 (PN)、腐殖酸类、DNA 类等<sup>[39]</sup>, 其中以多糖类和蛋白质类占较大比重. EPS 在改变污泥表面理化性质、促进细胞相互聚集生长、维持颗粒外部结构等方面起着重要的作用<sup>[18]</sup>.

本研究在不同运行时期对颗粒污泥中的 EPS 进行了提取分析 (如图 8). 结果表明, 初期 (1 ~ 47 d), 此时微生物处于适应期, 产生的 EPS 量缓慢增长, EPS (以 MLVSS 计, 下同) 总量由  $63.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  升至  $68.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ . 此后, 微生物适应环境大量繁殖, 系统发生短程硝化后逐步实现厌氧氨氧化反应, 基质降解速率不断升高, EPS 总量显著增加,

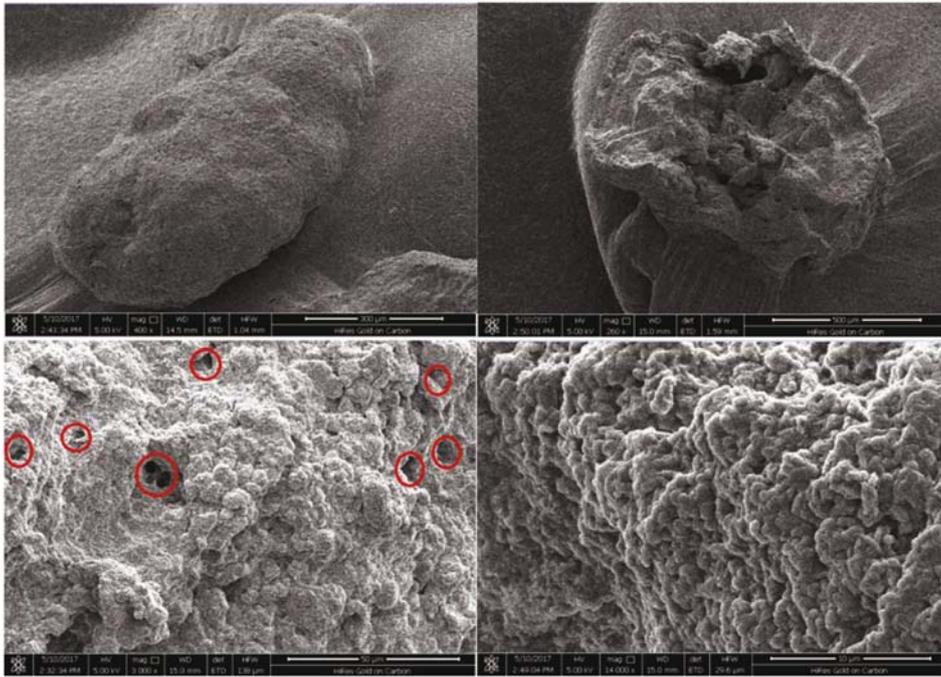


图 7 第 170 d 颗粒污泥 SEM 图片

Fig. 7 SEM images of a sludge granule on the 170th day

最终上升到  $174.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ , 且 PN 的增长量更为显著, 从  $29.53 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  提高到  $142.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ , 而多糖类物质则呈现小幅度升高态势, 基本维持在  $33 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ . Chen 等<sup>[40]</sup>的研究发现, EPS 的组成和分布会影响污泥的生物活性. 根据水质氮素变化及批次活性, 注意到 EPS 值变化与脱氮性能、功能菌活性变化呈现正相关性, 本研究结果也证实这一现象. 运行过程中条件的改变会引起系统中菌群产生应激反应, 影响功能菌的代谢活性, 因而产生较高的 EPS 含量, EPS 含量的分泌有助于微生物维持颗粒污泥的稳定性, 进而影响出水水质, 因此它们之间的变化是密切相关的.

污泥的 PN/PS 值对污泥的表面电荷疏水性及

维持微生物群落结构的完整性有直接影响<sup>[41]</sup>, 该比值增加, 导致污泥表面 Gibbs 能下降, 而使疏水性升高, 增加了污泥间的亲和力, 有助于形成紧密稳定的结构<sup>[42]</sup>. 本研究结果发现, PN/PS 值从初始阶段的 0.87 升高到 4.40, 最终成熟的自养脱氮颗粒污泥 EPS 主要组分是 PN, 占 81.48%, 颗粒表面轮廓光滑清晰且结构紧密 (见图 6 和图 7). 文献 [42, 43] 认为在污泥颗粒化过程中 PS 的含量增加较小或基本不变, PN 会改变污泥表面的亲疏水性及表面电荷, 且含量增加有利于好氧颗粒污泥的形成与维持. 作为主要的 EPS 组分, PN 在慢速生长型细菌的聚集起着关键作用, 这不仅意味着细胞密度的增加, 还有功能微生物之间的作用通过加强

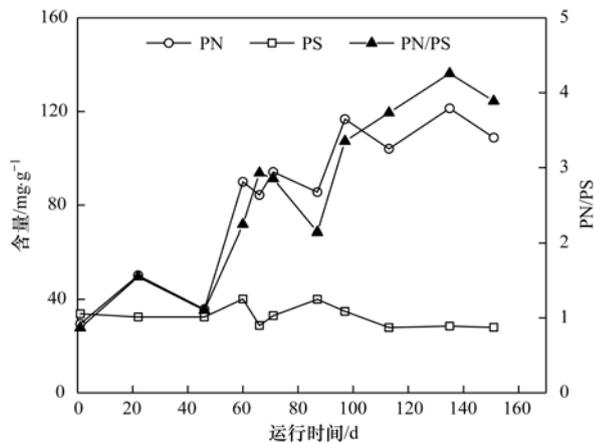


图8 胞外聚合物组分含量随运行时间的变化过程

Fig. 8 Variation in the "extracellular polymeric substances content" throughout the operation period

信号交流合作来强化污泥的新陈代谢活动<sup>[44, 45]</sup>.

### 3 结论

(1) 以实验室久置的 PN/A 颗粒污泥为接种泥, 研究低氨氮进水 ( $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 下单级部分亚硝化-厌氧氨氧化室温 ( $(23 \pm 2) ^\circ\text{C}$ ) 启动效能. pH 维持在  $7.7 \sim 8.0$  条件下, 通过逐级缩短 HRT ( $1.1 \text{ h} \rightarrow 0.5 \text{ h}$ ), 提高进水氨氮负荷 [ $1.53 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1} \rightarrow 3.36 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ ], 经过 95 d, 启动单级自养脱氮反应器,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和 TN 去除率达到 85% 和 69%, TN 去除负荷达  $2.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ .

(2) 根据不同阶段污泥性能, 调控 DO 严格匹配氮负荷提升, 有效抑制 NOB 活性, 促进 AOB 和 AMX 间良好协同, 室温条件下  $q(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  和  $q(\text{TN})$  分别达到  $0.44 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$  和  $0.24 \text{ g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ ,  $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N} / \Delta\text{TN}$  的比值基本稳定在 0.23.

(3) 颗粒污泥轮廓光滑清晰, 结构致密, 微生物以球菌为主, 并有少量的杆菌及短杆菌, 颗粒粒径自适应后随负荷提升逐渐增大, 平均为  $1.30 \text{ mm}$ , 沉降性能良好, SVI 稳定在  $30 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ . EPS 总量由  $63.3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  上升到  $174.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ , PN/PS 值从初始阶段的 0.87 升高到 4.40.

#### 参考文献:

[1] 李冬, 苏庆岭, 梁瑜海, 等. CANON 颗粒污泥高效脱氮及处理生活污水实验研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2015, 47(8): 79-86.  
Li D, Su Q L, Liang Y H, et al. Efficient nitrogen removal from domestic wastewater by CANON granular sludge[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2015, 47(8): 79-86.

[2] Sliemers A O, Derwort N, Gomez J L C, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2475-2482.

[3] Strous M, Van Gerven E, Zheng P, et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium

oxidation (Anammox) process in different reactor configurations [J]. Water Research, 1997, 31(8): 1955-1962.

[4] Van Der Star W R, 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.

[5] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 135-142.

[6] Shalini S S, Joseph K. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process [J]. Waste Management, 2012, 32(12): 2385-2400.

[7] Oshiki M, Satoh H, Okabe S. Ecology and physiology of anaerobic ammonium oxidizing bacteria [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(9): 2784-2796.

[8] Dosta J, Fernández I, Vázquez-Padín J R, et al. Short- and long-term effects of temperature on the anammox process [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1-3): 688-693.

[9] 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.

[10] 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.

[11] Vázquez-Padín J, Mosquera-Corral A, Campos J L, et al. Microbial community distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor [J]. Water Research, 2010, 44(15): 4359-4370.

[12] 顾书军, 方芳, 李凯, 等. 低浓度氨氮废水单级自养脱氮 EGSB 反应器的快速启动 [J]. 环境科学, 2016, 37(8): 3120-3127.  
Gu S J, Fang F, Li K, et al. Rapid start-up of one-stage autotrophic nitrogen removal process in EGSB reactor for wastewater with low concentration of ammonia [J]. Environmental Science, 2016, 37(8): 3120-3127.

[13] Sliemers A O, Third K A, Abma W, et al. CANON and anammox in a gas-lift reactor [J]. FEMS Microbiology Letters, 2010, 218(2): 339-344.

[14] Van Der Star W R, Miclea A I, Van Dongen U G J M, et al. The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2010, 101(2): 286-294.

[15] 刘小鹏, 钱飞跃, 王建芳, 等. nZVI 对亚硝化颗粒污泥性能的冲击性影响研究 [J]. 环境科学学报, 2016, 36(5): 1622-1629.  
Liu X P, Qian F Y, Wang J F, et al. The effect of nanoscale zero-valent iron on the performance of nitrosation granular sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(5): 1622-1629.

[16] 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.

[17] Qian F Y, Wang J F, Shen Y L, et al. Achieving high performance completely autotrophic nitrogen removal in a continuous granular sludge reactor [J]. Biochemical Engineering Journal, 2017, 118: 97-104.

[18] Liang Z W, Li W H, Yang S Y, et al. Extraction and structural characteristics of extracellular polymeric substances (EPS), pellets in autotrophic nitrifying biofilm and activated sludge [J]. Chemosphere, 2010, 81(5): 626-632.

- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 王书永, 钱飞跃, 王建芳, 等. 有机物对亚硝化颗粒污泥中功能菌活性的影响[J]. *环境科学*, 2017, **38**(1): 269-275.  
Wang S Y, Qian F Y, Wang J F, *et al.* Impact of biodegradable organic matter on the functional microbe activities in partial nitrification granules [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(1): 269-275.
- [22] 张肖静, 李冬, 梁瑜海, 等. 氨氮浓度对 CANON 工艺性能及微生物特性的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(7): 1715-1721.  
Zhang X J, Li D, Liang Y H, *et al.* Effect of ammonia concentration on the performance and microbial characteristics of CANON process [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(7): 1715-1721.
- [23] Liu T, Li D, Zeng H P, *et al.* Biodiversity and quantification of functional bacteria in completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite (CANON) process [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **118**: 399-406.
- [24] Pellicer-Nücher C, Sun S P, Lackner S, *et al.* Sequential aeration of membrane-aerated biofilm reactors for high-rate autotrophic nitrogen removal: experimental demonstration [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(19): 7628-7634.
- [25] Reino C, Van Loosdrecht M C M, Carrera J, *et al.* Effect of temperature on N<sub>2</sub>O emissions from a highly enriched nitrifying granular sludge performing partial nitrification of a low-strength wastewater [J]. *Chemosphere*, 2017, **185**: 336-343.
- [26] 曹建平, 杜兵, 刘寅, 等. 原生颗粒污泥单级自养脱氮工艺处理污泥压滤液的研究 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(10): 2988-2994.  
Cao J P, Bing D U, Liu Y, *et al.* Single-stage autotrophic nitrogen removal reactor with self-generated granular sludge for treating sludge dewatering effluent [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(10): 2988-2994.
- [27] Zhang X J, Li D, Liang Y H, *et al.* Autotrophic nitrogen removal from domestic sewage in MBR-CANON system and the biodiversity of functional microbes [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **150**: 113-120.
- [28] Vázquez-Padín J R, Pozo M J, Jarpa M, *et al.* Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **166**(1): 336-341.
- [29] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 对连续流 CANON 反应器运行性能的影响 [J]. *北京工业大学学报*, 2011, **37**(7): 1038-1044.  
Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Effect of ammonium and nitrite on performance of continuous CANON reactor [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2011, **37**(7): 1038-1044.
- [30] Winkler M K H, Kleerebezem R, Kuenen J G, *et al.* Segregation of biomass in cyclic anaerobic/aerobic granular sludge allows the enrichment of anaerobic ammonium oxidizing bacteria at low temperatures [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(17): 7330-7337.
- [31] Reino C, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, *et al.* Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 C [J]. *Water Research*, 2016, **101**: 147-156.
- [32] Poot V, Hoekstra M, Geleijnse M A A, *et al.* Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge [J]. *Water Research*, 2016, **106**: 518-530.
- [33] 付昆明, 张杰, 曹相生, 等. CANON 反应器运行稳定性及温度冲击的影响 [J]. *环境科学*, 2012, **33**(10): 3507-3512.  
Fu K M, Zhang J, Cao X S, *et al.* Performance stability of CANON reactor and temperature impact [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(10): 3507-3512.
- [34] Miao Y Y, Zhang L, Yang Y D, *et al.* Start-up of single-stage partial nitrification-anammox process treating low-strength swage and its restoration from nitrate accumulation [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **218**: 771-779.
- [35] Xu Z Y, Zeng G M, Yang Z H, *et al.* Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(1): 79-86.
- [36] 曹丽娟, 陈杰, 姜广萌, 等. 基于侧流富集/主流强化的 CANON 工艺处理常温低氨氮废水的稳态控制 [J]. *化工学报*, 2017, **68**(12): 4723-4730.  
Cao L J, Chen J, Jiang G M, *et al.* Controlling strategy for a CANON system treating wastewater with low ammonium concentration at room temperature via a bio-augmentation batch enhance method [J]. *CIESC Journal*, 2017, **68**(12): 4723-4730.
- [37] Zheng P, Lin F M, Hu B L, *et al.* Performance of anammox granular sludge bed reactor started up with nitrifying granular sludge [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, **16**(2): 339-342.
- [38] Sliemers A O, Haaijer S, Schmid M, *et al.* Nitrification and anammox with urea as the energy source [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2004, **27**(3): 271-278.
- [39] Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al.* Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2008, **26**(5): 411-423.
- [40] Chen Y, Li C, Guo J S, *et al.* Extraction and characterization of extracellular polymeric substances in biofilm and sludge via completely autotrophic nitrogen removal over nitrite system [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2013, **169**(2): 526-538.
- [41] 闫立龙, 刘玉, 任源. 胞外聚合物对好氧颗粒污泥影响的研究进展 [J]. *化工进展*, 2013, **32**(11): 2744-2748, 2756.  
Yan L L, Liu Y, Ren Y. A review on the effects of extracellular polymeric substance to aerobic granular sludge [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2013, **32**(11): 2744-2748, 3756.
- [42] Meswain 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.
- [43] Zhu L, Lv M L, Dai X, *et al.* Role and significance of extracellular polymeric substances on the property of aerobic granule [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **107**: 46-54.
- [44] Wan J F, Mozo I, Filali A, *et al.* Evolution of bioaggregate strength during aerobic granular sludge formation [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2011, **58-59**: 69-78.
- [45] 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.

## CONTENTS

Contribution Assessment of Meteorology Conditions and Emission Change for Air Quality Improvement in Beijing During 2014-2017	YIN Xiao-mei, LI Zi-ming, XIONG Ya-jun, <i>et al.</i>	(1011)
Using Multiple Linear Regression Method to Evaluate the Impact of Meteorological Conditions and Control Measures on Air Quality in Beijing During APEC 2014	LI Ying-ruo, WANG Jun-xia, HAN Ting-ling, <i>et al.</i>	(1024)
Source Apportionment of PM <sub>2.5</sub> in Suburban Area of Beijing-Tianjin-Hebei Region in Autumn and Winter	WANG Tong, HUA Yang, XU Qing-cheng, <i>et al.</i>	(1035)
Fine Particulate Matter Source Profile of Typical Industries in Sichuan Province	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, XIONG Wen-peng, <i>et al.</i>	(1043)
Source Apportionment and Pollution Characteristics of PM <sub>2.5</sub> During the Two Heavy Pollution Episodes in the Winter of 2016 in a Typical Logistics City	ZHAO Xue-yan, YANG Wen, WANG Jing, <i>et al.</i>	(1052)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of PM <sub>2.5</sub> in Heating and Non-heating Periods in Shenyang	ZHANG Xian, TIAN Sha-sha, LIU Ying-ying, <i>et al.</i>	(1062)
Interannual Variation of Metal Elements and Water-Soluble Ions in PM <sub>2.5</sub> During Wintertime in Xinxiang and Their Source Apportionment	YAN Guang-xuan, LEI Hao-jie, ZHANG Jing-wen, <i>et al.</i>	(1071)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of Ambient PM <sub>2.5</sub> During Four Seasons in Yantai City	LIU Tong, WANG Xiao-jun, CHEN Qian, <i>et al.</i>	(1082)
Day-night Characteristics of Humic-like Substances in PM <sub>2.5</sub> During Winter in Changzhou	GU Yuan, LI Qing, HUANG Wen-qian, <i>et al.</i>	(1091)
Pollution Characteristics and Occupational Exposure Risk of Heavy Metals in Indoor and Outdoor Ambient Particles at a Scaled Electronic Waste Dismantling Plant, Northwest China	CAO Hong-mei, ZHAO Liu-yuan, MU Xi, <i>et al.</i>	(1101)
Analysis of a Pollution Process in the Beijing-Tianjin-Hebei Region Based on Satellite and Surface Observations	QIU Yun, LI Ling-jun, JIANG Lei, <i>et al.</i>	(1111)
Spatial-temporal Variation of Ozone Concentration and Its Driving Factors in China	HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, CAO Jun-ji, <i>et al.</i>	(1120)
Ozone Spatial-temporal Distribution and Trend over China Since 2013: Insight from Satellite and Surface Observation	ZHANG Qian-qian, ZHANG Xing-ying	(1132)
Characteristics of Ozone Pollution Distribution and Source Apportionment in Zhoushan	WANG Qiao-li, DONG Min-li, LI Su-jing, <i>et al.</i>	(1143)
Establishment of VOCs Emissions Factor and Emissions Inventory from Using of Architectural Coatings in China	GAO Mei-ping, SHAO Xia, NIE Lei, <i>et al.</i>	(1152)
Heterogeneous Oxidation of Secondary Organic Tracers of Isoprene and Toluene by Ozone	HUANG Ya-juan, CAO Gang, ZHU Rong-shu, <i>et al.</i>	(1163)
Inventory and Spatiotemporal Distribution of Ammonia Emission from Agriculture and Animal Husbandry in Lanzhou City	LI Shi-xue, GUO Wen-kai, HE Xin, <i>et al.</i>	(1172)
Analysis of Stable Hydrogen and Oxygen Isotope Characteristics and Vapor Sources of Event-based Precipitation in Chengdu	HU Yue, LIU Guo-dong, MENG Yu-chuan, <i>et al.</i>	(1179)
Diffusive CO <sub>2</sub> Flux Across the Water-air Interface of Reclaimed Shrimp Ponds in the Minjiang River Estuary Based on the TBL Model	ZHANG Yi-fei, YANG Ping, ZHAO Guang-hui, <i>et al.</i>	(1188)
Distribution and Seasonal Variations of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in the Bohai Sea and the North Yellow Sea	LIU Zhao-bing, LIANG Wen-jian, QIN Li-ping, <i>et al.</i>	(1198)
Sources, Characteristics and Transformation Dynamics of Fluorescent Dissolved Organic Matter in the Silin Reservoir	LAO Xin-yu, YUAN Jie, LIU Yu, <i>et al.</i>	(1209)
Microplastic Pollution of the Beaches in Xiamen Bay, China	LIU Qi-ming, LIANG Hai-tao, XI Gui-li, <i>et al.</i>	(1217)
Biogeochemical Characteristics in Shengli Site of Lijiang River Under the High Resolution Monitoring	WANG Qi-gang, XIAO Qiong, ZHAO Hai-juan, <i>et al.</i>	(1222)
Hydrochemical Characteristics and Possible Controls of Groundwater in the Xialatuo Basin Section of the Xianshui River	HE Jin, ZHANG You-kuan, ZHAO Yu-qing, <i>et al.</i>	(1236)
Pollution Characteristics of OPEs in the Surface Water and Sediment of the Jinjiang River in Chengdu City	WU Di, YIN Hong-ling, LI Shi-ping, <i>et al.</i>	(1245)
Community Structure and Predictive Functional Analysis of Surface Water Bacterioplankton in the Danjiangkou Reservoir	ZHANG Fei, TIAN Wei, SUN Feng, <i>et al.</i>	(1252)
Influence of Cyanobacterial Blooms on Denitrification Rate in Shallow Lake Taihu, China	LIU Zhi-ying, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i>	(1261)
Assessment of Ecosystem Health of an Urban River Based on the Microbe Index of Biotic Integrity (M-IBI)	SU Yao, XU Yu-xin, AN Wen-hao, <i>et al.</i>	(1270)
Influences of Biochar Application on Root Aerenchyma and Radial Oxygen Loss of <i>Acorus calamus</i> in Relation to Subsurface Flow in a Constructed Wetland	HUANG Lei, LIANG Yin-kun, LIANG Yan, <i>et al.</i>	(1280)
Pollution Load Characteristics of Runoff from Urban Roofs of Different Materials	HE Hu-bin, CHEN Cheng, LIN Yu-qing, <i>et al.</i>	(1287)
Preparation of BiOCl-(NH <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> PW <sub>12</sub> O <sub>40</sub> Photocatalyst and a Mechanism for Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants	ZHANG Wen-hai, JI Qing-hua, LAN Hua-chun, <i>et al.</i>	(1295)
High Efficiency Removal of 1,2-Dichloroethane from Groundwater by Microscale Zero-valent Iron Combined with Biological Carbon Source	WU Nai-jin, SONG Yun, WEI Wen-xia, <i>et al.</i>	(1302)
Removal of Lead Ions from Water by Struvite Natural Zeolite Composite	DEND Man-jun, WANG Xue-jiang, CHENG Xue-jun, <i>et al.</i>	(1310)
Characteristics of Phosphorus Adsorption in Aqueous Solution By Ca/Mg-Loaded Biogas Residue Biochar	YI Man, LI Ting-ting, LI Hai-hong, <i>et al.</i>	(1318)
Preparation of Two Kinds of Biochar and the Factors Influencing Tetracycline Removal from Aqueous Solution	CHENG Yang, SHEN Qi-bin, LIU Zi-dan, <i>et al.</i>	(1328)
Effect of Zirconium-Modified Zeolite Addition on Migration and Transformation of Phosphorus in River Sediments Under Static and Hydrodynamic Disturbance Conditions	YU Yang, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(1337)
Removal Efficiencies and Mechanism Research on Four Sulfonamides and Their Acetyl Metabolites in a Wastewater Treatment Plant	WANG Da-peng, ZHANG Xian, YAN Chang-zhou	(1347)
Assessing Performance of Pollutant Removal from Municipal Wastewater by Physical and Chemical Methods Based on Membranes	XU Ting, LI Yong, ZHU Yi-jia, <i>et al.</i>	(1353)
Effect of Influent Ammonia Concentration on a Biological Phosphorus Removal Granules System	LI Dong, CAO Mei-zhong, GUO Yue-zhou, <i>et al.</i>	(1360)
Start-up and Performance Recovery of Granular Sludge for Phosphorus Removal and Nitrification	LI Hai-ling, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i>	(1367)
Realization of Short-cut Nitrification in a CAST Process at High Temperature and Its Phosphorus Removal Performance	MA Juan, YANG Rui-chun, YU Xiao-jun, <i>et al.</i>	(1375)
Nitrogen and Phosphorus Removal from Low C/N Municipal Wastewater Treated by a SPNDR System with Different Aeration and Aerobic Times	YUAN Meng-fei, YU De-shuang, GONG Xiu-zhen, <i>et al.</i>	(1382)
ABR Decarbonization-Nitrosation Coupled with ANAMMOX to Treat Municipal Wastewater	LI Tian, CAO Jia-wei, XIE Feng-lian, <i>et al.</i>	(1390)
Start-up Performance and Sludge Characteristics of Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal System with Granular Sludge at Low Ammonia Nitrogen Concentration at Room Temperature	XIE Lu-lin, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i>	(1396)
ANAMMOX Reactor with Two Kinds of Inoculated Sludge: Start-up and Kinetics Characteristics	REN Jun-yi, CHEN Lin-yi, LI Hui-chun, <i>et al.</i>	(1405)
Operation Characteristics of the Biofilm CANON Reactor During the Temperature Reduction Process	FU Kun-ming, LIAO Min-hui, ZHOU Hou-tian, <i>et al.</i>	(1412)
Nitrogen Removal Characteristics and Analysis of Microbial Community Structure in an IEM-UF Simultaneous Separation and Denitrification System	LIU Zi-qi, ZHANG Yan, MA Xiang-shan, <i>et al.</i>	(1419)
Effect of Temperature on the Activity Kinetics of <i>Nitrobacter</i>	YU Xue, SUN Hong-wei, LI Wei-wei, <i>et al.</i>	(1426)
Enhancement for Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge Based on Microwave Pretreatment Combined with Zero Valent Iron	NIU Yu-tong, LIU Ji-bao, MA Shuang, <i>et al.</i>	(1431)
Effects of Environmental Factors on Tetracyclines and Macrolides Resistance Genes in Cattle Manure Composting Systems	PENG Jing, WANG Ke, GU Yue, <i>et al.</i>	(1439)
Effect of Environmental Factors on Variation Characteristics of Soil Microbial Respiration and Its Temperature Sensitivity	ZHANG Yan-jun, GUO Sheng-li	(1446)
Response of Soil Respiration and Its Components to Simulated Acid Rain in a Typical Forest Stand in the Three Gorges Reservoir Area	LI Yi-fan, WANG Yu-jie, WANG Bin, <i>et al.</i>	(1457)
Effects of Fertilization on the Nitrogen Residual Amounts and Leaching from Citrus Orchard Soil in the Three Gorges Reservoir Area	WANG Tian, HUANG Zhi-lin, ZENG Li-xiong, <i>et al.</i>	(1468)
Microbial Carbon Source Metabolic Profile in Rice Rhizosphere and Non-rhizosphere Soils with Different Long-term Fertilization Management	NING Zhao, CHENG Ai-wu, TANG Hai-ming, <i>et al.</i>	(1475)
Characterization of Soil Organic Carbon Mineralization Under Different Gradient Carbon Loading in Paddy Soil	TONG Yao-yao, WANG Ji-fei, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i>	(1483)
Soil Organic Carbon Distribution and Components in Different Plant Communities Along a Water Table Gradient in the Huixian Karst Wetland in Guilin	XU Guang-ping, LI Yan-qiong, SHEN Yu-yi, <i>et al.</i>	(1491)
Distribution of Organic Carbon in Soil Aggregates from Four Kinds of Forest Vegetation on Jinyun Mountain	WANG Fu-hua, LÜ Sheng, HUANG Rong, <i>et al.</i>	(1504)
Review of Research on the Impacts of Atmospheric Pollution on the Health of Residents	QIN Yao-chen, XIE Zhi-xiang, LI Yang	(1512)