第43卷 第4期
2011年4月

哈 尔 滨 工 业 大 学 学 报
JOURNAL OF HARBIN INSTITUTE OF TECHNOLOGY

Vol. 43 No. 4
Apr. 2011

DO 对除磷过程的长期影响

彭赵旭[1],霍明昕[2],彭永臻[1],桂丽娟[1],刘旭亮[1],于振波[1]

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室,150090 哈尔滨,pyz@bjut.edu.cn;
2. 东北师范大学 城市与环境科学学院,130024 长春)

摘 要: 为研究溶解氧(DO)对除磷过程的长期影响,采用序批式间歇反应器(SBR),通过设置好氧阶段DO的不同(5.5~7.0 mg/L和0.5~1.5 mg/L),系统地考察长期运行在这两种DO水平下强化生物除磷系统(EBPR)除磷过程的特点. 结果表明:在pH 7.2~7.6,温度(23±0.5) ℃时,高DO对放磷和吸磷两个阶段均会产生负面影响. 其厌氧阶段的放磷量比低DO情况下要少43.08%. 吸磷过程在好氧阶段初始30 min内进行得最快,该期间内高低DO污泥的最大比吸磷速率分别为6.27和11.45 mg·g^{-1}·h^{-1},前者比后者少45.24%. 分析认为,过度曝气导致的聚磷菌体内聚β羟基丁酸盐(PHB)的不足和过多的进水碳源被用作反硝化,是本试验高DO状态下除磷性能恶化的主要原因. 高DO在抑制丝状菌膨胀方面并不比低DO占有明显的优势,污泥除磷性能的改善往往伴随着污泥沉降性的好转.

关键词: 溶解氧; SBR工艺; 过度曝气; 放磷; 吸磷

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2011)04-0042-05

Long-term effect of DO on phosphorus removal process

PENG Zhao-xu[1], HUO Ming-xin[2], PENG Yong-zhen[1], GUI Li-juan[1], LIU Xu-liang[1], YU Zhen-bo[1]

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China, pyz@bjut.edu.cn; 2. School of Urban and Environmental Sciences, Northeast Normal University, 130024 Changchun, China)

Abstract: To study the long-term effect of dissolved oxygen (DO) on phosphorus removal process, the characteristics of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) under the DO level of 5.5-7.0 mg/L and 0.5-1.5 mg/L were investigated systematically using sequencing batch reactor (SBR). The results showed that, when pH was in 7.2-7.6 and temperature was at (23±0.5) ℃, high DO had adverse impact on both phosphorus release process and phosphorus uptake process. The amount of released phosphorus in anaerobic period was 43.08% lower than that under low DO condition. Phosphorus uptake process went fast during the initial 30 min in aerobic period. The maximum specific phosphorus uptake rate was 6.27, 11.45 mg·g^{-1}·h^{-1} under high DO and low DO conditions, respectively. Analysis indicated that the main reason of deterioration of phosphorus removal process was deficiency of poly-β-hydroxybutyrate (PHB) caused by excessive aeration and more influent carbon source used for denification process. High DO did not have obvious advantage on restraining filamentous sludge bulking than low DO. The improvement of phosphorus removal was usually associated with the improvement of sludge settleability.

Key words: dissolved oxygen; SBR process; excessive aeration; phosphorus release; phosphorus uptake

溶解氧作为生态位的一个关键组成部分,在污水生物处理中起着十分重要的作用. 传统理论认为,在厌氧或缺氧过程中,DO会对释磷和反硝化过程造成负面影响[1]. 而在好氧过程中,DO不但能决定生化反应的快慢,而且还能决定生化反应的类型. 一般来说,高DO有助于好氧颗粒污泥

收稿日期: 2009-11-20.
基金项目: 国家"十一五"重大科技专项课题与水工业协会创新发展项目(EDB S07/1-53974092).
作者简介: 彭赵旭(1983—),男,博士研究生;
彭永臻(1949—),男,教授,博士生导师.

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

的形成[2],而低 DO 则有助于短程硝化[3]、同步硝化反硝化和好氧释磷[4-5]. 郭建华等[6]曾研究高低 DO 对 SND 耦合短程硝化的长期影响. 而彭永臻等[7]提出的污泥微膨胀理论则是利用低 DO 激发丝状菌适度繁殖,从而在提高出水水质的前提下实现节能的目的. 但是好氧状态下 DO 对除磷过程的长期影响还未见报导,本试验采用续批式间歇反应器(SBR),考察不同程度的 DO 对除磷过程的长期影响,以期更好地理解除磷过程.

1　试　验

1.1　试验用水来源和水质

为便于对比分析,试验所用污水为人工合成废水,具体配方为: $CH_3COONa \cdot 3H_2O$ 0.66 g/L, NH_4Cl 0.17 g/L, KH_2PO_4 0.02 g/L, $NaHCO_3$ 0.4 g/L, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.08 g/L, $CaCl_2$ 0.04 g/L,测定的水质指标见表 1,同时在每升水中投加 0.5 mL微量元素营养液,营养液具体成分同文献[8]的配方.

表 1　合成废水水质　　mg · L^{-1}

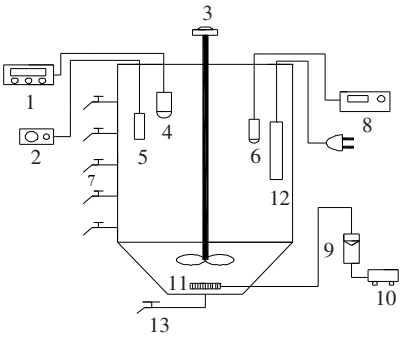
COD	NH_4^+ - N	PO_4^{3-} - P	碱度($CaCO_3$计)
300 ~ 330	40 ~ 45	4.5 ~ 5.0	400 ~ 450

1.2　试验装置和方法

SBR 反应器由有机玻璃制成,上部为圆柱形,下部为圆锥体,高为 700 mm,直径为 200 mm,总有效容积为 12 L(见图 1). 在反应器壁的垂直方向设置一排间隔为 10 cm 的取样口,用于取样和排水. 底部设有放空管,用于放空和排泥. 以曝气砂头作为微孔曝气器,由转子流量计调节曝气量. 每周期由以下部分组成: 瞬时进水(3 L)、缺氧搅拌 0.5 h、好氧曝气 2.0 h、静止沉淀、滗水排放和闲置待机. 每周期结束后排放 100 mL 泥水混合液,以维持混合液悬浮固体质量浓度(MLSS)在 2 000 mg/L左右. 污泥龄(SRT)控制在 12.5 d,水力停留时间控制在 10 h. 温度由温控棒维持在(23 ± 0.5) ℃. pH、DO、ORP 探头置于反应器内,在线监测各个指标变化. 试验污泥取自本实验室的中试 A^2O 反应器剩余污泥,经过 1 个月的厌氧好氧运行方式驯化后具有了良好的脱氮除磷能力,之后平均分配到 SBR1、SBR2 两个反应器中. 分别控制其好氧阶段 DO 处在高低水平,开始平行试验,考察 SBR1、SBR2 中除磷过程的变化.

1.3　检测分析项目

COD、NH_4^+ - N、NO_2^- - N、NO_3^- - N、PO_4^{3-} - P、SV、SVI、MLSS 和 MLVSS 等均采用国家标准方法测定[9];水样经过孔径 0.45 μm 滤纸过滤后迅速放到 4 ℃冰箱内保存,并在 3 h 内测定; PHB 采用气相色谱法,具体操作过程见文献[10]. DO、pH、ORP 和温度用 WTW 340i 溶解氧仪在线检测.



1—DO 测定仪; 2— pH 测定仪; 3—转速调节器; 4—DO 探头; 5—pH 探头; 6—ORP 探头; 7—取样头; 8—ORP 测定仪; 9—转子流量计; 10—曝气泵; 11—曝气头; 12—加热棒; 13—放空阀.

图 1　试验装置

2　结果与讨论

2.1　高 DO 条件下典型周期内 PO_4^{3-} - P 变化

传统理论认为,DO 和 NO_x^- - N 都可以用作吸磷过程中的电子受体[11-12],反硝化除磷由于可以同时完成过量吸磷和反硝化过程,节省曝气量、减少剩余污泥量和降低运行费用,因此受到越来越多的重视[13]. 李勇智等[14]研究发现,缺氧环境下的反硝化吸磷速率与作为电子受体的硝酸盐质量浓度有很大的关系,硝酸盐质量浓度越高,吸磷速率越快. Jens 等[15]则发现 NO_2^- - N 大于 5 mg/L时,会开始抑制吸磷的进行. 以上研究多数是通过静态试验展开的,本实验则考察了 DO 对除磷系统的长期影响. 图 2 是高 DO 条件下 SBR1 典型周期内磷质量浓度的变化,好氧阶段 DO 长期维持在 6 mg/L 左右. 硝化反应进行很快,NH_4^+ - N 在 120 min 时已经被完全硝化成 NO_x^- - N 了,这与 pH 曲线上同时出现的氨谷点 a 和 DO 曲线上的突越点 b 相对应[16-17]. 之后的 30 min 以上属于过度曝气阶段,这会过度损耗聚磷微生物细胞体内用于吸磷的 PHB[18]. 当 PHB 被耗尽,微生物处于极度饥饿状态时,吸磷反应停止进行[19]. 从磷质量浓度的变化曲线上可以看出,好氧阶段初期的 PO_4^{3-} - P 吸收速率较大,之后逐渐降低,而好氧阶段结束时 PO_4^{3-} - P 还没有被吸收完全. 由此可见,高 DO 状态下产生的过度曝气是导致除磷恶化的根本原因.

2.2　低 DO 条件下典型周期内 PO_4^{3-} - P 变化

SBR2 与 SBR1 的污泥初始状态相同. 好氧阶

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

段 DO 长期维持在 1.0 mg/L 以下(图3所示),典型周期内各水质参数的变化规律与高 DO 条件下相似,所不同的是硝化反应进程较 SBR1 有所减慢,pH 曲线上的氨谷点 a 和 DO 曲线上的突越点 b 在好氧阶段末期才出现,几乎不存在过度曝气作用. 与此同时,PO_4^{3-} – P 得到了十分彻底的去除,在 120 min 时即被吸收完全. 好氧阶段前 30 min的比吸磷速率为 11.45 mg·g^{-1}·h^{-1},而高 DO 状态时仅为 6.27 mg·g^{-1}·h^{-1},前者比后者高出了 82.62%.

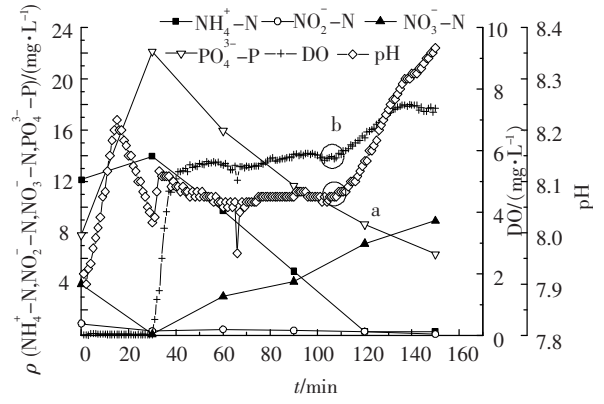


图2 高 DO 下一周期内氮、磷和控制参数的典型变化

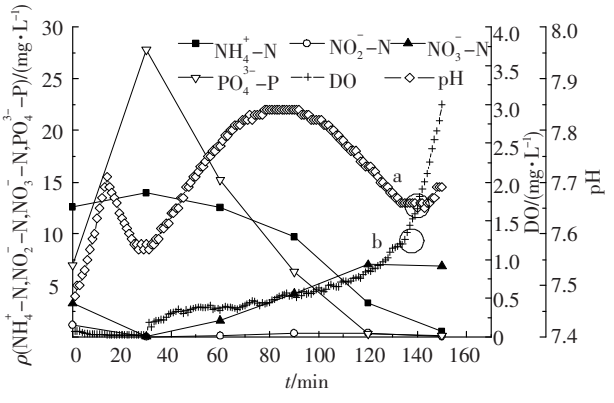


图3 低 DO 下一周期内氮、磷和控制参数的典型变化

一般来说,高 DO 比低 DO 在好氧阶段提供更多的电子受体,应该吸磷速率更快. 但是由于 SBR1 每周期好氧阶段都有近 1/4 是在过度曝气状态下进行的,内碳源 PHB 被损耗殆尽. 本试验中测得好氧活性污泥中每克 MLVSS PHB 最低为 4.5 mg 左右. 而在进水水质一样的条件下,其初始厌氧段吸收乙酸钠合成的 PHB 量又不及 SBR2 多(两者厌氧阶段去除的 COD 相似),因此,在后续好氧吸磷过程中能量来源受到限制,这是本试验中低 DO 状态除磷更好的根本原因.

2.3 DO 对除磷性能的影响

生物除磷分为厌氧放磷和好氧(缺氧)吸磷两大部分. 一般认为,在生物除磷过程中,聚磷菌只有在厌氧段进行充分地放磷,才能保证在后续的吸磷段实现良好的效果[20-21]. 为此,考察 DO 对除磷过程的影响时,结合放磷段和吸磷段的进展程度进行综合地分析是很有必要的. 在整个试验期间,SBR1 和 SBR2 好氧阶段平均 DO 分别为 6.36、1.25 mg/L(图4所示). 试验初始的 20 个周期,污泥在逐渐适应新的运行环境,此后,除磷性能达到稳定(图5所示). SBR1 和 SBR2 中厌氧末期的平均 PO_4^{3-} – P 质量浓度分别达到了 21.02、27.49 mg/L,与此同时好氧末期的平均 PO_4^{3-} – P 质量浓度则分别为 5.44、0.12 mg/L. SBR1 的平均厌氧释磷量比 SBR2 要少 43.08%,放磷的不充分直接影响了后续吸磷反应的进行.

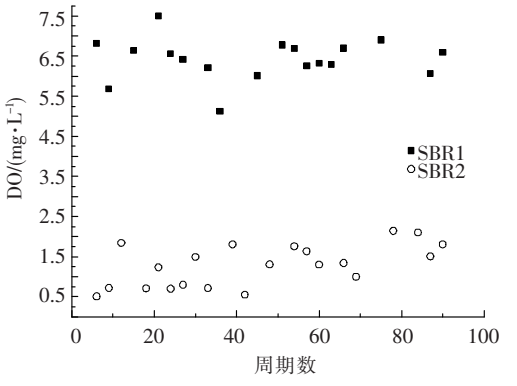


图4 SBR1 和 SBR2 好氧期间的平均 DO

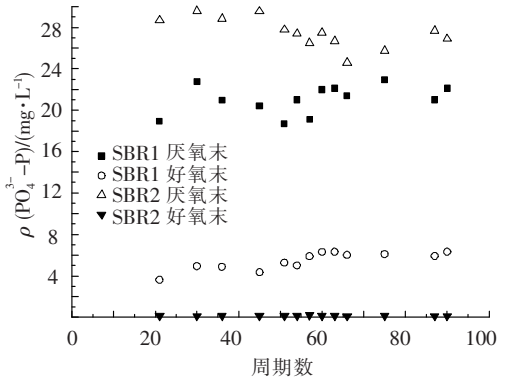


图5 除磷性能变化

笔者认为,导致 SBR1 放磷不如 SBR2 的原因主要有两点:一是本试验利用原水中的碳源进行前置反硝化放磷,如上一周期产生的 NO_x^- – N 多,则反硝化消耗的碳源也越多,放磷可利用的碳源就越少. 由于 SBR1 好氧阶段的 DO 高于 SBR2,因此,其同步硝化反硝化(SND)进行的程度低于 SBR2[22]. 根据闫骏等[23]介绍的计算方法,本试验中 SBR1 和 SBR2 的平均 SND 率分别为 24.43% 和 34.74%,表明每周期前置缺氧段 SBR1 比 SBR2 在反硝化 NO_x^- – N 的过程中要消耗更多的碳源,导致用于放磷的碳源量减少;二是好氧阶段过度曝气大量消耗了聚磷微生物体内的 PHB,这减少了其合成的糖原量,从而影响了下一周期厌氧段放磷过程需要的还原力的来源[24].

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2.4　DO 对污泥沉降性的影响

DO 作为生态位的一个关键因素,对活性污泥法的稳定运行起着十分重要的作用. Rob 等[25]研究发现,可以通过监测单位面积丝状菌的平均长度、污泥容积指数(SVI)和总比耗氧速率 3 个指标来客观鉴定活性污泥是否稳定. 其中前两个指标都与污泥沉降性有关,由此可见 DO 与污泥沉降性有着密切的关系. 白璐等[26]利用 A/O 工艺处理实际生活污水时,发现 DO 从 2 mg/L 直接降到 0.5 mg/L 时,SVI 会从 110 mL/g 上升到 160 mL/g. 周利等[27]用 SBR 处理石化废水和啤酒废水时发现,对低溶解氧引起的污泥膨胀,提高 DO 质量浓度可以有效改良污泥沉降性,但膨胀后的恢复过程中 DO 质量浓度的大小与完成恢复所需的周期数无关. 本试验的初始污泥处于低溶解氧引起的丝状菌膨胀状态,SVI 位于 460 mL/g 左右,分别在 DO(5.5 ~ 7.0 mg/L)和低 DO(0.5 ~1.5 mg/L)条件下运行,沉降性变化如图 6 所示. 初始 30 个周期 SBR1 和 SBR2 中的污泥沉降性还比较平稳,之后 SBR1 沉降性逐渐恶化,而 SBR2 沉降性则有好转趋势,高 DO 竟然不利于抑制丝状菌膨胀. 分析其原因主要有两点: 一是 SBR1 在好氧阶段后期长时间处在过度曝气状态,此时系统内有机物已经基本降解完毕(COD 在 30 mg/L 左右),这种低底物好氧条件十分有助于丝状菌的生长,而 SBR2 在好氧阶段则没有经历过这种条件; 二是 SBR2 的除磷性能优于 SBR1,这意味着 SBR2 中聚磷菌在活性污泥菌群中的比例高于 SBR1 中的. Andrew 等[28]发现,丝状菌含量高或者疏松多孔的活性污泥的沉降性与污泥密度相关. 由于聚磷菌体内聚集了大量的聚合磷酸盐,其质量浓度为 1.23 g/mL[29],大大高于一般活性污泥的质量浓度 1.005 g/mL[28],因此,富含聚磷菌的活性污泥沉降性更好.

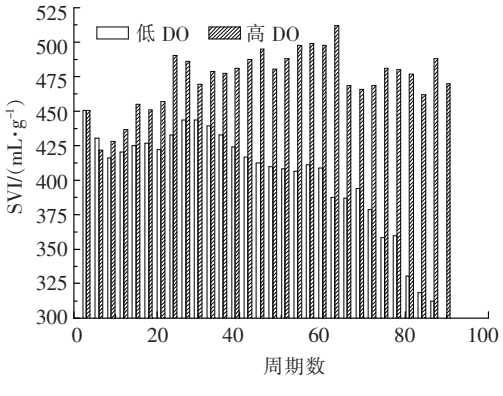


图 6　污泥沉降性的变化

SRT 对生物除磷有着重要影响,为了维持试验过程中 SRT 的恒定,各周期反应阶段的时间设定相同. 由于高 DO 加快了好氧阶段污泥生化反应速率,导致好氧后期污泥处于过度曝气状态,从而影响了除磷效果. 如果应用实时控制方法[30]在硝化反应结束时及时停止曝气(这会导致好氧阶段 SBR1 和 SBR2 时间的不同),并通过每周期排放不同的泥水混合液来维持两个系统的 SRT 相同,避免过度曝气的出现,应能更客观地反应 DO 对除磷过程的影响,这是下一步研究工作的重点内容.

3　结　论

1) 过度曝气(硝化结束后仍未停止曝气)会导致好氧阶段后期聚磷菌体内 PHB 的不足(每克 MLVSS 4.5 mg),这是长期运行在高 DO 条件下的 EBPR 系统除磷性能恶化的根本原因.

2) 由于低 DO (0.5 ~ 1.5 mg/L)、较高 DO (5 ~7 mg/L)更有助于 SND 现象的发生,上一周期产生的 NO_x^- - N 少,在低 DO 运行的 EBPR 前置缺(厌)氧阶段,更多的碳源用于放磷(平均多放磷 75.67 %),放磷过程的充分也有助于其后续吸磷过程的进行.

3) DO 的高低对丝状菌膨胀污泥沉降性的抑制作用并不明显. 抑制丝状菌膨胀的本质途径是消除适宜其生长的环境条件,沉降性的好转往往伴随着污泥除磷性能的改善.

参考文献:

[1] MINO T, LOOSDRECHT van M C M, HEIJNEN J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphorus removal process [J]. Wat Res, 1998, 32 (11): 3193 - 3207.

[2] ETTERER T, WILDERER P A. Generation and properties of aerobic granular sludge [J]. Water Sci Technol, 2001, 43 (3): 19 - 26.

[3] 彭永臻,吴学蕾,马勇. A/O 中试工艺中亚硝酸氮积累现象的消失与重现 [J]. 环境化学,2007, 26 (1): 17 - 20.

[4] 李军,彭永臻,顾国维,等. SBBR 同步硝化反硝化处理生活污水的影响因素 [J]. 环境科学学报, 2006, 26 (5): 728 - 733.

[5] 陈滢,彭永臻,杨向平,等. 低溶解氧 SBR 除磷工艺研究 [J]. 中国给水排水, 2004, 20 (8): 40 - 42.

[6] GUO Jianhua, PENG Yongzhen, WANG Shuying, *et al.* Long - term effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 2796 - 2802.

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

[7] 彭永臻,郭建华,王淑莹,等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础 [J]. 环境科学, 2008, 29 (12): 3342 – 3346.

[8] TSUNEDA S, OHNO T, SOEJIMA K, *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate – accumulating organisms in a sequencing batch reactor [J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 27: 191 – 196.

[9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 38 – 40.

[10] WANG D B, LI X M, YANG Q, *et al.* Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single – stagle oxic process [J]. Bioresource Technology, 2008, 99: 5466 – 5473.

[11] KUBA T, V LOOSDRECHT van M C M, MURNLEITNER E, *et al.* Kinetics and stoichiometry in the biological phosphorus removal process with short cycle times [J]. Wat Res, 1997, 31(4): 918 – 928.

[12] KUBA T, MURNLEITNER E, LOOSDRECHT van M C M, *et al.* A metabolic model for biological phosphorus removal by denitrifying organisms [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1996, 52: 685 – 695.

[13] 王亚宜,彭永臻,王淑莹,等. 反硝化除磷理论、工艺及影响因素 [J]. 中国给水排水, 2003, 19(1): 33 – 36.

[14] 李勇智,彭永臻,张艳萍,等. 硝酸盐浓度及投加方式对反硝化除磷的影响 [J]. 环境污染与防治, 2003, 25 (6): 323 – 325.

[15] MEINHOLD J, ARNOLD E, ISAACS S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge [J]. Wat Res, 1999, 33(8): 1871 – 1999.

[16] GUO J H, YANG Q, PENG Y Z, *et al.* Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology [J]. Enzyme Microb Tech, 2007, 40: 1564 – 1569.

[17] PAVŠELJ N, HVALA N, KOCIJAN J, *et al.* Experimental design of an optimal phase duration control strategy used in batch biological wastewater treatment [J]. ISA Trans, 2001, 40: 41 – 56.

[18] BRDJANOVIC D, SLAMET A, LOOSDRECHT van M C M, *et al.* Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater [J]. Wat Res, 1998, 32(1): 200 – 208.

[19] 王亚宜,王淑莹,彭永臻,等. 污水有机碳源特征及温度对反硝化聚磷的影响 [J]. 环境科学学报, 2006, 26(2): 186 – 192.

[20] MALNOU D, MEGANCK M, FAUP G M, *et al.* Biological phosphorus removal: study of the main parameters [J]. Wat Sci Tech, 1984, 16 (10/11): 173 – 185.

[21] GERBER A, MOSTERT E S, WINTER C T, *et al.* The effect of acetate and other short2chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal [J]. Wat S A, 1986, 12: 7 – 12.

[22] 彭赵旭,彭永臻,左金龙. 同步硝化反硝化的影响因素研究 [J]. 给水排水, 2009, 35 (5): 162 – 166.

[23] 闫骏,王淑莹,高守有,等. 低溶氧下低 C/N 值生活污水的同步硝化反硝化 [J]. 中国给水排水, 2007, 23(3): 44 – 48.

[24] HENZE M, GUJER W, MINO T, *et al.* Activated sludge model NO. 2D ASM2D [J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(1): 165 – 182.

[25] ROB M R, BROECK van D, JAN F M, *et al.* Assessment of activated sludge stability in lab – scale experiments [J]. Journal of Biotechnology, 2009, 141: 147 – 154.

[26] 白璐,王淑莹,彭永臻,等. 低溶解氧条件下活性污泥沉降性的研究 [J]. 工业水处理, 2006, 26(5): 54 – 56.

[27] 周利,彭永臻,宋娇,等. 低溶解氧膨胀污泥沉降性能的恢复研究 [J]. 工业水处理, 2006, 26(10): 49 – 51.

[28] SCHULER A J, JANG H. Causes of variable biomass density and its effects on settleability in full – scale biological wastewater treatment systems [J]. Environ Sci Technol, 2007, 41: 1675 – 1681.

[29] FRIEDBERG I, AVIGAD G. Structures containing polyphosphate in Micrococcus lysodeikticus [J]. J Bacteriol, 1968, 96: 544 – 553..

[30] WU C Y, CHEN Z Q, LIU X H, *et al.* Nitrification – denitrification via nitrite in SBR using real – time control strategy when treating domestic wastewater [J]. Biochemical Enginggeing Journal, 2007, 36: 87 – 92.

(编辑 刘 彤)

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net