

黏性膨胀下活性污泥的脱氮除磷特点研究

彭赵旭¹ 彭永臻^{1,2,†} 苏欣颖¹ 桂丽娟¹ 王淑莹^{2,3} 刘洋³

1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 北京工业大学环境与能源学院, 北京 100022;
3. 中国水务控股有限公司, 北京 100022; † 通讯作者, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

摘要 为了深入研究黏性膨胀与丝状菌膨胀的异同, 采用 SBR 反应器, 系统地考察了黏性丝状菌膨胀和丝状菌膨胀状态下污泥的脱氮除磷特点。试验结果表明, 在 pH 7.2~8.0, 温度 22~24℃ 的条件下, 提高好氧阶段的溶解氧 (DO) 可以保证氨氮硝化过程不受黏性膨胀的影响。对于黏性膨胀来说, 黏附在污泥表面的胞外聚合物 (EPS) 会使絮体内部形成缺氧微环境, 有助于同步硝化反硝化 (SND) 的发生。其好氧阶段的 SND 率要比丝状菌膨胀高出 47.80%, 导致黏性膨胀污泥的硝化过程易出现亚硝酸盐的积累。黏性丝状菌膨胀比丝状菌膨胀会更加恶化污泥的沉降性能, 且污泥的除磷性能也有退化趋势, 其比释磷速率和比吸磷速率较丝状菌膨胀污泥分别降低了 17.65% 和 25.00%。

关键词 黏性膨胀; 丝状菌膨胀; SBR 工艺; 同步硝化反硝化; 除磷

中图分类号 X703

Investigation of the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal under Viscosity Sludge Bulking

PENG Zhaoxu¹, PENG Yongzhen^{1,2,†}, SU Xinying¹, GUI Lijuan¹, WANG Shuying^{2,3}, LIU Yang³

1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090;
2. College of Environment and Energy Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing 100022;
3. China Water Holdings Pte. Ltd, Beijing 100022; † Corresponding Author, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

Abstract In order to study the similarities and differences between viscosity bulking and filamentous bulking further, nitrogen and phosphorus removal characteristics under these two conditions were investigated systematically by using sequencing batch reactors (SBR). The results show that when pH is from 7.2 to 8.0, and temperature is from 22℃ to 24℃, viscosity bulking has no effect on nitrification process through increasing DO concentration during aerobic period. Under viscosity sludge bulking, the anoxic micro-environment caused by adhered EPS is prone to stimulate simultaneous nitrification and denitrification (SND) happen, and the SND ratio is larger by 47.80% than that under filamentous sludge bulking. Furthermore, higher SND ratio leads to nitrite accumulation during nitrification process. Sludge settleability under viscosity bulking is worse than that under filamentous bulking, and so is the phosphorus removal performance. The specific PO_4^{3-} -P releasing rate and uptaking rate under viscosity bulking are lower by 17.65% and 25.00% than those under filamentous bulking, respectively.

Key words viscosity bulking; filamentous bulking; SBR process; simultaneous nitrification and denitrification; phosphorus removal

活性污泥法是目前应用最广泛的城市污水处理技术, 但是其频繁发生的污泥膨胀现象严重影响了污水处理厂日常的稳定运行^[1]。一般来说, 污泥膨

胀按其成因可分为丝状菌膨胀和非丝状菌膨胀(黏性膨胀)两大类^[2]。目前的研究多集中于污泥膨胀的预防以及抑制, 而关于污泥膨胀下污染物去除特

性的研究则不多见。彭永臻等^[3]曾指出由低溶解氧引起的丝状菌污泥微膨胀,不但出水清澈、能够实现节能目的,而且不会影响 COD、氮磷等的去除。而关于黏性膨胀的研究更是有限^[4],因此本试验拟研究黏性丝状菌膨胀下活性污泥的脱氮除磷特点。

1 材料与方法

1.1 试验用水来源和水质

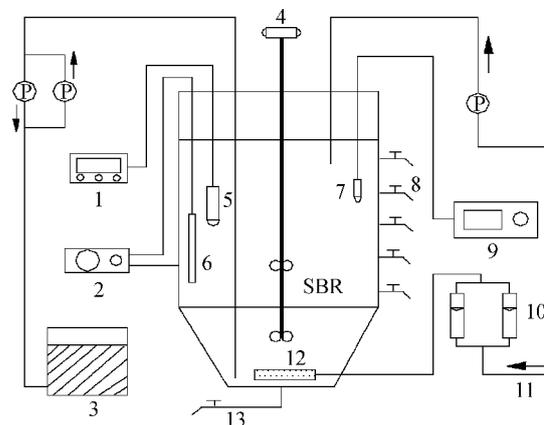
为了便于分析,试验采用模拟生活污水,以乙酸钠作为碳源, NH_4Cl 作为氮源, KH_2PO_4 作为磷源。投加 NaHCO_3 补充进水碱度,投加 MgSO_4 和 CaCl_2 满足活性污泥微生物生长对 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等离子体的要求,每升水中加 0.5 mL 营养液^[5]。具体配制方案见表 1。

表 1 试验模拟废水成分及元素组成
Table 1 Composition of synthetic wastewater and element in experiment

配制药剂	投加量/ ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	水质参数	浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
$\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$	0.66	COD	300~330
NH_4Cl	0.17	NH_4^+-N	40~45
KH_2PO_4	0.02	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$	4.5~5
NaHCO_3	0.4	碱度	400
MgSO_4	0.08		
CaCl_2	0.04		

1.2 试验装置和方法

采用序批式间歇反应器(SBR),高 700 mm,直径 200 mm,总有效容积 12 L,共两个(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。pH、DO、ORP(氧化还原电位)探头置于反应器内,在线监测各个指标变化。试验期间温度由温控棒控制在 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ 。每周由以下部分组成: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。靠每周结束后排放一定体积的泥水混合液来维持混合液悬浮固体浓度(MLSS)的稳定,污泥龄(SRT)控制在 12.5 d,水力停留时间(HRT)控制在 10 h。取来前期培养好的处在丝状菌膨胀和黏性丝状菌膨胀状态的污泥进行对比研究,分别投放到 SBR1(丝状菌膨胀)和 SBR2(黏性丝状菌膨胀)中,按照以上的运行方式各运行 75 个周期,研究两种膨胀状态下污泥的脱氮除磷特性。



1. DO 测定仪; 2. pH 测定仪; 3. 贮水箱; 4. 转速调节器; 5. DO 探头; 6. pH 探头; 7. ORP 探头; 8. 取样头; 9. ORP 测定仪; 10. 转子流量计; 11. 进气管; 12. 曝气器; 13. 放空阀

图 1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of experimental equipment

1.3 检测分析项目

COD(化学需氧量), NH_4^+-N , NO_2-N , NO_3-N , $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$, SV(污泥沉降比), SVI(污染指数), MLSS(混合液悬浮固体浓度)和 MLVSS(混合液挥发性悬浮固体浓度)均采用国家标准方法测定^[6]; DO, pH, ORP 和温度用 WTW inoLab Oxi level 2 实验室台式溶解氧仪在线检测。污泥絮体结构用 OL YPUS BX51 显微镜观察,黏度采用 NDJ-79 黏度仪测定,污泥絮体粒径采用 HIAC Royco 9703 测定。胞外聚合物(EPS)采用硫酸提取法提取,多糖浓度采用苯酚-硫酸法测定^[7],蛋白质采用 Folin-酚试剂法(Lowry 法)测定^[8]。

2 结果与讨论

2.1 黏性丝状菌膨胀的脱氮特点

本试验在好氧阶段采用大曝气量,DO 始终处在较高水平(3 mg/L左右),进水碱度充足,反应过程中 pH 始终为 7~8,目的是营造适宜硝化的环境,从而更好的比较丝状菌膨胀和黏性丝状菌膨胀污泥硝化过程的异同。由于活性污泥絮体自身的分解作用,前期缺氧阶段反应器中氨氮会有小幅度的升高(如图 2 所示)。之后的好氧阶段由于 DO 较高,碱度充足,因此氨氮的硝化过程进行顺利,并且从氨氮浓度随时间的变化曲线可见两者都呈现出了明显的零级反应特点,即硝化速率与氨氮浓度无关。这主要是因为高溶解氧和碱度充足的条件下,硝化速率主要取决于参加硝化反应的活性污泥微生物的数量。本试验中丝状菌膨胀污泥和黏性丝状菌膨胀污泥的比

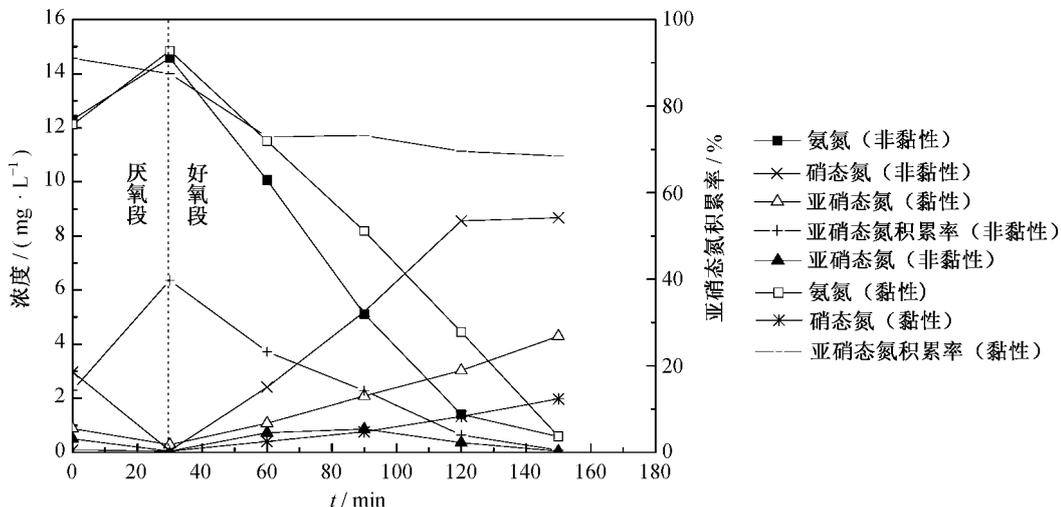


图 2 典型周期中 SBR1 和 SBR2 的氮化合物变化
Fig. 2 Variations of nitrogen compound in SBR1 and SBR2 in representative cycle

硝化速率基本相同,分别为 0.0049 和 0.0053 h⁻¹。可见在条件适宜的情况下,黏性膨胀对硝化反应的进行没有明显影响。

丝状菌膨胀和黏性丝状菌膨胀硝化过程中虽然氨氮变化规律相差不大,但是亚硝态氮和硝态氮的生成规律却存在着很大不同(如图 2 所示)。SBR1 中除了同步作用和同化作用外,减少的氨氮主要转化为硝态氮,几乎没有生成亚硝态氮,而 SBR2 中则出现了明显的亚硝态氮积累现象,在好氧阶段其亚硝态氮积累率(亚硝酸盐积累率 = 100% × 亚硝态氮浓度 / (亚硝态氮浓度 + 硝态氮浓度))延程保持不变(如图 2 所示),这是典型的短程硝化特征^[9]。由于在试验过程中 SBR1 和 SBR2 中的 DO 一直保持在较高水平(3 ~ 5 mg/L),并且两者的氨氮硝化过程都进行得十分充分,因此亚硝态氮的积累是由氨氧化菌(AOB)富集而引起的可能性不大。而另外一个常见的能够引起亚硝态氮积累的就是同步硝化反硝化现象(SND)。在本实验中,SBR1 和 SBR2 的总氮(TN)从好氧阶段初始的 14.68 和 15.17 mg/L 分别下降到好氧阶段末期的 9.30 和 6.87 mg/L,而整个过程中的平均 DO 一直保持在 3 mg/L 以上。如果不考虑微生物的自身同化以及分解作用,可以认为在两个 SBR 中均发生了 SND 现象^[10],并且 SBR2 中的 SND 率高达 54.17% 相比 SBR1 中则仅有 36.65%。

硝化过程消耗碱度,pH 降低。反硝化过程产生碱度,pH 升高。这样 SND 的发生可以减缓 pH 的降低速率,实际情况也是如此(如图 3 所示)。进入好

氧阶段后(30 min 开始),两个 SBR 中的 pH 先呈现出上升趋势,这主要是由 CO₂ 被吹脱和吸磷过程造成的,之后进入硝化阶段,pH 开始下降。SBR1 中 pH 基本呈匀速下降,而 SBR2 中 pH 的下降趋势则非常缓慢,甚至几乎保持稳定。另外,污泥絮体粒径的大小也是影响 SND 进行程度的重要因素。考察两个 SBR 中污泥粒径分布发现,绝大部分污泥的粒径都小于 200 μm,而 SBR1 则在大粒径处仍有分布。传统理论认为,大粒径因为容易形成内部缺氧区,因而有助于 SND 的发生,但在本试验中却不是这样。分析认为,黏性丝状菌膨胀污泥菌丝的伸展受到附着在其上的有机物的束缚,所以难以形成较大的粒径,但是其更有利于形成内部缺氧环境,而丝状菌膨胀污泥的大粒径可能是测定过程中受到向外延伸的菌丝引起的。这可能就是 SBR2 在粒径相对较小的情况下 SND 率却仍然高于 SBR1 的原因。

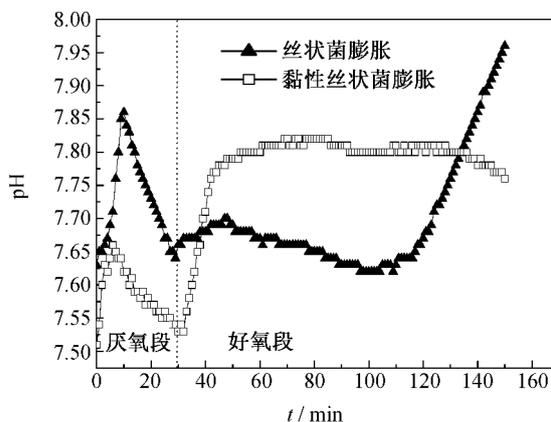


图 3 好氧阶段两个 SBR 的 pH 变化
Fig. 3 Variations of pH during aerobic period in two SBRs

2.2 黏性丝状菌膨胀的 EPS 特点

一般认为黏性膨胀是由有机物降解不充分引起的,大量的有机物附着于污泥絮体表面,导致污泥憎水性降低,泥水分离困难。本试验是在丝状菌膨胀污泥的基础上采用冲击负荷的手段启动了黏性膨胀。SBR1 和 SBR2 中的初始污泥黏度分别为 1.21 和 1.51 mPa/s。由于核酸和 DNA 在 EPS 中含量很少,因此本试验将多糖和蛋白质视为 EPS 的组成成分,其在典型周期内的变化如图 4 所示。有趣的是,两个 SBR 中的 EPS 总量在整个反应进程中几乎相同,黏性膨胀的污泥并没有呈现出 EPS 多的特点,这主要是由两者的运行方式及进水水质都完全一样造成的。所不同的是 SBR1 中多糖在 EPS 中所占比例大一些,而 SBR2 中蛋白质所占比例更大。

另外,由于 EPS 中带负电的功能基团使微生物絮体表面呈负电荷,所以 EPS 的增加会增加絮体之间的排斥力,导致污泥沉降性能恶化。在整个试验期间,SBR1 的污泥容积指数(SVI)稳定在 400 mL/g 左右,而 SBR2 的 SVI 则一直在 650 mL/g 上下波动,两者差异显著。由于两个 SBR 中 EPS 总量及组成相似,可见在本试验中引起沉降性差别的并不是 EPS。从两者的显微照片(图 5 和 6)可以看出,SBR1 中的污泥絮体比较密实,而 SBR2 的污泥絮体则十分松散并且疏松多孔,细小的污泥絮体成片地附着在丝状菌表面,增加了污泥沉降过程中受到的阻力。另外 SBR2 的污泥黏度大于 SBR1,导致其亲水性大于 SBR1。从以上分析可见,亲水性和显微结构的不同是导致两者沉降性差异显著的主要原因。

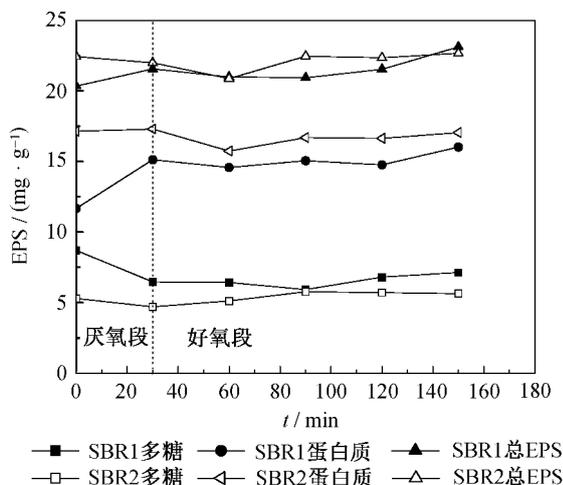


图 4 两个 SBR 中 EPS 的组成及其变化
Fig. 4 Composition and variations of EPS in two SBRs

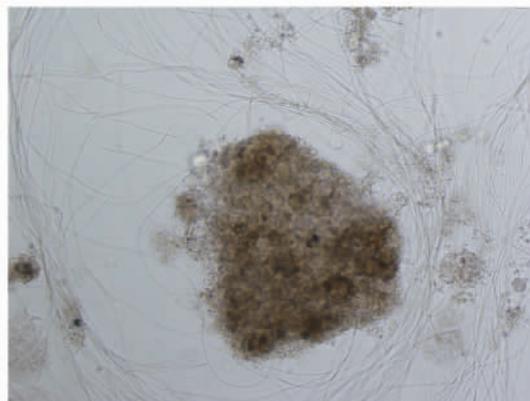


图 5 丝状菌污泥膨胀状态下的微生物相(×400)
Fig. 5 The microbial morphology under filamentous sludge bulking



图 6 黏性丝状菌污泥膨胀状态下的微生物相(×400)
Fig. 6 The microbial morphology under viscosity filamentous sludge bulking

2.3 黏性丝状菌膨胀的除磷特点

活性污泥法除磷主要分成两部分,放磷过程和吸磷过程。我们从这两部分出发来考察丝状菌膨胀污泥与黏性丝状菌膨胀污泥除磷过程的异同。在整个缺(厌)氧释磷过程中,SBR1 和 SBR2 中的释磷速率基本保持恒定,其比释磷速率分别为 0.020 和 0.017 h⁻¹(图 7)。看来本试验中释磷过程也遵循零级反应进行,这可能是由于两个 SBR 中进水有机底物浓度相同所致。在这种情况下比释磷速率主要取决于污泥特性,本试验中丝状菌膨胀污泥的比释磷速率要比黏性丝状菌膨胀污泥的快 17.65%。这可能是由于单纯的丝状菌膨胀污泥比表面积大,与有机底物的接触更加充分,而黏性丝状菌膨胀中附着在絮体表面的松散的多聚物影响了污泥与底物的接触,进而导致比释磷速率的下降。当每周期进入好氧阶段后,发现无论是 SBR1 还是 SBR2,磷在 1 h 内的比吸收速率最大,分别为 0.010 和 0.008 h⁻¹,

表 2 典型周期内丝状菌膨胀和黏性膨胀的脱氮除磷特点
Table 2 The characteristics of nitrogen and phosphorus removal under filamentous bulking and viscosity bulking conditions in representative cycle

膨胀类型	比硝化速率/ ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	SND 率/%	SVI/ $(\text{mL}\cdot\text{g}^{-1})$	比释磷速率/ ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)
丝状菌膨胀	0.0049	36.65	400 ± 30	0.010
黏性膨胀	0.0053	54.17	650 ± 50	0.008

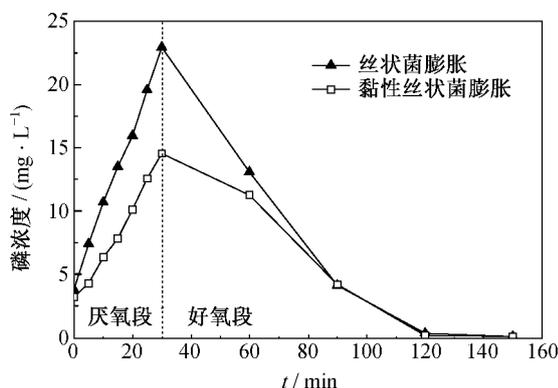


图 7 典型周期内两个 SBR 中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 变化曲线

Fig. 7 Variations of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in two SBRs in representative cycle

SBR1 比 SBR2 快了 25.00%, 而 1.5 h 时则基本全部被吸收了。好氧初期吸磷速率较快是因为前期厌氧阶段聚磷菌(PAOs)吸收有机物贮存了大量的聚- β 羟基丁酸盐(PHB), 好氧阶段 PHB 被分解, 为 PAOs 生长提供碳源和能量。而好氧后期 PHB 含量降低, PAOs 进行吸磷活动的能量来源受到限制, 因此吸磷速率也就随之降低了。

通过以上分析可见, 黏性丝状菌膨胀与丝状菌膨胀存在着许多不同(表 2)。虽然加大曝气量可以使两者的硝化活性保持一致, 但是前者在除磷方面却不如后者。并且由于其黏度的增加, 还会导致泥水分离效果进一步变差。可见黏性膨胀是活性污泥法在运行过程中由于管理不当(通常是高有机负荷)所引起的一种病态污泥形式, 是应该竭力避免的。需要注意的是, 为了便于分析机理, 本试验是在配水情况下进行的。由于水质组成对活性污泥生化反应过程影响很大, 且实际污水组成成分极其复杂, 因此本试验所得结论尚不能直接推广到实际污水处理厂的运行当中, 还需要今后进一步的研究。

3 结论

1) 提高好氧阶段的 DO 可以保证氨氮硝化过程不受黏性膨胀的影响。

2) 由于有机物在污泥絮体表面的黏附容易使内部形成缺氧环境, 因此黏性丝状菌膨胀比起单纯

丝状菌膨胀更有助于 SND 的发生, 进而导致硝化过程出现亚硝酸盐的积累。

3) 黏性丝状菌膨胀比单纯丝状菌膨胀会进一步恶化活性污泥的沉降性。

4) 黏性丝状菌膨胀污泥的除磷性能比单纯丝状菌膨胀有退化趋势, 其比释磷速率和比吸磷速率分别降低了 17.65% 和 25.00%。

参考文献

- [1] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, et al. Filamentous bulking sludge—a critical review. *Wat Res*, 2004, 38: 793-817
- [2] Kaewpipat K, Grady J C P L. Population dynamics in laboratory-scale activated sludge reactors. *Water Sci Technol*, 2002, 46 (1/2): 19-27
- [3] 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. *环境科学*, 2008, 29(12): 3342-3347
- [4] 王建芳, 赵庆良, 林佳侃, 等. 低溶解氧和磷缺乏引发的非丝状菌污泥膨胀及控制. *环境科学*, 2007, 28(3): 545-550
- [5] Smolders G J F, Vander Meij J, Van Loosdrecht M C M, et al. Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. *Biotech Bioeng*, 1994, 44: 837-848
- [6] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社 2002
- [7] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 1956, 28: 350-356
- [8] Lowry O H, Rowebrough N J, Farr A L, et al. Protein measurement with the folin phenol reagent. *Biological Chemistry*, 1951, 193: 265-275
- [9] 彭赵旭, 彭永臻, 左金龙. 全程硝化与短程硝化的特性对比研究. *中国给水排水*, 2008, 24 (23): 6-10
- [10] 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. *中国给水排水*, 2007, 23(3): 44-48