

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法

杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年5月

第42卷 第5期

Vol.42 No.5

目 次

北京冬季 PM_{2.5} 中有机气溶胶的化学特征和来源解析 徐楠, 王甜甜, 李晓, 唐荣志, 郭松, 胡敏 (2101)

北京地区 2019 年 2~3 月供暖结束前后两次污染过程特征分析 尹晓梅, 蒲维维, 王继康, 刘湘雪, 乔林 (2110)

北京 2019 年冬季一次典型霾污染特征与成因分析 廉涵阳, 杨欣, 张普, 陈义珍, 杨小阳, 赵好希, 何友江, 赵丹婷 (2121)

青岛沿海地区夏季和冬季新粒子生成特征对比 孙悦, 朱玉姣, 孟赫, 刘兵, 刘玉虹, 董灿, 姚小红, 王文兴, 薛丽坤 (2133)

太原市城乡居民采暖季室内灰尘中重金属的污染特征及其生态风险评价 黄浩, 徐子琪, 严俊霞, 赵秀阁, 王丹璐 (2143)

西安市新装修公共场所空气污染物浓度分析及健康风险评价 范洁, 樊灏, 沈振兴, 党文鹏, 郑伟, 王志华, 付毅 (2153)

超低排放典型燃烧源颗粒物及水溶性离子排放水平与特征 胡月琪, 王铮, 郭建辉, 冯亚君, 丁萌萌, 颜旭 (2159)

合肥市夏季大气颗粒物中微生物群落的高通量测序分析 姜少毅, 孙博文, 代海涛, 王润芳, 马大卫, 朱仁斌 (2169)

郑州市细颗粒物时空差异及管控措施影响 董喆, 袁明浩, 苏方成, 张剑飞, 孙佳侯, 张瑞芹 (2179)

2016~2019 年江西省臭氧污染特征与气象因子影响分析 钱悦, 许彬, 夏玲君, 陈燕玲, 邓力琛, 王欢, 张根 (2190)

天山北坡城市群气溶胶光学特性时空分布特征 张喆, 丁建丽, 王瑾杰, 陈香月, 刘兴涛, 阿提干·吾斯曼 (2202)

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法 杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺 (2213)

太湖水体 Chl-a 预测模型 ARIMA 的构建及应用优化 李娜, 李勇, 冯家成, 单雅洁, 钱佳宁 (2223)

松花湖水水质空间差异及富营养化空间自相关分析 丁洋, 赵进勇, 张晶, 付意成, 彭文启, 陈渠昌, 李艳艳 (2232)

会仙岩溶湿地丰平枯水期地表水污染及灌溉适用性评价 朱丹尼, 邹胜章, 李军, 樊连杰, 赵一, 谢浩, 朱天龙, 潘民强, 徐利 (2240)

京杭大运河中下游段天然水化学变化特征及驱动因素 程中华, 邓义祥, 卓小可, 代丹, 于涛 (2251)

次降雨过程中不同土地利用配置对径流中氮流失的影响 罗义峰, 陈方鑫, 周豪, 龙翼, 严冬春, 谭文浩, 李丹丹, 陈晓燕 (2260)

碳氮同位素解析典型岩溶流域地下水中硝酸盐来源与归趋 任坤, 潘晓东, 梁嘉鹏, 彭聪, 曾洁 (2268)

冰封状态下达里湖冰-水中浮游细菌群落结构差异 李文宝, 杨旭, 田雅楠, 杜蕾 (2276)

城市再生水河道沉积物细菌群落空间变化分析:以京津冀北运河为例 邱莹, 靳燕, 苏振华, 邱琰若, 赵栋梁, 郭道宇 (2287)

太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素 赵锋, 许海, 詹旭, 朱广伟, 郭宇龙, 康丽娟, 朱梦圆 (2296)

三峡库区典型支流水库浮游动植物群落结构特征及其与环境因子的关系 陈莎, 谢青, 付梅, 江韬, 王永敏, 王定勇 (2303)

铁硫改性生物炭去除水中的磷 桑倩倩, 王芳君, 赵元添, 周强, 蔡雨麒, 邓颖, 田文清, 陈永志, 马娟 (2313)

钢渣对水体中磷的去除性能及机制解析 罗晓, 张峻搏, 何磊, 杨雪晶, 吕鹏翼 (2324)

BS-18 两性修饰膨润土对四环素和诺氟沙星复合污染的吸附 王新欣, 孟昭福, 刘欣, 王腾, 胡啸龙, 孙秀贤 (2334)

Ag₃PO₄/g-C₃N₄ 复合光催化剂的制备及其可见光催化性能 高闯闯, 刘海成, 孟无霜, 郝双玲, 薛婷婷, 陈国栋, Joseph Acquah (2343)

可见光驱动下罗丹明 B 自活化过硫酸盐降解双酚 A 张怡晨, 白雪, 石娟, 金鹏康 (2353)

铁钛共掺杂氧化铝诱发表面双反应中心催化臭氧氧化去除水中污染物 张帆, 宋阳, 胡春, 吕来 (2360)

硫化铁铜双金属复合材料的制备及除铬机制 屈敏, 王源, 陈辉霞, 王兴润, 徐红彬 (2370)

电催化-生物电化学耦合系统处理青霉素废水的机制 曲有鹏, 吕江维, 董跃, 冯玉杰, 张杰 (2378)

缺氧/好氧交替连续流的生活污水好氧颗粒污泥运行及污染物去除机制 李冬, 杨敬畏, 李悦, 李帅, 张诗睿, 王文强, 张杰 (2385)

反硝化除磷污泥聚集体内原位除磷活性及有机物浓度的影响 吕永涛, 姜晓童, 徒彦, 王旭东, 潘永宝, 刘爽, 崔双科, 王磊 (2396)

基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术工艺 薛冰, 刘宾寒, 韦婷婷, 王先恺, 陈思思, 董滨 (2402)

活性炭对城市有机固废厌氧消化过程抗生素抗性基因行为特征的影响 马佳莹, 王盼亮, 汪冰寒, 苏应龙, 谢冰 (2413)

6 种农业废弃物初期碳源及溶解性有机物释放机制 凌宇, 闫国凯, 王海燕, 董伟羊, 王欢, 常洋, 李丛宇 (2422)

中国典型农田土壤有机碳密度的空间分异及影响因素 李成, 王让会, 李兆哲, 徐扬 (2432)

不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征 刘琪, 李宇虹, 李哲, 魏晓梦, 祝贞科, 吴金水, 葛体达 (2440)

青藏高原林地土壤的氮转化特征及其影响因素分析:以祁连山和藏东南地区为例 何芳, 张丽梅, 申聪聪, 陈金全, 刘四义 (2449)

基于物元可拓模型的兰州市主城区公园表土重金属污染评价 胡梦瑶, 李春艳, 李娜娜, 吉天琪, 郑登友 (2457)

长期施用化肥和有有机肥对稻田土壤重金属及其有效性的影响 夏文建, 张丽芳, 刘增兵, 张文学, 蓝贤瑾, 刘秀梅, 刘佳, 刘光荣, 李祖章, 王萍 (2469)

川南山区土壤与农作物重金属特征及成因 韩伟, 王成文, 彭敏, 王乔林, 杨帆, 徐仁廷 (2480)

宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价 杨帆, 罗红雪, 钟艳霞, 王幼奇, 白一茹 (2490)

重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性和适用性 鹿发虎, 吴雪姣, 孔雪菲, 曾亮, 王晓宇, 陈兆进, 姚伦广, 韩辉 (2502)

典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响 张雨婷, 田应兵, 黄道友, 张泉, 许超, 朱挥华, 朱奇宏 (2512)

油茶果壳改性生物炭吸附性能及其耦合淹水对土壤 Cd 形态影响 蔡彤, 杜辉辉, 刘孝利, 铁柏清, 杨宇 (2522)

土地利用变化对松花江下游湿地土壤真菌群落结构及功能的影响 徐飞, 张拓, 怀宝东, 隋文志, 杨雪 (2531)

渔业复垦塌陷地抗生素抗性基因与微生物群落 程森, 路平, 冯启言 (2541)

3 种常用除草剂对细菌抗生素耐药性的影响 李曦, 廖汉鹏, 崔鹏, 白玉丹, 刘晨, 文畅, 周顺桂 (2550)

污水再生利用微生物控制标准及其制定方法探讨 陈卓, 崔琦, 曹可凡, 陆韻, 巫寅虎, 胡洪营 (2558)

《环境科学》征订启事 (2439) 《环境科学》征稿简则 (2479) 信息 (2152, 2231, 2286)

基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术工艺

薛冰¹, 刘宾寒¹, 韦婷婷¹, 王先恺², 陈思思^{1,2*}, 董滨^{1,2}

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 中国长江三峡集团有限公司, 北京 100038)

摘要: 探究基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术在不同臭氧含量以及不同污泥龄条件下的工艺参数和污泥性质. 本研究发现 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (以 O_3/MLVSS 计) 为实现污泥减量并维持污水处理系统正常处理能力较为适宜的臭氧含量, 该含量下的臭氧旁路处理后污泥产率系数 Y_h 从 $0.331 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ 减少到 $0.326 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$, 衰减系数 K_d 从 0.046 d^{-1} 增加到 0.050 d^{-1} , 污泥产生速率减小, 衰减速率增大, 且污泥龄为 10 d 时 SBR 系统出水水质良好. 即臭氧含量 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、污泥龄为 10 d 条件下的臭氧旁路处理为适宜的工艺条件, 此时剩余污泥减量 12%. 该工艺条件下的臭氧旁路处理改变了剩余污泥中微生物在门和属上的种群丰度, 臭氧旁路处理后拟杆菌门相对丰度增加 1.2 倍, 与硝化和反硝化相关的变形菌门相对丰度从 24% 降低到 18%, 硝化细菌相对丰度的减少影响了污水处理系统的脱氮能力, 但出水总氮仍满足一级 B 排放标准; 在属上 *Lactococcus* 等乳酸菌的种群相对丰度从 0.4% 增加到 21.6%. 同时, 剩余污泥胞外聚合物 (EPS) 中蛋白质与腐殖质类等大分子有机物比例增加, 使 CST 值从 15 s 升高至 17 s, Zeta 电位从 -10.04 mV 下降至 -15.20 mV , 剩余污泥的 SVI 由 $54 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 升高至 $62 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 说明沉降性能和脱水性能受到一定影响, 但系统的出水 SS 含量以及抽滤后泥饼含水率变化不明显, 系统仍能够稳定运行, 未明显影响剩余污泥的后续脱水.

关键词: 臭氧; 污泥; 参数; 微生物群落; 脱水性能; 沉降性能

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)05-2402-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.202009165

In-situ Sludge Reduction Technology Based on Ozonation

XUE Bing¹, LIU Bin-han¹, WEI Ting-ting¹, WANG Xian-kai², CHEN Si-si^{1,2*}, DONG Bin^{1,2}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. China Three Gorges Corporation, Beijing 100038, China)

Abstract: The process parameters and sludge properties of an in-situ sludge ozone-reduction system were investigated under different ozone dosages and sludge ages. Subsequently, $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (as O_3/MLVSS) was selected as the appropriate ozone dosage to satisfy the wastewater treatment capacity and in-situ sludge ozone-reduction. The calibration coefficient results of the sludge yield formula indicated that Y_h was reduced from $0.331 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ to $0.326 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ (to MLVSS/COD m) by ozone treatment and K_d was increased from 0.046 d^{-1} to 0.050 d^{-1} at $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. The effluent quality of the SBR system was satisfactory when the sludge age was 10 d. The ozone dosage of $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ and sludge age of 10 d were selected as the appropriate process conditions, at which the excess sludge was reduced by 12%. The high-throughput sequencing results concluded that the microorganisms in the excess sludge after ozonation were different in phylum and genus. After ozone treatment, the abundance of Bacteroidetes increased by 1.2 times and the relative abundance of Proteobacteria with nitrification and denitrification ability decreased from 24% to 18%. The reduction in the abundance of nitrobacteria affected the denitrification capacity of the sewage treatment system, but the total effluent nitrogen still met the I B discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plants. The relative abundance of *Lactococcus* increased from 0.4% to 21.6%. Simultaneously, the concentration of macromolecular organic substances in the EPS of the excess sludge increased from $40.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ to $54.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, while the CST increased from 15 s to 17 s after ozone treatment. The zeta potential decreased from -10.04 mV to -15.20 mV and the SVI of the excess sludge increased from $54 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ to $62 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, thereby indicating that the sedimentation performance and dewaterability were affected to some extent. However, the SS of the effluent and the solids content of the sludge cake after extraction did not change significantly, the system could still operate stably, and the subsequent dewaterability of the excess sludge was not significantly affected.

Key words: ozone; sludge; parameter; microbial community; dewaterability; sedimentation performance

污泥原位减量是污泥处理处置的重要手段, 通过研究污水生物处理工艺中活性污泥的增殖与衰减规律, 在确保污水达标处理的前提下实现污泥减量, 是进行污水污泥处理处置的重要技术需求. 目前, 常见的污泥原位减量手段有解偶联代谢、细胞溶解 (或分解)-隐性生长和微生物捕食等^[1-3]. 作为细胞溶解 (或分解)-隐性生长的手段之一, 臭氧常作为改善污泥性质的预处理或旁路处理手段与其他工艺耦合^[4]. 基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术, 是

指利用臭氧对生化反应池中部分活性污泥进行旁路处理后回流至生化反应池, 以减少剩余污泥的产量, 具有无副产物、污泥产率少和占地面积小等优势, 具有显著的应用前景. Wang 等^[5] 通过鼓泡方式对污

收稿日期: 2020-09-16; 修订日期: 2020-10-11

基金项目: 中国长江三峡集团有限公司项目 (202003166); 国家重点研发计划项目 (SQ2020YFC190064)

作者简介: 薛冰 (1996~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: xuebingstu@163.com

* 通信作者, E-mail: chensisi@tongji.edu.cn

泥进行原位减量处理,发现臭氧含量(以 O_3/TS 计)为 $102 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,污泥的总固体(TS)下降 34.8%,SCOD 的含量提升至原来的 12 倍.另外,在污水处理系统中研究者多采用污泥的表观产率系数(Y_{obs}),即污泥净产量与微生物利用的底物的比值,来反映污泥产量^[6].Kannah 等^[7]将膜生物反应器(MBR)与臭氧结合,对部分泥水混合液进行臭氧处理后回流至 MBR 中,在实验环境下运行 120 d,结果显示活性污泥的 Y_{obs} (以 SS/COD 计)从 $0.254 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 降低至 $0.165 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.然而,目前国内仍局限于单一工况的试探性研究,在不同污水厂运行条件下(尤其是污泥龄),臭氧对污水处理系统的水处理能力、剩余污泥的减量效果乃至剩余污泥泥质等的影响,尚未得到系统性研究,使基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术的应用缺乏参数基础,推广受限.

本研究通过探究不同含量条件下的臭氧旁路处理对污水处理系统的出水水质和污泥产量的影响,筛选得到满足出水达标排放与污泥原位减量的适宜臭氧含量;在此基础上探究不同污泥龄条件下,该含量

的臭氧旁路处理对各污水处理系统脱氮除磷能力、污泥产率系数 Y_{h} 和衰减系数 K_{d} 的影响,并解析所得剩余污泥的生化性能包括沉降性能、脱水性能和微生物多样性,以期为基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术的推广与应用提供理论参考和数据支撑.

1 材料与方法

1.1 实验装置

采用臭氧处理与序批式活性污泥组合反应器,实验装置如图 1 所示.装置由一套臭氧接触反应器和 6 台独立的序批式活性污泥反应器(SBR)耦合而成.其中臭氧发生器(爱康臭氧,青岛)的臭氧产量 $10 \text{ g}\cdot\text{h}^{-1}$,气体流量 $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$,臭氧浓度设为 $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,臭氧接触反应器的容积约为 2 L,采用气液射流的方式注入,尾气在通风橱中利用碘化钾(KI)吸收,臭氧含量由进气总量和出气总量相减所得.序批式活性污泥反应器的有效容积为 10 L,好氧运行阶段采用曝气砂芯盘,以维持稳定的供氧,采用微电脑时控开关自动设定进水、搅拌、曝气、静置和出水时间,整体反应器均采用有机玻璃制成.

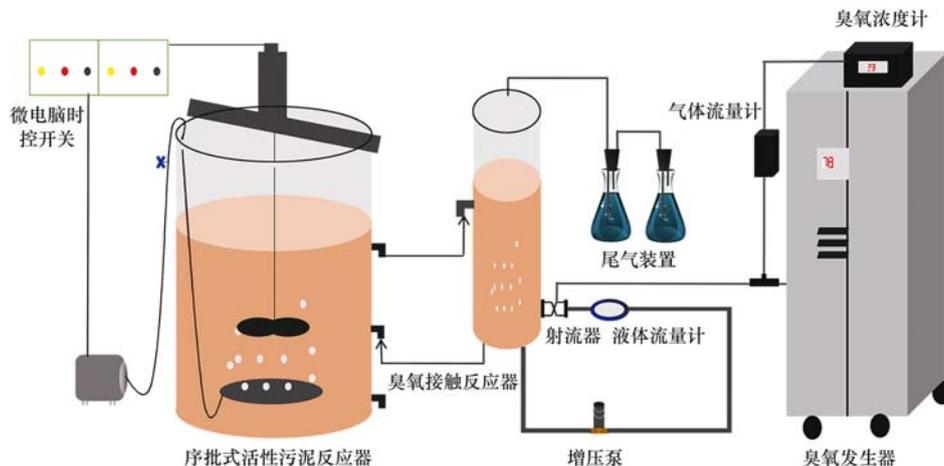


图 1 臭氧原位减量工艺实验装置运行示意

Fig. 1 Operation diagram of the experimental coupling process of the in-situ sludge ozone-reduction system

1.2 实验用水

本实验用水采用模拟配水,以避免实际生活污水中不稳定的进水因素对实验结果造成干扰,采用乙酸钠、葡萄糖、蔗糖和淀粉,氯化铵和磷酸二氢钾分别作为碳源、氮源和磷源,投加氯化钙 $0.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、硫酸镁 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氯化锰 $0.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、硫酸锌 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氯化铁 $1.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、硫酸铜 $0.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和氯化钴 $0.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 作为微量元素进行补充,各项水质指标见表 1.

1.3 实验过程

SBR 反应器的接种污泥来自上海市某污水处理厂二沉池. 6 台反应器编号为 R1、R2、R3、R4、R5 和

表 1 SBR 反应器进水水质

分析指标	范围/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
COD	368.00 ~ 406.00	403.39
TN	36.00 ~ 42.00	37.55
NH_4^+-N	23.20 ~ 25.90	24.43
TP	6.86 ~ 7.93	7.09
pH	6.98 ~ 7.12	7.02

R6,启动后运行参数为进水阶段 0.5 h,缺氧阶段 3.5 h,好氧阶段 7 h,出水时间 1 h,污泥龄 10 d,温度为 $26 \sim 28^\circ\text{C}$.经 20 d 的启动运行后,6 台 SBR 反应器运行稳定,污泥浓度 MLSS 约为 $2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

MLVSS/MLSS 约为 87%~89%。首先,第 0~20 d 进入启动期,对反应器中的污泥进行稳定化培养;取第 20 d 时 R1 的出泥,对其进行 0、25、50、75、100 和 125 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 含量的臭氧处理,所得到的污泥标号 Z1、Z2、Z3、Z4、Z5 和 Z6。21~50 d 时进入臭氧梯度注入期,即在好氧阶段取出 R1~R6 中占容积 10% 的污泥进行臭氧处理,在上述臭氧含量下对取出部分污泥进行臭氧处理,然后回流至相应的 SBR 反应器。

上述实验结束后,第 51 d 取 5 个 SBR 反应器重新启动并继续稳定培养,分别标号 L1、L2、L3、L4 和 L5,此时污泥龄分别设定为 5、10、15、20 和 30 d,其他启动条件与上述实验一致,89 d 开始系统已运行稳定,90~120 d 在好氧阶段取出 L1~L5 中占容积 10% 的污泥进行臭氧处理,含量为 75 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,然后回流至相应的 SBR 反应器,系统运行工序如图 2 所示。

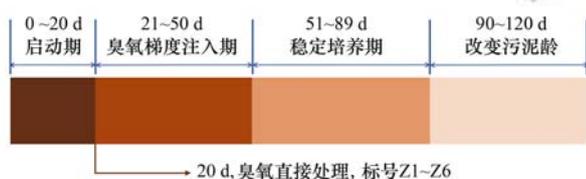


图 2 臭氧原位减量系统运行工序

Fig. 2 Operation procedure of the in-situ sludge ozone-reduction system

1.4 分析方法

常规指标测定:水样按照国家环境保护总局推荐的重铬酸钾法测定 COD; TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; NH_4^+-N 采用纳氏试剂分光光度法; TP 采用钼锑抗分光光度法测定 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$,再换算成总磷含量; pH 和温度采用便携式测定仪。

污泥样品中 MLSS 采用重量法; MLVSS 采用马弗炉进行测定; SVI 采用重量沉淀法; 脱水性能采用毛细吸水时间(毛细吸水时间测定仪)和抽滤后泥饼含固率表征,将污泥倒入布氏漏斗中在 0.06 MPa 的真空压力下抽滤,直到无液滴滴落为止,随后测定泥饼含固率; 污泥经过低速离心,胶态分散稳定性(ζ -电位)采用 Zeta 电位仪(Malvern Zetasizer Nano ZS90)测定; 采用二苯胺法对污泥中 DNA 进行检测^[8]; 使用 Liang 等^[9]的方法对污泥中胞外聚合物(EPS)进行分层提取,EPS 中溶解性蛋白质、多

糖和腐殖质的测定分别采用 BCA (bicinchoninic acid)法、蒽酮法和改进的 Lowry 法。

通过公式(1)中剩余污泥量产率系数 Y_h 和衰减系数 K_d ,分析污泥的减量效果,其中, Y_h 和 K_d 计算过程如公式(2)所示。

$$\Delta X_{\text{vss}} = Y_h Q \Delta \text{COD} - K_d X_v V \quad (1)$$

$$\frac{1}{Y_{\text{obs}}} = \frac{K_d}{Y_h} \theta + \frac{1}{Y_h} \quad (2)$$

式中, ΔX_{vss} 表示剩余污泥的有机组分(以 MLVSS/d 计), $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$; Y_h 表示产率系数(以 MLVSS/COD 计), $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; Q 表示设计流量, $\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$; ΔCOD 表示反应器中去除的 COD 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; K_d 衰减系数, d^{-1} ; X_v 表示曝气池平均 MLVSS 浓度(以 MLVSS/d 计), $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V 表示曝气池容积, L; Y_{obs} 表示污泥净产量系数(以 MLVSS/COD 计), $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; θ 表示污泥龄, d. 以 θ 为横轴, $1/Y_{\text{obs}}$ 为纵轴作图,直线的截距 $1/Y_h$,斜率为 K_d/Y_h .

分子生物学测试:取 Z1~Z6 污泥样品,低速离心 5 min 后保留固相,于 -80°C 条件下冷冻保存,用于荧光定量 PCR (qPCR) 检测; SBR 反应器稳定运行的第 50 d,在 6 台 SBR 反应器曝气结束前 30 min 时,取 R1 和 R4 中污泥各 100 mL,低速离心 5 min 后保留固相,于 -80°C 条件下冷冻保存,用于微生物多样性检测. qPCR 检测:以细菌 16S 基因作为目的基因,基因引物 338F 和 806R,具体的引物序列和升温程序见表 2,随后对 PCR 产物进行纯化、质检; 采用 pMD18-T 作为载体与纯化产物进行反应,提取质粒; 以 10 倍梯度稀释构件好的质粒,选取 16S 标准品稀释液用于制备标准曲线; 配置 16.5 μL 的 ChamQ SYBR Color qPCR Master Mix 染色, 0.8 μL 的引物 F (5 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$) 和 0.8 μL 的引物 R (5 μmol) 和 2 μL 的模板 DNA 作为主混合液,采用荧光定量 PCR 仪 (ABI7300 型, Applied Biosystems, 美国) 进行 qPCR 扩增,扩增完毕后分析熔解曲线以确保特异性扩增,根据待测样品的 C_t 值获得起始基因的拷贝数. 微生物多样性检测:依照 Illumina PE250 的标准平台说明测试,测序得到的 PE reads 先根据 overlap 关系进行拼接,同时对序列质量进行控制,区分样品后进行物种分类学分析. 上述过程委托美吉生物(上海)进行测定。

表 2 PCR 引物序列以及反应程序^[10]

Table 2 Primer sequences and reaction procedures of PCR

目的基因	引物序列(5'-3')	产物长度/bp	PCR 反应程序
16S	338F: ACTCCTACGGGAGGCAGCAG 806R: GGACTACHVGGGTWTCTAAT	444	预变性 95 $^\circ\text{C}$, 5 min; 95 $^\circ\text{C}$, 30 s; (55 $^\circ\text{C}$, 30 s) \times 35; 延伸 72 $^\circ\text{C}$, 1 min

2 结果与讨论

2.1 臭氧含量研究

2.1.1 不同臭氧含量对活性污泥细胞破解的影响

不同臭氧含量处理条件下, 活性污泥(Z1 ~ Z6)中微生物细胞破裂情况和细菌数量如图3所示. 通过对污泥样品的扫描电镜(SEM)分析[图3(a)], 发现污泥中的微生物以菌胶团形式存在, 每个细胞表面饱满, 颗粒均匀, 且被纤维状物质交联一起; 经臭氧处理后, 污泥细胞表面发生破裂, 细胞颗粒大小不一, 菌胶团松散, 即污泥的细胞形态发生了变化. 早期研究同样表明, 臭氧对细菌的氧化过程首先作用于细胞膜, 导致细胞膜的缺损, 使膜内物质释放^[11]. 污泥细胞破解后, 污泥中的DNA将得到释放, 本实验发现臭氧处理前(Z1)污泥EPS中的DNA(以DNA/MLVSS计)为 $1.02 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 在 $25 \sim 125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 的臭氧含量下(Z2 ~ Z6), 污泥EPS中的DNA含量逐步提升至 $12.09 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.

臭氧处理前污泥EPS中的DNA均集中在EPS紧密结合层(TB-EPS), 当臭氧含量为 $25 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时,

EPS溶解层(soluble EPS)中DNA含量上升至 $0.82 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, LB-EPS中基本没有DNA, TB-EPS中的DNA增加至 $3.39 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$; 臭氧含量逐步提升至 $125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时, soluble EPS层DNA含量逐渐从 $0.82 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 提升至 $6.30 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, EPS松散结合层(LB-EPS)中的DNA含量增加至 $0.61 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, TB-EPS中的DNA含量逐步升高至 $5.18 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 上述现象表明, 随着臭氧含量(以 O_3/MLVSS 计)从0增加至 $125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 臭氧处理后的活性污泥EPS中DNA的总含量逐渐增加, 且soluble EPS层和LB-EPS层的DNA含量随臭氧含量的增大而增加, 表明臭氧处理后细胞内的DNA逐渐向外层释放, 即臭氧处理后污泥细胞破裂, 胞内物质显著释放, 且随着臭氧含量的提升, 破裂与释放更加明显. 图3(b)为臭氧处理前后污泥中细菌拷贝数的变化, 结果显示, 随着臭氧含量由 $0 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 逐渐增加到 $125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 污泥中细菌的拷贝数(以copies/MLSS计)由 $5.39 \times 10^9 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 逐步降低至 $1.62 \times 10^9 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 即臭氧破坏了污泥中部分但不是所有的细菌的遗传物质, 将在一定程度上影响污泥中细菌的生长与繁殖, 但仍可能具备污水处理能力.

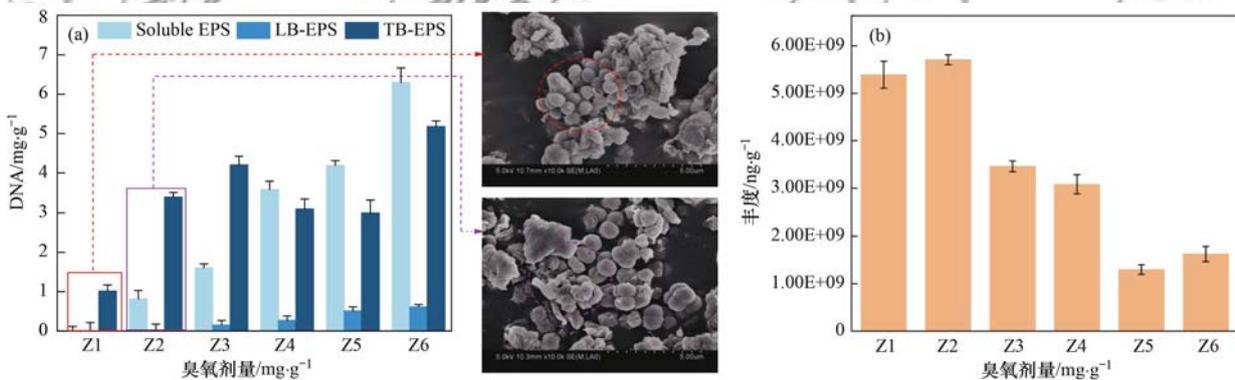


图3 污泥臭氧处理过程中细胞破裂导致DNA的溶出和微生物细菌16S rRNA

Fig. 3 Dissolution of DNA during sludge ozone treatment by cell lysis and microbial bacteria 16S rRNA

2.1.2 不同含量的臭氧旁路处理对SBR系统污水处理能力与污泥产量的影响

图4和图5分别为不同含量的臭氧旁路处理条件下, 污泥龄为10 d时, 20 ~ 50 d各SBR系统的污泥质量浓度与出水水质. 图4可知, 在臭氧含量为 25 、 50 、 75 、 100 和 $125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 的条件下, R2 ~ R6中的污泥质量浓度相比于臭氧处理前分别降低 2.1% 、 7.2% 、 12.0% 、 11.8% 和 12.5% , 即臭氧旁路处理实现了显著的污泥原位减量. 由图5(a)可知, 未投加臭氧时, R1出水COD浓度为 $38 \sim 48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其COD、 NH_4^+-N 和TN的平均去除率分别为 91% 、 72% 和 62% , 即该系统具备较好的有机物去除与脱氮效果. 经臭氧旁路处理后, 当臭氧含量为

$25 \sim 75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时出水水质如图5(b) ~ 5(d)所示, R2 ~ R4出水COD在 $37 \sim 58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 平均去除率在 $90.4\% \sim 91.3\%$ 之间, 出水 NH_4^+-N 在 $4.4 \sim 9.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, 平均去除率为 $68.4\% \sim 73.1\%$, 出水TN为 $8 \sim 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率为 $50.4\% \sim 60.1\%$, 基本满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级B排放标准.

然而, 当臭氧含量为 $100 \sim 125 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 时, 如图5(e)和5(f)所示, R5和R6的出水COD、 NH_4^+-N 和TN分别为 $53 \sim 98$ 、 $6.8 \sim 9.9$ 和 $11 \sim 29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 表明该范围含量下的臭氧旁路处理后, 污泥对有机物和氮的去除能力受到限制, 即臭氧影响了污泥中微生物对有机物的摄取、代谢和利用的能力. 此外, 图

5 还表明在 20 ~ 50 d 期间, R1 ~ R6 中磷的去除率都维持在 80% 左右, 即采用臭氧旁路处理活性污泥时, 在保证定量排泥(污泥龄为 10 d)时, 基本不影响污水处理系统的除磷效果。

综上, 本研究发现, 在实现污泥减量的同时若需维持污水处理系统正常的处理能力, 需将臭氧含量控制在 25 ~ 75 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 由于 75 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 含量时臭氧旁路处理后 R4 的污泥浓度显著低于 R1 ~ R3 (臭氧含量为 0、25 和 50 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$), 因此 75 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 为本研究中臭氧旁路处理较为适宜的臭氧含量。

2.2 不同污泥龄条件下旁路臭氧处理对污水处理系统的影响

依据 2.1 节中的实验结果, 选取 75 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 作为臭氧含量, 研究该含量下的臭氧旁路处理对不同污

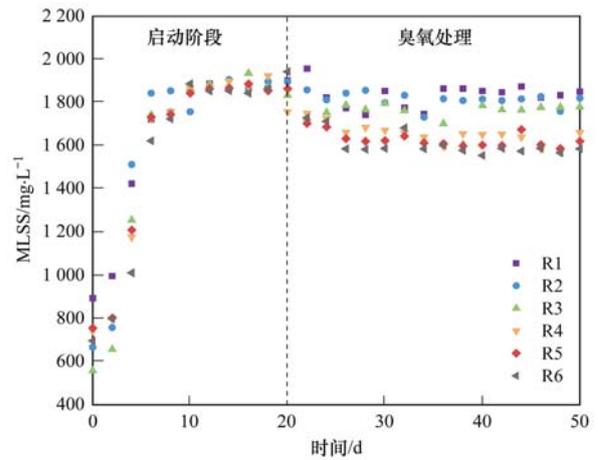


图 4 臭氧旁路污泥原位减量工艺各反应器污泥质量浓度变化

Fig. 4 Variations in the sludge concentration in the in-situ sludge ozone-reduction system

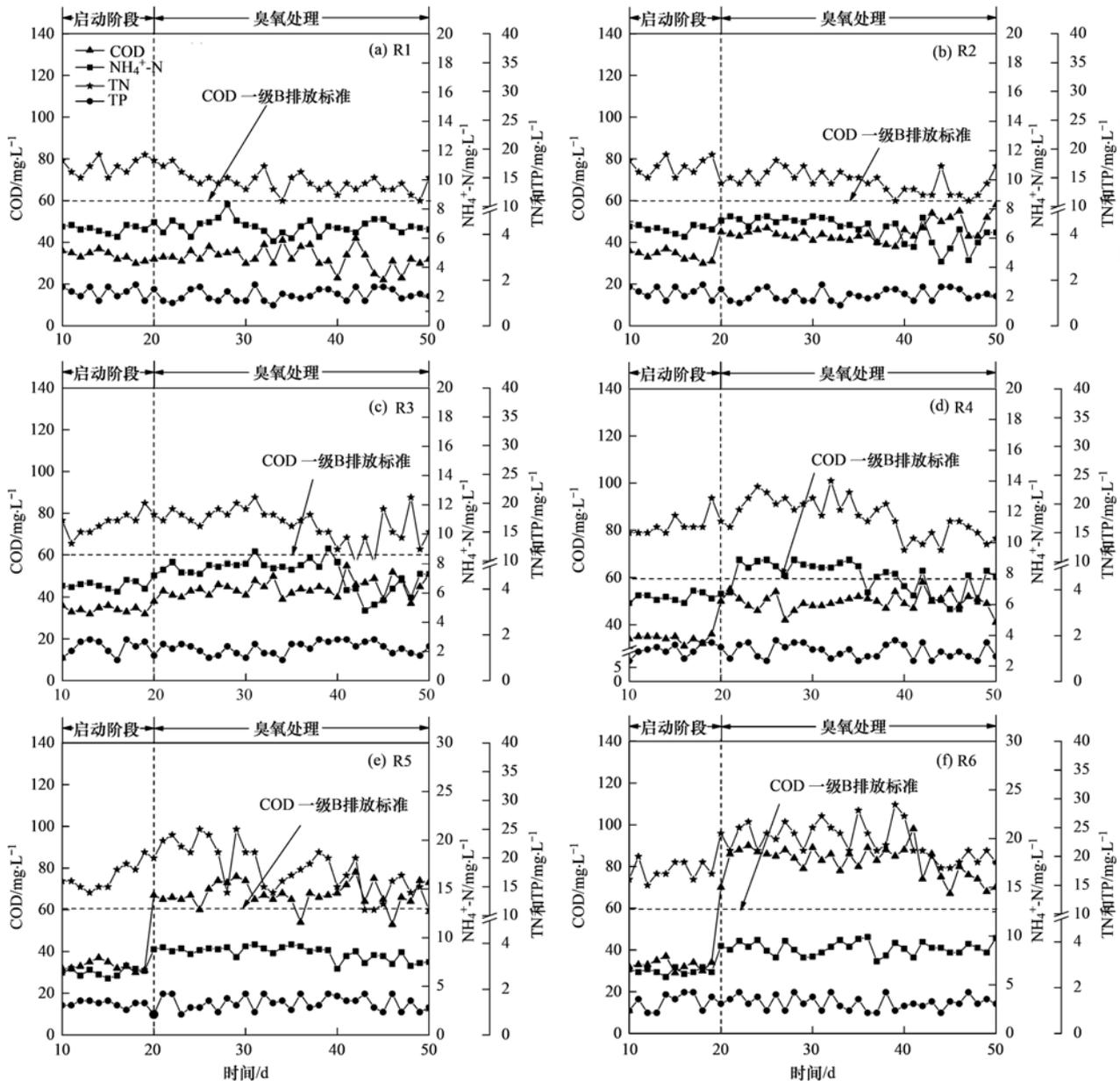


图 5 不同臭氧含量下各反应器出水 COD、TN、TP 和 NH_4^+ -N 的浓度变化

Fig. 5 Variations in the COD, TN, TP, and NH_4^+ -N effluent concentrations at different ozone dosages

泥龄的处理系统产泥量的影响. 图 6 为 L1 ~ L5 (污泥龄分别为 5、10、15、20 和 30 d) 的出水 COD、TN、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度变化情况. 在 51 ~ 90 d 期间, L1 ~ L5 处于启动阶段, 出水 COD 的浓度均满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 B 排放标准, 当污泥龄从 5 d 增加至 30 d 时, COD 的出水平均浓度约从 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升高至 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总磷和总氮的出水平均浓度分别维持在 $1.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与此同时, 氨氮的出水平均浓度从 $10.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $7.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 这是由于污泥龄延长时, 系统中利用 COD 的异养菌活性降低、生长受到限制, 而作为化能自养菌的硝化细菌逐步成为系统中的优势细菌^[12], 从而使系统 COD 去除效率略

降低, 而氨氮去除效率得到优化.

第 90 d 开始进行臭氧旁路处理, 90 ~ 120 d 期间 L1 ~ L5 中 TP 的去除率在 73% ~ 75% 之间, 说明采用 $75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 含量条件下的臭氧旁路处理工艺, 不同污泥龄条件下的污水处理系统除磷效果差异不大. 随着污泥龄从 5 d 提高至 10 d, 总氮的出水浓度从 $15 \sim 25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 略提高至 $17 \sim 28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率从 45.0% 降低至 38.7%, 氨氮的出水浓度从 $6.6 \sim 14.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 变化到 $5.0 \sim 12.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率从 56.5% 提高至 60.9%. 随着污泥龄从 10 d 提高至 30 d, 总氮的出水浓度为 $17 \sim 28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率为 37.5% ~ 38.7%, 氨氮的出水浓度提高至 $9.5 \sim 16.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率从 60.9% 降低至

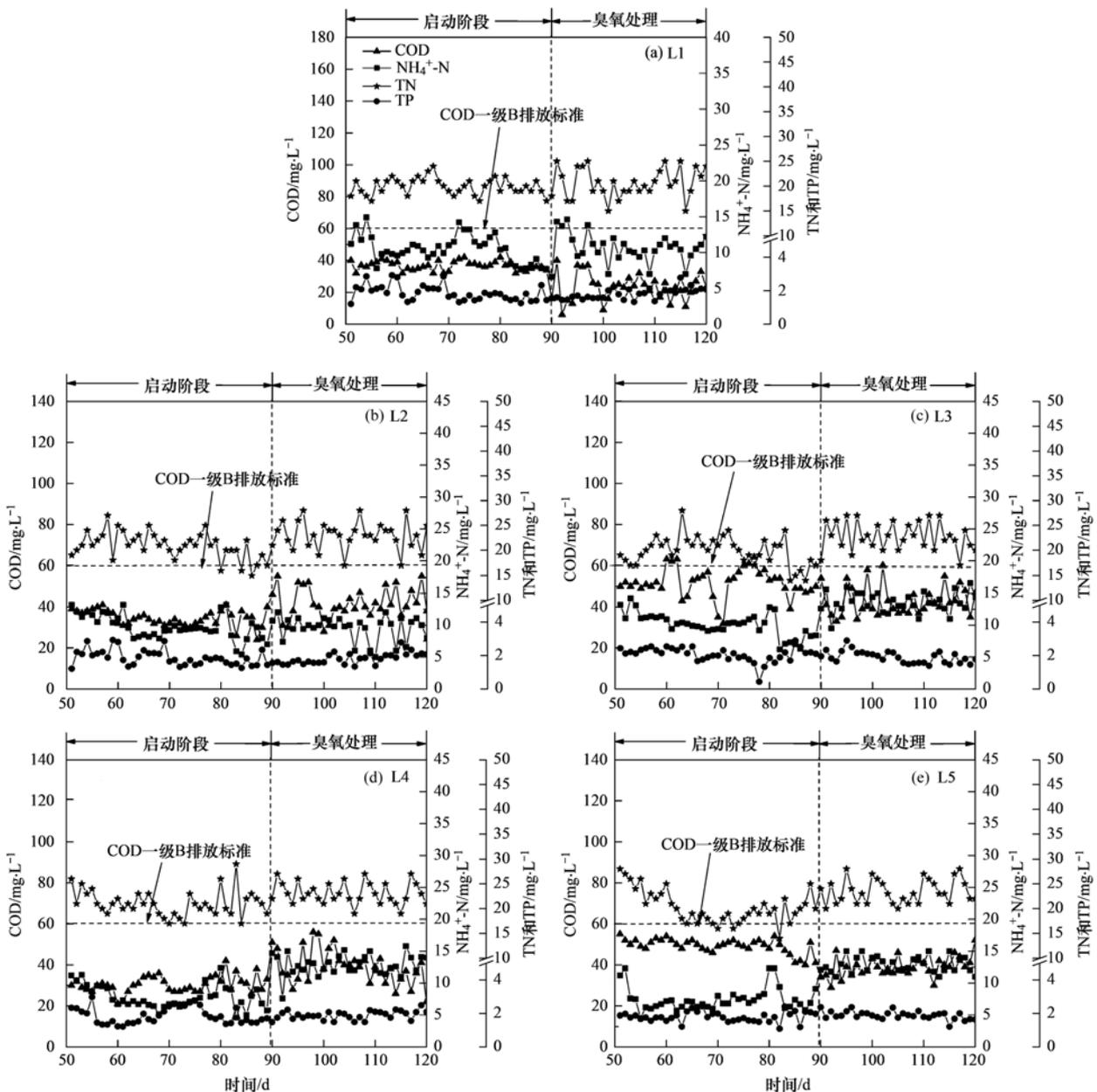


图 6 不同污泥龄反应器出水 COD、TN、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的浓度变化

Fig. 6 Variations in the COD, TN, TP, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ effluent concentration in the reactor at different sludge ages

47.3%。表明在臭氧旁路处理的条件下,污泥龄延长时系统内的脱氮能力将发生较大的变化,尤其当污泥龄超过 10 d 时,出水总氮和氨氮浓度显著升高,这是由于高污泥龄的微生物代谢速率低,对胞外蛋白质的利用较少,臭氧旁路处理可能将部分未被微生物利用的有机氮(如蛋白质等)氧化成氨氮,导致高污泥龄的污泥上清液中氨氮浓度增加,污泥回流后影响反应器的出水水质^[13,14]。当污泥龄在 10 d 及以下时,出水的氨氮浓度基本小于 15 mg·L⁻¹,满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 B 排放标准,且污泥龄 10 d 时系统出水氨氮浓度最低。同时,张志峰等^[15]对绍兴污水处理厂的调查显示,当污泥龄从 10 d 提高至 30 d 时,曝气费用上升的幅度高于污泥处理处置费用降低的幅度,如果将污泥龄降低至 10 d,每年可以节省费用约 600 万元,同时出水水质改善。因此本研究发现臭氧含量 75 mg·g⁻¹、污泥龄为 10 d 条件下的臭氧旁路处理为适宜的工艺条件,并进一步研究了该工艺条件下产生的剩余污泥性质,为该剩余污泥的后续处理处置提供参考。

此外,臭氧旁路处理条件下活性污泥的产率系数将影响生化反应器的容积和处理规模的设计,因此,本研究基于不同污泥龄的污水处理系统计算了污泥产量公式中的 Y_h 和 K_d (表 3),为工艺设计提供参数基础。由实验可知,随着污泥龄从 5 d 增加到 30 d, Y_{obs} 逐渐从 0.28 g·g⁻¹ 减小到 0.14 g·g⁻¹,对应臭氧处理后 Y_{obs} 从 0.27 g·g⁻¹ 减小到 0.13 g·g⁻¹。以污泥龄 θ 为横坐标, $1/Y_{obs}$ 为纵轴,对数据进行拟合,结果如图 7 所示,臭氧处理前相关系数 R^2 为 0.978 7,臭氧处理后相关系数 R^2 为 0.964 3,拟合结果具有统计学意义,其中,本研究结果显示,在 75 mg·g⁻¹ 的臭氧旁路处理条件下,污泥 Y_h 从 0.331 g·g⁻¹ 减少到 0.326 g·g⁻¹,即微生物每代谢单位质量 COD 所合成的 MLVSS 质量减少, K_d 从 0.046 d⁻¹ 增加到 0.050 d⁻¹,活性污泥的自身氧化率增加,衰减系数

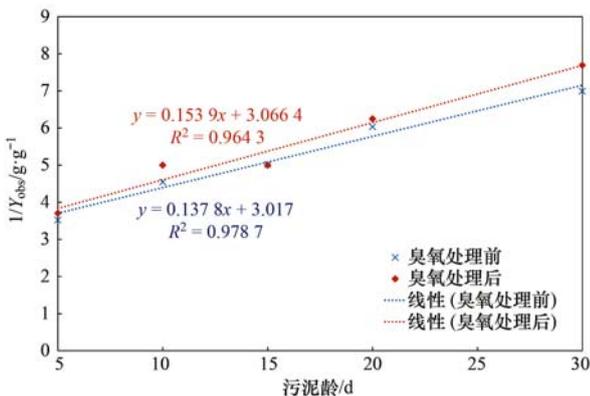


图 7 Y_h 和 K_d 值的图解求定法

Fig. 7 Graphical determination of the Y_h and K_d values

增大,污泥基本实现原位减量。

表 3 臭氧处理前后污水处理系统的 Y_h 和 K_d

Table 3 The Y_h and K_d values of the wastewater treatment system before and after ozone treatment

项目	$Y_h/g \cdot g^{-1}$	K_d/d^{-1}
臭氧前	0.331	0.046
臭氧后	0.326	0.050

2.3 臭氧旁路处理对污泥泥质的影响

2.3.1 剩余污泥微生物种群丰度

基于 2.2 节的研究结果,对污泥龄为 10 d、经 75 mg·g⁻¹ 臭氧含量旁路处理前后的剩余污泥(即 L2 反应器在 90 d 和 120 d 的剩余污泥)进行微生物群落分析,在门水平的组成如图 8 所示。两组样本中主要有放线菌门(Actinobacteria)、变形菌门(Proteobacteria, 包括 α -Proteobacteria、 β -Proteobacteria、 γ -Proteobacteria 和 δ -Proteobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)和拟杆菌(Bacteroidetes)等,相对丰度约 98%,均为污水处理系统中脱氮除磷常见的优势菌。大多数与硝化和反硝化相关的优势菌属于变形菌门^[16],相比于 90 d,在 120 d 的剩余污泥中其相对丰度从 24% 降低到 18%,暗示污水的脱氮能力相应变差。放线菌门在土壤中通过分解有机物促进碳的循环,120 d 的剩余污泥中放线菌门的相对丰度相比于 90 d 降幅为 23%,这与马晓琳等人

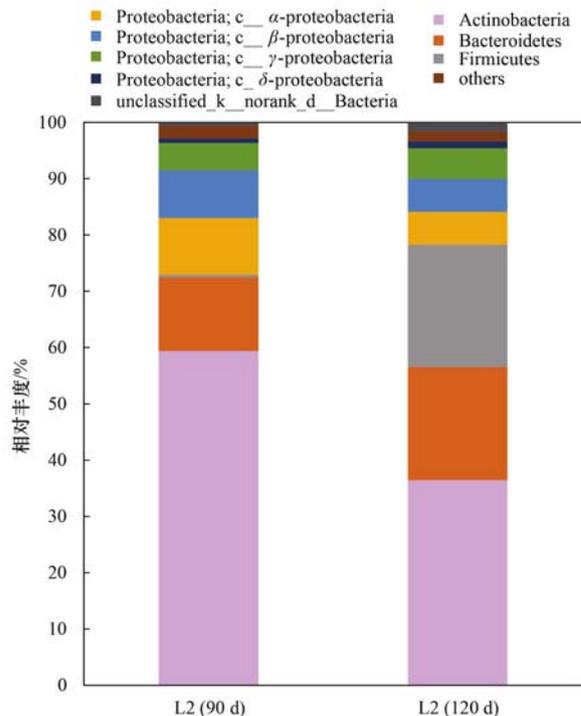


图 8 L2 反应器臭氧旁路处理前后污泥微生物菌群结构分布(门水平)

Fig. 8 Composition of microorganisms at the phylum level in the L2 system before and after in-situ ozone treatment

的研究结果一致,其研究表明放线菌门对臭氧等消毒剂的耐受能力较差^[17,18].厚壁菌门可以降解乳酸和 COD 等,拟杆菌门在降解污泥中的蛋白质和糖类物质中发挥着重要的作用,两者在 120 d 的剩余污泥中的相对丰度相比于 90 d 的增幅分别是 33 倍和 1.2 倍,表明厚壁菌门和拟杆菌门对臭氧具有一定的耐受性^[19,20],并逐渐成为剩余污泥中的优势菌.

剩余污泥的微生物在属上的群落组成如图 9 所示,其中大多数属于硝化和反硝化细菌.据已有研究显示,*Micropruina* 与污水处理系统中的脱氮能力密切相关,它是反应器中丰度最高的放线菌,与 90 d 相比,120 d 的剩余污泥中 *Micropruina* 的相对丰度降低,该优势菌的相对丰度变化将影响 SBR 的出水中氮的浓度^[21].另外,有研究表明,变形菌门和拟杆菌门中的 *Zoogloea*、*Comamonadaceae*、*Deftuicoccus*、*Acinetobacter*、*Amaricoccus* 和 *Terrimonas* 等属于异养硝化和好氧反硝化菌,氨氮与 *Clostridium* 等多个菌属的丰度相关^[22~24].*Lactococcus* 在厌氧段把大分子有机物降解成小分子,它在为其他微生物提供碳源,维持生命活动所需能量的同时,还可以产生丙酸、乳酸和维生素等物质,补充系统中碳源的多样性,上述过程保障污水处理系统中具有丰富的碳源,以便多种微生物发挥作用^[25].臭氧旁路处理后,剩余污泥中 *Lactococcus* 的种群丰度从 0.4% 增加到 21.6%,可有效地为反应

器中的多种微生物提供碳源,即臭氧在污泥减量的基础之上,改善污水处理系统进水碳含量和多样性不足的现状.*Intrasporangiaceae* 属于典型的放线菌门,广泛存在于污泥中,经过臭氧旁路处理后,作为优势细菌的 *Intrasporangiaceae* 相对丰度增加.*Nakamurella* 属于放线菌门,早期结果显示,该球菌能利用葡萄糖、果糖、甘露糖、半乳糖、木糖和蔗糖等作为碳源^[26].因此,臭氧旁路处理使剩余污泥中微生物的种群多样性在门水平上基本不变,但在门和属水平上的相对丰度发生改变,这是因为污泥微生物对臭氧的抵抗能力具有差异性.上述现象从微生物学角度解释了臭氧旁路处理影响污水处理系统出水水质以及剩余污泥产量的原因,即微生物种群丰度的变化丰富了系统中碳源的多样性,促进了系统对有机质的消耗,强化了剩余污泥减量;但硝化细菌相对丰度的减少在一定程度上影响了污水处理系统的脱氮能力使出水氨氮浓度升高(水质仍满足一级 B 排放标准).

2.3.2 剩余污泥胞外聚合物 (EPS) 含量与组分分布

臭氧对污泥具有氧化能力,可以改变污泥 EPS 中蛋白质、多糖和腐殖质等有机组分的含量和分布情况^[27].本研究考察了污泥龄为 10 d、经 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 含量的臭氧旁路处理对剩余污泥中有机组分的含量变化,以探究其对剩余污泥泥质的影响.臭氧旁路处理前后(90 d 和 120 d),L2 反应器的剩余污泥 EPS

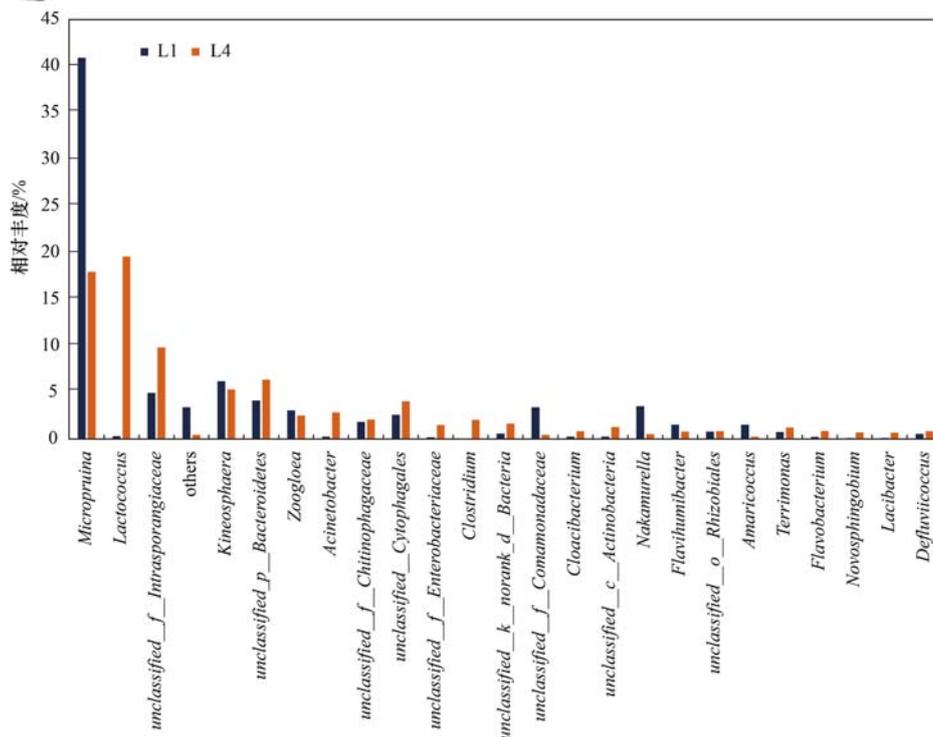


图 9 L2 反应器臭氧旁路处理前后污泥微生物菌群结构分布(属水平)

Fig. 9 Composition of microorganisms at the genus level in the L2 system before and after in-situ ozone treatment

中蛋白质、多糖和腐殖质的含量如图 10 所示,90 d 的剩余污泥中蛋白质的含量占 EPS 中污泥有机组分的 75.3%,其中,蛋白质含量分布情况分别是 TB-EPS > LB-EPS > soluble EPS,蛋白质在污泥 EPS 中的分布与何培培等人的研究结果一致^[28];多糖是构成污泥 EPS 的主要骨架,占 EPS 中污泥有机组分的 18.8%,且大多集中在 TB-EPS 层,占总 EPS 中多糖含量的 76.7%;与蛋白质和多糖相比,腐殖质在 EPS 中的含量最少,占有有机组分的 6.0%,其中 TB-EPS 中腐殖质含量最多,占总 EPS 中腐殖质含量的 89.7%.经臭氧含量 $75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 的旁路处理后,120 d 的剩余污泥相比于 90 d, EPS 中有机组分在胞外的 3 层的分布比例变化并不明显,多数有机组分仍分布于 TB-EPS 中,但 EPS 的总含量(以单位 MLVSS 计)由 $40.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至 $54.6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 这可能是因为:①臭氧破坏污泥细胞,导致细胞内的有机组分释放至上清液中,活性污泥返回至 SBR 反应器后,使剩余污泥胞外的有机组分含量增加;②臭氧并未完全消杀掉旁路处理部分的污泥微生物,经过臭氧筛选后的微生物具有更强的分泌有机组分的能力,导致剩余污泥的 EPS 含量增加,且其中有机质的组分也发生了显著变化.蛋白质含量(以单位 MLVSS 计)在 EPS 中的含量从 $30.52 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 33.04

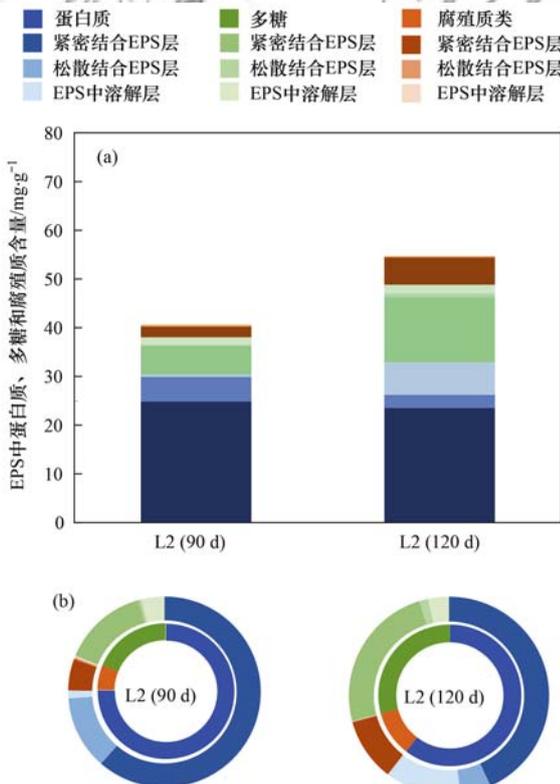


图 10 SBR 中污泥各层 EPS 中蛋白质、多糖和腐殖质的含量

Fig. 10 Contents of protein, polysaccharide, and humus in each layer of sludge EPS in the SBR

$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,但是蛋白质在有机组分中的相对比例从 75.3% 降低到 60.5%,多糖含量(以单位 MLVSS 计)在 EPS 有机组分中的含量从 $7.62 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 $15.90 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,相对比例从 18.8% 增加到 29.1%,腐殖质含量(以单位 MLVSS 计)在 EPS 有机组分中从 $2.42 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 $5.69 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,相对比例从 6.0% 增加至 10.4%.即剩余污泥的 EPS 中蛋白质比例显著降低,而腐殖质的含量显著积累,这可能与臭氧分解微生物和水体中的有机质或将小分子物质如氨基酸等缩合成更加稳定的物质相关. Pontes 等^[29]的研究显示 *Lactococcus* 等乳酸菌可以在厌氧或缺氧的环境中产生蛋白质和 DNA 等物质.图 9 结果显示,经过臭氧旁路处理后,剩余污泥中 *Lactococcus* 的相对丰度显著增加,可进一步验证剩余污泥 EPS 中蛋白质含量的增加.

2.3.3 剩余污泥脱水性能和沉降性能

污泥中的 EPS 是影响污泥理化性质如脱水性能和沉降性能等的重要因素^[30,31].本研究发现,污泥龄为 10 d、经 $75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 含量的旁路臭氧处理后,以 CST 表征剩余污泥的脱水性能,污泥 CST 值(90 d)从 15 s 提升至 17 s(120 d),表明脱水性能发生了一定程度的变化,这与上述臭氧旁路处理后剩余污泥 EPS 中亲水性有机物如蛋白质和多糖等增多相关.但经 0.06 MPa 抽滤后泥饼的含固率分别为 15.6% 和 15.2%,说明臭氧旁路处理后,尽管污泥 EPS 发生了变化,但是总体的脱水性能变化并不明显.

如图 11 所示,污泥龄为 10 d 时,90 ~ 120 d 经 $75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 的臭氧旁路处理后剩余污泥的污泥容积指数(SVI)相比于 51 ~ 89 d 普遍提高,平均值由 $54 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 升高至 $62 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$.陈瑶等^[31]的研究显示,

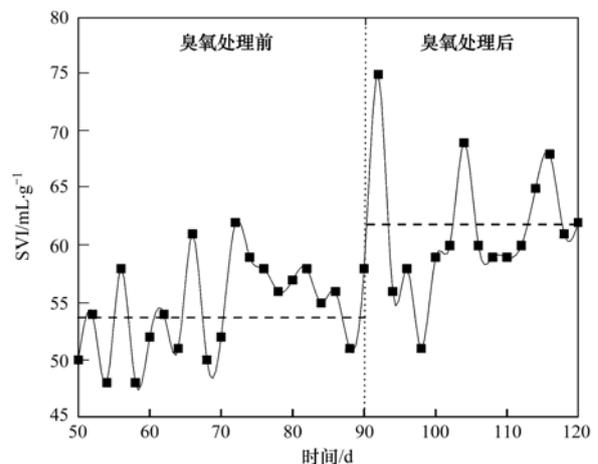


图 11 污泥龄 10 d 的 SBR 反应器污泥沉降性能

Fig. 11 Sludge sedimentation performance of the SBR with a sludge age of 10 d

污泥表面的 Zeta 电位和相对疏水性能是影响污泥沉降性能差异的最重要的表面理化性质. 本研究发现剩余污泥的 Zeta 电位由 -10.04 mV (90 d) 下降至 -15.20 mV (120 d), 说明污泥颗粒间的静电斥力增大, 进一步验证了 SVI 的提高. 这可能是由于臭氧破坏部分污泥的絮体结构和微生物细胞, 污泥中固相物质被氧化后, 细胞内携带电荷的大分子有机物(如蛋白质和多糖等)被释放, 使污泥颗粒松散, Zeta 电位不断增加^[32]. 然而本研究还发现, 50 ~ 90 d 和 91 ~ 120 d 的出水 SS 均小于 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 即尽管剩余污泥的 SVI 值有一定程度的增加, 沉降性能受到了影响, 但并未影响该工艺条件下 SBR 系统的沉降与出水, 系统仍可稳定运行.

3 结论

(1) 以模拟污泥为研究对象, 发现臭氧处理后污泥细胞破裂, 胞内有机物释放, 部分细菌的遗传物质被破坏. 本研究发现 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 为实现污泥减量的同时维持污水处理系统正常处理能力较为适宜的臭氧含量, 该含量下的臭氧旁路处理后污泥 Y_n 从 $0.331 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ 减少到 $0.326 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$, K_d 从 0.046 d^{-1} 增加到 0.050 d^{-1} , 即污泥产生速率减小, 衰减速率增大. 污泥龄为 10 d 时 SBR 系统出水水质最佳, 因此臭氧含量 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、污泥龄为 10 d 条件下的臭氧旁路处理为适宜的工艺条件, 此时剩余污泥减量 12%.

(2) 臭氧含量为 $75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、污泥龄为 10 d 条件下的臭氧旁路处理改变了剩余污泥中的微生物在门和属水平的种群丰度, 丰富了系统中碳源的多样性, 促进了系统对有机物的利用, 硝化细菌相对丰度的减少在一定程度上影响了污水处理系统的脱氮能力, 但出水水质仍满足一级 B 标准. 经该工艺处理后, 剩余污泥的 EPS 中蛋白质、多糖和腐殖质含量增加, 总 EPS 含量增加, 有机组分含量的增加使剩余污泥的 CST 略提高, 同时 Zeta 电位增加, SVI 提高. 但总体而言, 剩余污泥的沉降性能变化不显著, 系统仍能够稳定运行; 且抽滤后泥饼的含固率变化不明显, 即脱水性能变化不明显, 不会明显影响剩余污泥的后续脱水工艺.

参考文献:

- [1] Chen G W, Yu H Q, Xi P G. Influence of 2,4-dinitrophenol on the characteristics of activated sludge in batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2006, **98**(4): 729-733.
- [2] 刘峻, 刘永德, 赵继红, 等. 超声处理对系统剩余污泥减量效果的研究[J]. *中国给水排水*, 2011, **27**(1): 58-60, 64. Liu J, Liu Y D, Zhao J H, et al. Study on factors of sludge reduction in continuous flow system by ultrasonic waves [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, **27**(1): 58-60, 64.
- [3] 梁鹏, 黄霞, 钱易, 等. 3 种生物处理方式对污泥减量效果的比较及优化[J]. *环境科学*, 2006, **27**(11): 2339-2343. Liang P, Huang X, Qian Y, et al. Comparison of three bio-methods for sludge reduction and their optimization [J]. *Environmental Science*, 2006, **27**(11): 2339-2343.
- [4] Tsuno H, Arakawa K, Kato Y, et al. Advanced sewage treatment with ozone under excess sludge reduction, disinfection and removal of EDCs [J]. *Ozone: Science & Engineering*, 2008, **30**(3): 238-245.
- [5] Wang L, Li Y G, Ben W W, et al. In-situ sludge ozone-reduction process for effective removal of fluoroquinolone antibiotics in wastewater treatment plants [J]. *Separation and Purification Technology*, 2019, **213**: 419-425.
- [6] Keskes S, Hmaied F, Gannoun H, et al. Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic treatment of abattoir wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **103**(1): 28-34.
- [7] Kannah R Y, Banu J R, Joe J M, et al. Profitable sludge management via novel combined ozone disperser pretreatment coupled with membrane bioreactor for treating confectionary wastewater [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, **239**, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.118102.
- [8] 杨帆, 夏云空, 刘晓薇, 等. 硫酸庆大霉素中 RNA 和 DNA 的检查[J]. *生物技术世界*, 2016, (2): 166-167. Yang F, Xia Y K, Liu X W, et al. Determination of RNA and DNA in gentamicin sulfate [J]. *Biotech World*, 2016, (2): 166-167.
- [9] 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.
- [10] Muyzer G, de Waal E C, Uitterlinden A G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, **59**(3): 695-700.
- [11] 邓雍. 臭氧氧化污泥的试验研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2013. Deng Y. Experimental Study of the ozone oxidation sludge [D]. Chongqing: Chongqing University, 2013.
- [12] 杨志水, 姜斌. 城镇生活污水中氨氮的去除研究 [J]. *环境工程*, 2010, **28**(S1): 147-149, 156. Yang Z S, Jiang B. Research on removal of ammonia-nitrogen in municipal domestic sewage [J]. *Environmental Engineering*, 2010, **28**(S1): 147-149, 156.
- [13] Liao B Q, Allen D G, Droppo I G, et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability [J]. *Water Research*, 2001, **35**(2): 339-350.
- [14] Zhang J, Zhang J, Tian Y, et al. Changes of physicochemical properties of sewage sludge during ozonation treatment: correlation to sludge dewaterability [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **301**: 238-248.
- [15] 张志峰, 韩立峰. 优化泥龄控制改善出水水质节约运行费用的实践 [J]. *给水排水*, 2010, **36**(6): 64-67. Zhang Z F, Han L F. Practice of improving water quality and saving operation cost by optimizing sludge age [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2010, **36**(6): 64-67.
- [16] 潘婷, 张森, 范亚骏, 等. 基于碳源优化的反硝化除磷及微生物特性 [J]. *中国环境科学*, 2020, **40**(7): 2901-2908. Pan T, Zhang M, Fan Y J, et al. Denitrifying phosphorus removal and microbial characteristics based on the optimization of

- carbon sources [J]. *China Environmental Science*, 2020, **40** (7): 2901-2908.
- [17] Araujo R, Gupta V V S R, Reith F, *et al.* Biogeography and emerging significance of Actinobacteria in Australia and Northern Antarctica soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, **146**, doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107805.
- [18] 马晓琳. 饮用水净水工艺对微生物菌群结构与多重抗药能力影响的研究[D]. 上海: 上海交通大学, 2017.
Ma X L. Effects of drinking water treatment process on the microbial community structures and their antibiotic resistance activities[D]. Shanghai: Shanghai Jiao Tong University, 2017.
- [19] Nguyen H T T, Le V Q, Hansen A A, *et al.* High diversity and abundance of putative polyphosphate-accumulating *Tetrasphaera*-related bacteria in activated sludge systems [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2011, **76**(2): 256-267.
- [20] Janssen P H, Evers S, Rainey F A, *et al.* *Lactosphaera* gen. nov., a new genus of lactic acid bacteria, and transfer of *Ruminococcus pasteurii* Schink 1984 to *Lactosphaera pasteurii* comb. nov.[J]. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 1995, **45**(3): 565-571.
- [21] McIlroy S J, Onetto C A, McIlroy B, *et al.* Genomic and *in situ* analyses reveal the *Micropruina* spp. as abundant fermentative glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, **9**: 1004.
- [22] 尚越飞, 王申, 宗倪, 等. 污水生物处理工艺低温下微生物种群结构[J]. *环境科学*, 2020, **41**(10): 4636-4643.
Shang Y F, Wang S, Zong N, *et al.* Microbial community structure for sewage wastewater treatment plants in winter[J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(10): 4636-4643.
- [23] 李慧莉, 武彩云, 唐安平, 等. 不同污泥在微波预处理-厌氧消化过程中抗性基因分布及菌群结构演替[J]. *环境科学*, 2020, **42**(1): 323-332.
Li H L, Wu C Y, Tang A P, *et al.* Occurrence of antibiotic resistance genes and bacterial community structure of different sludge during microwave pretreatment-anaerobic digestion [J]. *Environmental Science*, 2020, **42**(1): 323-332.
- [24] Wang K M, Jiang S F, Zhang Z H, *et al.* Impact of static biocarriers on the microbial community, nitrogen removal and membrane fouling in submerged membrane bioreactor at different COD: N ratios [J]. *Bioresource Technology*, 2020, **301**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122798.
- [25] 韩雅红. 电气石强化 SBR 脱氮除磷效能及微生物群落结构研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
Han Y H. Effect of tourmaline enhanced SBR on nitrogen and phosphorus removals and microbial community structure [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019.
- [26] Tice H, Mayilraj S, Sims D, *et al.* Complete genome sequence of *Nakamurella multipartita* type strain (Y-104T)[J]. *Standards in Genomic Sciences*, 2010, **2**(2): 168-175.
- [27] Ge D D, Zhang W R, Bian C, *et al.* Insight into a new two-step approach of ozonation and chitosan conditioning for sludge deep-dewatering[J]. *Science of The Total Environment*, 2019, **697**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134032.
- [28] 何培培, 余光辉, 邵立明, 等. 污泥中蛋白质和多糖的分布对脱水性能的影响[J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3457-3461.
He P P, Yu G H, Shao L M, *et al.* Effect of proteins and polysaccharides in sewage sludge on dewaterability [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(12): 3457-3461.
- [29] Pontes D S, de Azevedo M S P, Chatel J M, *et al.* *Lactococcus lactis* as a live vector: heterologous protein production and DNA delivery systems[J]. *Protein Expression and Purification*, 2011, **79**(2): 165-175.
- [30] Huo M B, Zheng G Y, Zhou L X. Enhancement of the dewaterability of sludge during bioleaching mainly controlled by microbial quantity change and the decrease of slime extracellular polymeric substances content [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **168**: 190-197.
- [31] 陈瑶, 徐愿坚, 陈玉成, 等. 自养、异养和混合营养污泥沉降性能差异原因探讨[J]. *化工进展*, 2015, **34**(5): 1466-1471, 1498.
Chen Y, Xu Y J, Chen Y C, *et al.* Investigation of the reasons for settleability differences among autotrophic, heterotrophic and mixed nutritional sludges[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2015, **34**(5): 1466-1471, 1498.
- [32] 王浩宇, 苏本生, 黄丹, 等. 好氧污泥颗粒化过程中 Zeta 电位与 EPS 的变化特性[J]. *环境科学*, 2012, **33**(5): 1614-1620.
Wang H Y, Su B S, Huang D, *et al.* Profiles of Zeta potential and EPS in granulation process of aerobic sludge [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1614-1620.

CONTENTS

Chemical Characteristics and Source Apportionment of Organic Aerosols in Atmospheric PM _{2.5} in Winter in Beijing	XU Nan, WANG Tian-tian, LI Xiao, <i>et al.</i> (2101)
Characteristics of Two Pollution Episodes Before and After City Heating in Beijing from February to March of 2019	YIN Xiao-mei, PU Wei-wei, WANG Ji-kang, <i>et al.</i> (2110)
Analysis of Characteristics and Causes of a Typical Haze Pollution in Beijing in the Winter of 2019	LIAN Han-yang, YANG Xin, ZHANG Pu, <i>et al.</i> (2121)
New Particle Formation Events in Summer and Winter in the Coastal Atmosphere in Qingdao, China	SUN Yue, ZHU Yu-jiao, MENG He, <i>et al.</i> (2133)
Characteristics of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Evaluation of Indoor Dust from Urban and Rural Areas in Taiyuan City During the Heating Season	HUANG Hao, XU Zi-qi, YAN Jun-xia, <i>et al.</i> (2143)
Concentration Analysis and Health Risk Assessment of Air Pollutants in Newly Decorated Public Places in Xi'an	FAN Jie, FAN Hao, SHEN Zhen-xing, <i>et al.</i> (2153)
Emission Concentration and Characteristics of Particulate Matter and Water-Soluble Ions in Exhaust Gas of Typical Combustion Sources with Ultra-Low Emission	HU Yue-qi, WANG Zheng, GUO Jian-hui, <i>et al.</i> (2159)
High-Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Summertime Atmospheric Particulate Matter in Hefei City	JIANG Shao-yi, SUN Bo-wen, DAI Hai-tao, <i>et al.</i> (2169)
Spatiotemporal Variations in Fine Particulate Matter and the Impact of Air Quality Control in Zhengzhou	DONG Zhe, YUAN Ming-hao, SU Fang-cheng, <i>et al.</i> (2179)
Characteristics of Ozone Pollution and Relationships with Meteorological Factors in Jiangxi Province	QIAN Yue, XU Bin, XIA Ling-jun, <i>et al.</i> (2190)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Aerosol Optical Properties in Urban Agglomerations on the North Slope of the Tianshan Mountains	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie, <i>et al.</i> (2202)
Comprehensive Classification Method of Urban Water by Remote Sensing Based on High-Resolution Images	YANG Zi-qian, LIU Huai-qing, LÜ Heng, <i>et al.</i> (2213)
Construction and Application Optimization of the Chl-a Forecast Model ARIMA for Lake Taihu	LI Na, LI Yong, FENG Jia-cheng, <i>et al.</i> (2223)
Spatial Differences in Water Quality and Spatial Autocorrelation Analysis of Eutrophication in Songhua Lake	DING Yang, ZHAO Jin-yong, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (2232)
Pollution and Irrigation Applicability of Surface Water from Wet, Normal, and Dry Periods in the Huixian Karst Wetland, China	ZHU Dan-ni, ZOU Sheng-zhang, LI Jun, <i>et al.</i> (2240)
Changes in Water Chemistry and Driving Factors in the Middle and Lower Reaches of the Beijing-Hangzhou Grand Canal	CHENG Zhong-hua, DENG Yi-xiang, ZHUO Xiao-ke, <i>et al.</i> (2251)
Effects of Different Land Use Practices on Nitrogen Loss from Runoff During Rainfall Events	LUO Yi-feng, CHEN Fang-xin, ZHOU Hao, <i>et al.</i> (2260)
Sources and Fate of Nitrate in Groundwater in a Typical Karst Basin: Insights from Carbon, Nitrogen, and Oxygen Isotopes	REN Kun, PAN Xiao-dong, LIANG Jia-peng, <i>et al.</i> (2268)
Changes in the Bacterioplankton Community Between "Ice" and "Water" in the Frozen Dali Lake	LI Wen-bao, YANG Xu, TIAN Ya-nan, <i>et al.</i> (2276)
Analysis of the Spatial Changes in Bacterial Communities in Urban Reclaimed Water Channel Sediments; A Case Study of the North Canal River	QIU Ying, JIN Yan, SU Zhen-hua, <i>et al.</i> (2287)
Spatial Differences and Influencing Factors of Denitrification and ANAMMOX Rates in Spring and Summer in Lake Taihu	ZHAO Feng, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2296)
Structural Characteristics of Zooplankton and Phytoplankton Communities and Its Relationship with Environmental Factors in a Typical Tributary Reservoir in the Three Gorges Reservoir Region	CHEN Sha, XIE Qing, FU Mei, <i>et al.</i> (2303)
Application of Iron and Sulfate-Modified Biochar in Phosphorus Removal from Water	SANG Qian-qian, WANG Fang-jun, ZHAO Yuan-tian, <i>et al.</i> (2313)
Analysis of the Performance and Mechanism of Phosphorus Removal in Water by Steel Slag	LUO Xiao, ZHANG Jun-bo, HE Lei, <i>et al.</i> (2324)
Adsorption of BS-18 Amphoterically Modified Bentonite to Tetracycline and Norfloxacin Combined Pollutants	WANG Xin-xin, MENG Zhao-fu, LIU Xin, <i>et al.</i> (2334)
Preparation of Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ Composite Photocatalysts and Their Visible Light Photocatalytic Performance	GAO Chuang-chuang, LIU Hai-cheng, MENG Wu-shuang, <i>et al.</i> (2343)
Activation of Permonosulfate by Rhodamine B for BPA Degradation Under Visible Light Irradiation	ZHANG Yi-chen, BAI Xue, SHI Juan, <i>et al.</i> (2353)
Fe-Ti Co-Doped Alumina-Induced Surface Dual Reaction Center for Catalytic Ozonation to Remove Pollutants from Water	ZHANG Fan, SONG Yang, HU Chun, <i>et al.</i> (2360)
Preparation of Sulfidated Copper-Iron Bimetallic Compositing Material and Its Mechanism for Chromium Removal	QU Min, WANG Yuan, CHEN Hui-xia, <i>et al.</i> (2370)
Mechanisms of Penicillin Wastewater Treatment by Coupled Electrocatalytic and Bioelectrochemical Systems	QU You-peng, LÜ Jiang-wei, DONG Yue, <i>et al.</i> (2378)
Aerobic Granular Sludge Operation and Nutrient Removal Mechanism from Domestic Sewage in an Anaerobic/Aerobic Alternating Continuous Flow System	LI Dong, YANG Jing-wei, LI Yue, <i>et al.</i> (2385)
In-situ Phosphorus Removal Activity and Impact of the Organic Matter Concentration on Denitrifying Phosphorus Removal in Sludge Aggregates	LÜ Yong-tao, JIANG Xiao-tong, TU Yan, <i>et al.</i> (2396)
In-situ Sludge Reduction Technology Based on Ozonation	XUE Bing, LIU Bin-han, WEI Ting-ting, <i>et al.</i> (2402)
Effects of Activated Carbon on the Fate of Antibiotic Resistance Genes During Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste	MA Jia-ying, WANG Pan-liang, WANG Bing-han, <i>et al.</i> (2413)
Release Mechanisms of Carbon Source and Dissolved Organic Matter of Six Agricultural Wastes in the Initial Stage	LING Yu, YAN Guo-kai, WANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2422)
Spatial Differentiation of Soil Organic Carbon Density and Influencing Factors in Typical Croplands of China	LI Cheng, WANG Rang-hui, LI Zhao-zhe, <i>et al.</i> (2432)
Characteristics of Paddy Soil Organic Carbon Mineralization and Influencing Factors Under Different Water Conditions and Microbial Biomass Levels	LIU Qi, LI Yu-hong, LI Zhe, <i>et al.</i> (2440)
Analysis of Nitrogen Transformation Characteristics and Influencing Factors of Forestland Soil in the Qinghai-Tibet Plateau; A Case Study of the Qilian Mountains and Southeast Tibet	HE Fang, ZHANG Li-mei, SHEN Cong-cong, <i>et al.</i> (2449)
Using the Matter-Element Extension Model to Assess Heavy Metal Pollution in Topsoil in Parks in the Main District Park of Lanzhou City	HU Meng-jun, LI Chun-yan, LI Na-na, <i>et al.</i> (2457)
Effects of Long-Term Application of Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers on Heavy Metals and Their Availability in Reddish Paddy Soil	XIA Wen-jian, ZHANG Li-fang, LIU Zeng-bing, <i>et al.</i> (2469)
Characteristics and Origins of Heavy Metals in Soil and Crops in Mountain Area of Southern Sichuan	HAN Wei, WANG Cheng-wen, PNEG Min, <i>et al.</i> (2480)
Spatial Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Risk Assessment of Topsoil PAHs in the Core Area of the Ningdong Energy and Chemical Industry Base	YANG Fan, LUO Hong-xue, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (2490)
Functional Stability and Applicability of Heavy Metal Passivators in Reducing Cd Uptake by Lettuce	PANG Fa-hu, WU Xue-jiao, KONG Xue-fei, <i>et al.</i> (2502)
Effects of Water Management on Cadmium Accumulation by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) Growing in Typical Paddy Soil	ZHANG Yu-ting, TIAN Ying-bing, HUANG Dao-you, <i>et al.</i> (2512)
Adsorption Properties of Oiltea Camellia Shell-Modified Biochar and Effects of Coupled Waterlogging on Soil Cd Morphology	CAI Tong, DU Hui-hui, LIU Xiao-li, <i>et al.</i> (2522)
Effects of Land Use Changes on Soil Fungal Community Structure and Function in the Riparian Wetland Along the Downstream of the Songhua River	XU Fei, ZHANG Tuo, HUAI Bao-dong, <i>et al.</i> (2531)
Distribution of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Communities in a Fishery Reclamation Mining Subsidence Area	CHENG Sen, LU Ping, FENG Qi-yan (2541)
Effects of Three Commonly Used Herbicides on Bacterial Antibiotic Resistance	LI Xi, LIAO Han-peng, CUI Peng, <i>et al.</i> (2550)
Discussion of Microbial Control Standards of Water Reclamation and Formulation Methods	CHEN Zhuo, CUI Qi, CAO Ke-fan, <i>et al.</i> (2558)