

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第5期

Vol.39 No.5

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

餐饮行业细颗粒物(PM_{2.5})排放测算方法:以上海市为例 王红丽, 景盛翱, 楼晟荣, 陶士康, 乔利平, 李莉, 黄成, 林立, 陈长虹(1971)

上海夏季PM_{2.5}中有机物的组分特征、空间分布和来源 高雅琴, 王红丽, 景盛翱, 乔利平, 李莉, 朱书慧, 楼晟荣, 陶士康, 冯加良, 李想, 陈长虹(1978)

北京南郊区PM_{2.5}中水溶性无机盐季节变化及来源分析 高韩钰, 魏静, 王跃思(1987)

基于样方法的天津市春季道路扬尘PM_{2.5}中水溶性离子特征及来源解析 赵静琦, 姬亚芹, 张蕾, 王士宝, 李越洋(1994)

广州秋季HONO污染特征及夜间来源分析 田智林, 杨闻达, 虞小芳, 张曼曼, 张贺伟, 程丁, 程鹏, 王伯光(2000)

基于硫氧同位素研究南京北郊夏季大气中硫酸盐来源及氧化途径 韩珣, 任杰, 陈善莉, 王瑾瑾, 沈潇雨, 魏英, 郭照冰, 朱彬(2010)

区县尺度机动车高分辨率排放清单建立方法及应用 樊守彬, 郭津津, 李雪峰(2015)

典型工业生物质锅炉多环芳烃排放特征 林玉君, 白莉, 王焕香, 肖文, 刘军, 向运荣, 张春林(2023)

多时间尺度HSPF模型参数不确定性研究 庞树江, 王晓燕, 马文静(2030)

氮氧同位素联合稳定同位素模型解析水源地氮源 金赞芳, 张文辽, 郑奇, 朱晨阳, 李非里(2039)

白洋淀水体挥发性有机物污染特征与风险评价 高秋生, 赵永辉, 焦立新, 田自强, 杨柳, 杨苏文, 崔志丹, 郝子峰(2048)

太湖颗粒态有机质的荧光特征及环境指示意义 吕伟伟, 姚昕, 张保华, 刘延龙, 李元鹏(2056)

长江口滩涂表层沉积物中微塑料的分布及沉降特点 朱晓桐, 衣俊, 强丽媛, 程金平(2067)

桂林五里峡水库丰水期溶解有机碳特征 卢晓漩, 李强, 靳振江, 彭文杰, 房君佳, 黄炳惠, 宋昂(2075)

青藏高原多年冻土区典型植被下河流溶解性有机碳的生物可利用性 马小亮, 刘桂民, 吴晓东, 徐海燕, 叶琳琳, 张晓兰, 白炜(2086)

城郊与城镇河流中溶解性有机质与重金属的相关性 梁梦琦, 邵美玲, 曹昌丽, 纵亚男, 唐剑锋(2095)

溶解性有机质在岩溶水系统中的迁移转化及影响因素分析 张连凯, 刘朋雨, 覃小群, 单晓静, 刘文, 赵振华, 姚昕, 邵明玉(2104)

三峡库区澎溪河回水区溶解态金属离子来源和时空分布特征分析 赵晓松, 蔚建军, 付莉, 姜伟, 周川, 李波, Douglas Haffner, Christopher Weisener, 张磊(2117)

澜沧江流域沉积物间隙水-上覆水营养盐特征与交换通量分析 望雪, 程豹, 杨正健, 刘德富, 徐雅倩(2126)

蓄水期三峡水库香溪河沉积物-水系统营养盐分布特征 苏青青, 刘德富, 纪道斌, 宋林旭, 崔玉洁, 李欣, 陈秀秀, 刘心愿(2135)

两种水生植物对上覆水和间隙水中各形态磷的影响 杨文斌, 高顺峰, 万锐, 孙祥, 王赢(2145)

于桥水库沉积物-水界面氮磷剖面特征及交换通量 文帅龙, 龚琬晴, 吴涛, 郑小兰, 江雪, 李鑫, 钟继承(2154)

岷江干流表层沉积物中磷形态空间分布特征 杨耿, 秦延文, 韩超南, 马迎群, 刘志超, 杨晨晨(2165)

农业排水沟渠硝态氮吸收动力学特征及相关性分析 李如忠, 殷齐贺, 高苏蒂, 陈广州(2174)

不同合成条件对ZnAl-LDHs覆膜改性生物陶粒除磷效果的影响 向洋, 张翔凌, 雷雨, 方晨佳, 袁野, 姜应和, 徐舟影(2184)

真空紫外/过二硫酸盐去除饮用水中嗅味物质 孙昕, 史路肖, 张燧, 杨煜, 唐晓(2195)

石墨烯负载铁锰氧化物活化过一硫酸盐降解金橙G 夏文君, 刘锋, 郝尚斌, 黄天寅, 王忠明, 陈家斌(2202)

载镧或铈生物炭吸附水体中As(V)的作用机制 李锦, 祖艳群, 李刚, 孙国新(2211)

DOM不同相对分子质量组分在无机矿物上的吸附及其对卡马西平吸附的影响实验 梁雨, 何江涛, 张思(2219)

污水处理厂中有机磷阻燃剂的污染特征 孙佳薇, 丁炜楠, 张占恩, 王俊霞, 顾海东(2230)

低温污水前置强化混凝 刘海龙, 任宇霞, 张忠民(2239)

印染废水反渗透脱盐系统运行性能及膜污堵特性 谭玉琚, 张泽田, 吴乾元, 姚颖, 胡洪营, 丘培文(2249)

生物膜CANON反应器性能的优化:从FBRR到MBBR 付昆明, 李慧, 周厚田, 仇付国(2256)

两次污泥颗粒化过程中微生物群落的动态变化 高景峰, 张丽芳, 张树军, 高永青, 王时杰, 樊晓燕, 潘凯玲(2265)

铝、铁、钛3种金属盐基混凝剂调理污泥的性能比较 王晓萌, 王鑫, 杨明辉, 张淑娟(2274)

热、热碱处理对污泥溶胞和溶解性有机物的影响 代勤, 张文哲, 于潘芬, 易皓, 刘俊新, 肖本益(2283)

曝气时间对比亚硝化颗粒污泥形成的影响 李冬, 郭跃洲, 曹美忠, 劳会妹, 李帅, 张杰(2289)

中国城市污泥中汞含量的时空分布特征 王宁, 刘清伟, 职音, 程柳, 麻冰涓, 毛宇翔(2296)

夏季太湖草/藻型湖区N₂O生成与迁移特征及其影响因素 郑小兰, 文帅龙, 李鑫, 龚琬晴, 刘德鸿, 钟继承(2306)

太湖藻型湖区CH₄、CO₂排放特征及其影响因素分析 贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊, 苏荣明珠, 秦志昊, 张弥(2316)

内蒙古典型草原季节性冻土区土壤剖面CO₂、N₂O特征 李晋波, 姚楠, 李秀, 赵英, 张阿凤, 兰志龙, 范庭(2330)

黄土高原成龄苹果园生态系统CO₂通量特征 杨剑锋, 杨小妮, 王俊花, 段宇敏, 祁香宁, 张林森(2339)

生物炭施用对紫色水稻土温室气体排放的影响 祁乐, 高明, 郭晓敏, 牛海东, 李婷, 孙涛, 曹群玲, 汤稼豪(2351)

不同施肥处理对东北黑土温室气体排放的短期影响 李平, 郎漫, 李森, 魏玮, 李凯凯(2360)

ITS高通量测序研究黄海微型真核浮游生物多样性及分布特征 张莉, 林佳宁, 张远, 王书平, 张晓娇(2368)

不同排海方式城市尾水微生物扩散规律 郎秀璐, 宋志文, 徐爱玲, 牛成洁, 郭明月(2380)

旅游活动对岩溶洞穴地下水中细菌群落的影响:以重庆丰都两个洞穴为例 吕现福, 贺秋芳, 王凤康, 赵瑞一, 张弘(2389)

不同沼灌年限稻田土壤微生物群落分析 朱金山, 张慧, 马连杰, 廖敦秀, 杨星勇, 王龙昌, 王定勇(2400)

生物炭对褐土理化特性及真菌群落结构的影响 阎海涛, 殷金玉, 丁松爽, 任天宝, 许家来, 宗浩, 高强, 刘国顺(2412)

铅锌尾矿砂污染下的岩溶土壤微生物群落碳源代谢特征 房君佳, 李强, 刘畅, 靳振江, 梁月明, 黄炳惠, 卢晓漩, 彭文杰(2420)

湖库沉积物好氧反硝化菌群脱氮特性及种群结构 康鹏亮, 张海涵, 黄廷林, 陈胜男, 商潘路, 冯稷, 贾克宇(2431)

反硝化菌群的氮代谢与反硝化偶联机制 张泽宇, 王明霞, 程永毅, 周志峰(2438)

广西西江流域土壤铅空间分布与污染评价 张云霞, 宋波, 陈同斌, 伏凤艳, 黄飞, 庞瑞, 潘惠妹(2446)

三峡库区消落带农业活动对土壤汞变化的影响 陈秋禹, 孙松, 尹德良, 王永敏, 张成, 王定勇(2456)

水稻不同生长时期不同组织中抗内生菌的筛选与鉴定 王伯勋, 王学东, 段桂兰(2464)

汞在酸性紫色水稻土的转化与水稻汞富集特征 李雨琴, 孙涛, 邓晗, 张成, 王永敏, 王定勇(2472)

华北平原不同生产模式设施蔬菜生命周期环境影响评价 徐强, 胡克林, 李季, 韩卉, 杨合法(2480)

基于细菌毒性测试与小鼠肺基因转录分析的PM_{2.5}健康效应 宋鹏程, 陆书玉, 魏永杰, 陈倩倩, 罗丽娟(2489)

中国PM_{2.5}污染空间分布的社会经济影响因素分析 段杰雄, 翟卫欣, 程承旗, 陈波(2498)

《环境科学》征订启事(2094) 《环境科学》征稿简则(2164) 信息(2183, 2411, 2445)

停曝时间比对亚硝化颗粒污泥形成的影响

李冬¹, 郭跃洲¹, 曹美忠¹, 劳会妹¹, 李帅², 张杰^{1,2}

(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: 室温下(22~28℃), 采用 R1、R2、R3 三组相同的 SBR 反应器接种 MLSS、SVI 值分别为 3 500 mg·L⁻¹、162 mL·g⁻¹ 的具有良好亚硝化性能的絮状活性污泥, 研究了不同停曝时间比(1:2、1:1、2:1)对亚硝化颗粒污泥形成的影响. 实验表明, R1、R2 和 R3 分别于 103、82、64 d 实现了亚硝化颗粒污泥的颗粒化, 运转至 85 d 时, 亚硝化率分别可达 86%、98%、96%, R1、R2 和 R3 的 SVI 值降低至 89、75、58 mL·g⁻¹, MLSS 增加至 2 314、2 781、2 946 mg·L⁻¹. 结果表明, 在停曝时间比为 1:2~2:1 的范围内, 停曝时间比越大, 越有利于污泥颗粒化; 停曝时间比为 1:2 时, 由于无法抑制 NOB, 反应器中污泥亚硝化性能下降, 且污泥的沉降性能先变好后变差, 在停曝时间比为 1:1~2:1 范围内, 停曝时间比越大, 污泥的沉降性越好, 同时可以保持系统良好的亚硝化性能. 另外, 停曝时间比越大, 微生物分泌的 PN、PS 越多, 且在亚硝化颗粒形成阶段, 厌氧末的 PN 小于好氧末 PN, 亚硝化颗粒成熟阶段厌氧末的 PN 大于好氧末 PN, 而在运行期间, 厌氧末的 PS 一直大于好氧末 PS.

关键词: SBR; 停曝时间比; 亚硝化颗粒污泥; 亚硝化率; 胞外聚合物

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)05-2289-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201710079

Effect of Different Ratios of Anaerobic Time and Aeration Time on the Formation of Partial Nitrification Granules

LI Dong¹, GUO Yue-zhou¹, CAO Mei-zhong¹, LAO Hui-mei¹, LI Shuai², ZHANG Jie^{1,2}

(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: Flocculent sludge with good nitrification performance and MLSS and SVI values of 3 500 mg·L⁻¹ and 162 mL·g⁻¹, respectively, was inoculated in the R1, R2, and R3 groups of the same SBR reactors at room temperature (22-28℃). The effects of different anaerobic time and aeration time ratios (1:2, 1:1, and 2:1) on the formation of partial nitrification granular sludge were studied. The results showed that granules in three reactors were successfully formed at 103 d, 82 d, and 64 d. The nitrosation rate of R1, R2, and R3 were 86%, 98%, and 96%, respectively, and SVI decreased to 89, 75, and 58 mL·g⁻¹ and MLSS increased to 2 314, 2 781, and 2 946 mg·L⁻¹, respectively, at the 85 d. The larger ratio of anaerobic time and aeration time was more conducive to sludge granulation, better settling, and nitrification performance. When the anaerobic time and aeration time ratio was 1:2, the nitrification performance of the sludge decreased since the NOB could not be suppressed, and the settling performance of the sludge became better and then worse. In addition, at the larger ratio of anaerobic time and aeration time, there was more PN and PS from microbial secretion. The PN of R1, R2, and R3 was smaller at the end of the anaerobic phase compared to that of the aerobic phase in the early stage of granular formation, but were reversed in the stabilization stage. The PS of the anaerobic phase was larger than that of the aerobic stage over the entire process.

Key words: SBR; anaerobic time and aeration time ratio; partial nitrification granular; nitrosation rate; EPS

亚硝化耦合厌氧氨氧化工艺以其无需碳源^[1]、节省曝气^[2]、污泥产量低^[3]等优点成为了生物脱氮研究的热点. 然而, 亚硝酸盐氮的产生量是影响亚硝化耦合厌氧氨氧化工艺整体脱氮速率的关键^[4,5], 因此亚硝化工艺的稳定运行在该耦合工艺中尤为重要^[6]. 亚硝化污泥颗粒化可以克服硝化细菌世代时间长、对环境抵抗力差的缺点, 能够保证亚硝化工艺的稳定运行^[7,8].

有研究表明, 厌氧/好氧的运行方式能够降低异养菌和自养菌在颗粒中对溶解氧和空间的竞争,

可以筛选出具有有机物储存能力的微生物, 促进颗粒形成^[9]. 由于氨氧化细菌(AOB)的“饱食饥饿”特性, 间歇曝气有利于亚硝化工艺的稳定^[10,11], 同时间歇曝气的运行方式可以刺激微生物释放大量的EPS, 促进颗粒的形成^[12]. 但是, 停曝(厌氧/好氧)时间比对亚硝化污泥颗粒化形成周期及稳定性

收稿日期: 2017-10-12; 修订日期: 2017-10-29

基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

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

的影响鲜有报道.

为明晰不同停曝时间比对于亚硝化颗粒污泥形成的影响, 以期为亚硝化污泥快速颗粒化提供理论依据, 探究出最优的停曝时间比, 促进亚硝化耦合厌氧氨氧化工艺发展. 本实验向 3 组相同规格的 SBR 反应器中接种实验室培养的亚硝化絮状污泥, 并在不同的停曝时间比(1:2~2:1)条件下运行, 通过比较反应器中的污泥形态、粒径变化、EPS 等参数, 研究了不同停曝时间比对于亚硝化颗粒污泥形成的影响.

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行参数

实验采用 3 组相同规格的 SBR 反应器, 均由有机玻璃制成, 高 70 cm, 内径 15 cm, 有效容积 10.5 L, 换水比是 2/3, 底部设有曝气装置, 采用鼓风曝气, 转子流量计控制曝气量. 3 组 SBR 反应器均在

室温(22~28℃)下运行培养. 为了凸显停曝时间比对于亚硝化颗粒污泥形成的影响, 避免较小的沉降时间形成大的选择压, 故运行期间选择沉降时间为 7 min. SBR 反应器每天运行 3 个周期, 每个周期 8 h, 其中包括 11 min 进水、厌氧搅拌、曝气搅拌、7 min 沉降, 3 min 排水和 3 min 闲置. 不同反应器运行参数见表 1.

1.2 接种污泥和实验用水

3 组反应器均选取具有良好亚硝化功能的普通絮状污泥作为种泥, 接种相同质量的活性污泥后 MLSS 为 $(2040 \pm 30) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SVI 为 $(157 \pm 5) \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 采用人工配水模拟生活污水启动反应器, 以丙酸钠为有机碳源, 硫酸铵提供氨氮, 碳酸氢钠提供进水碱度, 碱度与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度质量比为 10:1, 每升水中含有 0.136 g KH_2PO_4 、0.02 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.136 g CaCl_2 , 同时还有微生物生长必需的微量元素^[13].

表 1 反应器运行参数

Table 1 Operating parameters of the reactors

反应器	停曝时间比	厌氧/曝气	转子流量计流量 / $\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$	曝气溶解氧 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 负荷 / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	进水 COD 负荷 / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$
R1	1:2	152 min/304 min	0.4	0.6 ± 0.5	0.4	0.4
R2	1:1	228 min/228 min	0.6	0.6 ± 0.3	0.4	0.4
R3	2:1	304 min/152 min	0.72	0.6 ± 0.2	0.4	0.4

1.3 分析方法

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、SS、VSS、SVI 等均采用国家规定的标准方法测定^[14], 进水氮素的测定是在进水后 2 min, 取样经滤膜过滤后测定. pH、DO 及温度的测定采用 WTW (Ph/Oxi 340i) 便携式多参数测定仪. 污泥形态采用光学显微镜 (Olympus BX51) 进行观察和记录. 污泥的粒径分布采用激光粒度仪 (Malvern Mastersizer 2000) 进行测定.

本实验中氨氧化率和亚硝化率分别按照式(1)、式(2)计算:

$$\text{亚硝化率} = \frac{\rho(\text{NO}_2^- \text{-N})}{\rho(\text{NO}_2^- \text{-N}) + \rho(\text{NO}_3^- \text{-N})} \quad (1)$$

$$\text{氨氧化率} = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ \text{-N})}{\rho(\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{in}})} \quad (2)$$

式中, $\rho(\text{NO}_2^- \text{-N})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 是进出水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的浓度差, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{in}})$ 为进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

2 结果与讨论

2.1 停曝时间比对亚硝化性能的影响

R1、R2 和 R3 在运行过程中的亚硝化性能变

化如图 1 所示. 图 1(a) 中, 由于曝气时间较长的间歇曝气, 依然可以很好地抑制 NOB^[10], 因此 R1 接种后的氨氧化率、亚硝化率分别可达 91%、92%, 保持了良好的亚硝化性能. 但是, 随着运行时间延长, 长期的延时曝气为 NOB 迅速增殖营造了有利环境^[15], 此外 R1 中污泥沉淀性能变差, 导致大量污泥排出, 所以 R1 的 MLSS 下降, R1 运行至 85 d 时, 氨氧化率和亚硝化率开始呈现下降趋势, 至第 125 d 时, R1 中的氨氧化率和亚硝化率分别下降到了 68% 和 57%. 图 1(b) 中, 由于 R2 的总曝气量低于 R1, 因此接种后其氨氧化率仅为 78%, 低于同期的 R1. 通过增加流量计参数, R2 的氨氧化率逐步提高, 在第 5 d 时, 氨氧化率达到了 92% 且在此后的运行过程中氨氧化率始终维持在 90% 以上. 由于 AOB 较 NOB 有高的溶解氧亲和力^[16], 故 R2 接种后亚硝化率一直保持在 90% 以上.

图 1(c) 中, 由于 R3 与 R2、R1 相比曝气总量最低且与氧气接触时间最短, 故接种后氨氧化率仅为 37%. 但是随着曝气量的增加, 以及 AOB 氧化速率的增强^[13], 氨氧化率在第 5 d 时升高到了 92%. 同样由于 AOB 较 NOB 对溶解氧更具有亲和

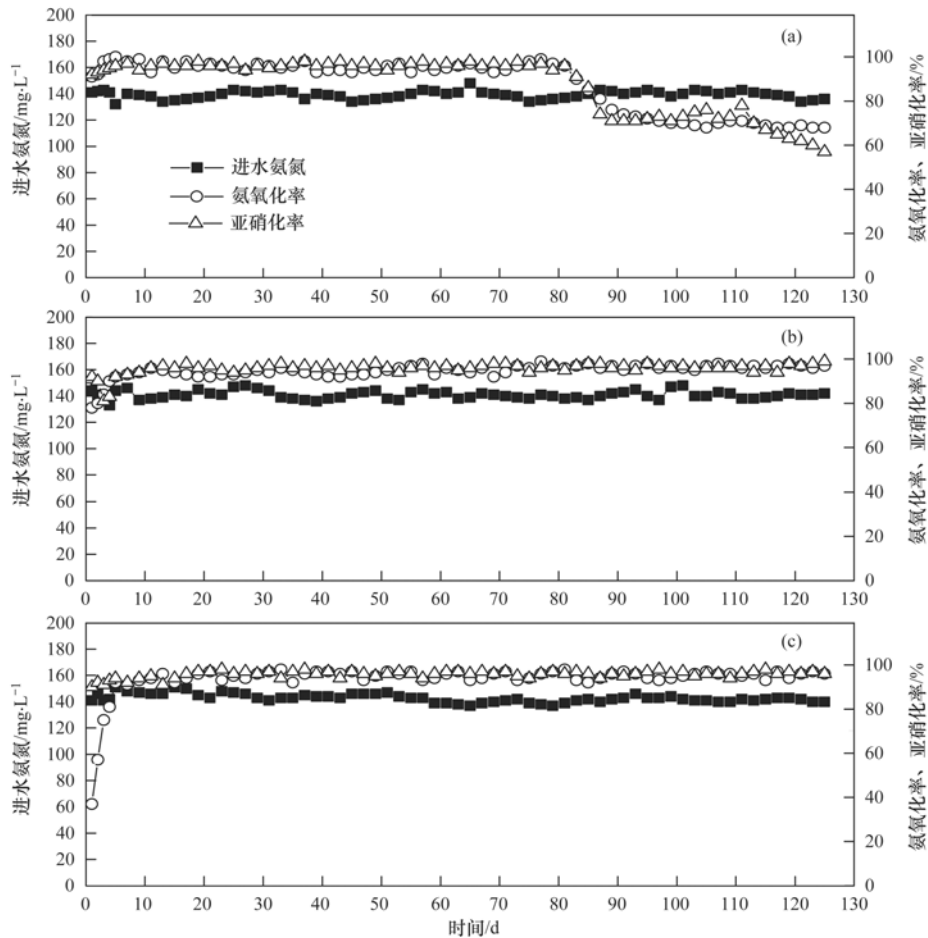


图1 运行期间进水氨氮、氨氧化率及亚硝化率变化

Fig. 1 Variation of ammonia nitrogen in influent, ammonia oxidation rate, and nitrosation rate

力^[16], 所以 R3 的亚硝化率在此后的运行过程中始终保持在90%以上. 由于较长的停曝时间为反硝化细菌提供了有利环境, 可能会强化反硝化过程, 因此停曝时间长于 R1 的 R2 和 R3 中的厌氧段亚硝酸盐浓度较低, 降低了亚硝酸盐氮在好氧段被氧化成硝酸盐氮的可能性, 维持了良好的亚硝化性能^[17].

2.2 停曝时间比对亚硝化颗粒污泥形成的影响

2.2.1 运行阶段颗粒粒径的变化

R1、R2、R3 启动之初, 接种的普通活性污泥平均粒径为 $(85 \pm 10) \mu\text{m}$, 呈现为絮状, 随着反应器运行, 至第 10 d 时, R1、R2 和 R3 均出现微小的白色聚集体, 且随着运行时间的进一步延长, 聚集体逐渐成为小的颗粒. 运行期间, 为了减小较短的沉降时间形成的选择压对颗粒化进程的影响, 故维持 3 组反应器的沉降时间为 7 min. 研究认为, 当颗粒平均粒径达到 $400 \mu\text{m}$ 时, 即可认为颗粒化启动成功^[7]. 据此分析, R1、R2、R3 分别在 103、82、64 d 时颗粒化启动成功, 亚硝化颗粒污泥的平均粒径分别达到了 418.6、406.3 和 $402.6 \mu\text{m}$. 在停曝

比为 1:2 ~ 2:1 范围内, 停曝时间越长越利于实现亚硝化污泥的颗粒化, 这可能是因为停曝时间越长, 混合液中亚硝酸盐氮越容易发生短程反硝化, 越易使聚集体致密, 诱导颗粒快速形成^[18].

可能由于大量丝状菌覆盖在亚硝化颗粒污泥表面, 使颗粒出现了解体^[19], 所以运行至 109 d 时,

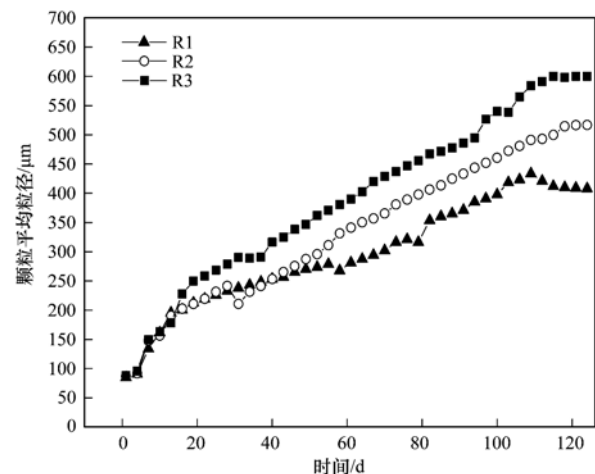


图2 运行期间颗粒平均粒径的变化

Fig. 2 Variation of the mean particle size during operation

亚硝化颗粒平均粒径出现下降的趋势,在 124 d 时, R1 中颗粒污泥平均粒径下降到 392 μm . 由于厌氧段和好氧段分别促进了缺氧异养菌和硝化细菌的生长,故 R2 和 R3 在污泥颗粒化后,颗粒的平均粒径均呈现上升趋势,在 124 d 时,颗粒粒径分别为 516.8 μm 、600 μm .

2.2.2 运行阶段胞外聚合物 EPS 的变化

有研究表明^[20], PN 和 PS 是细菌胞外聚合物 (EPS) 的重要组成部分,对亚硝化颗粒污泥的形成和稳定具有重要的作用. 厌氧末期和好氧末期 EPS 中 PN 和 PS 的变化如图 3 所示,分析图 3(a1) 可知,启动之初(第 1 d), R1 中厌氧末期和好氧末期的 PN 仅为 39.4 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 、40.9 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 由于厌氧/好氧的运行方式可以刺激细菌分泌大量的蛋白质^[12],故在污泥颗粒化进程中, R1 的蛋白质含量逐渐增加,至第 85 d 时,厌氧末期的 PN 增加为 81.4 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,但是小于好氧末期的 PN (为 116.6 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$),当运行至第 120 d 时,厌氧末期的 PN 为 108 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 且高于好氧末期的 PN 为 84 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,好氧末期的 PN 减少,这可能是由于一方面污泥已适应厌氧/好氧的运行,好氧期时已不再大量分泌蛋白质^[21];另一方面是 EPS 具有可生化性,PN 在好氧期被自身分解^[22].

由图 3(b1) 可知,在第 1 d, R1 中厌氧末期和好氧末期的 PS 分别为 29.1 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 33.4

$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,至第 85 d,厌氧末期的 PS 增加至 48.7 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 且大于好氧末期 PS 为 42 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 继续运行至第 120 d 时,厌氧末期的 PS 增加至 50 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,且依旧大于好氧末期的 PS (为 41.8 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$). 厌氧段的多糖始终高于好氧段其原因可能是在厌氧段碳源相对丰富,兼性或兼性厌氧细菌在利用碳源时会产生多糖,多糖在好氧段会被微生物用来维持自身能量需求^[12].

分析图 3(a2)、3(b2) 知,基于同样的原因,在第 85 d 时, R2 厌氧末期的 PN 为 113 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 小于好氧末期的 PN 为 121 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,厌氧末期的 PS 为 67 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 大于好氧末期 PS 为 56 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; 在第 120 d 时,厌氧末期的 PN 为 130 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 大于好氧末期的 PN 为 105 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,厌氧末期 PS 为 71 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 大于好氧末期 PS 为 52 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 由此分析可知,停曝时间比越大,相同的运行周期内,越利于刺激微生物分泌 PN 和 PS,越有利于颗粒的形成,这可能是因为:①缺氧/好氧的运行方式对于 SBR 反应器本身的饱食-饥饿特性起到强化作用^[13],停曝时间越长缺氧异养微生物越能获得足够的碳源,同时会分泌更多的 EPS;②溶解氧产生“饱食-饥饿”效应,厌氧阶段由于溶解氧的限制故硝化细菌活性被抑制,好氧阶段硝化细菌恢复活性并分泌 EPS;③ R1、R2、R3 的曝气流量依次增加,曝气所产生的较大剪切力会刺激微生物分泌较多 EPS^[23]. 另外,在亚硝化颗

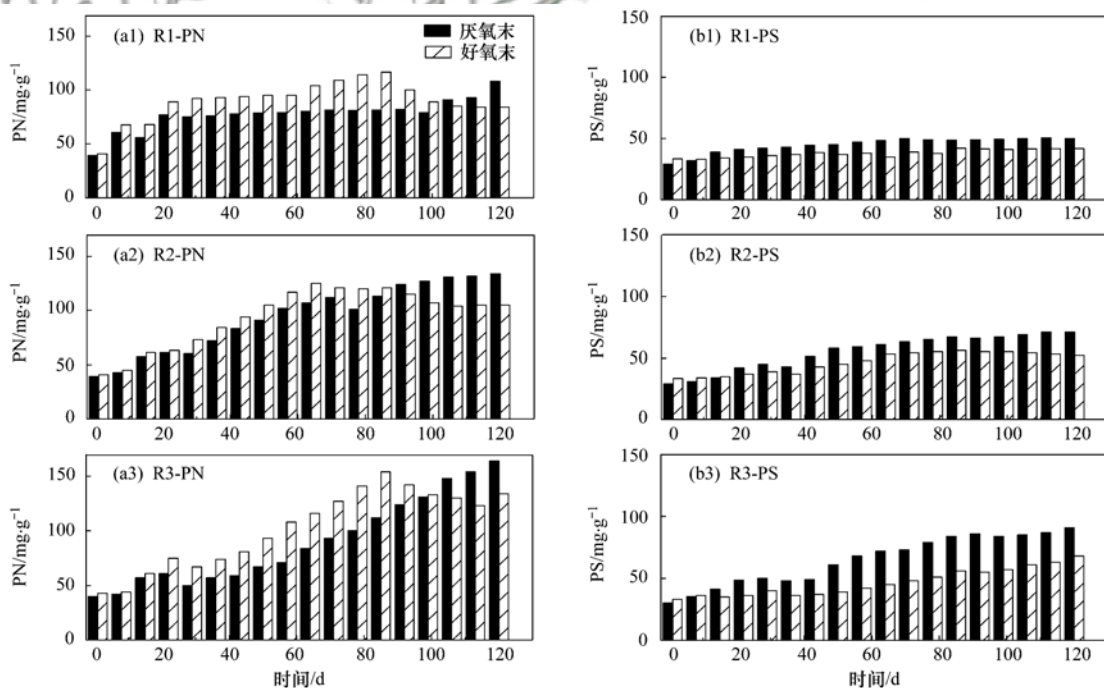


图 3 厌氧末和好氧末 EPS 中蛋白质和多糖的变化

Fig. 3 Variation of protein and polysaccharides at the end of the anaerobic and aerobic stages

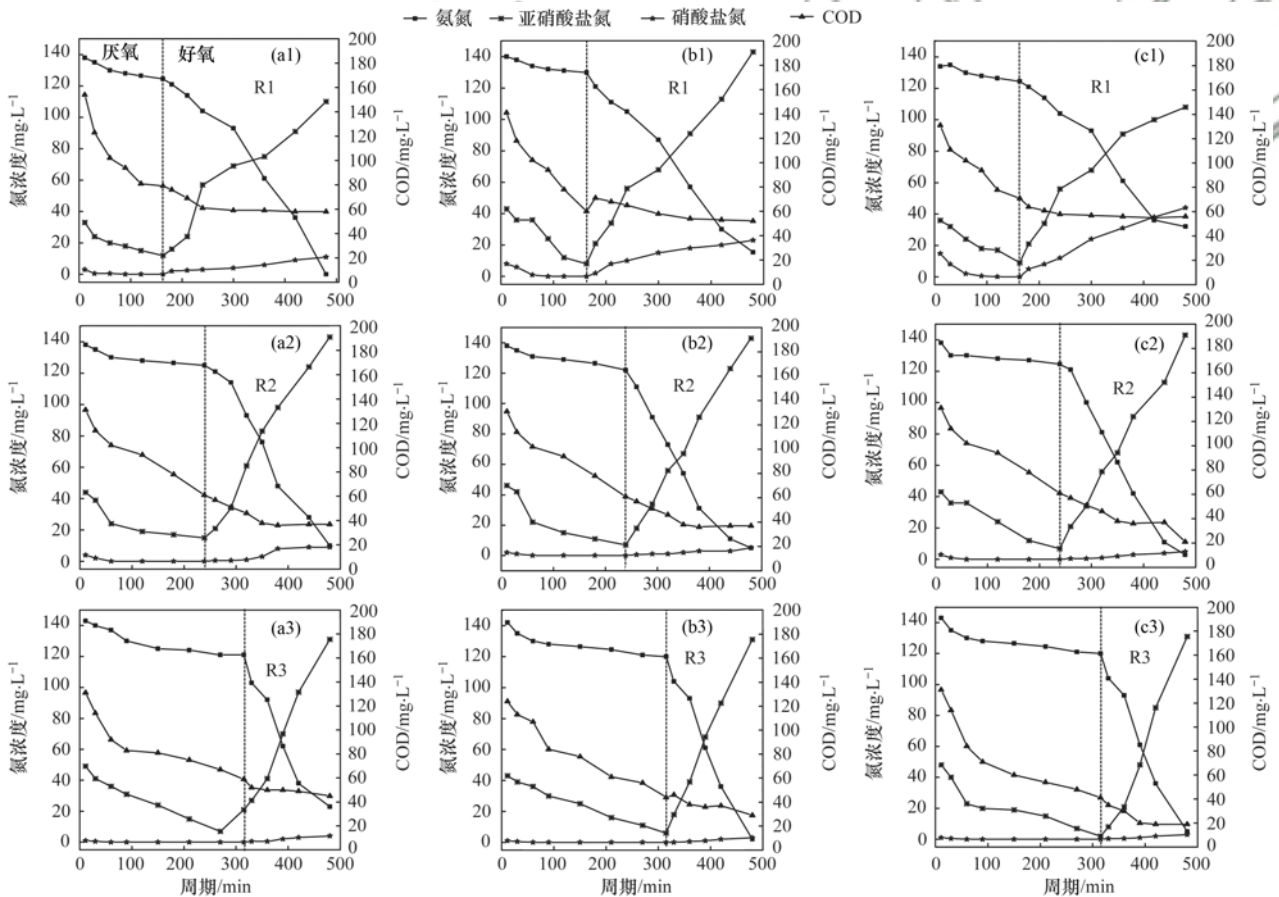
粒形成阶段，厌氧末期的 PN 含量小于好氧末期的 PN，颗粒成熟阶段，厌氧末期的 PN 大于好氧末期的 PN，而整个运行周期内厌氧段的 PS 一直大于好氧段 PS，故在厌氧/缺氧的运行方式下，EPS 中的 PN 和 PS 对于亚硝化颗粒形成的影响是不同的。

2.2.3 运行阶段周期内氮素及 COD 变化

如图 4 所示，分别是 R1、R2、R3 在不同时期 (20、90、120 d) 任意一个周期内氮素和 COD 的变化。在第 20 d，分析图 4(a1) 知，由于溶解氧的限制，R1 进水氨氮在厌氧阶段由 138 mg·L⁻¹ 仅降到 124.5 mg·L⁻¹，亚硝酸盐氮由 33 mg·L⁻¹ 降到 12 mg·L⁻¹，硝酸盐氮在厌氧末为 0 mg·L⁻¹，在周期末 R1 中氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮为 0、110、11 mg·L⁻¹，表现出良好的亚硝化性能。分析图 4(a2) 和 4(a3) 知，在第 20 d，R2 和 R3 的进水氨氮为 138 mg·L⁻¹ 和 143 mg·L⁻¹，同样由于 DO 的不足，在厌氧末的氨氮为 125 mg·L⁻¹ 和 121 mg·L⁻¹。由于 R2 和 R3 相较于 R1 曝气时间的减少，微生物对 DO 的利用量较少，故在周期末 R2、R3 的氨氮浓度

为 10 mg·L⁻¹、23 mg·L⁻¹，氨氧化率低于 R1。但是 AOB 较 NOB 有更高的 DO 亲和力，所以 R2 和 R3 的出水亚硝酸盐氮、硝酸盐氮分别为 143 mg·L⁻¹、9 mg·L⁻¹ 和 131 mg·L⁻¹、4 mg·L⁻¹ 均表现出较好的亚硝化性能。

分析图 4(b1)、4(b2)、4(b3) 可知，第 90 d 时，R1 进水氨氮为 134 mg·L⁻¹，由于反应器中污泥浓度的减少，R1 出水氨氮增加至 15.4 mg·L⁻¹。可能是由于较长的停曝时间比更能筛选出氧化速率高的 AOB^[13]，故 R2、R3 出水氨氮减少至 5 mg·L⁻¹ 和 2 mg·L⁻¹。随着运行时间的延长，缺氧段反硝化作用逐渐增强，厌氧末的亚硝酸盐浓度较第 20 d 时少，R1 中厌氧末亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的浓度降低至 8 mg·L⁻¹ 和 0 mg·L⁻¹。基于同样的原因，R2、R3 在厌氧末亚硝酸盐氮降低至 7 mg·L⁻¹、6 mg·L⁻¹ 且厌氧末硝酸盐氮分别为 0 mg·L⁻¹、0 mg·L⁻¹。在好氧末，R1 中亚硝酸盐氮为 143 mg·L⁻¹，可能是由于延时曝气导致无法抑制 NOB，故出水硝酸盐氮增加到 23 mg·L⁻¹。相比 R1，曝气时间较少



(a1)、(a2)、(a3) 是稳定运行第 20 d 时 R1、R2、R3 任意一个周期内氮素及 COD 变化；

(b1)、(b2)、(b3) 和 (c1)、(c2)、(c3) 是稳定运行期间第 90 d 和 120 d 时 R1、R2、R3 任意一个周期内氮素及 COD 变化

图 4 典型周期内 COD、氨氮、亚硝酸盐氮及硝酸盐氮的变化

Fig. 4 Variation of COD, ammonia nitrogen, nitrite nitrogen and nitrate nitrogen in a typical operational period

的 R2 和 R3 好氧末的亚硝酸盐氮为 $145 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $131 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝酸盐氮为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 分析图 4(c1)、4(c2)、4(c3) 知, 第 120 d 时, R1 中进水氨氮为 $134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在周期末的氨氮增加至 $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 且硝酸盐氮增加至 $44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 亚硝化率下降至 71%. 由图 5(a) 可知, 第 120 d 时, R1 污泥浓度下降至 $1674 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 增加到 $130 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 故污泥的大量流失及沉降性能变差可能是导致 R1 亚硝化性能变差的主要原因. R2 和 R3 进水氨氮为 $138 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $143 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 好氧末氨氮为 $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 周期末的亚硝酸盐氮为 $143 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $131 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以及硝酸盐氮为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均表现良好的亚硝化性能, 且厌氧末的亚硝酸盐氮为 $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝酸盐氮为 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故厌氧段的反硝化作用得到进一步加强.

在运行周期内, 进水 COD 主要在厌氧段被缺氧反硝化细菌利用. 如图 4(a3) 所示, R3 中进水 COD 为 $131 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在厌氧段减少了 $72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 且在好氧阶段可能由于部分好氧异养菌和轻微同步硝化反硝化作用 COD 又减少了 $14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由图 4(b3)、4(c3) 可知, R3 在 90 d 和 120 d 中好氧段 COD 分别减少了 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这是由于 R3 中较大的停曝时间比会使缺氧异养菌优先充分利用 COD 进行增殖, 而好氧异养菌由于长时间缺氧和营养物质 COD 的缺乏会逐渐排出反应器体系, 因此 R3 在运行过程中可能是同步硝化反硝化作用的增强使好氧段利用的 COD 增多. 另外, 同步硝化反硝化作用的增加会促使颗粒的形成^[24].

2.2.4 运行阶段污泥浓度和沉降性变化

由图 5(a) 可知, R1、R2、R3 接种活性污泥后的 MLSS 为 2014 、 2057 、 $2061 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 值为 160 、 155 、 $158 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 由于厌氧/好氧的运行方式会筛选出具有厌氧储存有机物能力的微生物和缺氧异养菌^[12], 同时内部碳源的储存可以减小异养菌的生长速率, 且硝化细菌的生长速率也比较慢, 故 3 组反应器的污泥浓度增加较缓, 在第 85 d 时, R1、R2、R3 的污泥浓度分别仅增加到 2314 、 2781 、 $2946 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. 生长速率慢的细菌有助于颗粒化, 而快速生长的微生物会导致颗粒污泥丝状结构^[25], 故在沉降时间长^[26]、曝气强度^[23]等颗粒污泥的关键参数与其他研究并不具有污泥颗粒快速形成的先决条件情况下, 在 124 d 时, R2 和 R3 污泥颗粒平均粒径为 $516.8 \mu\text{m}$ 和 $600 \mu\text{m}$.

由于较小的停曝时间比会增加微生物与高浓度亚硝酸盐接触的时间, 且亚硝酸盐氮的大量积累可能会使污泥颗粒的沉淀性变差^[27], 所以较长曝气时间的 R1 在第 120 d 时, SVI 增加到 $130 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 污泥浓度下降到 $1674 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由于较大的停曝时间比可以筛选出的生长速率较慢的微生物, 会使污泥颗粒致密, 沉降性能变好^[28], 所以相比于 R1, R2 和 R3 沉降性能逐渐变好, 在 120 d 时, SVI 值分别为 $64 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $51 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 污泥浓度分别为 $3204 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $3578 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 由此说明, 在停曝时间比为 $1:2 \sim 2:1$ 范围的运行下, 停曝时间比越大, 颗粒污泥的 MLSS 越大、沉降性越好.

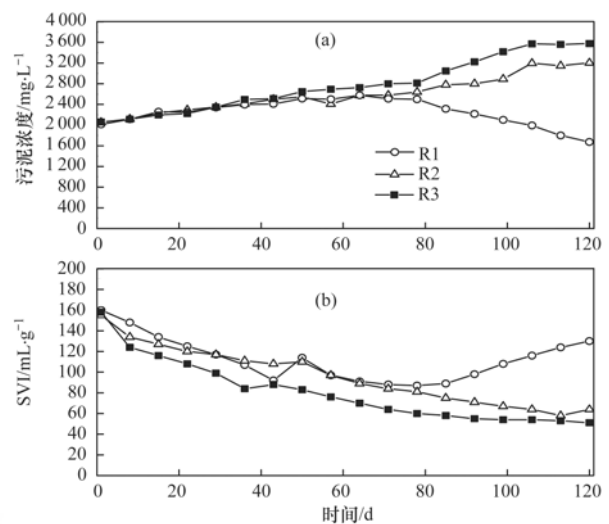


图 5 运行期间污泥浓度和沉降性能的变化

Fig. 5 Variation of MLSS and settling performance

3 结论

(1) 停曝时间比为 $1:2$ 时容易使 NOB 增殖, 导致亚硝化性能下降, 高停曝比可以保持系统较好的亚硝化性能, 当停曝时间比为 $1:1 \sim 2:1$ 时可以保证系统良好的亚硝化性能.

(2) 在停曝时间比为 $1:2$ 、 $1:1$ 、 $2:1$ 的运行方式下, SBR 反应器接种亚硝化絮状污泥后, 分别历经 103、82、64 d 成功颗粒化, 且 $1:2 \sim 2:1$ 范围内, 停曝时间比越大, 颗粒化所需时间越少.

(3) 在停曝时间比为 $1:2$ 的运行条件下, 污泥的沉降性能先变好后变差, 且在 $1:1 \sim 2:1$ 的范围内, 停曝时间比越大, 污泥的沉降性越好.

(4) 厌氧/好氧运行方式诱导亚硝化颗粒污泥形成中, 停曝时间比越大, 微生物分泌的 PN、PS 越多且亚硝化颗粒形成阶段, 厌氧末的 PN 小于好氧末 PN, 亚硝化颗粒成熟阶段厌氧末的 PN 大于好氧末的 PN, 而在运行期间, 厌氧末的 PS 一直大于

好氧末的 PS.

参考文献:

- [1] Mulder A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies[J]. *Water Science & Technology*, 2003, **48**(1): 67-75.
- [2] Cema G, Plaza E, Trela J, *et al.* Dissolved oxygen as a factor influencing nitrogen removal rates in a one-stage system with partial nitrification and Anammox process[J]. *Water Science & Technology*, 2011, **64**(5): 1009-1015.
- [3] Van Loosdrecht M C M, Salem S. Biological treatment of sludge digester liquids[J]. *Water Science & Technology*, 2006, **53**(12): 11-20.
- [4] Yang J J, Trela J, Zubrowska-Sudol M, *et al.* Intermittent aeration in one-stage partial nitrification/anammox process[J]. *Ecological Engineering*, 2015, **75**: 413-420.
- [5] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, *et al.* Full-scale partial nitrification/anammox experiences-an application survey [J]. *Water Research*, 2014, **55**: 292-303.
- [6] Wang L, Zhu J, Miller C. The stability of accumulating nitrite from Swine wastewater in a sequencing batch reactor [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2011, **163**(3): 362-372.
- [7] 张翠丹, 李冬, 梁瑜海, 等. 生活污水 SBR 亚硝化颗粒污泥的快速启动[J]. *高校化学工程学报*, 2016, **30**(1): 182-188.
Zhang C D, Li D, Liang Y H, *et al.* Rapid startup of nitrification of granular sludge for treatment of domestic sewage [J]. *Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities*, 2016, **30**(1): 182-188.
- [8] Tsuneda S, Nagano T, Hoshino T, *et al.* Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor[J]. *Water Research*, 2003, **37**(20): 4965-4973.
- [9] Wan J F, Bessière Y, Spérandio M. Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate[J]. *Water Research*, 2009, **43**(20): 5097-5108.
- [10] 苏东霞, 李冬, 张肖静, 等. 曝气时间比对间歇曝气 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.
- [11] 蒋铁锋, 陈浚, 王宝贞, 等. 间歇曝气对硝化菌生长动力学影响及 NO₂⁻ 积累机制[J]. *环境科学*, 2009, **30**(1): 85-90.
Jiang Y F, Chen J, Wang B Z, *et al.* Effect of Intermittent aeration on growth kinetics of nitrifiers and mechanism for NO₂⁻ accumulation [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(1): 85-90.
- [12] 吴昌永, 周岳溪. 厌氧/好氧运行方式对颗粒污泥形成的影响[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(7): 1237-1243.
Wu C Y, Zhou Y X. Effect of anaerobic/aerobic alternative operating strategy on the formation of granular sludge in a sequencing batch reactor [J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(7): 1237-1243.
- [13] 张艳辉, 李冬, 梁瑜海, 等. 缺氧/好氧比对连续流半亚硝化稳定性的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(6): 1724-1731.
Zhang Y H, Li D, Liang Y H, *et al.* Influence of anoxic/aerobic ratio on stability of partial nitrification in a continuous flow process [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(6): 1724-1731.
- [14] 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. 100-124.
- [15] 张功良, 李冬, 张肖静, 等. 延时曝气对常温低氨氮 SBR 亚硝化影响及恢复[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(8): 1998-2002.
Zhang G L, Li D, Zhang X J, *et al.* Research on the recovery strategy for nitrosation at room temperature [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(8): 1998-2002.
- [16] Blackburne R, Yuan Z G, Keller J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor[J]. *Biodegradation*, 2008, **19**(2): 303-312.
- [17] Ge S J, Peng Y Z, Qiu S, *et al.* Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process[J]. *Water Research*, 2014, **55**: 95-105.
- [18] Wan J F, Spérandio M. Possible role of denitrification on aerobic granular sludge formation in sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere*, 2009, **75**(2): 220-227.
- [19] 田永强. 微生物自溶现象研究进展[J]. *微生物学杂志*, 1997, **17**(2): 52-60.
- [20] 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制[J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 795-799.
Zhang L L, Chen X, Chen J M, *et al.* Role mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of aerobic granular sludge [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(4): 795-799.
- [21] 吴昌永, 王然登, 彭永臻. 污水处理颗粒污泥技术原理与应用[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011. 144-145.
Wu C Y, Wang R D, Peng Y Z. Granular sludge technology of wastewater treatment: principles and applications [M]. Beijing: China Architecture and Building Press, 2011. 144-145.
- [22] 张云霞, 季民, 李超, 等. 好氧颗粒污泥胞外聚合物 (EPS) 的生化性研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(11): 3124-3127.
Zhang Y X, Ji M, Li C, *et al.* Biodegradability of extracellular polymeric substances (EPS) produced by aerobic granules [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(11): 3124-3127.
- [23] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, **77**(1): 175-182.
- [24] 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.
- [25] De Kreuk M K, Van Loosdrecht M C. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability[J]. *Water Science & Technology*, 2004, **49**(11-12): 9-17.
- [26] 王斌, 李冬, 梁瑜海, 等. 亚硝化颗粒污泥的培养、强化方法及其特性[J]. *中国给水排水*, 2014, **30**(11): 1-4, 8.
Wang B, Li D, Liang Y H, *et al.* Cultivation and enhancement method of partial nitrification granular sludge and sludge characteristics[J]. *China Water & Wastewater*, 2014, **30**(11): 1-4, 8.
- [27] Ma Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant[J]. *Water Research*, 2009, **43**(3): 563-572.
- [28] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, **108**(2): 161-169.

CONTENTS

Estimation of Fine Particle (PM _{2.5}) Emission Inventory from Cooking: Case Study for Shanghai	WANG Hong-li, JING Sheng-ao, LOU Sheng-rong, <i>et al.</i> (1971)
Chemical Characterization, Spatial Distribution, and Source Identification of Organic Matter in PM _{2.5} in summertime Shanghai, China	GAO Ya-qin, WANG Hong-li, JING Sheng-ao, <i>et al.</i> (1978)
Seasonal Variation and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Salts in PM _{2.5} in the Southern Suburbs of Beijing	GAO Han-yu, WEI Jing, WANG Yue-si (1987)
Characteristics and Source Apportionment of Water-soluble Inorganic Ions in Road Dust PM _{2.5} During Spring in Tianjin Using the Quadrat Sampling Method	ZHAO Jing-qi, JI Ya-qin, ZHANG Lei, <i>et al.</i> (1994)
HONO Pollution Characteristics and Nighttime Sources During Autumn in Guangzhou, China	TIAN Zhi-lin, YANG Wen-da, YU Xiao-fang, <i>et al.</i> (2000)
Sulfur Sources and Oxidation Pathways in Summer Aerosols from Nanjing Northern Suburbs Using S and O Isotopes	HAN Xun, REN Jie, CHEN Shan-li, <i>et al.</i> (2010)
Methods for Determining and Applications of High-Resolution Vehicle Emission Inventory at County Scale	FAN Shou-bin, GUO Jin-jin, LI Xue-feng (2015)
Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Emitted from Typical Industrial Biomass Boilers	LIN Yu-jun, BAI Li, WANG Huan-xiang, <i>et al.</i> (2023)
Research of Parameter Uncertainty for the HSPF Model Under Different Temporal Scales	PANG Shu-jiang, WANG Xiao-yan, MA Wen-jing (2030)
Contribution of Nitrogen Sources in Water Sources by Combining Nitrogen and Oxygen Isotopes and SIAR	JIN Zan-fang, ZHANG Wen-liao, ZHENG Qi, <i>et al.</i> (2039)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Volatile Organic Compounds in Baiyangdian Lake	GAO Qiu-sheng, ZHAO Yong-hui, JIAO Li-xin, <i>et al.</i> (2048)
Fluorescent Characteristics and Environmental Significance of Particulate Organic Matter in Lake Taihu, China	LÜ Wei-wei, YAO Xin, ZHANG Bao-hua, <i>et al.</i> (2056)
Distribution and Settlement of Microplastics in the Surface Sediment of Yangtze Estuary	ZHU Xiao-tong, YI Jun, QIANG Li-yuan, <i>et al.</i> (2067)
Water Chemistry and Characteristics of Dissolved Organic Carbon During the Wet Season in Wulixia Reservoir, SW China	LU Xiao-xuan, LI Qiang, JIN Zhen-jiang, <i>et al.</i> (2075)
Bioavailability of Dissolved Organic Carbon in Rivers for Typical Vegetation Types in the Permafrost Regions on the Qinghai-Tibet Plateau	MA Xiao-liang, LIU Gui-min, WU Xiao-dong, <i>et al.</i> (2086)
Characteristics of Dissolved Organic Matter (DOM) and Relationship with Dissolved Heavy Metals in a Peri-urban and an Urban River	LIANG Meng-qi, SHAO Mei-ling, CAO Chang-li, <i>et al.</i> (2095)
Migration and Transformation of Dissolved Organic Matter in Karst Water Systems and an Analysis of Their Influencing Factors	ZHANG Lian-kai, LIU Peng-yu, QIN Xiao-qun, <i>et al.</i> (2104)
Source and Distribution of Dissolved Metal Ions in the Backwater Area of Pengxi River in Three Gorges Reservoir	ZHAO Xiao-song, YU Jian-jun, FU Li, <i>et al.</i> (2117)
Differences in Diffusive Fluxes of Nutrients from Sediment Between the Natural River Areas and Reservoirs in the Lancang River Basin	WANG Xue, CHENG Bao, YANG Zheng-jian, <i>et al.</i> (2126)
Nutrient Distribution Characteristics of the Sediment-water System in the Xiangxi River During the Impoundment of TGR	SU Qing-qing, LIU De-fu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (2135)
Effects of Submerged Macrophytes on Different Phosphorus Fractions in Overlying Water and Interstitial Water	YANG Wen-bin, GAO Shun-feng, WAN Rui, <i>et al.</i> (2145)
Distribution Characteristics and Fluxes of Nitrogen and Phosphorus at the Sediment-water Interface of Yuqiao Reservoir	WEN Shuai-long, GONG Wan-qing, WU Tao, <i>et al.</i> (2154)
Distribution of Phosphorus Fractions in Surface Sediments of Minjiang Mainstreams	YANG Geng, QIN Yan-wen, HAN Chao-nan, <i>et al.</i> (2165)
Nitrate Uptake Kinetics and Correlation Analysis in an Agricultural Drainage Ditch	LI Ru-zhong, YIN Qi-he, GAO Su-di, <i>et al.</i> (2174)
Influencing Factors for Phosphorus Removal by Modified Bio-ceramic Substrates Coated with ZnAl-LDHs Synthesized by Different Modification Conditions	XIANG Yang, ZHANG Xiang-ling, LEI Yu, <i>et al.</i> (2184)
Removal of Odorants in Drinking Water Using VUV/Persulfate	SUN Xin, SHI Lu-xiao, ZHANG Yi, <i>et al.</i> (2195)
Degradation of OG with Peroxymonosulfate Activated by a MnFe ₂ O ₄ -graphene Hybrid	XIA Wen-jun, LIU Feng, HAO Shang-bin, <i>et al.</i> (2202)
Mechanism of As(V) Removal from Water by Lanthanum and Cerium Modified Biochars	LI Jin, ZU Yan-qun, LI Gang, <i>et al.</i> (2211)
Adsorption of Dissolved Organic Matter with Different Relative Molecular Masses on Inorganic Minerals and Its Influence on Carbamazepine Adsorption Behavior	LIANG Yu, HE Jiang-tao, ZHANG Si (2219)
Pollution Characteristics of Organophosphorus Flame Retardants in a Wastewater Treatment Plant	SUN Jia-wei, DING Wei-nan, ZHANG Zhan-en, <i>et al.</i> (2230)
Enhanced Coagulation as a Pretreatment for Low Temperature Wastewater	LIU Hai-long, REN Yu-xia, ZHANG Zhong-min (2239)
Operating Characteristics and Fouling Characteristics of a RO Membrane System for Desalination of Dyeing Wastewater	TAN Yu-jun, ZHANG Ze-tian, WU Qian-yuan, <i>et al.</i> (2249)
Optimization of the Nitrogen Removal Performance on the CANON Process in a Biofilm Reactor: From FBBR to MBBR	FU Kun-ming, LI Hui, ZHOU Hou-tian, <i>et al.</i> (2256)
Microbial Community Dynamics During Two Sludge Granulation Processes	GAO Jing-feng, ZHANG Li-fang, ZHANG Shu-jun, <i>et al.</i> (2265)
Sludge Conditioning Performance of Polyaluminum, Polyferric, and Titanium Xerogel Coagulants	WANG Xiao-meng, WANG Xin, YANG Ming-hui, <i>et al.</i> (2274)
Effects of Heat and Heat-alkaline Treatments on Disintegration and Dissolved Organic Matter in Sludge	DAI Qin, ZHANG Wen-zhe, YU Pan-fen, <i>et al.</i> (2283)
Effect of Different Ratios of Anaerobic Time and Aeration Time on the Formation of Partial Nitrification Granules	LI Dong, GUO Yue-zhou, CAO Mei-zhong, <i>et al.</i> (2289)
Spatial and Temporal Variation of Mercury in Municipal Sewage Sludge in China	WANG Ning, LIU Qing-wei, ZHI Yin, <i>et al.</i> (2296)
Characteristics of N ₂ O Release and Influencing Factors in Grass-type and Algae-type Zones of Taihu Lake During Summer	ZHENG Xiao-lan, WEN Shuai-long, LI Xin, <i>et al.</i> (2306)
Analysis of Greenhouse Gas Emission Characteristics and Their Influencing Factors in the Algae Zone of Lake Taihu	JIA Lei, PU Yi-ni, YANG Shi-jun, <i>et al.</i> (2316)
Dynamics of CO ₂ and N ₂ O in Seasonal Frozen Soil Profiles for a Typical Steppe in Inner Mongolia	LI Jin-bo, YAO Nan, LI Xiu, <i>et al.</i> (2330)
Characteristics of CO ₂ Flux in a Mature Apple (<i>Malus domestica</i>) Orchard Ecosystem on the Loess Plateau	YANG Jian-feng, YANG Xiao-ni, WANG Jun-hua, <i>et al.</i> (2339)
Effects of Biochar Application Rates on Greenhouse Gas Emissions in the Purple Paddy Soil	QI Le, GAO Ming, GUO Xiao-min, <i>et al.</i> (2351)
Short-Term Effects of Different Fertilization Treatments on Greenhouse Gas Emissions from Northeast Black Soil	LI Ping, LANG Man, LI Miao, <i>et al.</i> (2360)
Eukaryotic Micro-plankton Community Diversity and Characteristics of Regional Distribution in the Yellow Sea by ITS High-throughput Sequencing	ZHANG Li, LIN Jia-ning, ZHANG Yuan, <i>et al.</i> (2368)
Influence of Different Patterns of Discharge on Microbial Diffusion in Municipal Treated Wastewater	LANG Xiu-lu, SONG Zhi-wen, XU Ai-ling, <i>et al.</i> (2380)
Impact of Tourism on Bacterial Communities of Karst Underground River: A Case Study from Two Caves in Fengdu, Chongqing	LÜ Xian-fu, HE Qiu-fang, WANG Feng-kang, <i>et al.</i> (2389)
Diversity of the Microbial Community in Rice Paddy Soil with Biogas Slurry Irrigation Analyzed by Illumina Sequencing Technology	ZHU Jin-shan, ZHANG Hui, MA Lian-jie, <i>et al.</i> (2400)
Effect of Biochar Amendment on Physicochemical Properties and Fungal Community Structures of Cinnamon Soil	YAN Hai-tao, YIN Quan-yu, DING Song-shuang, <i>et al.</i> (2412)
Carbon Metabolism Characteristics of the Karst Soil Microbial Community for Pb-Zn Mine Tailings	FANG Jun-jia, LI Qiang, LIU Chang, <i>et al.</i> (2420)
Denitrification Characteristics and Community Structure of Aerobic Denitrifiers from Lake and Reservoir Sediments	KANG Peng-liang, ZHANG Hai-han, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (2431)
Investigation of the Coupling Mechanism Between Naphthalene Degradation and Denitrification of a Naphthalene Degraded Bacterial Consortium Under Denitrification	ZHANG Ze-yu, WANG Ming-xia, CHENG Yong-yi, <i>et al.</i> (2438)
Spatial Distribution Study and Pollution Assessment of Pb in Soils in the Xijiang River Drainage of Guangxi	ZHANG Yun-xia, SONG Bo, CHEN Tong-bin, <i>et al.</i> (2446)
Effects of Agricultural Activities on Soil Mercury Changes in the Water-Level-Fluctuating Zone of the Three Gorges Reservoir	CHEN Qiu-yu, SUN Song, YIN De-liang, <i>et al.</i> (2456)
Screening and Identification of Arsenic-resistant Endophytic Bacteria from Different Rice Tissues (<i>Oryza sativa</i> L.) in Different Growth Stages	WANG Bo-xun, WANG Xue-dong, DUAN Gui-lan (2464)
Characteristics of Mercury Transformation in Soil and Accumulation in Rice Plants in an Acidic Purple Paddy Soil Area	LI Yu-qin, SUN Tao, DENG Han, <i>et al.</i> (2472)
Life Cycle Environmental Impact Assessment on Different Modes of Greenhouse Vegetable Production in the North China Plain	XU Qiang, HU Ke-lin, LI Ji, <i>et al.</i> (2480)
Health Effects of PM _{2.5} Based on Bacterial Toxicity Test and Transcriptional Analysis in Lungs of Mice	SONG Peng-cheng, LU Shu-yu, WEI Yong-jie, <i>et al.</i> (2489)
Socio-economic Factors Influencing the Spatial Distribution of PM _{2.5} Concentrations in China: An Exploratory Analysis	DUAN Jie-xiong, ZHAI Wei-xin, CHENG Cheng-qi, <i>et al.</i> (2498)