

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.11

第40卷 第11期

目次

2018年中国长江三角洲地区气溶胶的垂直分布特征	沈吉, 曹念文(4743)
2018年石家庄市秋冬季典型霾污染特征	宿文康, 鲍晓磊, 倪爽英, 赵卫凤(4755)
武汉市PM _{2.5} 化学组分时空分布及聚类分析	张会涛, 田瑛泽, 刘保双, 杨佳美, 郁佳, 官攀, 吴建会, 张裕芬(4764)
郑州市某生活区大气PM _{2.5} 中重金属污染特征及生态、健康风险评估	何瑞东, 张轶舜, 陈永阳, 靳孟洁, 韩士杰, 赵金帅, 张瑞芹, 燕启社(4774)
厦门市降水中金属元素含量分布特征及来源解析	王珊珊, 程奕枫, 颜金培, 胡恭任(4783)
2015~2017年上海郊区大气新粒子生成特征	霍俊涛, 王新宁, 段玉森, 伏晴艳, 陈冰怡(4791)
太原市秋冬季大气污染特征和输送路径及潜在源区分析	闫世明, 王雁, 郭伟, 李莹, 张逢生(4801)
东北区域空气质量时空分布特征及重度污染成因分析	陈卫卫, 刘阳, 吴雪伟, 鲍秋阳, 高枳亭, 张学磊, 赵红梅, 张世春, 修艾军, 程天海(4810)
艾比湖流域气溶胶光学厚度时空演变及影响因素	陈香月, 丁建丽, 王敬哲, 葛翔宇, 梁静(4824)
中国住宅室内BTEX浓度水平及其影响因素	侯贝贝, 尹奕卉, 裴晶晶, 刘俊杰(4833)
石家庄地区芳香族化合物的污染特征及来源分析	杨阳, 李杏茹, 刘永桥, 杨玉磊, 赵清, 陈曦, 徐静(4841)
郑州市碳素行业无组织VOCs排放特征分析及健康风险评估	张轶舜, 王佳, 韩士杰, 何瑞东, 陈永阳, 靳孟洁, 赵庆炎, 张瑞芹, 燕启社(4847)
典型化工行业有害VOCs排放清单及长三角地区应用	鲁君, 黄奕玮, 黄成(4856)
2013~2017年江苏省人为源氨排放清单的建立及特征	侯新红, 于兴娜, 沈丽, 赵睿东, 王国祯, 张毓秀(4862)
焦化厂建构筑物和生产设施表面PAHs的赋存特征及健康风险	赵一澍, 廖晓勇, 李尤, 罗俊鹏, 龚雪刚, 侯艺璇(4870)
中国南海流沙湾中雄激素、糖皮质激素和孕激素的污染特征及其生态风险评价	杨雷, 张晋娜, 徐敏, 彭涛, 史文俊, 石义静, 应光国(4879)
岩溶流域洪水过程水化学动态变化及影响因素	原雅琼, 孙平安, 苏钊, 于爽, 钟丽华, 何师意, 徐茜(4889)
长江水体常量和微量元素的来源、分布与向海输送	吴文涛, 冉祥滨, 李景喜, 王昊, 李梦露, 刘军, 臧家业(4900)
望虞河西岸河网重金属污染特征及生态风险评价	徐晨, 王沛芳, 陈娟, 袁秋生, 胡斌(4914)
不同雨强对太湖河网河道入湖营养盐负荷影响	陈洁, 朱广伟, 许海, 詹旭, 朱梦圆, 宣文怡, 黄亚文(4924)
合肥市十八联圩湿地表层沉积物营养盐与重金属分布及污染评价	陈娜, 许凡, 谢三桃, 郭天星, 彭久赞, 雷琦, 张玮, 王丽卿(4932)
三峡库区不同河段支流丰水期叶绿素a和营养盐的空间分布特征	杨凡, 杨正健, 纪道斌, 苏青青, 龙良红, 刘心愿, 王耀耀, 赵冲(4944)
丹江口水库氮磷内源释放对比	王志齐, 刘新星, 姚志宏, 姚伦广, 常跃, 刘卓初, 曹连海(4953)
不同沉水植物净水能力与植株体细菌群落组成相关性	李琳, 岳春雷, 张华, 李贺鹏, 杨乐, 王琚(4962)
纳米氧化锌粒径对人工湿地性能及微生物群落的影响	王森, 任伶, 刘琳琳, 李颖, 张振, 孔范龙(4971)
水生植物生物炭去除水体中氮磷性能	刘舒蕾, 彭慧君, 杨佳怡, 肖琳(4980)
MgO改性莲蓬壳生物炭的制备及其磷吸附特性	王盛华, 朱丹晨, 邵敬爱, 向家涛, 杨海平, 易娟, 张世红, 陈汉平(4987)
微塑料对短流程膜工艺中膜污染的影响	王博东, 薛文静, 吕永涛, 苗瑞, 马百文(4996)
基于铁锰泥的除硝颗粒吸附剂制备及其比较	曾辉平, 于亚萍, 吕赛赛, 李冬, 张杰(5002)
氯氧铁非均相催化过氧化氢降解罗丹明B	张少朋, 陈瑞, 白淑琴, 刘锐平(5009)
天津市规模化奶牛养殖场废水中典型抗生素处理效果及生态风险评估	陈乾, 赵润, 牟美睿, 白鸽, 史宏伟, 刘海学, 吴惠惠(5015)
废水处理系统中抗生素抗性基因分布特征	姚鹏城, 陈嘉瑜, 张永明, 温东辉, 陈吕军(5024)
全程自养脱氮耦合反硝化除磷的启动及稳定运行	印雯, 陈亚, 张钰, 徐乐中, 吴鹏, 刘文如(5032)
FeCl ₃ -生化耦合技术调控未知诱因的污泥膨胀	魏东洋, 肖才林, 周雯, 李睿华, 曹茜(5040)
污泥龄对除磷亚硝化颗粒系统的影响	李冬, 刘博, 王文琪, 曹美忠, 李帅, 张杰(5048)
厌氧氨氧化耦合反硝化工艺的启动及微生物群落变化特征	宋壮壮, 吕爽, 刘哲, 时兴东, 潘傲, 张智(5057)
基质暴露水平对ANAMMOX微生物活性及生物量的影响	陈方敏, 高佳琦, 黄勇, 胡羽婷, 李祥, 顾澄伟, 谈新伟, 殷记强, 方文烨, 倪敏(5066)
太浦河流域农田土壤重金属污染特征与来源解析	李伟迪, 崔云霞, 曾撑撑, 朱永青, 彭月, 王凯, 李士俊(5073)
土壤重金属污染风险筛选值划分方法:以Cd为例	王锐, 张风雷, 徐姝姝, 张永文(5082)
半壁山金矿矿业活动区砷赋存的矿物特征及其对农田土壤砷累积的影响	温其谦, 阎秀兰, 申俊峰, 李鸣凤(5090)
土壤调理剂对镉污染稻田修复效果	周利军, 武琳, 林小兵, 王惠明, 刘晖, 张鸿燕, 胡敏, 石利萍, 张云, 黄欠如(5098)
改性蒙脱土对稻田土壤甲基汞的阻控修复	韩怡新, 何天容, 王祖波(5107)
铈锰改性生物炭对土壤As的固定效应	梁婷, 李莲芳, 朱昌雄, 叶婧(5114)
温和预氧化提高后续生物修复石油污染土壤	徐金兰, 王慧芳, 王荣, 章秋菊, 王杰(5124)
重金属污染农田生菜根际重金属固定细菌群落组成及其阻控效应	王铁军, 苏楠楠, 雷鹏, 邱明洋, 陈兆进, 姚伦广, 韩辉(5133)
双氰胺和3,4-二甲吡唑磷酸盐对蔬菜种植土壤氨氧化细菌和古菌的影响	郭俊丽, 刘毅, 魏文学, 葛体达, 王光军(5142)
不同再生水灌溉方式对土壤-辣椒系统中细菌群落多样性及病原菌丰度的影响	崔丙健, 高峰, 胡超, 李中阳, 樊向阳, 崔二革(5151)
黄土高原地区两种土地利用方式CO ₂ 和N ₂ O排放特征	韩佳乐, 郝珊, 刘振杰, 张曼, 张阿凤(5164)
生物炭对华北平原4种典型土壤N ₂ O排放的影响	张秀玲, 孙贇, 张水清, 岳克, 曹红亮, 林杉(5173)
优化施肥模式对我国热带地区水稻-豇豆轮作系统N ₂ O和CH ₄ 排放的影响	胡玉麟, 汤水荣, 陶凯, 何秋香, 田伟, 秦兴华, 伍延正, 孟磊(5182)
《环境科学》征订启事(4995)	《环境科学》征稿简则(5039)
信息(4782, 4979, 5056)	

FeCl₃-生化耦合技术调控未知诱因的污泥膨胀

魏东洋^{1,2}, 肖才林³, 周雯^{2*}, 李睿华⁴, 曹茜²

(1. 中国环境科学研究院水环境研究所, 北京 100012; 2. 生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510530; 3. 深圳市市政设计研究院有限公司, 深圳 518029; 4. 南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093)

摘要: 丝状菌污泥膨胀是影响污水处理厂出水水质的常见问题。现有的调控技术存在见效慢、耗时长和通用性差等弊端。提高 COD 和 DO 浓度, 投加 FeCl₃ 和交替曝气是目前调控丝状菌膨胀的主要方法, 这些方法的耦合技术调控未知诱因的污泥膨胀的效果鲜有报道。实验设计三段 A/O 反应器应急性运行 SBR 工艺, 交替曝气时提高 DO 至 (7.45 ± 0.49) mg·L⁻¹, COD 初始浓度提高至 (332.73 ± 106.06) mg·L⁻¹, 沉淀工序中投加 FeCl₃, 使之在混合液中质量浓度为 120 mg·L⁻¹, 形成的 FeCl₃-生化耦合技术快速调控未知诱因的 *Candidatus Saccharibacteria* 为主要菌属的污泥膨胀, 污泥体积指数 14 d 从 274 mL·g⁻¹ 稳定至 56 mL·g⁻¹。FeCl₃-生化耦合技术有效抑制 *Candidatus Saccharibacteria* 的繁殖, 其属水平相对丰度从 97.64% 降低至 32.67%。调控过程出水 COD 和 PO₄³⁻-P 浓度均稳定达到一级 A 标准, NH₄⁺-N 去除率从 65.33% 增长至 74.65%。表明 FeCl₃-生化耦合技术调控未知诱因的污泥膨胀具有良好效果。

关键词: *Candidatus Saccharibacteria*; 丝状菌; 污泥膨胀; 污泥沉降性能; 污染物去除

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)11-5040-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201902123

Control of Sludge Bulking Caused by Unknown Reason Through FeCl₃ Coupled with Biochemical Methods

WEI Dong-yang^{1,2}, XIAO Cai-lin³, ZHOU Wen^{2*}, LI Rui-hua⁴, CAO Qian²

(1. Institute of Water Environmental Research, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. South China Institute of Environmental Science, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510530, China; 3. Shenzhen Municipal Design & Research Institute Co., Ltd., Shenzhen 518029, China; 4. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: Filamentous bulking could commonly influence effluent water quality in sewage treatment plants. Existing technologies are slowly effective, time consuming, and poorly adaptable. For now, enhancing organics substrates (COD) and dissolved oxygen (DO) concentration, adding FeCl₃ into the reactor, and maintaining alternant aeration conditions are common methods to control filamentous bulking, but the effects of coupling techniques on the control of bulking are rarely reported. In this study, the filamentous bulking resulting from unintentionally erupted *Candidatus Saccharibacteria* was controlled by FeCl₃ coupled with biochemical methods, which transforming step-feed A/O processes to the SBR process in the emergency by increasing DO to (7.45 ± 0.49) mg·L⁻¹ during aeration, enhancing COD to (332.73 ± 106.06) mg·L⁻¹, and adding FeCl₃ into the reactor to set the starting concentration to 120 mg·L⁻¹. As the results showed, FeCl₃ coupled with the biochemical method quickly counteracted the bulking sludge mainly composed of *Candidatus Saccharibacteria* caused by unknown reason, while the Sludge Volume Index dropped from 274 mL·g⁻¹ to 56 mL·g⁻¹ within 14 days. The relative abundance of *Candidatus Saccharibacteria* decreased from 97.64% to 32.67% at the genus level because FeCl₃ coupled with the biochemical method inhibited growth of *Candidatus Saccharibacteria*. Meanwhile, effluents of both COD and PO₄³⁻-P met the effluent requirements of the I-A discharge standard in China and removal efficiency of NH₄⁺-N increased from 65.33% to 74.65%. The results showed that FeCl₃ coupled with the biochemical method exhibited good performance in the control of bulking caused by unknown reasons.

Key words: *Candidatus Saccharibacteria*; filamentous bacteria; sludge bulking; sedimentation capacity; pollutant removal

丝状菌污泥膨胀是污水处理厂常见的问题。通常需要耗时较长时间恢复膨胀污泥的良好沉降性能^[1,2], 期间水厂出水水质难以达到排放标准并且存在污泥流失的风险, 如 Nakhla 等^[3,4] 调控膨胀污泥, 污泥体积指数 (sludge volume index, SVI) 历时两周从 170 mL·g⁻¹ 降低至 79 mL·g⁻¹, 同时污泥浓度从 4 363 mg·L⁻¹ 降低至 3 960 mg·L⁻¹。

投加絮凝剂快速增大污泥沉降速率以防止污泥流失, 是污水处理厂运行管理时应急性调控污泥膨

胀的常用技术^[5,6], 但是实践效果差并且成本昂贵, 如 Hawalli 污水处理厂投加大量高分子聚合物控制出水悬浮物, 投加药剂时间长达两年, 期间药剂购置费不菲^[7]。FeCl₃ 是常用的絮凝剂之一^[8,9], 被广

收稿日期: 2019-02-28; 修订日期: 2019-06-18

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0400703-3); 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2015ZX07204-002); 广州市科技计划项目 (201607010259)

作者简介: 魏东洋 (1975 ~), 男, 博士, 研究员, 主要研究方向水污染控制, E-mail: waterwdy@163.com

* 通信作者, E-mail: zhouwen@scies.org

泛应用于调控污泥膨胀的实践中. Gregorio 等^[9]连续投加 FeCl_3 至膨胀污泥, 4 ~ 5 d 后 SVI 从 $550 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 降低至 $150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 镜检结果表明 FeCl_3 降低了丝状菌丰度, 认为 FeCl_3 可以抑制丝状菌繁殖; 但是 Pradhan 等^[10]使用 PCR 技术测试 FeCl_3 投加前后污泥中的丝状菌数量, 数据表明 FeCl_3 无抑制丝状菌繁殖的效果. 虽然 FeCl_3 调控污泥膨胀的机理目前尚不明确, 但是一般认为停止投加 FeCl_3 后污泥沉降性能存在“反弹”现象^[11]. 因此, 单独投加 FeCl_3 控制污泥膨胀并非良策.

调试运行参数的生化技术也被广泛应用于调控污泥膨胀. Huang 等^[12]将连续曝气模式调控成交替曝气, SVI 从 $350 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 降低至 $140 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 证明了交替曝气调控污泥膨胀的有效性. 洪颖等^[13]控制 SBR 反应器的 DO 浓度从 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增大到 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 110 d 后 SVI 从 $300 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 稳定至 $70 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 引起污泥膨胀的丝孢菌属 (*Trichosporon*) 相对丰度从 94.82% 降低至 2.32%, 污泥的菌群多样性增加, 证明了调节 DO 浓度虽然能够实现调控污泥膨胀的本质目标——抑制丝状菌繁殖的同时促进菌胶团细菌生长, 但是见效慢, 耗时长. 已有报道证明其他生化技术存在相同特点, 如刘佩等^[14]增大 COD 浓度使有机负荷 (以 VSS 计, 下同) 从 $0.14 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 增大至 $0.4 \text{ kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 虽然镜检结果显示丝状菌大量减少, 但是 SVI 从 $467 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 降低到 $240 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 共耗时 35 d. 单一的生化技术还具有通用性差的弊端, 如调节有机负荷、DO 浓度等参数调控营养物失衡诱发的污泥膨胀往往没有效果. 污水处理厂运行中, 通常对污泥膨胀的诱因不甚明了, “试错性”地应用单一生化技术调控污泥膨胀亦非工程管理的良策.

截止日前, 大部分研究者通过调节单一的生化参数诱导丝状菌膨胀^[1,12~14], 然后针对性地采用单一技术恢复污泥沉降性能, 这些研究的主要目的是为了证实单一技术调控已知诱因污泥膨胀的有效性和可逆性. 研究者们甚少关注污水处理厂调控膨胀污泥的最迫切需求: 实现调控的本质目标、有效预防污泥流失和保证出水水质达到排放标准. 现有的污泥膨胀调控技术存在见效慢、耗时长和通用性差等共同缺点, 研究耦合技术避免“试错性”的工程应用, 是符合生产需求的研究趋势.

另外, 虽然 *Candidatus Saccharibacteria* 常见于地表环境^[15]、动物人体^[16]和活性污泥, 是污水处理厂常见的丝状菌^[17], 但是高效调控由 *Candidatus Saccharibacteria* 引起的污泥膨胀鲜见报道.

本文以未知原因滋生大量 *Candidatus*

Saccharibacteria 细菌的膨胀污泥为研究对象, 将反应器应急性地运行 SBR 工艺, 沉淀工序中投加 FeCl_3 、提高 DO 和 COD 初始浓度形成 FeCl_3 -生化耦合技术, 验证了耦合技术调控污泥膨胀的有效性, 分析了调控过程中污染物去除性能和微生物群落结构演替, 以为应急性调控未知诱因的污泥膨胀提供工程应用依据.

1 材料与方法

1.1 实验装置和运行工况

设计规格为 $500 \text{ mm} \times 100 \text{ mm} \times 250 \text{ mm}$ ($L \times B \times H$) 的反应器运行三段 A/O 工艺, 反应器介绍详见项目组已有报道^[18]. 运行一段时间后系统发生未知诱因的污泥膨胀, 膨胀前一周内出水水质如表 1 所示.

表 1 原三段 A/O 工艺一周内污染物处理性能

Table 1 Performance of the original step-feed A/O process within one week

项目	COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$
进水/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	208.53 ± 45.13	23.16 ± 7.84	1.07 ± 0.24
出水/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	32.53 ± 10.78	0.47 ± 0.24	0.06 ± 0.05
去除率/%	84.10 ± 6.82	97.73 ± 2.34	94.45 ± 3.33

污泥膨胀后三段 A/O 反应器应急性运行 SBR 工艺, 1 d 运行 2 个周期, 周期内工序是: ①5 min 完成进水, 进水量 10 L; ②曝气 180 min 后关闭曝气装置, 间隔 50 min 后继续曝气, 反复 3 次, 即反应工序共历时 690 min; ③为了缩短沉降工序的时间, 加入 20 mL FeCl_3 溶液 ($60 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$), 污泥历时 20 min 沉降至反应器底部; ④排除反应器上清液, 排水比 80%.

实验中通过电磁式空气泵充气, 采用微孔曝气头做曝气器, 由转子流量计控制风量, 以维持曝气时 DO 为 $(7.45 \pm 0.49) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 反应工序结束时直接排放 500 mL 混合液, 控制平均污泥龄 20 d. 反应器中污泥浓度为 $3143 \sim 3856 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.2 实验水质及分析方法

本实验种泥取自于某城市污水处理厂, 三段 A/O 工艺运行过程中, 污泥掉落地面后 SVI 升高至 $274 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 推测受地表 *Candidatus Saccharibacteria* 细菌感染而诱发污泥膨胀, 遂应用 FeCl_3 -生化耦合技术调控污泥. 调控过程采用模拟废水, 投加葡萄糖使 COD 初始浓度提升至 $(332.73 \pm 106.06) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 除葡萄糖用量差异, 模拟废水其他成分与运行三段 A/O 工艺时相同. 实验用水成分详见表 2 所示.

分析项目包括 DO、COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 等水质指标. 投加 FeCl_3 前取泥水混合液测

定污泥浓度和 SV_{30} . DO 采用 HQ30d 型溶解氧仪 (HACH, 美国)测定, 其他指标检测均采用国家标准方法^[19]. 采用荧光倒置显微镜 (TI-FL, Nikon, 日本)进行污泥镜检.

表 2 模拟废水组成成分

Table 2 Composition of the synthetic wastewater							
项目	NaHCO ₃	CaCl ₂ ·2H ₂ O	FeSO ₄ ·7H ₂ O	KH ₂ PO ₄	NaCl	MgSO ₄ ·7H ₂ O	(NH ₄) ₂ SO ₄
浓度/mg·L ⁻¹	94	31	3	22.5	63	94	175

膨胀污泥调控前后 (第 1 和 18 d), 采用 FastDNA® Spin Kit 土壤试剂盒 (MP Biomedicals, 美国)提取活性污泥微生物的 DNA, 置于 -80℃ 保存, 供高通量测序使用. 委托上海美吉生物医药科技有限公司完成 PCR 扩增, 并基于 Illumina MiSeq 平台对扩增产物进行高通量测序. PCR 扩增具体参考 Wang 等^[20] 的方法, 高通量测序数据处理具体参考徐伟超等^[21] 的方法, 完成可操作分类单元 (operational taxonomic units, OTU) 的计算. 根据 OTU 值, 统计分析了门、属分类水平的微生物相对丰度, 计算公式如下:

某类微生物相对丰度 (%) =
$$\frac{\text{某类微生物 OTU 值}}{\text{总微生物 OTU 值}} \times 100$$

2 结果与讨论

2.1 丝状菌污泥膨胀调控

污泥发生丝状菌膨胀后, SVI 达 274 mL·g⁻¹, 远高于正常值 (50 ~ 150 mL·g⁻¹). 反应器应急性运行 SBR 工艺、提高 COD 初始浓度至 (332.73 ± 106.06) mg·L⁻¹、反应工序引入交替曝气技术, 曝气时提高 DO 浓度至 (7.45 ± 0.49) mg·L⁻¹、沉淀工序开始投加 FeCl₃ 使之在混合液中浓度达 120 mg·L⁻¹, 形成的 FeCl₃-生化耦合技术调控污泥. 根据污泥沉降性能, 调控过程分 3 个阶段, 如图 1 所示. 阶段 I (第 1 ~ 8 d) SVI 大于 150 mg·L⁻¹, 污泥沉降性能差. 阶段 II (第 9 ~ 13 d) 污泥沉降性能恢复至正常水平但是仍未稳定, 随着耦合技术的持续应用, SVI 呈现继续下降趋势. 阶段 III (第 14 ~ 18 d) 污泥的沉降性能稳定, SVI 稳定在 56 mL·g⁻¹. 说明 FeCl₃-生化耦合技术对丝状菌膨胀有良好地调控效果, 历时 8 d SVI 恢复至正常值, 14 d 污泥沉降性能恢复至稳定状态.

图 2 是应用 FeCl₃-生化耦合技术前后污泥的镜检图. 丝状菌膨胀暴发伊始, 丝状菌从菌胶团伸展开来, 污泥絮凝体松散而不规则 [图 2(a)]. 持续应用耦合技术后, 虽然仍有少量丝状菌从菌胶团伸展开来, 但是污泥呈现浓厚紧密状态. 推断认为 FeCl₃-生化耦合技术能高效抑制丝状菌繁殖同时促

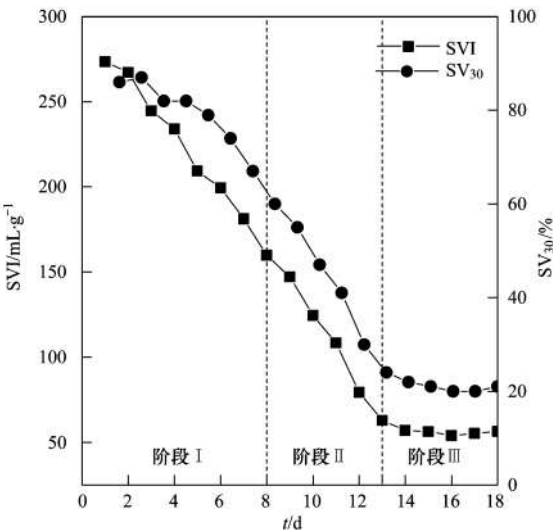
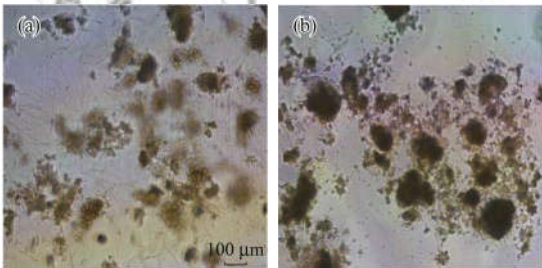


图 1 污泥沉降性能恢复过程中 SVI 和 SV₃₀ 的时间变化

Fig. 1 Temporal variation of SVIs and SV₃₀ during the process of restoring sludge settleability



(a) 第 1 d; (b) 第 18 d

图 2 污泥显微镜镜检图

Fig. 2 Microscopic images of sludge

进菌胶团细菌生长.

已有研究证明高底物或 DO 浓度条件有利于菌胶团细菌对有机物的储存和利用, 其生长速率常数大于丝状菌, 既促进了菌胶团细菌的生长又抑制了丝状菌的过量生长^[13,22]. 推断认为调控过程中有机负荷和 DO 浓度增加促进了菌胶团细菌的快速繁殖, 是 FeCl₃-生化耦合技术有效调控污泥膨胀的根本原因. 需要注意的是过量提高 COD 浓度致使有机负荷大于生化系统承受能力时存在进一步恶化污泥沉降性能的风险^[1]; 又有研究证明可生化的颗粒态有机基质有利于丝状菌繁殖, 交替曝气过程中停止曝气阶段系统呈现还原环境, 颗粒态有机基质发生水解作用将减缓丝状菌的繁殖速率^[3], 推断认为

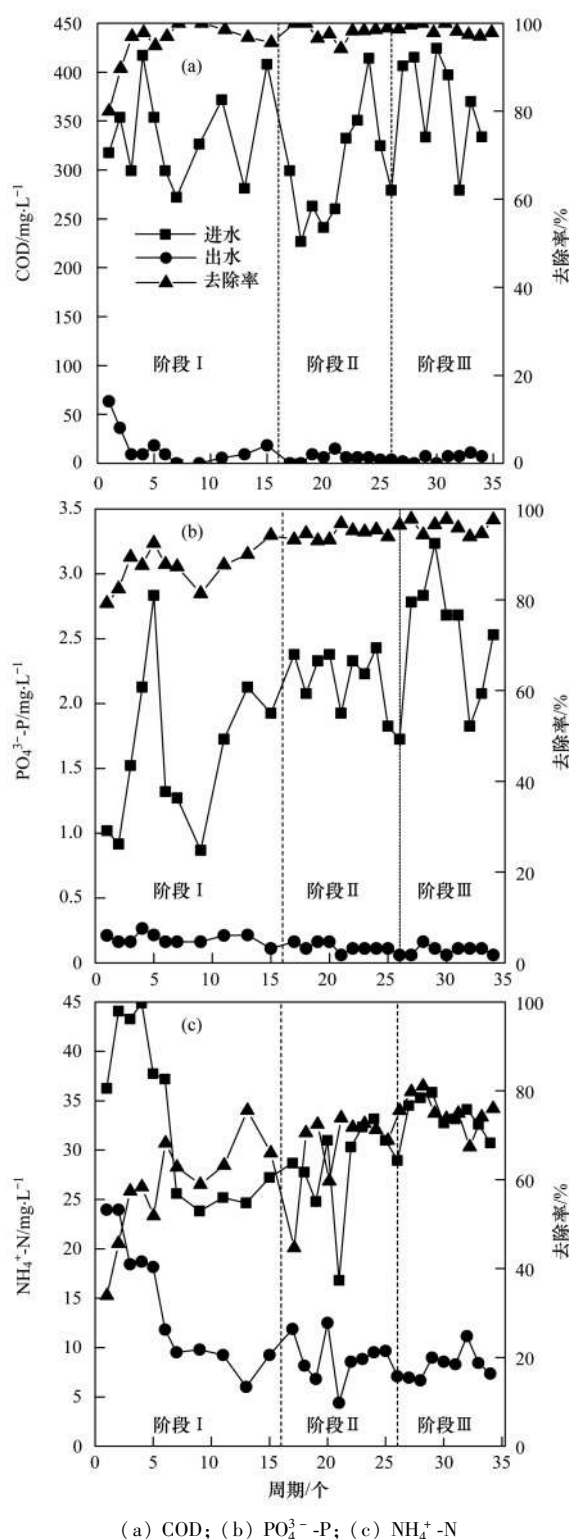
FeCl_3 -生化耦合技术因为引入了交替曝气技术可降低高有机负荷恶化污泥沉降性能的风险。鉴于模拟废水的有机基质是不可水解的葡萄糖,交替曝气在耦合技术中的作用需进一步实验验证。反应器沉淀工序伊始投加 FeCl_3 , 排出上清液后部分残留 FeCl_3 进入下一周期混合液, 因为反应器重新进水对残留 FeCl_3 具有稀释作用, 混合液 FeCl_3 浓度小于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (稀释前 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 不大于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 FeCl_3 增强了细菌对 DO 的摄取速率^[5], 提高 DO 浓度至 $(7.45 \pm 0.49) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 保障了 DO 的充足供应, 促进菌胶团细菌生长。

2.2 污染物去除性能

图 3 分析了调控污泥膨胀过程中主要污染物的去除性能。前 2 个周期, 出水 COD 浓度略高于其他周期[图 3(a)], 这是污泥中微生物适应新的工艺和进水 COD 浓度导致的。微生物适应后, 出水 COD 浓度在 3 个阶段均稳定达标, 阶段 I、II 和 III 的平均去除率依次是 97.50%、97.92% 和 98.54%, 说明污泥膨胀对 COD 去除无明显影响, 与其他研究结论一致^[12], 同时也证明 FeCl_3 -生化耦合技术对 COD 去除无负面影响。

出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度均低于 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ [图 3(b)], 达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级 A 标准^[23]。3 个阶段 20 min 时 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率达 80%, 除磷速率大于正常的生物除磷速率^[24, 25], 这是因为 PO_4^{3-} 与残留 Fe^{3+} 共沉淀而被迅速去除。为了进一步研究除磷机理, 反应工序曝气阶段 60 min 取样一次, 停止曝气阶段 25 min 取样一次分析混合液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度变化, 图 4(a) 分析了阶段 I、II 和 III 的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除情况。反应器停止曝气, 混合液 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度略微升高[图 4(a)], 推断认为反应器中进行厌氧释磷的生化反应, 说明反应器内同时发生了生物除磷。生物除磷的存在, 导致了调控过程中 3 个阶段 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率的差异, 阶段 I、II 和 III 中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率依次是 87.22%、94.58% 和 95.88%。生物除磷效率随剩余污泥排放量的增大而增大, 3 个阶段平均污泥浓度分别是 $3\ 524$ 、 $3\ 776$ 和 $3\ 710 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 从反应器直接排放 500 mL 混合液的实质是阶段 II 和 III 排放的剩余污泥相近, 略大于阶段 I, 所以随着污泥沉降性能的恢复, 阶段 II 和 III 的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率相近, 略高于阶段 I。

如图 3(c), 前 5 个周期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的高浓度进水导致出水浓度相较其他周期高。不考虑此 5 个周期, 阶段 I、II 和 III 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均质量浓度依次



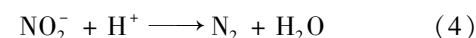
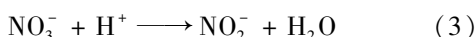
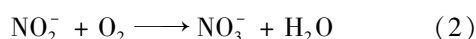
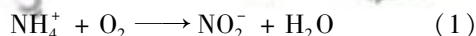
(a) COD; (b) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$; (c) $\text{NH}_4^+\text{-N}$

图 3 膨胀污泥调控过程中污染物去除性能

Fig. 3 Performance of contaminant removal during the process of filamentous bulking control

是 (8.76 ± 2.75) 、 (8.40 ± 4.08) 和 $(8.32 \pm 2.82) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 略大于一级 A 标准^[23], 推测主要是因为:没有脱氮功能的丝状菌是阶段 I 中污泥的主要微生物, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 无法被顺利转化成 N_2 而残留水中;阶段 II 和 III 虽然污泥的沉降性能良好, 但是参与去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的微生物数量依然较少, 所以

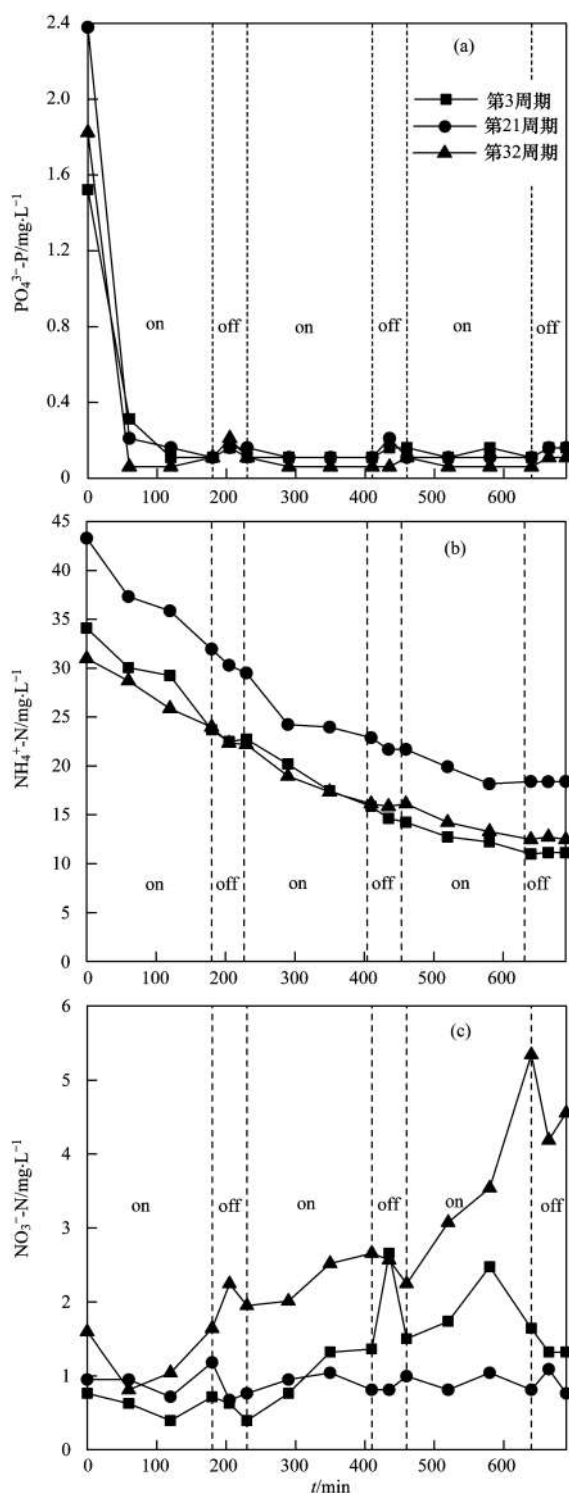
NH_4^+ -N去除量有限. 实验中混合液温度(12 ± 2) $^{\circ}\text{C}$, 低于微生物脱氮的最佳温度($15 \sim 20^{\circ}\text{C}$)^[26], 推断温度低也是 NH_4^+ -N出水不达标的原因之一. 阶段 I、II 和 III 出水 NH_4^+ -N质量浓度相近, 但是去除率依次增加[图 3(c)], 3 个阶段 NH_4^+ -N平均去除率依次是 65.33%、70.33% 和 74.65%. 为了研究 NH_4^+ -N去除率增大的原因, 分析了 3 个阶段内典型周期内 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N随时间的变化, 分别如图 4(b)和 4(c)所示. 各阶段 NH_4^+ -N去除速率相等[图 4(b)], 但是阶段 II(第 21 周期) NO_3^- -N明显随时间累积[图 4(c)], 阶段 I(第 3 周期)和阶段 III(第 32 周期)无 NO_3^- -N积累现象, 推断 3 个阶段中 NH_4^+ -N的有效去除并非均依赖于硝化-反硝化作用. NH_4^+ -N的硝化-反硝化生化途径如方程式(1)~(4)所示. 阶段 II 发现 NO_3^- -N随时间在反应器中积累, 说明污泥膨胀导致方程式(3)和(4)表示的反硝化生化体系中断. 假设污泥膨胀后仍然可以顺利进行方程式(1)和(2)表示的硝化反应, 考虑高浓度 DO($c_{\text{DO}} \geq 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)条件下 NO_2^- -N无法积累在反应器中^[27], 则阶段 I 应该可以发现如阶段 II 相似的 NO_3^- -N积累现象. 阶段 I 无 NO_3^- -N积累, 说明假设不成立, 推断认为污泥膨胀后微生物的硝化生化体系中断. 阶段 I 至阶段 II 期间重建了硝化体系, 阶段 II 至阶段 III 时间内重建了反硝化体系, 所以 NO_3^- -N的积累现象从无到有, 然后再次消失.



2.3 微生物群落结构演替

图 5 分析了污泥样品中门分类水平微生物群落(相对丰度 $\geq 1\%$), BS 是膨胀污泥样品, AS 是恢复良好沉降性能的活性污泥样品. *Candidatus Saccharibacteria* 是 BS 样品最主要的门水平细菌, 相对丰度达 97.64%(图 5). 鉴于 BS 样品中未检测出其他丝状菌, 说明 *Candidatus Saccharibacteria* 菌门是引起污泥丝状菌膨胀的唯一原因. 污泥沉降性能稳定后, *Candidatus Saccharibacteria* 菌门的相对丰度降低至 32.67%(AS 样品), 说明 FeCl_3 -生化耦合技术可以抑制丝状菌的生长.

应用 FeCl_3 -生化耦合技术前后, 污泥样品最大相对丰度的菌属均是 *Candidatus Saccharibacteria*. 样品 BS 和 AS 中 *Candidatus Saccharibacteria* 占比分别是 97.64% 和 32.67%. Ma 等^[28] 同样发现 *Candidatus Saccharibacteria* 在具有良好沉降性能的



(a) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$; (b) $\text{NH}_4^+\text{-N}$; (c) $\text{NO}_3^-\text{-N}$

on: 曝气启动 off: 曝气停止

图 4 典型周期内污染物去除特征

Fig. 4 Typical cycle profiles of contaminants

活性污泥中成为优势菌属, 说明 *Candidatus Saccharibacteria* 虽然是丝状菌, 其相对丰度不超过一定限值时并不会引起污泥膨胀. AS 样品中还繁殖有球衣细胞菌属(*Sphaerotilus*), 是一种常见的丝状菌^[29], 其在 AS 样品的相对丰度是 12.46%. 球衣细胞菌属(*Sphaerotilus*) 也被分类为铁细菌(iron

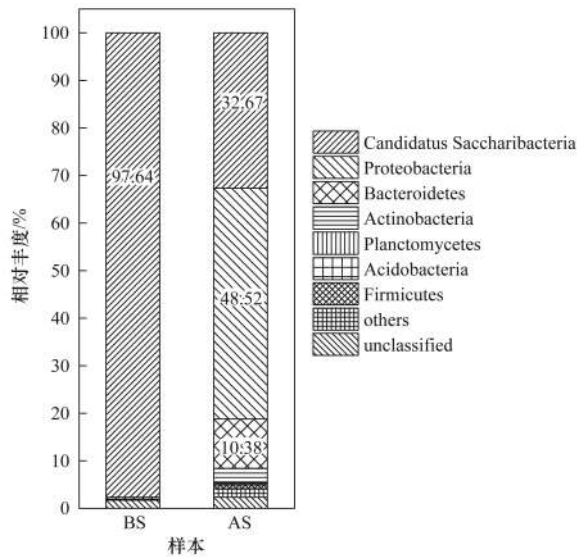


图5 膨胀污泥 (BS) 和活性污泥 (AS) 中微生物门水平群落分布

Fig. 5 Community distribution of microorganism on phylum level in bulking sludge (BS) and activated sludge (AS)

bacteria), FeCl₃ 絮凝剂的投加可能是球衣细胞菌属 (*Sphaerotilus*) 滋生的原因之一。Mulder 等^[30] 进行对比实验, 发现在简单有机基质和营养物中球衣细胞菌属 (*Sphaerotilus*) 的生物量是复杂基质中的 2.82 倍, 说明本研究简单的有机基质和营养物质是促进球衣细胞菌属 (*Sphaerotilus*) 滋生的另外一个原因。

样品 BS 和 AS 分别检测出 70 种和 188 种属分类水平微生物群落, 说明应用 FeCl₃-生化耦合技术后污泥的物种丰富度变大。恢复良好沉降性能后, 污泥主要菌属 (相对丰度 ≥ 1%) 还包括动胶菌属 (*Zoogloea*) 占比 14.06%, 铁杆菌属 (*Ferribacterium*) 占比 1.95%, *Tolumonas* 占比 4.62%, 黄杆菌属 (*Flavobacterium*) 占比 1.90%, *Ohtaekwangia* 占比 1.27%, *Nakamurella* 占比 1.19% 和紫色杆菌属 (*Janthinobacterium*) 占比 1.05%。说明 FeCl₃-生化耦合技术可以促进菌胶团细菌的繁殖。

分析 Illumina MiSeq 测序数据, BS 样品无硝化菌检出, AS 样品繁殖了少量硝化菌, 硝化螺菌属 (*Nitrospira*) 和亚硝化单胞菌属 (*Nitrosomonas*) 相对丰度分别是 0.25% 和 0.003%。污泥中硝化菌从无到有, 印证了 FeCl₃-生化耦合技术调控丝状菌污泥膨胀过程中重建了硝化体系的推测。硝化菌是高效去除 NH₄⁺-N 的重要菌属, 具有世代时间长和生长速率慢的特征^[31], 调控过程历时 18 d, 时间短是 AS 样品中硝化菌数量少的原因。

如表 3 主要参照 Shapleigh^[32] 归纳总结的 84 种反硝化菌分析了调控前后污泥样品的反硝化菌及丰

度。BS 样品反硝化菌相对丰度总和仅有 0.20%, AS 样品反硝化菌相对丰度总和是 20.78% (表 3), 说明 FeCl₃-生化耦合技术促进了反硝化菌繁殖。调控过程第 3 周期无 NO₃⁻-N 积累, 第 21 周期发现大量 NO₃⁻-N 积累而不能进一步转化成 N₂, 第 32 周期 NO₃⁻-N 的积累现象消失 [图 4(c)], 结合反硝化菌相对丰度的增加, 印证了反应器重建了反硝化生化体系的推断。

表 3 污泥样品中反硝化菌属相对丰度统计

Table 3 Relative abundance of putative denitrifying genera detected in sludge samples

反硝化菌属	相对丰度/%	
	BS 样品	AS 样品
<i>Zoogloea</i>	0.077 143	14.057 89
<i>Flavobacterium</i>	0.022 253	1.895 946
<i>Ohtaekwangia</i> ^[33]	0.002 967	1.274 348
<i>Janthinobacterium</i>	0.001 484	1.050 336
<i>Dokdonella</i> ^[34]	—	0.599 344
<i>Thermomonas</i> ^[35]	0.062 308	0.431 706
<i>Aeromonas</i> ^[34]	—	0.359 013
<i>Albidiferax</i> ^[36]	0.001 484	0.314 507
<i>Acidovorax</i>	0.002 967	0.163 188
<i>Pseudomonas</i>	—	0.143 902
<i>Dechloromonas</i>	0.011 868	0.124 616
<i>Terrimonas</i> ^[37]	0.007 418	0.115 715
<i>Hydrogenophaga</i> ^[34]	0.001 484	0.075 66
<i>Rhodobacter</i>	—	0.060 825
<i>Acinetobacter</i>	0.001 484	0.053 407
<i>Pedobacter</i>	—	0.017 802
<i>Hyphomicrobium</i>	—	0.010 385
<i>Azoarcus</i> ^[34]	—	0.005 934
<i>Paracoccus</i>	—	0.005 934
<i>Thauera</i>	—	0.004 451
<i>Bradyrhizobium</i>	—	0.004 451
<i>Azospira</i>	—	0.002 967
<i>Nocardia</i>	—	0.002 967
<i>Rubrivivax</i>	—	0.001 484
<i>Comamonas</i>	—	0.001 484
<i>Kineosporia</i>	—	0.001 484
<i>Corynebacterium</i>	0.001 484	—
<i>Burkholderia</i>	0.001 484	—
<i>Sphingobacterium</i>	0.001 484	—
总计	0.20	20.78

3 结论

(1) 三段 A/O 反应器应急性运行 SBR 工艺、交替曝气中提高 DO 浓度至 (7.45 ± 0.49) mg·L⁻¹、提高 COD 初始浓度至 (332.73 ± 106.06) mg·L⁻¹、沉淀工序中投加 FeCl₃ 使之在混合液中浓度达 120 mg·L⁻¹, 形成的 FeCl₃-生化耦合技术快速调控未知诱因的丝状菌污泥膨胀, SVI 在 8d 恢复至正常值 (≤150 mg·L⁻¹), 14 d 稳定至 56 mg·L⁻¹。

(2) 调控过程出水 COD 和 PO₄³⁻-P 浓度均稳定

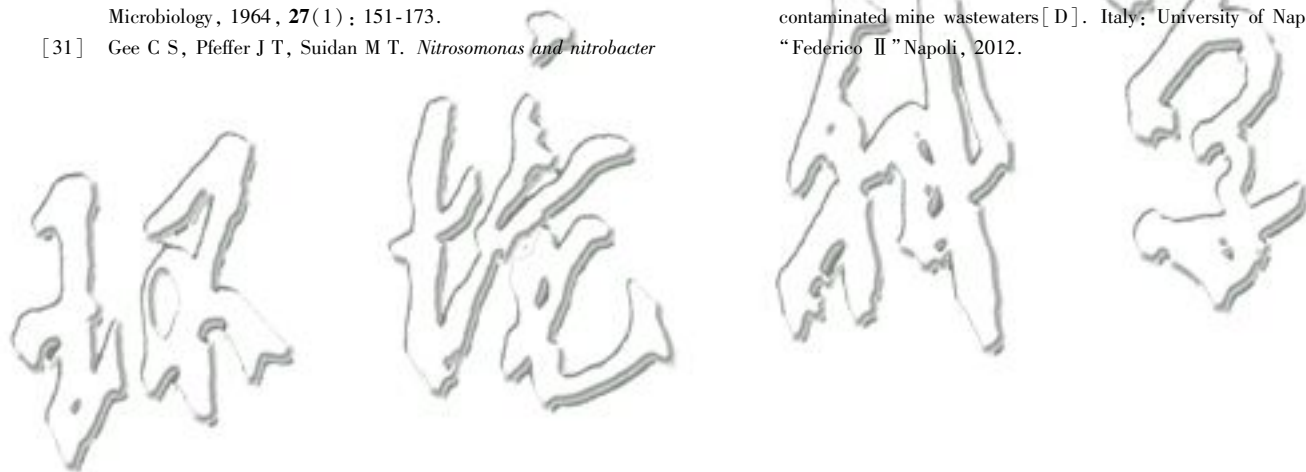
达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级 A 标准, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率从 65.33% 增加至 74.65%, 重建了硝化-反硝化生化体系。

(3) FeCl_3 -生化耦合技术有效抑制 *Candidatus Saccharibacteria* 繁殖并且促进菌胶团细菌生长, *Candidatus Saccharibacteria* 细菌的属水平及门水平相对丰度均从 97.64% 降低至 32.67%。

参考文献:

- [1] Palm J C, Jenkins D, Parker D S. Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the Completely-Mixed activated sludge process [J]. Journal (Water Pollution Control Federation), 1980, **52** (10): 2484-2506.
- [2] Tsang Y F, Chua H, Sin S N, *et al.* A novel technology for bulking control in biological wastewater treatment plant for pulp and paper making industry [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, **32** (3): 127-134.
- [3] Nakhla G, Lugowski A. Control of filamentous organisms in food-processing wastewater treatment by intermittent aeration and selectors [J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2003, **78** (4): 420-430.
- [4] Al-Mutairi N Z. Aerobic selectors in slaughterhouse activated sludge systems: a preliminary investigation [J]. Bioresource Technology, 2009, **100** (1): 50-58.
- [5] Al-Mutairi N Z, Hamoda M F, Al-Ghusain I. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant [J]. Bioresource Technology, 2004, **95** (2): 115-119.
- [6] Philips S, Rabaey K, Verstraete W. Impact of iron salts on activated sludge and interaction with nitrite or nitrate [J]. Bioresource Technology, 2003, **88** (3): 229-239.
- [7] Oladoja N A, Aliu Y D. Snail shell as coagulant aid in the alum precipitation of malachite green from aqua system [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **164** (2-3): 1496-1502.
- [8] Guo W S, Ngo H H, Vigneswaran S, *et al.* Effect of different flocculants on short-term performance of submerged membrane bioreactor [J]. Separation and Purification Technology, 2010, **70** (3): 274-279.
- [9] De Gregorio C, Caravelli A H, Zaritzky N E. Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition [J]. Chemical Engineering Journal, 2010, **165** (2): 607-616.
- [10] Pradhan S K, Torvinen E, Siljanen H M P, *et al.* Iron flocculation stimulates biogas production in *Microthrix parvicella*-spiked wastewater sludge [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2015, **12** (9): 3039-3046.
- [11] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, *et al.* Filamentous bulking sludge—a critical review [J]. Water Research, 2004, **38** (4): 793-817.
- [12] Huang L, Ju L K. Sludge settling and online NAD (P) H fluorescence profiles in wastewater treatment bioreactors operated at low dissolved oxygen concentrations [J]. Water Research, 2007, **41** (9): 1877-1884.
- [13] 洪颖, 姚俊芹, 马斌, 等. 基于高通量测序的 SBR 反应器丝状膨胀污泥菌群分析 [J]. 环境科学, 2018, **39** (7): 3279-3285.
- [14] 刘珮, 袁林江, 陈希, 等. 低负荷氧化沟系统中 EPS 与活性污泥沉降性能的关系 [J]. 环境科学学报, 2013, **33** (6): 1611-1615.
- [15] Borneman J, Triplett E W. Molecular microbial diversity in soils from eastern Amazonia: evidence for unusual microorganisms and microbial population shifts associated with deforestation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997, **63** (7): 2647-2653.
- [16] He X S, McLean J S, Edlund A, *et al.* Cultivation of a human-associated TM7 phylotype reveals a reduced genome and epibiotic parasitic lifestyle [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, **112** (1): 244-249.
- [17] Hugenholtz P, Tyson G W, Webb R I, *et al.* Investigation of candidate division TM7, a recently recognized major lineage of the domain *Bacteria* with no known pure-culture representatives [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2001, **67** (1): 411-419.
- [18] 肖才林, 沈建华, 杨洋, 等. 三段 A/O 工艺处理发制品产业集聚区综合废水 [J]. 中国环境科学, 2018, **38** (4): 1304-1311.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 211-281.
- [20] Wang Z B, Miao M S, Kong Q, *et al.* Evaluation of microbial diversity of activated sludge in a municipal wastewater treatment plant of northern China by high-throughput sequencing technology [J]. Desalination and Water Treatment, 2016, **57** (50): 23516-23521.
- [21] 徐伟超, 蒙小俊, 尹莉, 等. 焦化废水活性污泥中降解硫氰化物细菌种群多样性分析 [J]. 环境科学, 2016, **37** (7): 2689-2695.
- [22] 杨雄, 彭永臻, 宋姬晨, 等. 进水中碳水化合物分子大小对污泥沉降性能的影响 [J]. 中国环境科学, 2015, **35** (2): 448-456.
- [23] GB 18918-2002, 城镇污水处理厂污染物排放标准 [S]. GB 18918-2002, Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant [S].
- [24] 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**: 27-35.
- [25] Hong Y, Yao J Q, Ma B, *et al.* Filamentous sludge microbial community of a SBR reactor based on high-throughput sequencing [J]. Environmental Science, 2018, **39** (7): 3279-3285.

- [25] Wang D B, Li X M, Yang Q, *et al.* Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**(13): 5466-5473.
- [26] Zhu R, Wu M, Yang J. Effect of sludge retention time and phosphorus to carbon ratio on biological phosphorus removal in HS-SBR process[J]. *Environmental Technology*, 2013, **34**(4): 429-435.
- [27] Fillos J, Diyamandoglu V, Carrio L A, *et al.* Full-scale evaluation of biological nitrogen removal in the step-feed activated sludge process [J]. *Water Environment Research*, 1996, **68**(2): 132-142.
- [28] Ma S J, Ding L L, Huang H, *et al.* Effects of DO levels on surface force, cell membrane properties and microbial community dynamics of activated sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2016, **214**: 645-652.
- [29] Richard M, Hao O, Jenkins D. Growth kinetics of *Sphaerotilus* Species and their significance in activated sludge bulking[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1985, **57**(1): 68-81.
- [30] Mulder E G. Iron Bacteria, particularly those of the *Sphaerotilus-Leptothrix* group, and industrial problems[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 1964, **27**(1): 151-173.
- [31] Gee C S, Pfeffer J T, Suidan M T. *Nitrosomonas and nitrobacter* interactions in biological nitrification [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1990, **116**(1): 4-17.
- [32] Shapleigh J P. The denitrifying prokaryotes [A]. In: Dworkin M, Stanley F, Rosenberg E, *et al* (Eds.). *The Prokaryotes* [M]. New York, NY: Springer, 2006. 769-792.
- [33] Tabassum S, Wang Y, Zhang X J, *et al.* Novel mass bio system (MBS) and its potential application in advanced treatment of coal gasification wastewater [J]. *RSC Advances*, 2015, **5**(108): 88692-88702.
- [34] Tian H L, Zhao J Y, Zhang H Y, *et al.* Bacterial community shift along with the changes in operational conditions in a membrane-aerated biofilm reactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, **99**(7): 3279-3290.
- [35] McIlroy S J, Starnawska A, Starnawski P, *et al.* Identification of active denitrifiers in full-scale nutrient removal wastewater treatment systems [J]. *Environmental Microbiology*, 2016, **18**(1): 50-64.
- [36] Yu Z, Yang J, Liu L M. Denitrifier community in the oxygen minimum zone of a subtropical deep reservoir [J]. *PLoS One*, 2014, **9**(3): e92055.
- [37] Di Capua F. Nitrogen removal in low pH and heavy metal contaminated mine wastewaters [D]. Italy: University of Napoli "Federico II" Napoli, 2012.



CONTENTS

Characteristics of Aerosol Vertical Distribution over the Yangtze River Delta Region of China in 2018	SHEN Ji, CAO Nian-wen (4743)
Characteristics of Haze Pollution Episodes During Autumn and Winter in 2018 in Shijiazhuang	SU Wen-kang, BAO Xiao-lei, NI Shuang-ying, <i>et al.</i> (4755)
Spatial Temporal Characteristics and Cluster Analysis of Chemical Components for Ambient PM _{2.5} in Wuhan	ZHANG Hui-tao, TIAN Ying-ze, LIU Bao-shuang, <i>et al.</i> (4764)
Heavy Metal Pollution Characteristics and Ecological and Health Risk Assessment of Atmospheric PM _{2.5} in a Living Area of Zhengzhou City	HE Rui-dong, ZHANG Yi-shun, CHEN Yong-yang, <i>et al.</i> (4774)
Distribution Characteristics and Sources of Metal Elements in Rainwater in Xiamen	WANG Shan-shan, CHENG Yi-feng, YAN Jin-pei, <i>et al.</i> (4783)
First Long-Term Study of Atmospheric New Particle Formation in the Suburb of Shanghai from 2015 to 2017	HUO Jun-tao, WANG Xin-ning, DUAN Yu-sen, <i>et al.</i> (4791)
Characteristics, Transportation, Pathways, and Potential Sources of Air Pollution During Autumn and Winter in Taiyuan	YAN Shi-ming, WANG Yan, GUO Wei, <i>et al.</i> (4801)
Spatial and Temporal Characteristics of Air Quality and Cause Analysis of Heavy Pollution in Northeast China	CHEN Wei-wei, LIU Yang, WU Xue-wei, <i>et al.</i> (4810)
Spatiotemporal Evolution and Driving Mechanism of Aerosol Optical Depth in the Ebinur Lake Basin	CHEN Xiang-yue, DING Jian-li, WANG Jing-zhe, <i>et al.</i> (4824)
Concentration Levels and Impact Factors of Benzene Series in Chinese Residential Building	HOU Bei-bei, YIN Yi-hui, PEI Jing-jing, <i>et al.</i> (4833)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Aromatic Compounds in Shijiazhuang	YANG Yang, LI Xing-ru, LIU Shui-qiao, <i>et al.</i> (4841)
Emission Characteristics Analysis and Health Risk Assessment of Unorganized VOCs in the Carbon Industry, Zhengzhou	ZHANG Yi-shun, WANG Jia, HAN Shi-jie, <i>et al.</i> (4847)
Hazardous Volatile Organic Compound Emission Inventory Study and Its Application in a Typical Chemical Industry in the Yangtze River Delta	LU Jun, HUANG Yi-wei, HUANG Cheng (4856)
Establishment and Characteristics of an Artificial Ammonia Emissions Inventory in Jiangsu Province from 2013 to 2017	HOU Xin-hong, YU Xing-na, SHEN Li, <i>et al.</i> (4862)
Occurrence Characteristics and Health Risks of PAHs on the Surface of Buildings and Devices in the Coking Plant	ZHAO Yi-shu, LIAO Xiao-yong, LI You, <i>et al.</i> (4870)
Contamination Characteristics and Ecological Risk Assessment of Androgens, Glucocorticoids, and Progesterone in the Liusha Bay, South China Sea	YANG Lei, ZHANG Jin-na, XU Min, <i>et al.</i> (4879)
Dynamic Changes in Hydrochemical Characteristics and Influencing Factors in the Karst Watershed Flood Process	YUAN Ya-qiong, SUN Ping-an, SU Zhao, <i>et al.</i> (4889)
Sources, Distribution, and Fluxes of Major and Trace Elements in the Yangtze River	WU Wen-tao, RAN Xiang-bin, LI Jing-xi, <i>et al.</i> (4900)
Contaminant Characteristics and Ecological Risk Assessments of Heavy Metals from River Networks in the Western Area of the Wangyu River	XU Chen, WANG Pei-fang, CHEN Juan, <i>et al.</i> (4914)
Influence of Rainfall Intensity on the Nutrient Loading from an Inflowing River in the Plain River Network of the Taihu Catchment	CHEN Jie, ZHU Guang-wei, XU Hai, <i>et al.</i> (4924)
Distribution and Pollution Assessment of Nutrients and Heavy Metals in Surface Sediments from Shibalianwei Wetland in Hefei, Anhui Province, China	CHEN Shan, XU Fan, XIE San-tao, <i>et al.</i> (4932)
Spatial Distribution Characteristics of Chlorophyll-a and Nutrient Salts in Tributaries of Different River Sections in the Three Gorges Reservoir Area During the Flood Season	YANG Fan, YANG Zheng-jian, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (4944)
Endogenous Release of Nitrogen and Phosphorus in the Danjiangkou Reservoir	WANG Zhi-qi, LIU Xin-xing, YAO Zhi-hong, <i>et al.</i> (4953)
Correlation Between Water Purification Capacity and Bacterial Community Composition of Different Submerged Macrophytes	LI Lin, YUE Chun-lei, ZHANG Hua, <i>et al.</i> (4962)
Size-dependent Effects of Zinc Oxide Nanoparticles on Performance and Microbial Community Structure of a Constructed Wetland	WANG Sen, REN Ling, LIU Lin-lin, <i>et al.</i> (4971)
Removal of Nitrogen and Phosphorus from Water by Biomass Carbon of Aquatic Plants	LIU Shu-lei, PENG Hui-jun, YANG Jia-yi, <i>et al.</i> (4980)
Preparation of MgO Modified Lotus Shell Biochar and Its Phosphorus Adsorption Characteristics	WANG Sheng-hua, ZHU Dan-chen, SHAO Jing-ai, <i>et al.</i> (4987)
Effects of Microplastics on Membrane Fouling During a Shortened Ultrafiltration Membrane Process	WANG Bo-dong, XUE Wen-jing, LÜ Yong-tao, <i>et al.</i> (4996)
Preparation and Comparison of Arsenic Removal Granular Adsorbent Based on Iron-Manganese Sludge	ZENG Hui-ping, YU Ya-ping, LÜ Sai-sai, <i>et al.</i> (5002)
Catalytic Degradation of Rhodamine B by FeOCl Activated Hydrogen Peroxide	ZHANG Shao-peng, CHEN Yu, BAI Shu-qin, <i>et al.</i> (5009)
Treatment Effect and Ecological Risk Assessment of Typical Antibiotics in Wastewater from Large-scale Dairy Farms in Tianjin	CHEN Qian, ZHAO Run, MOU Mei-rui, <i>et al.</i> (5015)
Distribution Characteristics of Antibiotic Resistance Genes in Wastewater Treatment Plants	YAO Peng-cheng, CHEN Jia-yu, ZHANG Yong-ming, <i>et al.</i> (5024)
Start-up and Stable Operation of CANON Coupled with Denitrifying Phosphorus Removal	YIN Wen, CHEN Ya, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (5032)
Control of Sludge Bulking Caused by Unknown Reason Through FeCl ₃ Coupled with Biochemical Methods	WEI Dong-yang, XIAO Cai-lin, ZHOU Wen, <i>et al.</i> (5040)
Effects of Solid Retention Time on the Phosphorus Removal and Nitrosation Granules System	LI Dong, LIU Bo, WANG Wen-qi, <i>et al.</i> (5048)
Start-up of Simultaneous ANAMMOX and Denitrification Process and Changes in Microbial Community Characteristics	SONG Zhuang-zhuang, LÜ Shuang, LIU Zhe, <i>et al.</i> (5057)
Influence of Substrate Exposure Level on ANAMMOX Microbial Activity and Biomass	CHEN Fang-min, GAO Jia-qi, HUANG Yong, <i>et al.</i> (5066)
Pollution Characteristics and Source Analysis of Heavy Metals in Farmland Soils in the Taige Canal Valley	LI Wei-di, CUI Yun-xia, ZENG Cheng-cheng, <i>et al.</i> (5073)
Method of Dividing the Value of Soil Heavy Metal Pollution Risk Screening: Using Cd as an Example	WANG Rui, ZHANG Feng-lei, XU Shu-shu, <i>et al.</i> (5082)
Mineral Characteristics of Arsenic in the Active Area of the Banbishan Gold Mine and Its Effect on Arsenic Accumulation in Farmland Soil	WEN Qi-qian, YAN Xiu-lan, SHEN Jun-feng, <i>et al.</i> (5090)
Remediation of Cadmium Contaminated Paddy Fields Using Soil Conditioners	ZHOU Li-jun, WU Lin, LIN Xiao-bing, <i>et al.</i> (5098)
Inhibition and Remediation of Methylmercury Contaminated Soil by Use of Modified Montmorillonite	HAN Yi-xin, HE Tian-rong, WANG Zu-bo (5107)
Cerium-manganese Modified Biochar Immobilizes Arsenic in Farmland Soils	LIANG Ting, LI Lian-fang, ZHU Chang-xiong, <i>et al.</i> (5114)
Improving Bioremediation of Crude Oil-contaminated Soil by Mild Pre-oxidation	XU Jin-lan, WANG Hui-fang, WANG Rong, <i>et al.</i> (5124)
Community Structure of Heavy Metal Immobilized Bacteria in the Lettuce (<i>Lactuca sativa</i> L.) Rhizosphere in Soil Polluted by Heavy Metals and Its Effects on Reducing Heavy Metal Accumulation in Lettuce	WANG Tie-jun, SU Nan-nan, LEI Peng, <i>et al.</i> (5133)
Impact of Dicyandiamide (DCD) and 3,4-Dimethylpyrazole Phosphate (DMPP) on Ammonia-oxidizing Bacteria and Archaea in a Vegetable Planting Soil	GUO Jun-li, LIU Yi, WEI Wen-xue, <i>et al.</i> (5142)
Effect of Different Reclaimed Water Irrigation Methods on Bacterial Community Diversity and Pathogen Abundance in the Soil-Pepper Ecosystem	CUI Bing-jian, GAO Feng, HU Chao, <i>et al.</i> (5151)
Characteristics of CO ₂ and N ₂ O Emissions Under Two Land Use Types in the Loess Plateau of China	HAN Jia-le, HAO Shan, LIU Zhen-jie, <i>et al.</i> (5164)
Effects of Biochar on N ₂ O Emission from Four Typical Soils in the North China Plain	ZHANG Xiu-ling, SUN Yun, ZHANG Shui-qing, <i>et al.</i> (5173)
Effects of Optimizing Fertilization on N ₂ O and CH ₄ Emissions in a Paddy-Cowpea Rotation System in the Tropical Region of China	HU Yu-lin, TANG Shui-rong, TAO Kai, <i>et al.</i> (5182)