

百方知库  
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.12  
第40卷 第12期

目次(卷终)

研究报告

京津冀秋冬季 PM<sub>2.5</sub> 污染概况和预报结果评估 ..... 朱媛媛, 高愈霄, 刘冰, 王晓彦, 朱莉莉, 许荣, 汪巍, 丁俊男, 李健军, 段小丽 (5191)

2016 ~ 2017 年采暖期华北平原东部 PM<sub>2.5</sub> 组分特征及来源解析 ..... 张逸琴, 王杰, 高健, 徐仲均, 车飞, 马彤, 杨艳, 刘素, 闫璐璐 (5202)

霾不同发展阶段下污染气体和水溶性离子变化特征分析 ..... 王振彬, 刘安康, 卢文, 杨晓旻, 王红磊, 陈魁, 夏丽 (5213)

上海郊区家庭妇女 PM<sub>2.5</sub> 重金属组分暴露水平、来源与健康风险 ..... 罗燃燃, 戴海夏, 张蕴晖, 乔利平, 马英歌, 周敏, 夏斌, 朱清扬, 赵迎亚, 黄成 (5224)

固定污染源可凝结颗粒物测量方法 ..... 蒋靖坤, 邓建国, 王刚, 张莹, 李妍菁, 段雷, 郝吉明 (5234)

家具企业挥发性有机物排放特征及其环境影响 ..... 张嘉妮, 曾春玲, 刘锐源, 姚懿娟, 柯云婷, 范丽雅, 叶代启 (5240)

抗生素企业 VOCs 排放清单及影响范围模拟 ..... 竹涛, 吕怡蓉, 边文璟, 牛文凤, 袁前程, 段二红, 于洋, 林军 (5250)

新乡市机动车排放对道路灰尘中重金属与多环芳烃污染的影响 ..... 李琦路, 吴锦涛, 张颖, 孙玉静, 乔泓钦, 张子伟, 裴梦园, 张孟琼, 任明浩 (5258)

成都市道路积尘中全氟化合物的污染特征及暴露风险评估 ..... 方淑红, 朱和祥, 叶芝祥, 印红玲, 孙静 (5265)

祁连山北坡中段降水稳定同位素特征及水汽来源分析 ..... 张百娟, 李宗省, 王昱, 李永格, 吕越敏, 袁瑞丰, 桂娟 (5272)

长江南京段水源水中抗生素的赋存特征与风险评估 ..... 封梦娟, 张芹, 宋宁慧, 卜元卿, 杨正标, 刘艳华, 郭瑞昕, 陈建秋, 张圣虎 (5286)

夏秋季混凝剂对复合锰氧化膜去除地表水中氨氮和锰的影响 ..... 程丽杰, 黄廷林, 程亚, 张莎莎, 阮昭意, 卢磊 (5294)

浙江省 H 市供水系统消毒副产物及其健康风险评价 ..... 刘俊萍, 于建全, 李青松, 马晓雁, 杨玉龙, 贾佳 (5302)

三峡库区城镇化背景下河流 DOM 的吸收及荧光光谱特征 ..... 陈昭宇, 李思悦 (5309)

川西高原河流水体 CDOM 的光化学降解特性 ..... 刘堰杨, 孙辉, 刘琛, 王小沁 (5318)

三峡库区典型紫色土小流域径流及氮磷流失特征 ..... 曹瑞霞, 刘京, 邓开开, 先宇, 王伟, 方芳, 欧阳文娟, 郭劲松 (5330)

九龙江流域河流磷输出对土地利用模式及水文状况的响应 ..... 黄亚玲, 唐莉, 黄金良, 肖才荣 (5340)

不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响 ..... 方娜, 刘玲玲, 游清徽, 田娜, 吴燕平, 阳文静 (5348)

太湖草藻型湖区磷赋存特征及其环境意义 ..... 耿雪, 文帅龙, 孙培荣, 徐楚天, 李大鹏, 黄勇 (5358)

太湖竺山湾沉积物碳氮磷分布特征与污染评价 ..... 方家琪, 祁闯, 张新厚, 韩睿明, 黄和笑, 王卓森, 王国祥 (5367)

降雨强度对洱海流域凤羽河氮磷排放的影响 ..... 李晓虹, 雷秋良, 周脚根, 张亦涛, 李影, 胡万里, 武淑霞, 翟丽梅, 王洪媛, 刘宏斌 (5375)

外源 Ca<sup>2+</sup> 和 K<sup>+</sup> 作用下河口区碱蓬水质净化效果和耐盐碱提高机制 ..... 吴丹, 孙萍, 陈广琳, 陈友媛, 彭昌盛 (5384)

泽泻 (*Alisma orientale*) 对全氟化合物的吸收和传输特征-浓度的影响 ..... 王团团, 李贝贝, 王赛, 华佩, 陈军, 应光国 (5394)

复合人工湿地中反硝化除磷作用的发生及其稳定性 ..... 刘冰, 郑煜铭, 李清飞, 赵承美, 魏巍, 张凯 (5401)

锆、镧和镧锆改性沸石添加控制底泥磷释放的对比 ..... 刘婷, 赵钰颖, 林建伟, 詹艳慧, 秦琴 (5411)

生物炭结构性质对氨氮的吸附特性影响 ..... 陈梅, 王芳, 张德俐, 易维明 (5421)

溶解氧对悬浮与附着生长系统短程硝化反应的影响机制 ..... 王嗣禹, 刘灵婕, 王芬, 季民 (5430)

间歇恒定/梯度曝气对 SNAD 工艺启动的影响 ..... 李冬, 刘志成, 徐贵达, 李帅, 张杰 (5438)

共基质模式下铁盐脱氮反应器的运行性能及微生物学特征 ..... 王茹, 刘梦瑜, 刘冰茵, 赵治国, 袁林江 (5446)

阶梯曝气对城市污水好氧颗粒污泥系统的影响 ..... 李冬, 魏子清, 劳会妹, 李帅, 张杰 (5456)

酵母菌降解胞外聚合物提升剩余活性污泥的脱水性能 ..... 俞心怡, 向金豪, 刘英, 龚天翼, 张彬辉, 吕文洲 (5465)

基于 GEE 的 1998 ~ 2018 年京津冀土地利用变化对生态系统服务价值的影响 ..... 娄佩卿, 付波霖, 林星辰, 闭璐, 马瑞雪, 唐廷元 (5473)

基于 MDS 与 TOPSIS 模型的滨海滩涂围垦区土壤质量评价 ..... 解雪峰, 濮励杰, 朱明, 吴涛, 许艳 (5484)

淹水增加对闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水地球化学特征及 CO<sub>2</sub> 和 CH<sub>4</sub> 排放通量的影响 ..... 李敬, 黄佳芳, 罗敏, 刘育秀, 谭季, 朱爱菊, 王声钰, 仝川 (5493)

养殖塘 CH<sub>4</sub> 排放特征及其影响因素 ..... 王娇, 肖薇, 张秀芳, 张弥, 张文庆, 刘强, 陈争, 董保华, 李旭辉 (5503)

施肥对高粱地土壤呼吸及其温度敏感性的影响 ..... 严俊霞, 张媛, 焦晓燕 (5515)

高硒高镉区土地安全区划方法 ..... 王锐, 侯宛苓, 李雨潼, 余涛, 陈娟 (5524)

不同配比复合材料对农田镉污染土壤的修复效果 ..... 陈树兰, 许晨阳, 耿增超, 王强, 祝乐, 龚园, 拓卫卫 (5531)

水铝钙石对不同镉污染农田重金属的钝化效果及机制 ..... 吴秋梅, 刘刚, 王慧峰, 胡文友, 黄标 (5540)

狮子山矿区不同土地利用类型对土壤微生物群落多样性的影响 ..... 黄健, 朱旭炎, 陆金, 孙雨, 赵兴青 (5550)

林地转型耕地对东北丘陵区白浆土 *cbbL* 细菌群落丰度和结构的影响 ..... 王蕊, 吴宪, 李刚, 修伟明, 王丽丽, 张贵龙 (5561)

**粤港澳大湾区场地污染特征、治理修复与环境管理研究专辑**

粤港澳大湾区污染场地土壤风险管控制度体系建设与思考 ..... 常春英, 董敏刚, 邓一荣, 肖荣波, 刘丽丽 (5570)

粤港澳大湾区土壤污染问题计量及可视化分析 ..... 张宁, 张盛, 杨海超, 张建通 (5581)

城市生活垃圾填埋场的物质存量特征及其环境影响:以粤港澳大湾区为例 ..... 马仕君, 周传斌, 杨光, 赵志岚, 刘懿颀 (5593)

粤港澳大湾区丘陵区带某电镀场地重金属污染特征与迁移规律分析 ..... 侯文隽, 龚星, 詹泽波, 刘锋, 黄子航, 杨立宏, 林晓琛 (5604)

粤港澳大湾区典型化工场地苯系物污染特征及迁移规律 ..... 邓一荣, 陆海建, 董敏刚, 程洲, 庄长伟, 肖荣波, 钟音, 彭平安 (5615)

针铁矿-富里酸复合材料对铅镉污染土壤的钝化修复性能 ..... 刘千钧, 李想, 周阳媚, 唐杰鹏, 林亲铁, 姚琨 (5623)

广东大宝山矿区土壤植物体系重金属迁移过程及风险评价 ..... 陈洁宜, 刘广波, 崔金立, 肖唐付 (5629)

Hydrus-1D 模型在推导基于保护地下水的土壤风险控制值中的应用 ..... 林挺, 罗飞, 朱艳, 杨坤, 郝秀平 (5640)

《环境科学》第 40 卷(2019 年) 总目录 ..... (5649)

《环境科学》征订启事(5233) 《环境科学》征稿简则(5285) 信息(5357, 5420, 5429)

## 阶梯曝气对城市污水好氧颗粒污泥系统的影响

李冬<sup>1</sup>, 魏子清<sup>1</sup>, 劳会妹<sup>1</sup>, 李帅<sup>2</sup>, 张杰<sup>1,2</sup>

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

**摘要:** 为实现低 C/N 城市污水的同步脱氮除磷, 采用 SBR 反应器以厌氧/好氧 (A/O) 为运行方式, 在保持总曝气量 900 L 不变的条件下调整曝气策略 [将均匀曝气  $2.81 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  改为先高强度  $4.22 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  后低强度  $1.88 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  的“高/低曝气”和先低强度  $1.88 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  后高强度  $4.22 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  的“低/高曝气”]. 试验考察了不同曝气策略下系统的脱氮除磷性能及污泥特性. 结果表明, 高/低曝气下系统的脱氮除磷效果最佳, 出水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  和 TP 浓度分别为 0、0.15、8.12 和  $0.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 总氮 (TN) 和总磷 (TP) 去除率分别为 78.33% 和 99.19%, 同步硝化内源反硝化 (SNED) 作用明显, SNED 率为 77.08%. 且相比于均匀曝气, 系统硝化速率及反硝化速率均增加, 反硝化速率 (以 N/VSS 计) 达到整个运行过程中的最大值, 为  $14.33 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ , 同时颗粒污泥密实度、沉降性能及稳定性提高, 污泥容积指数 (SVI) 为  $23.49 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ . 调整曝气策略为低/高曝气后, 系统脱氮除磷性能变差, TN 和 TP 去除率均降至最低, 分别为 51.26% 和 58.32%, 但此时系统硝化性能最佳, 氨氧化速率和硝酸盐生成速率均达到整个运行过程中的最大值, 分别为  $14.92 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$  和  $7.50 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ , 同时颗粒污泥中丝状菌大量繁殖、结构松散、沉降性及稳定性均变差, SVI 升至  $40.76 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ . 故采取高/低阶梯曝气策略有利于 AGS 系统高效脱氮除磷及提高稳定性.

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 城市污水; 阶梯曝气; 同步硝化内源反硝化 (SNED); 除磷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)12-5456-09 DOI: 10.13227/j.hjck.201907106

## Effect of Step Aeration on a Municipal Sewage Aerobic Granular Sludge System

LI Dong<sup>1</sup>, WEI Zi-qing<sup>1</sup>, LAO Hui-mei<sup>1</sup>, LI Shuai<sup>2</sup>, ZHANG Jie<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

**Abstract:** In order to achieve simultaneous nitrogen and phosphorus removal in low-C/N urban sewage, a sequencing batch reactor (SBR) was operated in anaerobic/aerobic (A/O) mode. Keeping the total aeration volume at 900 L, the aeration strategy was adjusted. The uniform aeration of  $2.81 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  was changed to “high/low aeration” with high strength  $4.22 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  before low strength  $1.88 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$ , and “low/high aeration” with low strength  $1.88 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$  before high strength  $4.22 \text{ L} \cdot (\text{h} \cdot \text{L})^{-1}$ . The experiment investigated the nitrogen and phosphorus removal performance and sludge characteristics of the system under different aeration strategies. The results showed that the nitrogen and phosphorus removal performances of the system under high/low aeration were the best. The effluent concentrations of  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^- \text{-N}$ , and TP were 0, 0.15, 8.12, and  $0.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively. The removal rates of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were as high as 78.33% and 99.19%, respectively. Simultaneous nitrification endogenous denitrification (SNED) was clear, with the SNED ratio at 77.08%. Compared with uniform aeration, the system nitrification rate and denitrification rate increased, and the denitrification rate reached  $14.33 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ , which was the maximum value during the whole operation; the solidity, sedimentation performance, and stability of granular sludge were improved, and the sludge volume index (SVI) was  $23.49 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ . After adjusting the aeration strategy to low/high aeration, the nitrogen and phosphorus removal performance of the system deteriorated, and the removal rates of TN and TP were reduced to 51.26% and 58.32%, respectively. However, the system had the best nitrification performance with ammonia oxidation rate and nitrate production rate at  $14.92 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$  and  $7.50 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ , respectively, which were their maximum values during the whole operation. Simultaneously, the filamentous bacteria in the granular sludge multiplied, the granular structure became loose, the sedimentation and stability all worsened, and the SVI rose to  $40.76 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ .

**Key words:** aerobic granular sludge; urban sewage; step aeration; simultaneous nitrification endogenous denitrification (SNED); phosphorus removal

近年来,氮磷的大量排放使水体富营养化进程加快,而目前多数污水处理厂对氮、磷的去除率较低<sup>[1]</sup>,实现高效脱氮除磷逐渐成为研究的热点.但传统氮磷同步去除工艺往往存在碳源利用率低、脱氮除磷分开而增大占地面积、易污泥膨胀等问题<sup>[2,3]</sup>,好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)

脱氮除磷技术因生物量大、沉降性能好、可实现同步硝化内源反硝化(simultaneous nitrification

收稿日期: 2019-07-12; 修订日期: 2019-07-22

基金项目: 北京高校卓越青年科学家计划项目(BJJWZYJH01201910005019)

作者简介: 李冬(1976~),女,博士,教授,博士生导师,主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

endogenous denitrification, SNED) 等优点<sup>[4~6]</sup> 而备受关注. AGS 同步脱氮除磷往往又因释磷过程、反硝化过程、异养菌同化作用争夺碳源<sup>[7]</sup> 以及颗粒中溶解氧(DO)分区被破坏<sup>[8]</sup> 而使氮磷去除率降低. 故采取合适的运行策略实现高效的脱氮除磷势在必行.

对于脱氮过程, AGS 中的高-低 DO 环境是形成 SND 功能的重点<sup>[9, 10]</sup>. Yuan 等<sup>[11]</sup> 发现 DO 从  $4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, AGS 系统的硝化速率从  $0.0595 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$  下降到  $0.0251 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$ . Beun 等<sup>[12]</sup> 发现相比溶解氧饱和度为 100% 条件下培养的颗粒污泥, 溶解氧饱和度为 40% 条件可以使颗粒内部发生稳定的反硝化作用. 而降低曝气强度使 AGS 中丝状菌成为优势菌种、颗粒结构松散<sup>[13, 14]</sup>, 且氧传质阻力减弱<sup>[15]</sup>, 同样破坏颗粒内部的缺氧反硝化环境. 对于除磷过程, 低 DO 水平会使聚磷菌吸磷不充分, 高 DO 水平会使聚磷菌(PAOs)体内聚  $\beta$  羟基丁酸(PHB)不足而聚磷活性降低<sup>[16, 17]</sup> 并出现“自溶”现象<sup>[18]</sup>. 另外, 运行周期初始曝气会使大量 COD 被异养微生物消耗, 造成大量碳源和溶解氧浪费.

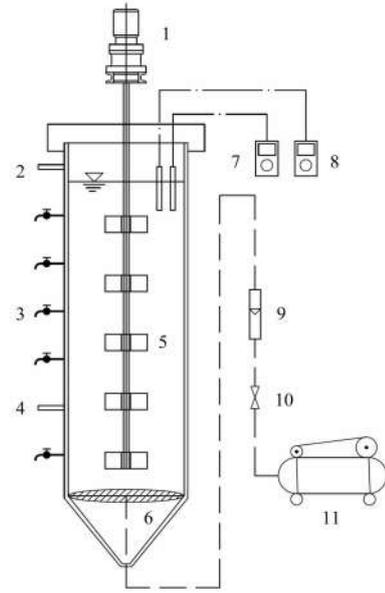
综合以上问题结合城市污水低 C/N 比的特点, 本研究在厌氧/好氧(anaerobic/oxic, A/O)运行模式下分别以减少好氧初期碳源浪费和防止好氧末期好氧颗粒内反硝化条件受破坏为目的采取低/高和高/低阶梯曝气策略, 在优化 AGS 内部好氧-缺氧空间分布的同时增加污水碳源利用率. 目前类似阶梯曝气的报道<sup>[19]</sup> 主要是对全程好氧系统脱氮性能的研究, 不同阶梯曝气策略对 A/O 同步脱氮除磷系统的影响对比及影响机理的探究尚未见报道. 本试验通过综合评估和分析不同曝气策略下系统的氮磷去除性能、污泥沉降性及稳定性, 以期为好氧颗粒在处理生活污水的应用中提供技术支撑和理论依据.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置与运行方式

本试验采用由有机玻璃制成的中试规模 SBR 反应器, 有效高度  $h = 90 \text{ cm}$ , 内径  $D = 29 \text{ cm}$ , 有效容积  $V = 64 \text{ L}$ . 反应器壁取样口纵向排列, 间隔为  $15 \text{ cm}$ , 取样、排泥均在第 3 个取样口. 反应器内底部设有微孔曝气盘, 由空压机供气并通过气体流量计控制曝气量, 在好氧阶段为反应器提供足够的水力剪切力和溶解氧, 试验装置如图 1 所示.

反应器运行通过时间控制器控制, 每天运行 3 个周期, 一个周期 8 h, 分别为: 30 min 进水、120 min 厌氧、180 min 好氧、3 min 沉淀、剩余时间闲置. 整



1. 搅拌器; 2. 进水口; 3. 取样口和排泥口; 4. 出水口;  
5. 搅拌桨; 6. 微孔曝气盘; 7. pH 计; 8. DO 测定仪;  
9. 气体流量计; 10. 电磁阀; 11. 空压机

图 1 好氧颗粒污泥 SBR 反应器装置示意

Fig. 1 Aerobic granular sludge SBR reactor device

个试验过程温度和 pH 均不作控制, 水温  $20 \sim 25^\circ\text{C}$ , pH 为  $7.0 \sim 8.0$ , 换水比为 67%, 污泥浓度控制在  $3000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右.

### 1.2 接种污泥特性与试验用水水质

本试验用水取自某大学家属区化粪池, 接种污泥为用实际生活污水培养的成熟好氧颗粒污泥, 具体水质参数和污泥特性指标见表 1 和表 2.

表 1 试验进水水质/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

水质指标	数值
COD	267.9 ~ 325.1
氨氮	28.14 ~ 40.45
亚硝酸盐氮	0 ~ 1.16
硝酸盐氮	0 ~ 4.77
总氮	34.35 ~ 49.33
磷酸盐(以 P 计)	4.74 ~ 5.49

表 2 接种污泥指标

污泥指标	单位	数值
MLSS	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2520
沉降速度	$\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$	2.71
SVI	$\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$	40.56
MLVSS/MLSS	%	73
粒径	$\mu\text{m}$	850

### 1.3 试验方案

#### 1.3.1 反应器运行参数

反应器运行采用厌氧/好氧(A/O)模式, 控制单个周期内总曝气量恒定, 改变均匀曝气为阶梯曝

气(将好氧段分为两段,先高强度曝气后低强度曝气,“高/低曝气”;先低强度曝气后高强度曝气,

“低/高曝气”)。本试验分为4个阶段,其中阶段Ⅲ为恢复阶段,具体运行参数见表3。

表3 试验主要运行参数

Table 3 Primary operational parameter of the experiment

项目	阶段 I (1~10 d)	阶段 II (11~30 d)	阶段 III (31~40 d)	阶段 IV (41~60 d)
曝气策略	均匀曝气	高/低曝气	均匀曝气	低/高曝气
厌氧时间/min	120	120	120	120
好氧时间/min	300	120/180	300	180/120
曝气量/L·(h·L) <sup>-1</sup>	2.81	4.22/1.88	2.81	1.88/4.22
DO/mg·L <sup>-1</sup>	2.5~5.0	3.5~4.5/1.0~2.0	2.5~5.0	1.0~2.0/4.0~8.0

### 1.3.2 烧杯试验

比氮利用速率(AUR):将用清水淘洗后的 AGS 置于氮源、碱度和溶解氧充足的混合液(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N初始浓度为 60 mg·L<sup>-1</sup>,曝气量为 4 L·min<sup>-1</sup>)中反应 2h,根据不同时刻 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度值,拟合 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度随反应时间的变化曲线,利用变化曲线斜率 *r*、污泥浓度 MLVSS 以及公式  $AUR = r/MLVSS$  算得系统的比氮利用速率。其中混合液的氮源和碱度分别由硫酸铵和碳酸氢钠提供<sup>[20]</sup>。测定比硝酸盐生成速率(NPR)的混合液以亚硝酸钠为底物(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N初始浓度为 50 mg·L<sup>-1</sup>,曝气量为 4 L·min<sup>-1</sup>),NPR 的测定和计算方法与 AUR 类似<sup>[21]</sup>。为减小误差,各进行 3 组平行试验。

比反硝化速率(DNR):将配置好的泥水混合液倒入 500 mL 血清瓶中,利用曝气针连续曝气 10 min 以赶出混合液中的溶解氧,随后迅速取出针头并用橡胶塞封住瓶口,将血清瓶放置在摇床上进行振荡使泥水充分混合,整个反应持续 3h。其中混合液以醋酸钠和硝酸钾为主要成分,并加入适量硝化抑制剂(丙烯基硫脲,ATU)<sup>[22]</sup>。利用 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度变化曲线斜率 *r*、污泥浓度 MLVSS 以及公式  $DNR = r/MLVSS$  算得系统的反硝化速率。

### 1.4 分析方法

水样中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度利用纳氏试剂分光光度法测定,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度采用紫外分光光度法测定,TN 浓度采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,COD 和 TP 采用快速测定仪,pH 及 DO 采用 WTW (pH/Oxi 340i)便携式多参数测定仪测定。AGS 粒径采用马尔文激光粒度仪测定,MLSS、MLVSS、SVI 等参数采用国际规定的标准方法。氨氧化率和同步硝化内源反硝化率(SNED)分别按照式(1)和式(2)计算:

$$\text{氨氧化率} = \frac{\Delta(\text{NH}_4^+-\text{N})}{\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})_{\text{in}}} \quad (1)$$

$$\text{SNED} = 1 - \frac{\Delta(\text{NO}_2^--\text{N}) + \Delta(\text{NO}_3^--\text{N})}{\Delta(\text{NH}_4^+-\text{N})} \quad (2)$$

式中,Δ(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)为进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度差,mg·L<sup>-1</sup>; ρ(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)<sub>in</sub> 为进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度,mg·L<sup>-1</sup>; Δ(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、Δ(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)和 Δ(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)为好氧段 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度差,mg·L<sup>-1</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 阶梯曝气下 AGS 系统的有机物去除性能

如图 2 所示为整个运行过程中 AGS 系统进出水 COD 浓度、厌氧末 COD 浓度、ΔCOD<sub>厌氧</sub>/ΔTCOD 以及 COD 去除率的变化情况,反应器进水 COD 在 270~320 mg·L<sup>-1</sup> 之间波动。阶段 I (均匀曝气阶段)系统厌氧末和出水 COD 平均浓度分别为 80.55 mg·L<sup>-1</sup> 和 44.96 mg·L<sup>-1</sup>,COD 去除率和 ΔCOD<sub>厌氧</sub>/ΔTCOD 分别为 84.71% 和 85.70%。将曝气策略改为高/低曝气后,系统出水 COD 浓度从第 30 d 的 44.87 mg·L<sup>-1</sup> 降至第 60 d 的 33.95 mg·L<sup>-1</sup>,此时 COD 去除率逐渐升至 88.30%,同时系统在厌氧段对有机物的摄取量增加,厌氧末 COD 浓度从第 30 d 的 82.70 mg·L<sup>-1</sup> 降至第 60 d 的 71.62 mg·L<sup>-1</sup>,结果表明,相比于均匀曝气,高/低阶梯曝气不仅可以提高系统的有机物去除性能,而且可以增加异养菌在厌氧段对外碳源的摄取量。但厌氧段的 COD 去除量在总 COD 去除量中的比例 ΔCOD<sub>厌氧</sub>/ΔTCOD 无明显变化趋势,表明系统有机物去除量增加由异养菌的厌氧摄取和好氧利用两部分增加所致。厌氧段有机物摄取量的增加可能由于先高强度曝气后低强度曝气的策略使好氧段后期颗粒污泥内部的 DO 水平降低,有效减缓了颗粒污泥内部异养菌的内源呼吸作用。好氧段有机物利用量增加与好氧段初期系统中的相对较高的 DO 水平有关,底物充足条件下的高 DO 水平可大大增强好氧异养菌的同化作用,从而增加好氧段的有机物去除量。故将均匀曝气改为高/低阶梯曝气可同时增加厌氧段和好氧段的有机物去除量。

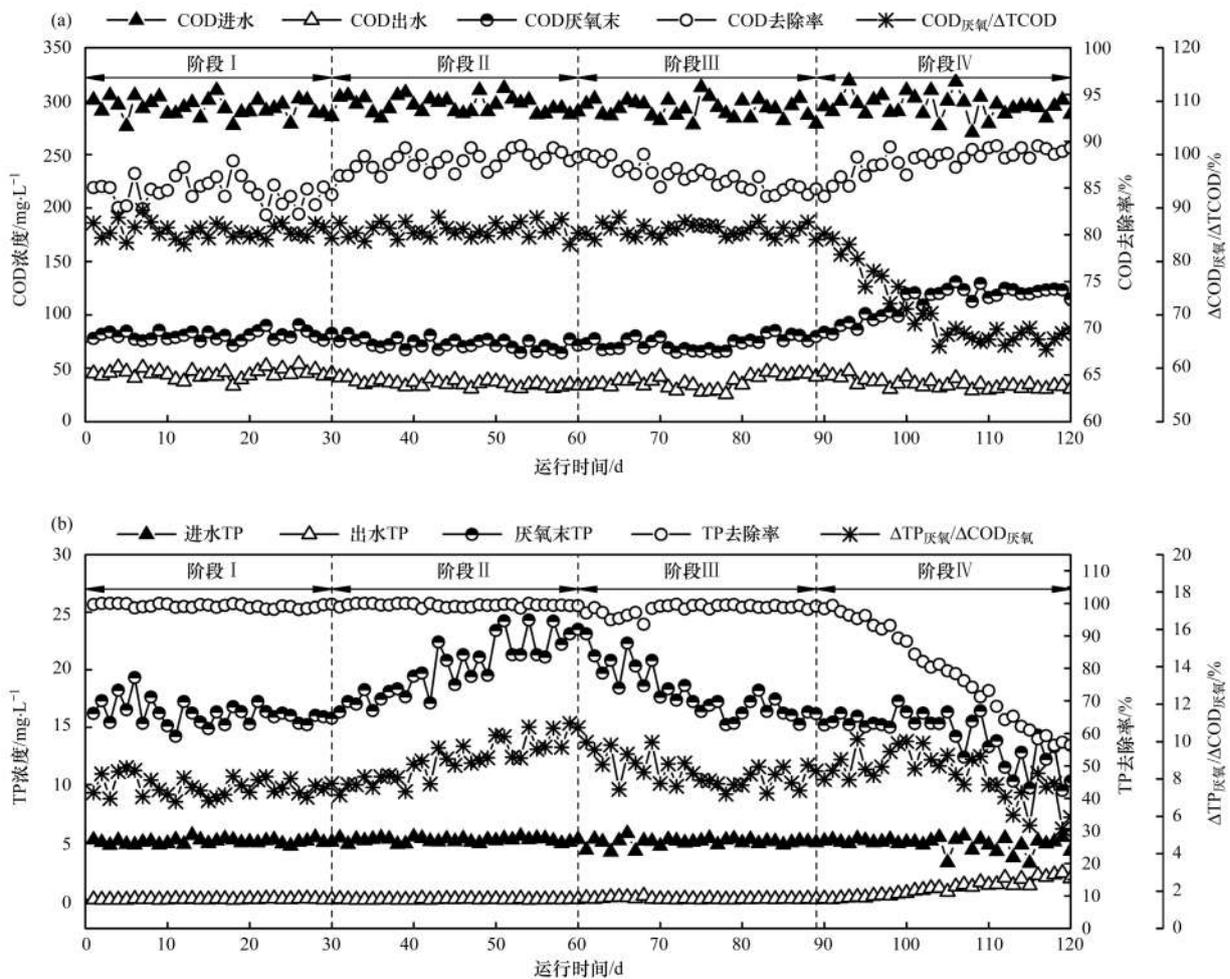


图2 运行过程中 COD 及 TP 的变化

Fig. 2 Variation of COD and TP concentration during the process of operation

阶段Ⅲ为恢复阶段,运行条件与阶段Ⅰ相同,出水及厌氧末 COD 浓度值分别为  $45.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $80.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , COD 去除率和  $\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{TCOD}$  比值分别为 84.11% 和 85.26%。系统的有机物去除性能已恢复至均匀曝气阶段水平。阶段Ⅳ改均匀曝气为低/高曝气,第 120 d 系统出水 COD 浓度降至  $30.79 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , COD 去除率为 89.30%,与阶段Ⅱ无明显差异。说明相比于均匀曝气,低/高曝气同样可以提高系统的有机物去除性能。厌氧末 COD 浓度从第 90 d 的  $83.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升至第 120 d 的  $114.84 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{TCOD}$  比值到第 120 d 降至 67.30%,表明低/高曝气会导致系统在厌氧段(A段)对外碳源的摄取量大大降低,直到进入好氧段仍然有大量碳源未被利用。这些碳源在好氧段被异养菌同化利用,造成大量碳源“浪费”,可间接反映出此时系统的脱氮除磷性能下降。

## 2.2 阶梯曝气下 AGS 系统的除磷性能

运行过程中,AGS 系统进出水、厌氧末总磷浓度、 $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  以及总磷去除率的变化情况如图 3 所示。整个运行过程中反应器进水 TP 浓度

保持在  $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右,阶段Ⅰ(均匀曝气阶段)系统出水、厌氧末 TP 浓度分别为  $0.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $16.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , TP 去除率高达 99.19%,  $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  比值为 7.58%。阶段Ⅱ(高/低曝气阶段)系统出水 TP 浓度及 TP 去除率无明显变化,但厌氧末 TP 浓度升至  $23.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,表明高/低曝气不会影响系统的 TP 去除效果,但会使系统中聚磷菌的活性增加,与好氧段前期提高曝气量有关,提高曝气量可以增加聚磷菌的吸磷量和吸磷速率<sup>[23]</sup>。其中  $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  可以反映系统中 PAOs 和聚糖菌(GAOs)对碳源的竞争情况,  $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  越高表示 PAOs 相对数量越多、对有机物的利用率越高。 $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  值升高说明高/低曝气下系统中聚磷菌的相对数量增加。

在阶段Ⅲ(均匀曝气阶段末)系统恢复至阶段Ⅰ的水平。阶段Ⅳ(低/高曝气阶段)出水 TP 浓度从阶段Ⅲ的  $0.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升至  $2.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , TP 去除率从阶段Ⅲ的 99.08% 降至 58.32%,说明低/高曝气使系统的除磷性能下降。厌氧末 TP 浓度及  $\Delta\text{TP}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}$  降低表明系统中聚磷菌的活性降低,分析原

因,由于好氧段初期低 DO 环境使处于颗粒污泥内部的聚磷菌处于 DO 的竞争劣势地位,并且有研究表明,聚磷菌在吸磷速率及吸磷量减少的同时会出现自溶、裂解等现象<sup>[18]</sup>,导致聚磷菌在异养菌中的相对数量减少,故整个系统的聚磷活性降低.

### 2.3 阶梯曝气下 AGS 系统的脱氮性能

#### 2.3.1 系统中各阶段氮素变化情况

运行过程中系统的氮素变化情况如图 3 所示,进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度维持在  $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右,阶段 I ~ IV 氨氧化率始终高于 94% 且无明显变化趋势,说明阶段 II 和阶段 IV 的阶梯曝气策略不会影响系统的氨氧化性能,氨氧化菌(AOB)的活性在低曝气条件下受到抑制后会在高曝气条件下得以迅速恢复,加之氨氧化菌具有低 DO 条件下氧亲和力强的特性,使其受阶梯曝气策略的影响不大,故整个运行过程中氨氧化率始终高于 94%. 阶段 I (均匀曝气) 出水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度接近于零,出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为  $18.33$

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,系统处于全程硝化状态. 进入阶段 II (高/低曝气),好氧段后期的低曝气强度使亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>2</sub>)活性相对于 AOB 下降较大<sup>[24]</sup>,使得由 AOB 氧化生成的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  不能被及时氧化,故出水产生轻微  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  积累,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度从第 20 d 的  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  上升至第 60 d 的  $0.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 此时出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度呈明显降低的趋势,从第 30 d 的  $18.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降到了第 60 d 的  $6.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 经分析,出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度的降低原因为: ①好氧段后期的低 DO ( $< 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 环境会使 NOB 活性显著受到抑制<sup>[25]</sup>,单位时间  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的生成量减少; ②好氧段后期的低曝气强度可以减小 DO 在 AGS 内部的渗透深度<sup>[26]</sup>,为反硝化作用的发生提供了条件. 故高/低曝气策略可以在抑制系统全程硝化能力的同时增强其反硝化性能. 阶段 III 系统又恢复至阶段 I 的水平,出水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度从第 60 d 的  $0.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  降至

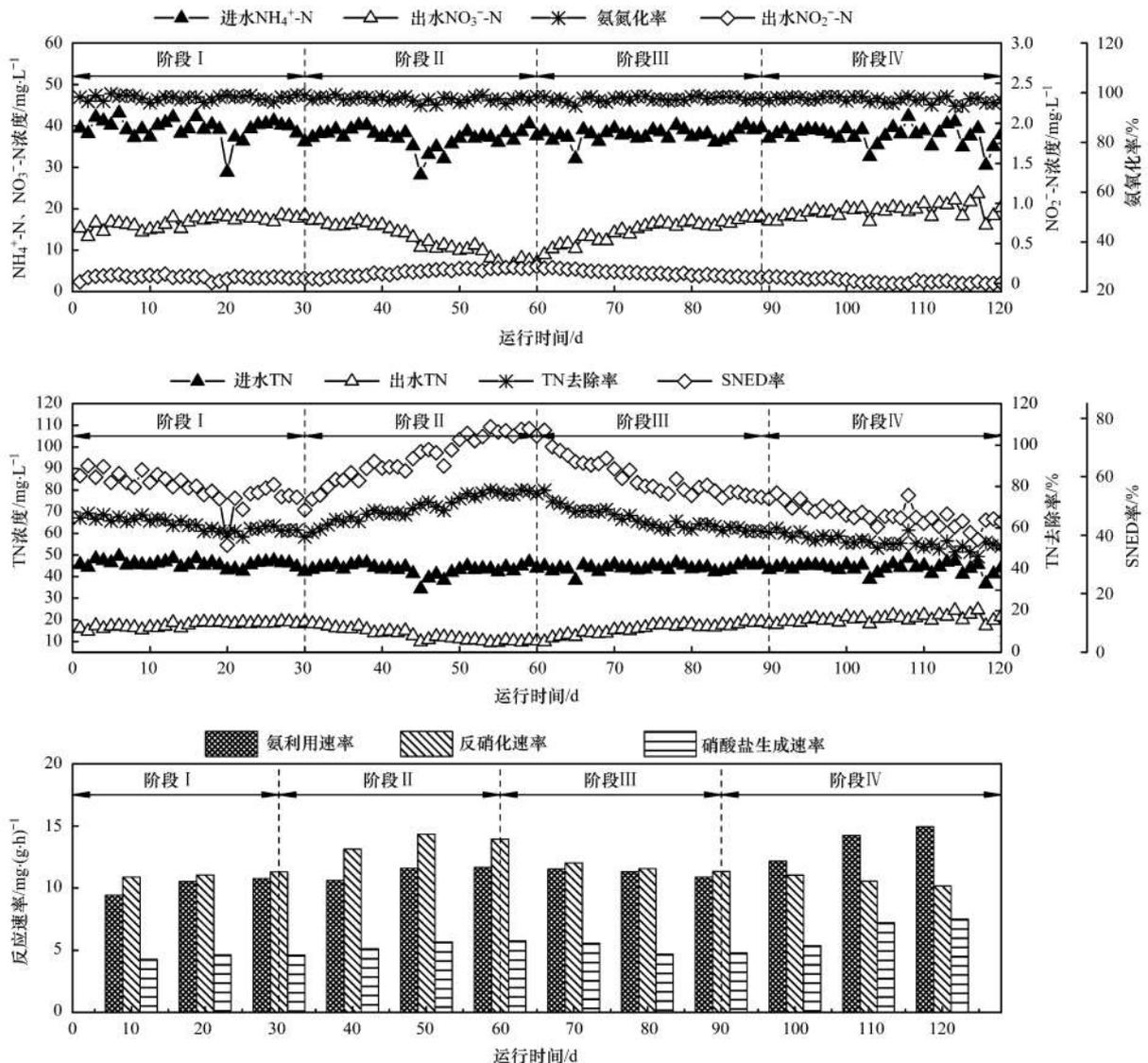


图3 运行过程中氮素及脱氮速率变化

Fig. 3 Variation of nitrogen concentration and denitrification rate during operation

第 90 d 的  $0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度从第 60 d 的  $6.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升至第 90 d 的  $17.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 在随后的阶段 IV (低/高曝气) 同样未出现  $\text{NO}_2^-$ -N 积累现象, 这与 NOB 活性在好氧段后期的高 DO 环境中得以恢复有关, 而出水  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度继续升高至阶段末的  $20.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 表明低/高曝气策略使系统全程硝化性能增强.

根据图 3 中进出水 TN、TN 去除率和 SNED 率变化曲线可以看出, 进水 TN 浓度保持稳定, 平均值为  $44.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 阶段 I (均匀曝气) 末出水 TN 浓度为  $18.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , TN 去除率为 55.71%, SNED 为 48.72%, 此时系统脱氮能力及同步硝化内源反硝化能力均较差. 阶段 II (高/低曝气) 出水 TN 浓度出现明显降低的趋势, 第 54 d 出水 TN 浓度降至  $9.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 满足《城镇污水处理厂污染物排放标准 (GB 18918-2002)》常规污染物一级 A 标准要求. TN 去除率为 78.24%, 再次证明高/低阶梯曝气策略可以增强系统的反硝化性能. SNED 也出现升高的趋势, 从第 30 d 的 48.72% 上升到了第 54 d 的 77.08%, 其变化趋势与图 2 中  $\Delta\text{COD}_{\text{厌氧}}/\Delta\text{TCOD}$  的变化趋势相同, 这与聚磷菌 (PAOs) 和聚糖菌 (GAOs) 等异养菌的内碳源存储特性增强有关<sup>[27]</sup>, 使 AGS 能够更好地利用厌氧段储存的内碳源进行内源反硝化. 阶段 III 系统脱氮性能恢复到了高/低曝气前的水平. 阶段 IV (低/高曝气) 末出水 TN 浓度升至  $21.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , TN 去除率仅为 51.26%, SNED 降至 44.69%. 经分析, 脱氮性能下降的原因为: ① PAOs 和 GAOs 等异养菌在厌氧段内碳源存储量减少, 用于内源反硝化作用的碳源减少; ② 好氧段初期低 DO 环境中反硝化作用受  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 等底物浓度的抑制, 好氧段后期高 DO 环境使颗粒内部的反硝化缺氧条件被破坏. 故低/高曝气策略不利于系统脱氮性能的提高, 该试验结果与王文啸等<sup>[19]</sup>在全程好氧系统中所得结果有所不同.

### 2.3.2 系统脱氮过程的速率表征

运行各阶段系统的氨利用速率、硝酸盐生成速率和反硝化速率变化情况如图 3 所示. 阶段 I (均匀曝气) 末比氨氧化速率 (以 N/VSS 计, 下同) 为  $10.76 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 比硝酸盐生成速率为  $4.60 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 比反硝化速率为  $11.29 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ . 阶段 II (高/低曝气) 比氨氧化速率升至  $11.64 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 比硝酸盐生成速率升至  $5.10 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 氨氧化速率和硝酸盐生成速率的差值从第 30 d 的  $6.16 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$  升至第 60 d 的  $6.54 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 可以很好地解释系统  $\text{NO}_2^-$ -N 轻微积累的现象. 比反硝化速率达到整个运行过程中的最大

值  $13.94 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 表明高/低曝气策略不仅可以提高 AGS 中硝化细菌的活性而且可以大大提高异养菌的反硝化能力. 阶段 IV 将曝气策略改为低/高曝气后, 比氨氧化速率和比硝酸盐生成速率均继续升高并达到最大值, 分别为  $14.92 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$  和  $9.21 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 而比反硝化速率降至最小, 为  $10.16 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ , 低/高曝气下 DO 在 AGS 中的渗透深度加大, 使得硝化细菌的生长空间扩大, 故该曝气策略可大大增加系统的硝化性能, 而 AGS 中缺氧区受到压缩使得系统的反硝化能力大大降低.

### 2.4 阶梯曝气对 AGS 系统脱氮除磷性能的影响机理

阶段 II (高/低曝气) 典型周期内污染物浓度变化情况如图 4(a) 所示. COD 浓度在厌氧段呈现出迅速大幅下降趋势, 从起始的  $190.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  下降到了厌氧末的  $60.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . COD 的大量去除与 PAOs 和 DAOs 等异养菌对外碳源的摄取有关<sup>[27]</sup>. 进入高强度曝气段后, 好氧异养菌的呼吸作用加强使有机物降解速率再次增加, COD 变化曲线变陡. 在低强度曝气段中易降解有机物已基本降解完全, COD 浓度无明显变化. TP 浓度在厌氧末达到最大值, 好氧吸磷过程在曝气 75 min 后基本结束.  $\text{NH}_4^+$ -N 在好氧段的降解速率先增后减, 在低强度曝气段初期达到最大值. 虽然高强度曝气段系统中 DO 水平较高, 但在底物充足的条件下, 氨氧化过程因与异养呼吸竞争 DO 而变缓. 低强度曝气段初期, 好氧呼吸随有机物浓度的降低而变缓, 氨氧化过程逐渐形成 DO 竞争优势, 故此时氨氧化速率达到最大. 随后氨氧化速率因底物浓度减少而变缓. 高强度曝气段末期因氨氧化过程与亚硝酸盐氧化过程存在速率差而出现  $\text{NO}_2^-$ -N 轻微积累. 在整个反应过程中,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度变化曲线为“驼峰”状, 其浓度表现为间断上升的趋势, 从高强度曝气段初期的  $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  开始逐渐上升到了低强度曝气段初期的  $8.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 此后  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度因反硝化作用增强而迅速降低到了  $3.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 随着反应的进行,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度又由于反硝化碳源不足呈现出二次上升趋势. 与此同时, COD 浓度并未呈现明显跌落趋势, 表明反硝化碳源来源主要为内碳源.

阶段 IV (低/高曝气) 典型周期内污染物浓度变化情况如图 4(b) 所示. 厌氧段有机物的消耗量大大减少, 这是由于聚磷菌对碳源的利用量减少. 在进入低强度曝气段后, COD 的消耗速率因异养菌呼吸作用减弱而变缓. 在系统进入高强度曝气段后, 高 DO 水平使好氧菌的呼吸作用加强, 有机物降解速率变快.  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度无明显变化表明 COD 消耗与反硝化关系不大, 有机物因好氧呼吸而

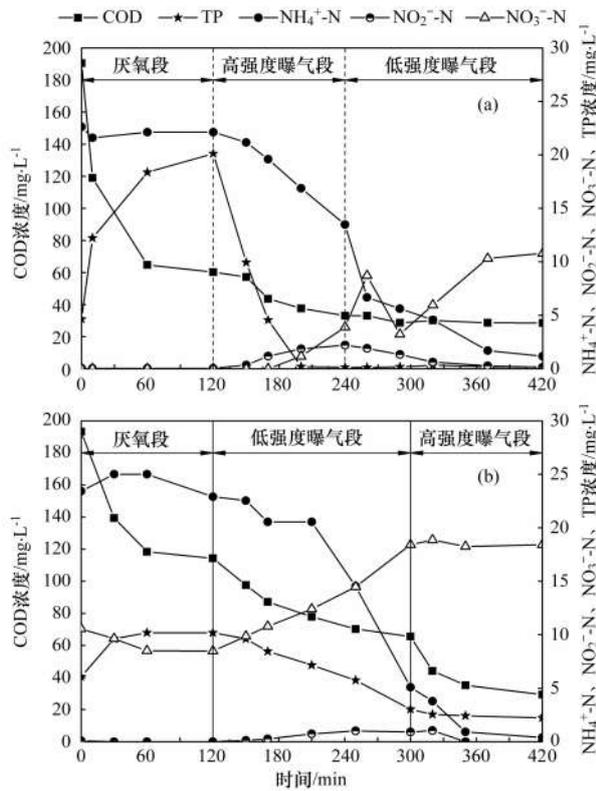


图 4 典型周期内污染物浓度变化

Fig. 4 Variation of pollutant concentration over a typical cycle

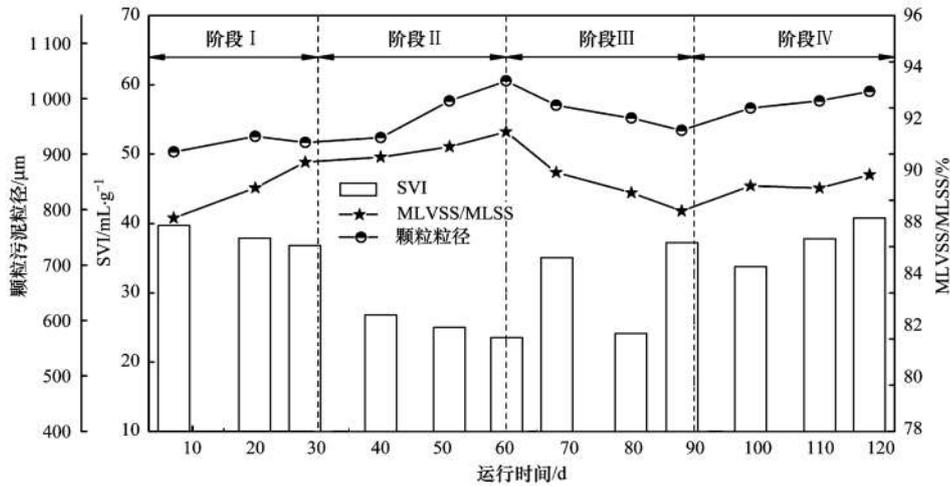


图 5 好氧颗粒 MLVSS/MLSS、SVI 和粒径变化

Fig. 5 Variation of MLVSS/MLSS, SVI and diameter of aerobic granular sludge

粒径变化情况如图 5 所示. 将曝气策略改为高/低曝气后,SVI 从第 28 d 的  $36.83 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$  下降到了第 60 d 的  $23.49 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , MLVSS/MLSS 从第 28 d 的 89.65% 增加到了第 60 d 的 90.97%, 同时颗粒污泥粒径增加明显,表明高/低曝气可增加颗粒污泥生物量的同时增加其密实度,使颗粒污泥的沉降性能大大提高. 另外,系统中低表面负电荷微生物 PAOs 和 GAOs 的富集使细胞间凝聚力增强,表面疏水性提高<sup>[32]</sup>,根据图 6 可看出此时颗粒污泥表面光滑,结构密实,丝状菌较少. 经过恢复运行阶段后改曝气

“浪费”. 低强度曝气段硝化过程受到了低 DO 浓度的抑制,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  降解速率与阶段 II 相比大大降低. 进入高强度曝气段后硝化细菌的活性得以恢复,氨氧化和硝酸盐生成速率增加. 与阶段 II 相比,本阶段  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度单调上升,这与好氧段后期颗粒内部缺氧区的破坏有关. 与第 II 阶段不同,该阶段磷的浓度在厌氧 60 min 时已达到稳定,而好氧吸磷过程经历了大约 180 min,TP 浓度才达到稳定,并最终稳定在  $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 与高/低强度曝气相比,低/高强度曝气下聚磷菌的释放和吸收磷的速率明显降低,并且出水 TP 浓度大幅提高. 表明低/高曝气不利于 PAOs 活性的提高,这与系统中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  积累<sup>[28]</sup> 和长时间的好氧饥饿环境有关.

## 2.5 好氧颗粒污泥颗粒性能分析

### 2.5.1 颗粒特点及形态变化

SVI、MLVSS/MLSS 和颗粒粒径是常用来表征 AGS 污泥特性的参数. 有研究表明,SVI 能反映系统内颗粒密实程度<sup>[29]</sup>. SVI 值过低,则无机质比例高、活性较低;SVI 值过高,则表明颗粒沉降慢<sup>[30]</sup>. MLVSS/MLSS 可以表征系统中生物量的多少<sup>[31]</sup>. 各阶段好氧颗粒污泥的 SVI、MLVSS/MLSS 和颗粒

策略为低/高曝气发现,SVI、MLVSS/MLSS 和颗粒粒径均呈现上升趋势. 在低/高曝气策略下,DO 和

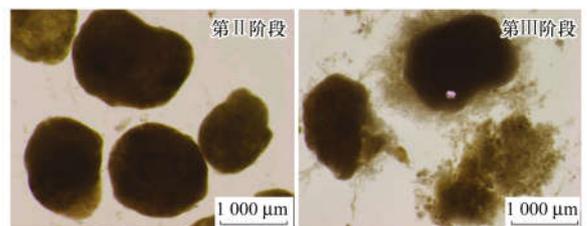


图 6 不同运行阶段好氧颗粒污泥显微镜图片

Fig. 6 Microscope images of aerobic granular sludge at different operation stages

底物浓度分别成为功能菌在低曝气段和高曝气段生长的限制性因素,而丝状菌将比表面积较大的菌丝体伸出颗粒而形成底物竞争优势<sup>[33]</sup>,使颗粒粒径增大的同时结构变得松散,沉降性能变差。

### 2.5.2 胞外聚合物(EPS)的变化

AGS 中 EPS 的含量直接影响到颗粒的形成和稳定性,EPS 中主要包括蛋白 (protein, PN)、多糖

(polysaccharose, PS)、核酸及腐殖酸,其中 PN/PS 值可以很好地表征 AGS 的稳定性<sup>[34, 35]</sup>。由图 7 可知,高/低曝气使 PN 和 PS 浓度均升高,表明该曝气策略有助于颗粒粒径及密实度的增加,PN/PS 值升高,较高的 PN/PS 值对应着较高的疏水性和表面负电荷<sup>[36]</sup>,使颗粒稳定性增强。低/高曝气下颗粒污泥 EPS 水平降低是由于好氧后期低底物浓度的高

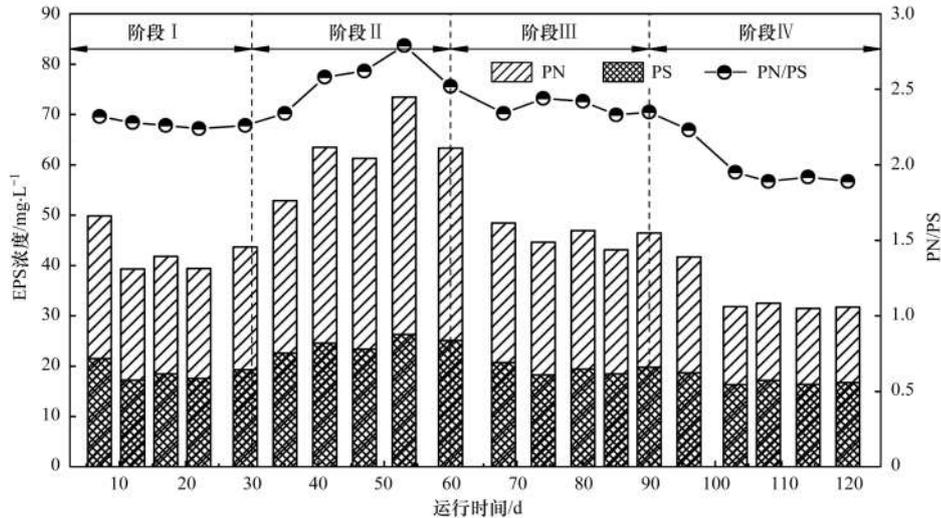


图7 好氧颗粒 EPS 变化

Fig. 7. EPS variation of aerobic granular sludge

强度曝气使细胞分泌的 EPS 作为微生物自身生长的碳源被分解,PN/PS 值降低表明 AGS 亲水性增强,稳定性变差<sup>[37]</sup>。

## 3 结论

(1) 在厌氧/好氧运行方式的好氧颗粒污泥系统中采取高/低阶梯曝气策略,可以实现对实际城市污水的高效脱氮除磷,SNEDPR 系统出水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  和 TP 浓度分别为 0、0.15、8.12 和  $0.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,TN 和 TP 去除率分别高达 78.33% 和 99.19%,同步硝化内源反硝化作用明显,SNED 率为 77.08%。

(2) 采取高/低和低/高两种曝气策略均可提高系统的有机物去除性能,COD 去除率分别高达 89.50% 和 89.54%,而采取高/低阶梯曝气策略可以增加异养菌在厌氧段对外碳源的摄取量而减小异养菌在好氧段的同化作用,厌氧 COD 去除量占总 COD 去除量的比例高达 88.24%。

(3) 采取高/低和低/高两种曝气策略均可以提高系统的硝化性能,最大比氨氧化速率分别为  $11.64 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$  和  $14.92 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ ,最大比硝酸盐生成速率分别为  $5.74 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$  和  $7.50 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 。高/低曝气可以有效提高系统的反硝化性能,最大比反硝化速率为  $14.33 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$ 。

(4) 高/低曝气下颗粒污泥表面光滑、密实度高、沉降性能良好、稳定性提高,SVI 为  $23.49 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ,PN/PS 高达 2.79。低/高曝气使颗粒污泥中丝状菌大量繁殖、结构变得松散、沉降性及稳定性均变差,SVI 为  $40.76 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ,PN/PS 仅为 1.89。

### 参考文献:

- [1] 国家环保总局环境规划院,国家信息中心. 2008-2020 年中国环境经济形势分析与预测[M]. 北京:中国环境科学出版社,2008.
- [2] Mielczarek A T, Nguyen H T T, Nielsen J L, *et al.* Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 2013, **47**(4): 1529-1544.
- [3] Li D, Lv Y F, Cao M Z, *et al.* Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2016, **216**: 1083-1087.
- [4] Ni B J, Yu H Q. Mathematical modeling of aerobic granular sludge: a review [J]. *Biotechnology Advances*, 2010, **28**(6): 895-909.
- [5] Whiteley C G, Lee D J. Bacterial diguanylate cyclases: Structure, function and mechanism in exopolysaccharide biofilm development [J]. *Biotechnology Advances*, 2015, **33**(1): 124-141.
- [6] Salehizadeh H, Yan N. Recent advances in extracellular biopolymer flocculants [J]. *Biotechnology Advances*, 2014, **32**(8): 1506-1522.
- [7] 华光辉,张波. 城市污水生物除磷脱氮工艺中的矛盾关系及对策 [J]. *给水排水*, 2000, **26**(12): 1-4.
- [8] 董晶晶,吴迪,马柯,等. 好氧颗粒污泥工艺强化脱氮研究

- 进展[J]. 应用与环境生物学报, 2018, **24**(1): 177-186.
- Dong J J, Wu D, Ma K, *et al.* Review on enhanced denitrification of aerobic granular sludge technology[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2018, **24**(1): 177-186.
- [9] 白晓慧. 利用好氧颗粒污泥实现同步硝化反硝化[J]. 中国给水排水, 2002, **18**(2): 26-28.
- [10] 阮文权, 卞庆荣, 陈坚. COD与DO对好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2004, **10**(3): 366-369.
- Ruan W Q, Bian Q R, Chen J. Effect of COD and DO on nitrogen removal process in SND aerobic granular sludge[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2004, **10**(3): 366-369.
- [11] Yuan X J, Gao D W. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, **178**(1-3): 1041-1045.
- [12] Beun J J, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2001, **75**(1): 82-92.
- [13] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge[J]. Water Research, 2002, **36**(7): 1653-1665.
- [14] Lochmatter S, Holliger C. Optimization of operation conditions for the startup of aerobic granular sludge reactors biologically removing carbon, nitrogen, and phosphorous[J]. Water Research, 2014, **59**: 58-70.
- [15] 王芳, 杨凤林, 张兴文, 等. 好氧颗粒污泥稳定性影响因素分析[J]. 环境科学与技术, 2006, **29**(1): 47-49, 81.
- [16] 彭赵旭, 霍明昕, 彭永臻, 等. DO对除磷过程的长期影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, **43**(4): 42-46.
- Peng Z X, Huo M X, Peng Y Z, *et al.* Long-term effect of DO on phosphorus removal process[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2011, **43**(4): 42-46.
- [17] Chen H B, Wang D B, Li X M, *et al.* Effect of dissolved oxygen on biological phosphorus removal induced by aerobic/extended-idle regime[J]. Biochemical Engineering Journal, 2014, **90**(1): 27-35.
- [18] 廖艳, 钟华文, 林仲. SRT对短程反硝化除磷的影响研究[J]. 广州化工, 2016, **44**(2): 57-59.
- Liao Y, Zhong H W, Lin Z. Effect of SRT on short-cut denitrifying phosphorus removal[J]. Guangzhou Chemical Industry, 2016, **44**(2): 57-59.
- [19] 王文啸, 卞伟, 王盟, 等. 两段式曝气对好氧颗粒污泥脱氮性能的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(10): 4332-4339.
- Wang W X, Bian W, Wang M, *et al.* Effect of two-stage aeration on nitrogen removal performance of aerobic granular sludge[J]. Environmental Science, 2017, **38**(10): 4332-4339.
- [20] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(2): 403-409.
- Gao C D, Wang W X, Li H, *et al.* Optimization of efficiency on partial nitrification under the mode of alternating anoxic/oxic in sequencing batch reactor[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(2): 403-409.
- [21] 苏东霞, 李冬, 张肖静, 等. 曝停时间比对间歇曝气SBR短程硝化的影响[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(5): 1152-1158.
- Su D X, Li D, Zhang X J, *et al.* Effects of different ratios of aeration time and anaerobic time on shortcut nitrification in the intermittent aeration SBR[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(5): 1152-1158.
- [22] 王社平, 王卿卿, 惠灵灵, 等. 分段进水A/O脱氮工艺反硝化速率的测定[J]. 环境工程, 2008, **26**(3): 56-58.
- [23] 王璐. 聚磷菌和聚糖菌及其子群的代谢途径研究[D]. 长春: 吉林建筑大学, 2018.
- [24] Kornaros M, Dokianakis S N, Lyberatos G. Partial Nitrification/Denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances[J]. Environmental Science & Technology, 2010, **44**(19): 7245-7253.
- [25] Laanbroek H J, Gerards S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures[J]. Archives of Microbiology, 1993, **159**(5): 453-459.
- [26] Yilmaz G, Lemaire R, Keller J, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2008, **100**(3): 529-541.
- [27] 甄建园, 于德爽, 王晓霞, 等. 低C/N(<3)条件下SNEDPR系统启动及其脱氮除磷特性研究[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(8): 2960-2967.
- Zhen J Y, Yu D S, Wang X X, *et al.* The nutrient removal characteristic of SNEDPR system during start-up and steady operation phases treating low C/N(<3) sewage[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(8): 2960-2967.
- [28] Saito T, Brdjanovic D, van Loosdrecht M C M. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms[J]. Water Research, 2004, **38**(17): 3760-3768.
- [29] 唐朝春, 简美鹏, 刘名, 等. 强化好氧颗粒污泥稳定性的研究进展[J]. 化工进展, 2013, **32**(4): 919-924.
- Tang C C, Jian M P, Liu M, *et al.* Research advances in aerobic granule stability enhancement[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, **32**(4): 919-924.
- [30] 李圭白, 张杰. 水质工程学[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005.
- [31] 李海玲, 李冬, 张杰, 等. 除磷亚硝化颗粒工艺启动及性能恢复[J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1367-1374.
- Li H L, Li D, Zhang J, *et al.* Start-up and performance recovery of granular sludge for phosphorus removal and nitrification[J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1367-1374.
- [32] De Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability[J]. Water Science & Technology, 2004, **49**(11-12): 9-17.
- [33] Martins A M P, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions[J]. Water Research, 2003, **37**(11): 2555-2570.
- [34] Chen Y, Jiang W J, Liang D T, *et al.* Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, **76**(5): 1199-1208.
- [35] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2004, **65**(2): 143-148.
- [36] Neyens E, Baeyens J. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability[J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, **98**(1-3): 51-67.
- [37] Frolund B, Keiding K, Nielsen P H. A comparative-study of biopolymers from a conventional and an advanced activated sludge treatment-plant[J]. Water Science & Technology, 1994, **29**(7): 137-141.

## CONTENTS

Concentration Characteristics and Assessment of Model-Predicted Results of PM <sub>2.5</sub> in the Beijing-Tianjin-Hebei Region in Autumn and Winter .....	ZHU Yuan-yuan, GAO Yu-xiao, LIU Bing, <i>et al.</i> (5191)
Chemical Composition Characteristics and Source Apportionment of PM <sub>2.5</sub> During the Heating Period of 2016-2017 in the Eastern Part of the North China Plain .....	ZHANG Yi-qin, WANG Jie, GAO Jian, <i>et al.</i> (5202)
Change in Characteristics of Pollution Gas and Water-soluble Ions at Different Development Stages of Haze .....	WANG Zhen-bin, LIU An-kang, LU Wen, <i>et al.</i> (5213)
Exposure Levels, Sources, and Health Risks of Heavy Metal Components of PM <sub>2.5</sub> in Housewives in Rural Shanghai .....	LUO Ran-ran, DAI Hai-xia, ZHANG Yun-hui, <i>et al.</i> (5224)
Measuring the Condensable Particle Matter from a Stationary Source .....	JIANG Jing-kun, DENG Jian-guo, WANG Gang, <i>et al.</i> (5234)
Volatile Organic Compound Emission Characteristics of Furniture Manufacturing Enterprises and the Influence on the Atmospheric Environment .....	ZHANG Jia-mi, ZENG Chun-ling, LIU Rui-yuan, <i>et al.</i> (5240)
VOCs Emission Inventory and Impact Range Simulation of Antibiotic Enterprises .....	ZHU Tao, LÜ Yi-rong, BIAN Wen-jing, <i>et al.</i> (5250)
Effects of Vehicle Emissions on Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Pollution in Road Dust in Xinxiang .....	LI Qi-lu, WU Jin-tao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (5258)
Pollution Characteristics and Exposure Risk Assessment of Perfluoroalkyl Substances in Road Dust, Chengde .....	FANG Shu-hong, ZHU He-xiang, YE Zhi-xiang, <i>et al.</i> (5265)
Characteristics of Stable Isotopes and Analysis of Water Vapor Sources of Precipitation at the Northern Slope of the Qilian Mountains .....	ZHANG Bai-juan, LI Zong-xing, WANG Yu, <i>et al.</i> (5272)
Occurrence Characteristics and Risk Assessment of Antibiotics in Source Water of the Nanjing Reach of the Yangtze River .....	FENG Meng-juan, ZHANG Qin, SONG Ning-hui, <i>et al.</i> (5286)
Effects of Different Coagulants on Co-manganese Oxides Filter Media for Removing Ammonium and Manganese from Surface Water in Summer and Autumn .....	CHENG Li-jie, HUNAG Ting-lin, CHENG Ya, <i>et al.</i> (5294)
Disinfection By-products and the Relevant Health Risk in the Water Supply System in H City of Zhejiang Province .....	LIU Jun-ping, YU Jian-quan, LI Qing-song, <i>et al.</i> (5302)
Absorption and Fluorescence Spectra of Dissolved Organic Matter in Rivers of the Three Gorges Reservoir Area Under the Background of Urbanization .....	CHEN Zhao-yu, LI Si-yue (5309)
Characteristics of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in Natural Rivers of Western Sichuan Plateau .....	LIU Yan-yang, SUN Hui, LIU Chen, <i>et al.</i> (5318)
Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Losses and Runoff in a Typical Purple Soil Watershed in the Three Gorges Reservoir Area .....	CAO Rui-xia, LIU Jing, DENG Kai-kai, <i>et al.</i> (5330)
Responses of Riverine Phosphorus Exports to Land Use and Hydrological Regime in the Jiulong River Watershed .....	HUANG Ya-ling, TANG Li, HUANG Jin-liang, <i>et al.</i> (5340)
Effects of Land Use Types at Different Spatial Scales on Water Quality in Poyang Lake Wetland .....	FANG Na, LIU Ling-ling, YOU Qing-hui, <i>et al.</i> (5348)
Environmental Significance of Phosphorus Fractions of Phytoplankton-and Macrophyte-Dominated Zones in Taihu Lake .....	GENG Xue, WEN Shuai-long, SUN Pei-rong, <i>et al.</i> (5358)
Spatial Distribution and Pollution Evaluation of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Sediments of Zhushan Bay at Taihu Lake .....	FANG Jia-qi, QI Chuang, ZHANG Xin-hou, <i>et al.</i> (5367)
Effect of Rainfall Intensity on the Content of Nitrogen and Phosphorus Components in Plateau Areas: A Case Study of the Fengyu River Watershed .....	LI Xiao-hong, LEI Qiu-liang, ZHOU Jiao-gen, <i>et al.</i> (5375)
Water Purification Effect and Saline-alkali Tolerance Improvement Mechanism of <i>Suaeda salsa</i> in the Estuary Area .....	WU Dan, SUN Ping, CHEN Guang-lin, <i>et al.</i> (5384)
Concentration-dependent Accumulation and Translocation of PFASs by Wetland Plant <i>Alisma orientale</i> .....	WANG Tuan-tuan, LI Bei-bei, WANG Sai, <i>et al.</i> (5394)
Occurrence of Denitrifying Dephosphatation in a Hybrid Constructed Wetland System and Its Stability .....	LIU Bing, ZHENG Yu-ming, LI Qing-fei, <i>et al.</i> (5401)
Comparison of the Control of Sedimentary Phosphorus Release Using Zirconium-, Lanthanum-, and Lanthanum/Zirconium-Modified Zeolites as Sediment Amendments .....	LIU Ting, ZHAO Yu-ying, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (5411)
Effect of Biochar Structure on Adsorption Characteristics of Ammonia Nitrogen .....	CHEN Mei, WANG Fang, ZHANG De-li, <i>et al.</i> (5421)
Effect of Dissolved Oxygen on Partial Nitrification of Suspended and Attached Growth Systems .....	WANG Si-yu, LIU Ling-jie, WANG Fen, <i>et al.</i> (5430)
Effects of Different Intermittent Aeration Strategies on the Start-up of SNAD Process .....	LI Dong, LIU Zhi-cheng, XU Gui-da, <i>et al.</i> (5438)
Operational Performance and Microbiological Characteristics of an Iron-Salt Denitrification Reactor in Co-substrate Mode .....	WANG Ru, LIU Meng-yu, LIU Bing-yin, <i>et al.</i> (5446)
Effect of Step Aeration on a Municipal Sewage Aerobic Granular Sludge System .....	LI Dong, WEI Zi-qing, LAO Hui-mei, <i>et al.</i> (5456)
Improvement of the Dewaterability of Excess Activated Sludge with Mixed Yeasts by Degrading Extracellular Polymeric Substances .....	YU Xin-yi, XIANG Jin-hao, LIU Ying, <i>et al.</i> (5465)
Influence of Land Use Change on Ecosystem Service Value Based on GEE in the Beijing-Tianjin-Hebei Region from 1998 to 2018 .....	LOU Pei-qing, FU Bo-lin, LIN Xing-chen, <i>et al.</i> (5473)
Assessment of Soil Quality in Coastal Tidal Flat Reclamation Areas Based on MDS-TOPSIS Model .....	XIE Xue-feng, PU Li-jie, ZHU Ming, <i>et al.</i> (5484)
Effect of Increasing Tidewater Inundation on Porewater Geochemistries and CO <sub>2</sub> and CH <sub>4</sub> Effluxes in the Tidal Freshwater Marshes of the Minjiang River Estuary, Southeast China .....	LI Jing, HUANG Jia-fang, LUO Min, <i>et al.</i> (5493)
Methane Emission Characteristics and Its Influencing Factors over Aquaculture Ponds .....	WANG Jiao, XIAO Wei, ZHANG Xiu-fang, <i>et al.</i> (5503)
Effect of Fertilization on Soil Respiration and Its Temperature Sensitivity in a Sorghum Field .....	YAN Jun-xia, ZHANG Yuan, JIAO Xiao-yan (5515)
Land Safety Zoning Method in High-Selenium and High-Cadmium Areas .....	WANG Rui, HOU Wan-ling, LI Yu-tong, <i>et al.</i> (5524)
Remediation Effects of Different Composite Materials on Cadmium-Contaminated Farmland Soil .....	CHEN Shu-lan, XU Chen-yang, GENG Zeng-chao, <i>et al.</i> (5531)
Hydrocalumite Passivation Effect and Mechanism on Heavy Metals in Different Cd-Contaminated Farmland Soils .....	WU Qiu-mei, LIU Gang, WANG Hui-feng, <i>et al.</i> (5540)
Effects of Different Land Use Types on Microbial Community Diversity in the Shizishan Mining Area .....	HUANG Jian, ZHU Xu-yan, LU Jin, <i>et al.</i> (5550)
Effects of Conversion of Forest to Arable Land on the Abundance and Structure of the <i>cblL</i> -Harboring Bacterial Community in Albic Soil of the Hilly Region of Northeast China .....	WANG Rui, WU Xian, LI Gang, <i>et al.</i> (5561)
Thoughts on and Construction of a Risk Management and Control System for Contaminated Sites in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area .....	CHANG Chun-ying, DONG Min-gang, DENG Yi-rong, <i>et al.</i> (5570)
Visualized Quantitative Research of Soil Pollution in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area .....	ZHANG Ning, ZHANG Sheng, YANG Hai-chao, <i>et al.</i> (5581)
Characteristics and Environmental Impacts of Materials Stored in Municipal Solid Waste Landfills: A Case Study of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area .....	MA Shi-jun, ZHOU Chuan-bin, YANG Guang, <i>et al.</i> (5593)
Heavy Metal Contamination and Migration in Correspondence of an Electroplating Site on the Hilly Lands of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, China .....	HOU Wen-juan, GONG Xing, ZHAN Ze-bo, <i>et al.</i> (5604)
Pollution Characteristics and Migration of BTEX at a Chemical Contaminated Site in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area .....	DENG Yi-rong, LU Hai-jian, DONG Min-gang, <i>et al.</i> (5615)
Immobilization Impact of Goethite-Fulvic Acid Composites on Pb-Cd Contaminated Soil .....	LIU Qian-jun, LI Xiang, ZHOU Yang-mei, <i>et al.</i> (5623)
Mobilization of Heavy Metals in a Soil-Plant System and Risk Assessment in the Dabaoshan Mine Area, Guangdong Province, China .....	CHEN Jie-yi, LIU Guang-bo, CUI Jin-li, <i>et al.</i> (5629)
Calculation of the Soil Risk Control Value through a Hydrus-1D Model for Groundwater Protection .....	LIN Ting, LUO Fei, ZHU Yan, <i>et al.</i> (5640)
INDEX HUANJING KEXUE CONTENTS 2019, Vol. 40 .....	(5659)