e方知库
Eco-Environmental Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

冠状病毒气溶胶传播及环境影响因素

李雪，蒋靖坤，王东滨，邓建国，贺克斌，郝吉明

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2021年7月
第42卷 第7期
Vol.42 No.7

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第42卷　第7期
2021年7月15日

目　次

生态环境知库
Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第42卷第7期 2021年7月
Vol.42,No.7 Jul.,2021

臭氧投量对 SBR 系统污泥沉降性能及脱氮除磷的影响

吕永涛[1,2,3], 朱传首[1,2,3], 张旭阳[1,2,3], 徐超[1,2,3], 潘永宝[4], 刘爽[4], 崔双科[4], 王磊[1,2,3*]

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055; 2. 陕西省环境工程重点实验室, 西安 710055; 3. 陕西省膜分离技术研究院, 陕西省膜分离重点实验室, 西安 710055; 4. 陕西省现代建筑设计研究院, 西安 710024)

摘要: 以污水厂冬季膨胀期污泥(SVI = 280 $mL\cdot g^{-1}$)为对象,研究了臭氧投量对 SBR 系统污泥沉降性能及脱氮除磷效果的影响. 结果表明,低浓度投加臭氧(0.085 $g\cdot g^{-1}$,以 O_3/MLSS 计)20 d 后,菌丝体被打断,SVI 降至 125 $mL\cdot g^{-1}$,消除了污泥膨胀,且硝化、除磷效果不受影响. 高浓度投加臭氧,污泥的沉降性能反而开始恶化,除磷效率也降至 60% 左右. 进一步研究表明,PS/PN 与 SVI 呈正相关关系(R^2 = 0.938 1),可表征污泥的沉降性能; 臭氧除打断菌丝体外,还通过改变 EPS 的含量及组分影响着污泥的沉降性能.

关键词: 膨胀期污泥; 臭氧投量; 污泥沉降性能; 脱氮除磷; 胞外聚合物

中图分类号: X703 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2021)07-3400-05 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202012051

Effect of Ozone Dosage on Sludge Settleability and Biological Nutrient Removal in SBR System

LÜ Yong-tao[1,2,3], ZHU Chuan-shou[1,2,3], ZHANG Xu-yang[1,2,3], XU Chao[1,2,3], PAN Yong-bao[4], LIU Shuang[4], CUI Shuang-ke[4], WANG Lei[1,2,3*]

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Key Laboratory of Environmental Engineering, Xi'an 710055, China; 3. Key Laboratory of Membrane Seperation of Shaanxi Province, Research Institute of Membrane Seperation Technology of Shaanxi Province, Xi'an 710055, China; 4. Shaanxi Modern Architecture Design & Research Institute, Xi'an 710024, China)

Abstract: The effect of ozone dosage on sludge settleability and biological nutrient removal performance in a sequencing batch reactor was investigated by inoculating the bulking sludge with the SVI of 280 $mL\cdot g^{-1}$ from a wastewater treatment plant in winter. The filamentous mycelium was interrupted, and the SVI was decreased to 125 $mL\cdot g^{-1}$ after ozone dosage with a low concentration of 0.085 $g\cdot g^{-1}$ (O_3/MLSS) for 20 days, which indicated the disappearance of the sludge bulking. The performance of nitrification and phosphorus removal efficiency was not affected obviously. However, the sludge settleability deteriorated with a high dosage of ozone, and the phosphorus removal efficiency was decreased to around 60%. Further study showed that PS/PN had a positive correlation with SVI with the correlation coefficient of 0.938 1, which can be used to characterize sludge settleability. A low ozone dosage not only interrupted the filamentous mycelium, but it also affected the content and composition of the EPS, which led to improved settleability.

Key words: bulking sludge; ozone dosage; sludge settleability; biological nitrogen and phosphorus removal; extracellular polymeric substances

污泥膨胀是活性污泥系统常见的运行问题之一,不仅导致污泥流失,影响水处理效果,还影响剩余污泥处理,严重时使整个处理系统瘫痪[1~4].

投加次氯酸钠等氧化剂能有效消除污泥膨胀[5,6],同样具有氧化作用且不产生二次污染的臭氧对污泥沉降性能的影响备受关注[7,8]. Nilsson 等[9]对污水厂回流污泥投加臭氧时发现,不仅可消除污泥膨胀,还能降低污泥沉降指数(sludge volume index, SVI); 刘振超等[10]的研究发现,低温条件下臭氧能抑制丝状菌生长,改善污泥的絮体结构. 但臭氧改善污泥沉降性能的机制尚不清楚,且对系统处理效果的影响有待进一步研究.

本研究接种膨胀期污泥,采用 SBR 反应器分析了臭氧投量对污泥沉降性能及脱氮除磷效果的影响,并探索了相关机制,旨在为臭氧改善污泥沉降性能的工程应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置和设备

采用 SBR 反应器,有效容积 3 L,排水比 0.33. 每天运行 4 周期,单周期 6 h,具体为:进水 5 min,搅拌 300 min,曝气搅拌 120 min,沉淀 50 min,排水 5 min. 采用微孔曝气并磁力搅拌. 室温条件运行,水温为 12 ~ 23℃.

收稿日期: 2020-12-07; **修订日期**: 2021-01-04

基金项目: 陕西省重点研发计划项目(2020SF-415); 陕西省重点科技创新团队计划项目(2017KCT-19-01); 陕西省技术创新引导专项(2018HJCG-18)

作者简介: 吕永涛(1980 ~),男,博士,副教授,主要研究方向为污水处理与资源化,E-mail: hybos2000@126.com

* 通信作者,E-mail: wl0178@126.com

1.2　污泥来源和试验用水

种泥取自西安市某污水处理厂，为冬季膨胀期污泥. 接种后反应器中初始污泥浓度为4 500 $mg \cdot L^{-1}$左右，泥龄控制为15 d左右.

试验用水人工配制，由乙酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾、碳酸氢钠和微量元素组成. 进水 COD 为 400～450 $mg \cdot L^{-1}$，氨氮为 40～50 $mg \cdot L^{-1}$，总磷(TP)为 6～8 $mg \cdot L^{-1}$. 另外，微量元素按文献[11]配制，投加量为1 $mL \cdot L^{-1}$.

1.3　试验方案

每天投加臭氧 1 次，沉淀初始 3 min 内将臭氧发生器(型号 HW-XS-3G)接入微孔曝气头，持续通入 60 s，通过流量计控制臭氧投加量(以 O_3/MLSS 计，下同)分别为 0.085、0.17 和 0.34 $g \cdot g^{-1}$. 尾气用碘化钾溶液吸收，不同投加量连续运行 60 d.

1.4　分析方法

常规指标按标准方法[12]测定：COD 采用重铬酸钾法；总磷采用过硫酸钾-钼锑抗分光光度法；氨氮采用纳氏试剂分光光度法；VSS 采用马弗炉燃烧减重法.

采用热处理法提取胞外聚合物(extracellular polymeric substances，EPS)[13]：多糖(polysaccharides，PS)采用蒽酮比色法测定，蛋白质(protein，PN)采用福林酚比色法测定. 利用尼康 50i 显微镜对污泥形态进行镜检.

2　结果与讨论

2.1　臭氧投量对 SBR 系统污泥沉降性能的改善

接种污泥的 SVI 为 280 $mL \cdot g^{-1}$，为膨胀期污泥，本文研究了不同臭氧投加量对系统 SVI 和污泥浓度的影响，结果见图 1.

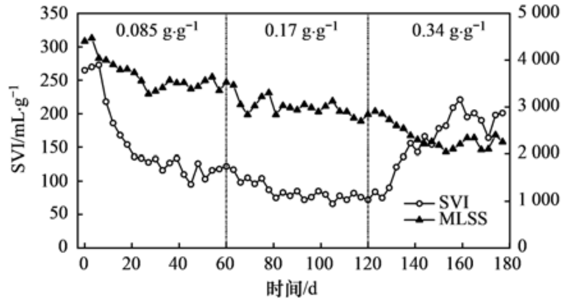


图 1　SVI 和 MLSS 随臭氧投加量的变化规律

Fig. 1　Variation in SVI and MLSS with ozone dosage

由图 1 可见，臭氧投加(0.085 $g \cdot g^{-1}$)3 d 后，SVI 开始迅速下降，到第 20 d 时降至 125 $mL \cdot g^{-1}$，消除了污泥膨胀. 之后，稳定在 110～130 $mL \cdot g^{-1}$.

当臭氧投量升至 0.17 $g \cdot g^{-1}$时，初始 20 d 内(第 60～80 d)SVI 继续降至 75 $mL \cdot g^{-1}$，之后稳定在 80 $mL \cdot g^{-1}$左右. 当臭氧进一步升至 0.34 $g \cdot g^{-1}$(第 120 d 后)时，SVI 反而开始升高，污泥沉降性能开始变差，SVI 最大值为 210 $mL \cdot g^{-1}$.

投加臭氧后，部分微生物被杀死并洗选出反应器，导致污泥浓度有所降低，当投量为 0.085 和 0.17 $g \cdot g^{-1}$时，基本稳定在2 500～3 000 $mg \cdot L^{-1}$；当进一步加大投量后，污泥浓度继续降至2 000 $mg \cdot L^{-1}$左右，因为过量投加氧化剂会进一步杀死菌胶团细菌导致污泥减量[14～16].

综上，低浓度臭氧投加可迅速消除污泥膨胀现象，投加量增大后，反而会使 SVI 升高.

2.2　臭氧改善污泥沉降性能的机制

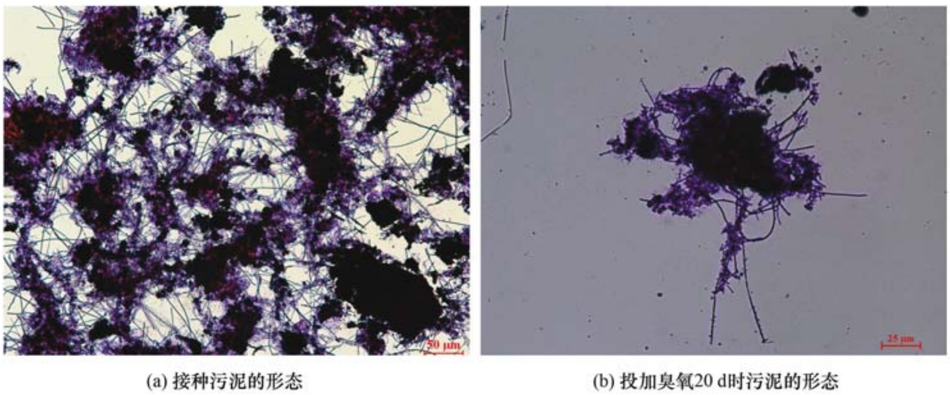
2.2.1　臭氧投加对污泥形态的影响

图 2 显示了臭氧投加前后的污泥形态.

从图 2 中可见，接种污泥结构疏松[图 2(a)]，丝状菌含量多，菌丝长，相互缠绕. 投加臭氧 20 d 后[图 2(b)]，丝状菌的菌丝变短，相互不再缠绕，因为与絮体污泥相比，氧化剂更易作用于形态较长的菌丝体[17]，因而打断菌丝能消除污泥膨胀，使絮体结构紧实[18].

2.2.2　臭氧投加对 EPS 的影响

EPS 在一定程度上影响着污泥的沉降性能，对



(a) 接种污泥的形态　　(b) 投加臭氧20 d时污泥的形态

图 2　投加臭氧对污泥形态的影响

Fig. 2　Effect of ozone on sludge morphology

不同臭氧投加阶段的 EPS、PS 和 PN 进行测定,结果见图 3.

由图 3 可知,EPS 随时间呈先降后升的趋势,与 SVI 变化一致. 臭氧投量较低($0.085\ g\cdot g^{-1}$ 和 $0.17\ g\cdot g^{-1}$)时,EPS、PS 和 PN 的含量(分别以 EPS/VSS、PS/VSS 和 PN/VSS 计,下同)均随时间呈降低趋势,分别由 125、75 和 50 $mg\cdot g^{-1}$ 左右降至 88、48 和 40 $mg\cdot g^{-1}$. 当进一步提高臭氧投量至 $0.34\ g\cdot g^{-1}$ 时,三者反而分别升至 127、74 和 53 $mg\cdot g^{-1}$.

为了进一步探索 EPS 与污泥沉降性能间的相关关系,分别将 EPS、PS/PN 与 SVI 之间的数据进行处理,结果如图 4 所示.

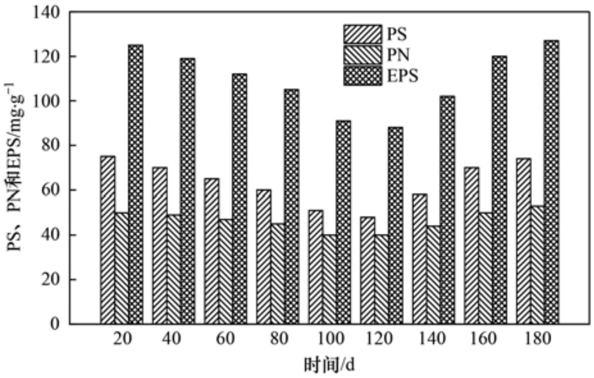


图 3 投加臭氧后 EPS 及各组分的变化关系

Fig. 3 Variation of the EPS and its components after ozone dosage

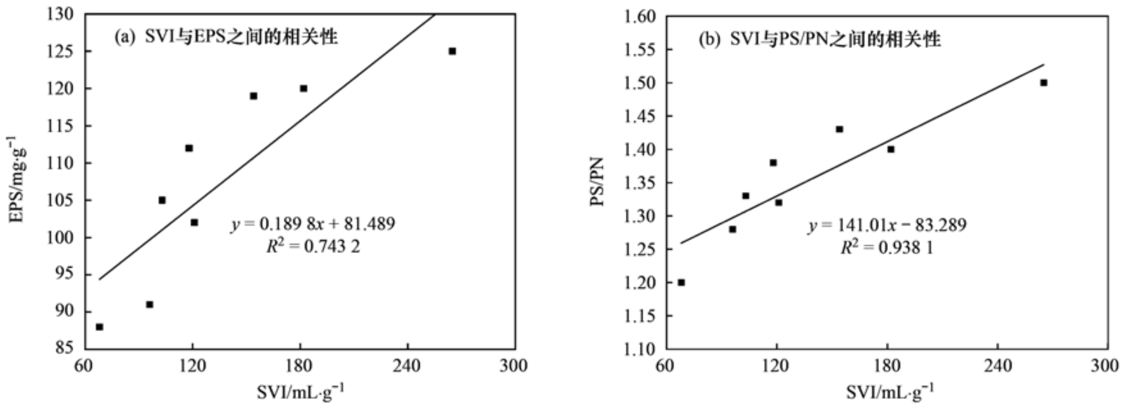


图 4 SVI 与 EPS 及 PS/PN 之间的相关性

Fig. 4 Correlation between SVI, EPS, and PS/PN

由图 4(a)可知,EPS 总量与 SVI 值变化呈正相关关系,R^2 为 0.743 2,即 EPS 含量越高污泥沉降性能越差. 因为 EPS 与菌胶团结合较疏松,其总量增加导致活性污泥变得松散[19,20]. 同时,EPS 内部的密实凝胶结构会截留大量水分[20~22],降低了污泥与水之间的密度差,从而增加污泥沉降的难度.

由图 4(b)可知,PS/PN 值与 SVI 值也呈正相关关系,相关系数高达 0.938 1,可用于表征污泥的沉降性能. 由于 PN 多以疏水键为主,而 PS 多以亲水基团为主[21~23],因此,PS/PN 值越大,亲水性基团越多,污泥沉降性能越差. 据拟合结果,当比值大于 1.4 时,SVI 将大于 180 $mL\cdot g^{-1}$.

综上,除打断菌丝体外,臭氧影响着 EPS 的含量及其组成,低投量条件下,EPS 含量及 PS/PN 值的降低是污泥沉降性能改善的原因; 高投加量后,EPS 及 PS 占比的升高导致污泥沉降性能恶化.

2.3 臭氧投量对 SBR 系统脱氮除磷性能的影响

不同臭氧投量对 SBR 系统 COD、氨氮和总磷去除性能的影响见图 5.

由图 5 可知,不同投量条件下,出水 COD 浓度均维持在 20 ~ 50 $mg\cdot L^{-1}$ 之间,去除率均高于 90%. 投加臭氧初始 20 d 内,出水氨氮浓度略有上升,之后,稳定在 3 $mg\cdot L^{-1}$ 以下,去除率在 95% 以上. 故臭氧投加对除碳和硝化的效果影响不大.

随着臭氧投量的升高,总磷的去除率呈下降的趋势:$0.085\ g\cdot g^{-1}$ 时,出水总磷在 0.5 $mg\cdot L^{-1}$ 以下,去除率大于 92%; $0.17\ g\cdot g^{-1}$ 时,去除率降至 75% ~ 92%; 进一步升至 $0.34\ g\cdot g^{-1}$ 时,除磷率大幅降至 60%.

臭氧会优先作用于丝状菌,膨胀现象消除后,进一步杀死菌胶团细菌,杀死的微生物含有磷,并以 SS 的形式流出反应器,导致污泥浓度不断降低(见图 1),并使出水总磷浓度上升,除磷效率大幅下降. 而本系统氨氮负荷仅为 $0.03\ kg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$,即本系统对硝化要求较低,因此,臭氧氧化对少量硝化菌的抑制尚未影响到硝化效果.

投加次氯酸钠等氧化剂也能有效消除污泥膨胀[5,6,17,24],且该方法相对简单,配制一定浓度药剂加至生物池或沉淀池即可,但会产生消毒副产物等新污染物[25]. 臭氧投加需要新增制臭氧设备并投加至回流污泥管道,该方法虽相对复杂,但不会引入新污染物,在水环境保护日趋严格的背景下,提供了一种可选择的方法.

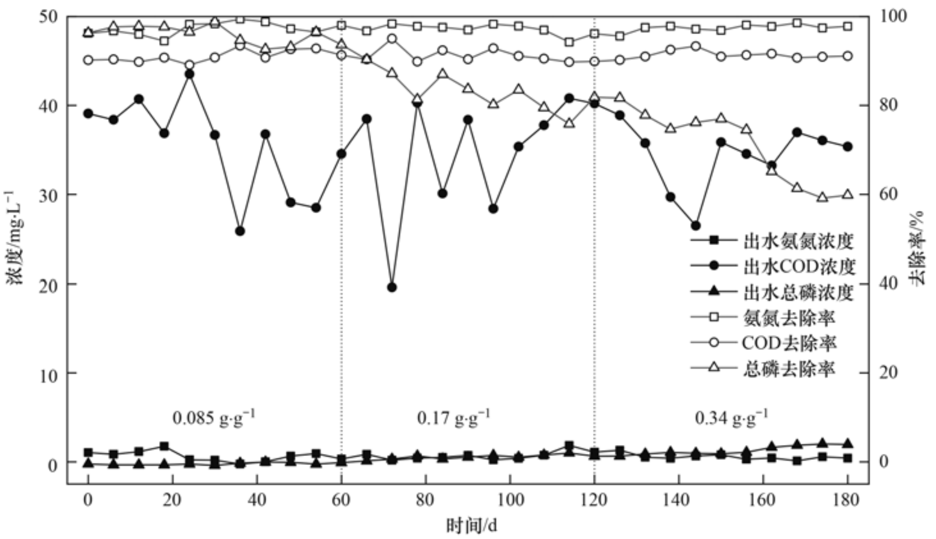


图 5　臭氧投量对 SBR 系统处理效果的影响

Fig. 5　Effect of ozone dosage on SBR pollutants removal performance

3　结论

(1) 低浓度投加臭氧可在较短时间内消除污泥膨胀，且不影响除碳、硝化与除磷的效果；高浓度臭氧会杀灭更多菌胶团细菌，并以 SS 形式流出反应器，导致除磷效率大幅下降.

(2) 投加臭氧除能打断菌丝体消除污泥膨胀外，还通过改变 EPS 含量及组分进而影响着污泥的沉降性能，低浓度臭氧降低了 EPS 含量以及亲水性基团为主的 PS 占比，从而改善了污泥的沉降性能.

参考文献：

[1] Fan N S, Wang R F, Qi R, *et al*. Control strategy for filamentous sludge bulking: bench-scale test and full-scale application[J]. Chemosphere, 2018, **210**: 709-716.

[2] Fan N S, Qi R, Huang B C, *et al*. Factors influencing *Candidatus* Microthrix parvicella growth and specific filamentous bulking control: a review[J]. Chemosphere, 2020, **244**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125371.

[3] Liu R Y, Qi R, Wang J, *et al*. Phage-host associations in a full-scale activated sludge plant during sludge bulking[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, **101**(16): 6495-6504.

[4] FiałKowska E, Pajdak-Stós A, Fyda J, *et al*. *Lecane tenuiseta* (Rotifera, Monogononta) as the best biological tool candidate selected for preventing activated sludge bulking in a cold season [J]. Desalination and Water Treatment, 2016, **57**(59): 28592-28599.

[5] 陈琳风, 王怡, 王若卿. 高浓度消毒剂对活性污泥系统中微生物的影响[J]. 中国给水排水, 2020, **36**(9): 7-11.
Chen L F, Wang Y, Wang R Q. Effect of high concentration disinfectant on microorganisms in activated sludge system[J]. China Water & Wastewater, 2020, **36**(9): 7-11.

[6] 赵俏迪, 彭党聪, 姚倩, 等. 次氯酸钠控制城市污水处理厂微丝菌污泥膨胀[J]. 中国给水排水, 2018, **34**(7): 21-25.
Zhao Q D, Peng D C, Yao Q, *et al*. Control of sludge bulking caused by *Microthrix parvicella* using sodium hypochlorite[J]. China Water & Wastewater, 2018, **34**(7): 21-25.

[7] Levén L, Wijnbladh E, Tuvesson M, *et al*. Control of *Microthrix parvicella* and sludge bulking by ozone in a full-scale WWTP[J]. Water Science & Technology, 2016, **73**(4): 866-872.

[8] Lyko S, Teichgräber B, Kraft A. Bulking control by low-dose ozonation of returned activated sludge in a full-scale wastewater treatment plant[J]. Water Science & Technology, 2012, **65**(9): 1654-1659.

[9] Nilsson F, Hagman M, Mielczarek A T, *et al*. Application of ozone in full-Scale to reduce filamentous bulking sludge at Öresundsverket WWTP[J]. Ozone: Science & Engineering, 2014, **36**(3): 238-243.

[10] 刘振超, 李凤, 李倩. 低温下投加臭氧控制丝状菌膨胀的生产性试验研究[J]. 中国给水排水, 2015, **31**(15): 35-39.
Liu Z C, Li F, Li Q. Effect of ozone on filamentous bulking under low temperature[J]. China Water & Wastewater, 2015, **31**(15): 35-39.

[11] Scherson Y D, Wells G F, Woo S G, *et al*. Nitrogen removal with energy recovery through N_2O decomposition[J]. Energy & Environmental Science, 2013, **6**(1): 241-248.

[12] 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. 258-284.

[13] Liu J D, Ju X, Gao B, *et al*. Effect of electrocoagulation on MBR under different power supply conditions[J]. Biochemical Engineering Journal, 2019, **152**, doi: 10.1016/j.bej.2019.107371.

[14] Böhler M, Siegrist H. Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking[J]. Water Science & Technology, 2004, **49**(10): 41-49.

[15] 汪鲁, 贲伟伟, 李彦刚, 等. 污泥臭氧原位减量工艺中抗生素的去除[J]. 环境科学, 2018, **39**(4): 1739-1747.
Wang L, Ben W W, Li Y G, *et al*. Removal of antibiotics during in-situ sludge ozone-reduction process [J]. Environmental Science, 2018, **39**(4): 1739-1747.

[16] Saktaywin W, Tsuno H, Nagare H, *et al*. Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery[J]. Water Research, 2005, **39**(5): 902-910.

[17] 徐亚同, 黄民生. 废水生物处理的运行管理与异常对策[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 148.

[18] Xie B, Dai X C, Xu Y T. Cause and pre-alarm control of bulking and foaming by *Microthrix parvicella*—A case study in triple oxidation ditch at a wastewater treatment plant[J]. Journal

of Hazardous Materials, 2007, **143**(1-2): 184-191.

[19] 孙洪伟, 陈翠忠, 吴长峰, 等. 交替好氧/缺氧运行模式对生物脱氮效能及活性污泥胞外聚合物的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(1): 256-262.
Sun H W, Chen C Z, Wu C F, *et al*. Influence of operating modes for the alternating anoxic/oxic process on biological nitrogen removal and extracellular polymeric substances of activated sludge[J]. Environmental Science, 2018, **39**(1): 256-262.

[20] He Q L, Zhang J, Gao S X, *et al*. A comprehensive comparison between non-bulking and bulking aerobic granular sludge in microbial communities[J]. Bioresource Technology, 2019, **294**, doi: 10.1016/j.biortech.2019.122151.

[21] 谢璐琳, 王建芳, 钱飞跃, 等. 室温低氨氮基质单级自养脱氮颗粒污泥启动效能与污泥特性[J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1396-1404.
Xie L L, Wang J F, Qian F Y, *et al*. Start-up performance and sludge characteristics of single-stage autotrophic nitrogen removal System with granular sludge at low ammonia nitrogen concentration at room temperature[J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1396-1404.

[22] Li W M, Liao X W, Guo J S, *et al*. New insights into filamentous sludge bulking: The potential role of extracellular polymeric substances in sludge bulking in the activated sludge process[J]. Chemosphere, 2020, **248**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126012.

[23] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review[J]. Biotechnology Advances, 2010, **28**(6): 882-894.

[24] 徐亚同, 谢冰. 废水生物处理的运行与管理[M]. (第二版). 北京: 中国轻工业出版社, 2009. 100.

[25] 刘静, 陈超, 张晓健. 组合氯化消毒工艺的卤代消毒副产物生成特性[J]. 环境科学, 2009, **30**(9): 2538-2542.
Liu J, Chen C, Zhang X J. Disinfection by-products reduction of combined disinfection by chlorine and monochloramines in distribution system[J]. Environmental Science, 2009, **30**(9): 2538-2542.

HUANJING KEXUE Vol. 42 No. 7
Environmental Science (monthly) Jul. 15, 2021

CONTENTS