

# SBR 处理晚期垃圾渗滤液的半量亚硝化稳定性

张伟光, 李军, 卞伟, 李芸, 曾金平, 阚睿哲  
(北京工业大学 建筑工程学院, 北京 100124)

**摘要:** 采用 SBR 法处理晚期垃圾渗滤液, 在温度为 23~25 °C、HRT 为 12.5 h、DO > 2 mg/L 且碱度充足的条件下, 仅通过提高渗滤液进水浓度并控制进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度在 240 mg/L 左右, 以及 FA、FNA 对亚硝酸氧化菌的协同抑制即实现了稳定的半量亚硝化,  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值维持在 1.1~1.4 之间, 满足后续厌氧氨氧化进水的需要。在此基础上, 进一步研究进水渗滤液浓度、盐度、DO 对半量亚硝化稳定性的影响。结果表明, 通过控制进水氨氮浓度为 220~300 mg/L、NaCl 浓度 < 20 g/L、DO 为 2.5~3.5 mg/L 可有效维持半量亚硝化的稳定性。

**关键词:** 晚期垃圾渗滤液; SBR; 脱氮; 半量亚硝化

**中图分类号:** X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2017)07-0028-05

## Part-quantity Nitrification Stability of SBR for Treatment of Late Landfill Leachate

ZHANG Wei-guang, LI Jun, BIAN Wei, LI Yun, ZENG Jin-ping, KAN Rui-zhe  
(College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** SBR process was used to treat late landfill leachate. Under the conditions of room temperature 23–25 °C, hydraulic retention time (HRT) 12.5 h, DO > 2 mg/L and adequate alkalinity, the stable part-quantity nitrification came true only by improving the influent concentration of leachate, adjusting the influent  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration at about 240 mg/L and the synergistic inhibition of FA and FNA on nitrite oxidizing bacteria (NOB).  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  was maintained at 1.1–1.4, which met the requirement of subsequent anaerobic ammonium oxidation influent water. On this basis, the effect of influent leachate concentration, salinity and DO on the part-quantity nitrification was further investigated. It was suggested that the stable part-quantity nitrification could be maintained by controlling that the influent concentrations of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , NaCl and DO in landfill leachate were 220–300 mg/L, less than 20 g/L and 2.5–3.5 mg/L, respectively.

**Key words:** late landfill leachate; SBR; denitrification; part-quantity nitrification

垃圾填埋场所产生的渗滤液具有成分复杂、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度高、盐度高等特点, 采用常规的硝化反硝化工艺对其进行处理时, 常需要补充大量的碳源, 不仅增加处理成本, 还会产生大量的污泥。亚硝化/

厌氧氨氧化组合技术作为一种新型脱氮技术已成为当前研究的热点, 该工艺具有能耗低、污泥产量少等优点。厌氧氨氧化菌能利用  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为基质, 反应过程中不需要碳源, 以 1:1.32 的比例

实现自养脱氮<sup>[1]</sup>。在处理晚期垃圾渗滤液时,由于其并不含  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,因此在应用厌氧氨氧化工艺时可在前端加亚硝化工艺,为厌氧氨氧化提供所需的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,并可通过控制反应条件,实现半量亚硝化,即将垃圾渗滤液中一半左右的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  转化为  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ <sup>[2]</sup>,半量亚硝化出水可直接作为厌氧氨氧化的进水。因此,半量亚硝化作为厌氧氨氧化的前置反应,其出水比例的控制及稳定性至关重要。

目前控制半量亚硝化的策略主要有两种,即碱度控制和 HRT 控制。张肖静等<sup>[3]</sup>在 SBR 反应器中实现了半量亚硝化且可以通过碱度有效控制亚硝化比例。但是由于晚期垃圾渗滤液的碱度高且变化范围大,通过控制碱度来实现并维持半量亚硝化则难于实施。Liang 等<sup>[4]</sup>在固定床生物膜反应器中通过控制 HRT 为 12 h 实现了半量亚硝化,但是稳定性不强,亚硝化比例将随着进水基质、微生物活性及数量等的改变而变化。因此,为实现晚期垃圾渗滤液的亚硝化/厌氧氨氧化组合工艺处理,固定 HRT 实现半量亚硝化及其稳定性值得进一步探究。此外,影响半量亚硝化稳定性的因素还有温度、DO、污泥龄以及基质浓度等。

笔者在室温(23~25℃)下运行 SBR,采用固定的 HRT、高 DO、碱度充足的条件,通过调节进水渗滤液浓度来实现并维持稳定的半量亚硝化,并探究半量亚硝化稳定的原因。由于垃圾渗滤液浓度、盐度和 DO 对半量亚硝化稳定性的影响最大,因而对其进行重点分析,以期为晚期垃圾渗滤液半量亚硝化的快速实现及稳定维持提供依据和参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 进水水质和接种污泥

垃圾渗滤液取自北京市郊区某垃圾填埋场,为晚期垃圾渗滤液,其  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 1 000~1 400 mg/L,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  为 0~0.44 mg/L,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  为 0~7.69 mg/L, COD 为 1 800~2 400 mg/L,  $\text{BOD}_5$  为 150~200 mg/L, TN 为 1 000~2 000 mg/L, TP 为 8~14 mg/L, 碱度为 6 000~10 000 mg/L, 浊度为 160 NTU。接种污泥来自北京市某污水厂二沉池活性污泥,为全程硝化污泥,硝化效果良好,接种后反应器内 MLSS 在 2 100 mg/L 左右。进行短程启动试验,逐渐培养成具有良好短程硝化效果的活性污泥。

### 1.2 试验装置

试验装置见图 1。SBR 反应器容积为 5 L,稳定

性试验采用 3 个 1 L 反应器。反应器均在室温(23~25℃)下运行,采用转子流量计调节曝气量,用 DO 和 pH 探头在线监测 DO、pH 值的变化。

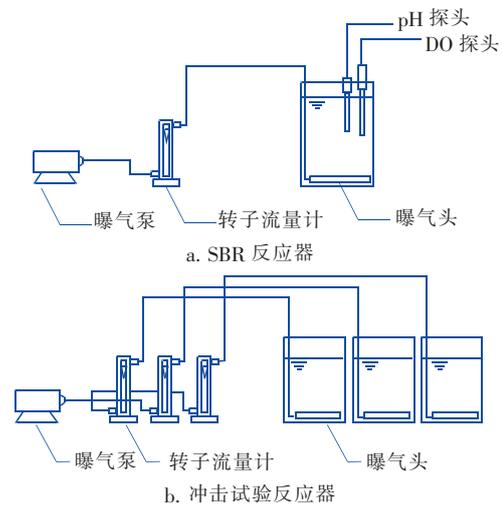


图 1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of equipment

### 1.3 试验方法

SBR 反应器启动及稳定运行:采用不控温启动,采用高曝气量以保证反应器内  $\text{DO} > 2 \text{ mg/L}$ , pH 值维持在 7.0~8.0;运行周期为 12.5 h,包括进水(5 min)、曝气(720 min)、沉淀(20 min)和出水(5 min)4 个阶段;每个周期的排水比为 70%(因排水后残留  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度很高,每 2 个周期淘洗一遍),进水为稀释后的垃圾渗滤液。在前期(提高负荷阶段)及稳定运行期均采用高曝气量(160 L/h),通过亚硝态氮积累率(NAR)和出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值作为短程硝化和半量亚硝化效果的评价指标,根据氨氧化菌(AOB)和亚硝酸氧化菌(NO<sub>B</sub>)的氧饱和和常数差异,获得较高的 NAR。

稳定性试验:为探究渗滤液浓度、盐度、DO 浓度对半量亚硝化稳定性的影响,在反应器半量亚硝化稳定运行条件下,取反应器中的短程硝化污泥进行小试,活性污泥经过多次静置、排水后加入到 1 L 反应器,仍然保持原污泥浓度及高 DO 条件,测定周期数据。在渗滤液浓度试验中,进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  设定 5 个梯度,分别为(220~240)、(280~300)、(360~380)、(480~500)、(640~660) mg/L,对应的 COD 浓度分别为 460、575、690、920、1 150 mg/L;在盐度试验(以 NaCl 计)中,进水浓度分别为 0、10、20 g/L;在 DO 浓度试验中,控制 DO 分别为(2.5~3.5)、

(3.5~4.5)、(4.5~5.5)、(5.5~6.5) mg/L。

#### 1.4 分析方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ : 纳氏试剂分光光度法;  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ :  $\text{N} - (1 - \text{萘基}) - \text{乙二胺}$  分光光度法;  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ : 麝香草酚分光光度法; MLSS、MLVSS: 重量法; DO: 溶解氧仪; pH 值、温度: WTW pH3310 便携式测定仪。

### 2 结果与讨论

#### 2.1 半量亚硝化的实现与稳定运行

##### 2.1.1 反应器运行特性

反应器进水采用稀释后渗滤液, 在启动阶段  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  为 120~180 mg/L, 并逐步提高, 稳定运行阶段为 200~240 mg/L。在启动初期 NAR 不断提高, 经过约 15 个周期的运行, NAR 由 4% 增长到 50%, 表明产生了亚硝化效果, 运行到 30 个周期左右 NAR 就已达到约 90%, 并在之后保持在 92%~99%, 表明实现了亚硝化及稳定运行(见图 2)。试验中亚硝化启动迅速, 说明接种的全程硝化污泥在 SBR 反应器内逐渐适应环境, 初始时  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  到  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的转化率为 96%, 污泥中的 AOB 和 NOB 活性都很高, 随着反应器的运行,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  生成量减少, 而  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  增多, 说明 NOB 受到抑制, AOB 得以迅速增长, 并发挥主导作用, 出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度由初始的 77 mg/L 降到 10 mg/L 以下, 成功实现从全程硝化到亚硝化的过渡。

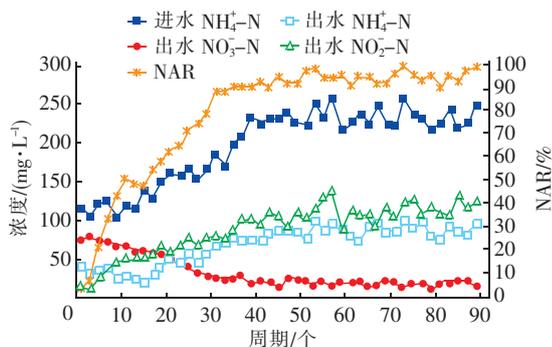


图 2  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、NAR 的变化

Fig. 2 Profile of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  concentration and NAR

在前 30 个周期, 因为氨氧化菌的迅速增长,  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值从初始的 0.33 升至 2 以上; 在 30~40 个周期, 由于  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度由 180 mg/L 增至 240 mg/L, 此时 AOB 的降解效率达到饱和, 故剩余的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  增多, 导致  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值

下降, 并在 40~90 个周期内基本稳定在 1.1~1.4 之间(见图 3)。本试验在固定 HRT、高 DO、碱度充足条件下实现了 AOB 的快速富集, 并逐步淘汰 NOB, 同时通过调节进水浓度实现了半量亚硝化。

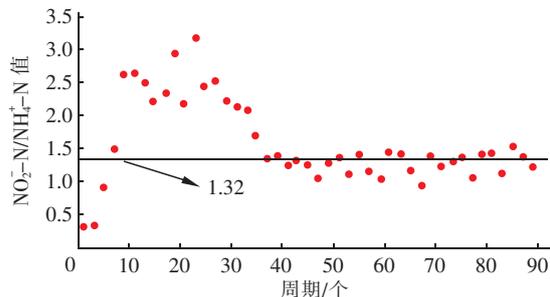


图 3  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  值的周期变化

Fig. 3 Variation of  $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NH}_4^+ - \text{N}$  ratio with operation cycle

##### 2.1.2 对 COD 的去除

反应器运行过程中, COD 随着进水渗滤液浓度的提高而上升, 对 COD 的去除量确有增加, 但去除率变化并不明显, 仅维持在 20% 左右(见图 4)。导致这一变化的原因在于晚期垃圾渗滤液的可生化性差,  $\text{BOD}_5$  仅为 200 mg/L 左右 ( $\text{BOD}_5/\text{COD} < 0.2$ ), 渗滤液中的有机质难以被异养菌降解, 使得异养菌难以在与 AOB 的竞争中取得优势, AOB 顺利成为优势菌群, 有利于亚硝化稳定运行<sup>[5]</sup>。

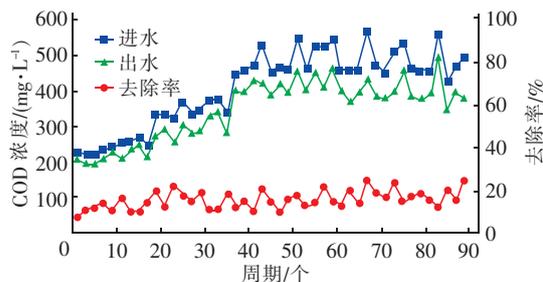


图 4 对 COD 去除效果的变化

Fig. 4 Variation of COD removal with time

##### 2.1.3 稳定运行时 FA、FNA、DO 变化

据文献报道<sup>[6]</sup>, AOB 的氧饱和常数为 0.2~0.4 mg/L, 而 NOB 的为 1.2~1.5 mg/L, 且在 DO 浓度  $< 1$  mg/L 的条件下, AOB 的比生长速率是 NOB 的 2.6 倍。而本试验采用高 DO 启动, 从一开始 DO 就维持在 2 mg/L 以上(见图 5), 足以满足 AOB 和 NOB 生长所需, 因此 DO 并不是维持亚硝化稳定的主导因素。

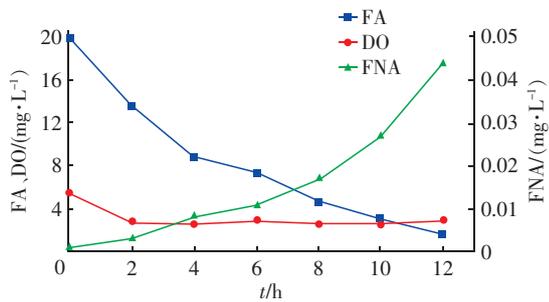


图 5 FA、FNA、DO 的变化

Fig. 5 Variation of FA, FNA and DO in a typical cycle

游离氨(FA)浓度在反应周期内不断减小,由初始的 19.88 mg/L 下降到 1.63 mg/L,在此过程中,游离亚硝酸(FNA)则由零上升到 0.044 mg/L。Vadivelu 等<sup>[7]</sup>认为,FA 对 AOB 和 NOB 产生抑制作用的浓度分别为 10~150 mg/L 和 0.1~1 mg/L;此外,当 FA 浓度达到 6 mg/L 时就可完全抑制 NOB 的生长<sup>[8]</sup>。反应初始 FA 为 19.88 mg/L,对 NOB 的活性产生强烈抑制,而 AOB 的活性仅受到一定的影响,随着反应的进行,FA 浓度下降,在 8 h 后降至 6 mg/L 以下,对 NOB 的抑制逐渐减弱,但 FNA 浓度上升,至 8 h 时升至 0.017 mg/L, FNA 完全抑制 AOB 和 NOB 生长的浓度分别是 0.4 和 0.023 mg/L<sup>[9]</sup>,从而 NOB 又受到了 FNA 的抑制作用。反应过程中 NOB 的活性始终受到抑制,而 AOB 的活性则基本保持稳定,因而实现了 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的逐步累积。由此可见,FA 和 FNA 的协同抑制对于半量亚硝化的稳定起到了决定性作用。

## 2.2 不同因素对半量亚硝化稳定性的影响

### 2.2.1 渗滤液浓度对半量亚硝化的影响

在 5 个进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度梯度下,氨氧化速率先由 12.38 mg/(L·h) 升高到 13.22 mg/(L·h),然后下降至 7.54 mg/(L·h),NAR 则保持在 92%~93% 之间(见图 6)。表明在渗滤液浓度变化的冲击下,尽管亚硝化率保持稳定,但半量亚硝化被破坏。分析原因为:①尽管 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度增加,但微生物的生存环境仍然是高 FA、高 DO, AOB 占据优势,而 NOB 在长期稳定运行工况下所占比例很小,短时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 负荷的冲击不会改变微生物的种群比例;②平行反应器中的微生物量是固定的,适当提高进水浓度会激发微生物的活性,而短时过量增大进水浓度所形成的高浓度 FA 会对微生物产生底物抑制,亚硝化导致的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累会产生 FNA 抑

制,同时渗滤液中所含的有毒有害物质也会形成毒性抑制,因而氨氧化速率降低,半量亚硝化被破坏。综上,可控制反应器进水渗滤液的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度为 220~300 mg/L,维持半量亚硝化中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的比例,为后续厌氧氨氧化反应创造条件。

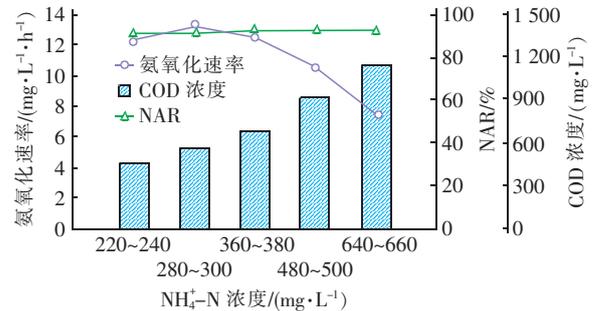


图 6 渗滤液浓度对半量亚硝化的影响

Fig. 6 Influence of leachate concentration on part-quantity nitrification

### 2.2.2 盐度对半量亚硝化的影响

当盐度为 0、10、20 g/L 时,氨氧化速率分别是 12.39、11.58、8.34 mg/(L·h),NAR 则保持在 89%~91% 之间。氨氧化速率随 NaCl 浓度的升高而降低,NaCl 在 0~10 g/L 时,对亚硝化的影响不显著,而 NaCl 为 20 g/L 时氨氧化速率则下降较大。孙晓杰等<sup>[10]</sup>采用 SBR 工艺考察海水对短程硝化的影响,当盐度低于 17.6 g/L 时,NOB 的生长明显受到抑制,但对 AOB 并未产生抑制,当海水盐度高于 17.6 g/L 时,AOB 的生长也受到了抑制。王洪娟<sup>[11]</sup>采用海水作为研究对象,得出 AOB 的耐盐极限为 24.5 g/L。在本试验中,当晚期垃圾渗滤液的 NaCl 浓度超过 20 g/L 时 AOB 会受到强烈抑制。

当微生物生存环境的盐度发生变化时,微生物对盐度的适应能力取决于机体对渗透压的调节、代谢的重新调整以及渗透压的重新分配等,可见过高的盐度会抑制微生物的活性;此外,当盐度超出微生物正常生长环境中的盐度时,在新的渗透压环境中,AOB 的生长代谢及酶活性均受到抑制,使得系统的氨氧化速率下降,半量亚硝化被破坏。

### 2.2.3 DO 对半量亚硝化的影响

DO 作为硝化反应的基质,其浓度大小直接影响硝化反应效率。控制 DO 分别为 (2.5~3.5)、(3.5~4.5)、(4.5~5.5)、(5.5~6.5) mg/L,随着 DO 浓度的提高,氨氧化速率增大,依次为 11.65、18.44、27.69、35.63 mg/(L·h);NAR 则由 91.09%

逐渐降至 78.69%。当 DO 在 2.5~3.5 mg/L 时,其基本能满足 AOB 的需求,因而氨氧化速率保持正常,且在 FA 和 FNA 对 NOB 的联合抑制下,半量亚硝化保持稳定;而当 DO 上升到 3.5 mg/L 以上时,由于 DO 浓度过高,氨氧化速率陡增,且 FA、FNA 的抑制减弱,NAR 逐渐降低,DO 成为主要控制因素,AOB、NOB 活性在更高的 DO 环境中均大幅提高,氨氮转化率不断提高,因而半量亚硝化被破坏。

据文献[12]报道,AOB 和 NOB 的世代周期分别为(8~36)、(12~59) h,可见 AOB 和 NOB 菌群结构并不会因 DO 的短期变化而改变,但 DO 浓度的增加使 NOB 活性恢复,亚硝态氮氧化速率大幅提高。因此,半量亚硝化会因短期的 DO 剧增而被破坏,既能维持半量亚硝化,又能实现快速氨氮转化的 DO 为 2.5~3.5 mg/L。

### 3 结论

① 在室温为 23~25 °C、HRT 为 12.5 h、DO > 2 mg/L、碱度充足的条件下,仅通过控制进水渗滤液浓度即实现了半量亚硝化的快速启动及稳定运行。稳定运行阶段  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除量之比为 1.1~1.4。

② 该晚期垃圾渗滤液中的 COD 主要为难降解有机质,可利用率低,导致异养菌生存空间小,AOB 在竞争中取得优势;高 DO 满足 AOB 生长所需,而 FA、FNA 对于 NOB 的协同抑制能维持亚硝化的进行,是半量亚硝化稳定运行的决定性因素。

③ 在进水渗滤液浓度的冲击下,过高的渗滤液浓度及盐度会使 AOB 活性受到抑制,氨氧化速率降低,维持半量亚硝化稳定的氨氮浓度为 220~300 mg/L,盐度小于 20 g/L;过高的 DO 会使得 NOB 活性恢复、氨氮转化率剧增,导致半量亚硝化被破坏,既可保持 AOB 活性又能维持半量亚硝化稳定的 DO 为 2.5~3.5 mg/L。

### 参考文献:

- [1] Rusalleda M, Puig S, Mora X, *et al.* The effect of urban landfill leachate characteristics on the coexistence of anammox bacteria and heterotrophic denitrifiers[J]. *Water Sci Technol*, 2010, 61(4):1065-1071.
- [2] 田智勇,李冬,曹相生,等. 常温限氧条件下 SBR 反应器中的部分亚硝化研究[J]. *环境科学*, 2008, 29(4): 931-936.

- [3] 张肖静,李冬,周利军,等. 碱度对常低温处理生活污水亚硝化的影响[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2013, 45(4):38-43.
- [4] Liang Z, Chen Y, Li W, *et al.* Autotrophic nitrogen removal in one lab-scale vertical submerged biofilm reactor[J]. *Phys Chem Earth*, 2011, 36(9/11):470-474.
- [5] 王鹏,林华东. 短程硝化反硝化影响因素分析[J]. *工业用水与废水*, 2007, 38(2):12-15.
- [6] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. *Water Sci Technol*, 2004, 49(5/6):81-88.
- [7] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Water Res*, 2007, 41(4):826-834.
- [8] Yun H J, Kim D J. Nitrite accumulation characteristics of high strength ammonia wastewater in an autotrophic nitrifying biofilm reactor[J]. *J Chem Technol Biotechnol*, 2003, 78(4):377-383.
- [9] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2006, 95(5):830-839.
- [10] 孙晓杰,周利,彭永臻. SBR 中海水对短程硝化的影响[J]. *青岛理工大学学报*, 2005, 26(6):111-114.
- [11] 王洪娟. 高盐废水有机物和氨氮去除规律的试验研究[D]. 青岛:青岛大学, 2007.
- [12] 张杰,李冬,杜贺,等. 亚硝化反应器的启动及控制因子研究[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2010, 42(6):864-868.



作者简介:张伟光(1990-),男,河北沧州人,硕士研究生,研究方向为水污染控制。

E-mail:470972224@qq.com

收稿日期:2017-01-04