

# SBR法短程硝化反硝化处理生活垃圾机械脱水水

张攀<sup>1</sup>, 李智勤<sup>1</sup>, 李领明<sup>1</sup>, 赵杰<sup>2</sup>

(1. 深圳市下坪固体废弃物填埋场, 广东 深圳 518000; 2. 哈尔滨工业大学 深圳研究生院, 广东 深圳 518055)

**摘要:** 生活垃圾机械脱水是通过高压挤压等方式从新鲜生活垃圾中快速分离出的混合液,其经厌氧处理后的出水具有高氨氮、低C/N值等特征,为此,利用序批式反应器(SBR)通过短程硝化反硝化途径对其氨氮进行去除,利用高氨氮浓度下的高游离氨(FA)条件对亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>B</sub>)的活性进行抑制,实现SBR中短程硝化与亚硝态氮的稳定积累。研究表明,在室温条件下,控制pH值为7.5~8.0、DO<1 mg/L,逐步提高氨氮浓度至700 mg/L,可实现系统中亚硝态氮的有效积累,氨氮去除率和亚硝态氮积累率分别为92.2%、90.9%左右。将短程硝化出水进一步进行反硝化处理,TN去除率高达98.8%。

**关键词:** 生活垃圾机械脱水; 氨氮; 短程硝化反硝化; 游离氨; 序批式反应器

**中图分类号:** TU993.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)01-0068-06

## Treatment of Garbage Mechanical Dewatering Wastewater by Shortcut Nitrification and Denitrification in SBR

ZHANG Pan<sup>1</sup>, LI Zhi-qin<sup>1</sup>, LI Ling-ming<sup>1</sup>, ZHAO Jie<sup>2</sup>

(1. Xiaping Municipal Solid Waste Landfill, Shenzhen 518000, China; 2. Shenzhen Graduate School, Harbin Institute of Technology, Shenzhen 518055, China)

**Abstract:** Garbage mechanical dewatering wastewater is separated from fresh garbage through high pressure extrusion, which is characterized by high ammonia nitrogen and low C/N after anaerobic treatment. In this study, the ammonia nitrogen was treated by shortcut nitrification and denitrification method in a sequencing batch reactor (SBR). Under conditions of high free ammonia (FA) created by high ammonia nitrogen concentration, activity of nitrite oxidizing bacteria (NO<sub>B</sub>) was inhibited, which achieved partial nitrification and stable nitrite accumulation in the SBR. The results suggested that stable accumulation of nitrite could be achieved at room temperature, reaction pH of 7.5-8.0, DO less than 1 mg/L and ammonia nitrogen concentration gradually increasing to 700 mg/L, where ammonia nitrogen removal rate and nitrite accumulation rate were about 92.2% and 90.9% respectively. Effluent of the partial nitrification was further treated by denitrification, and total nitrogen removal rate was as high as 98.8%.

**Key words:** garbage mechanical dewatering wastewater; ammonia nitrogen; shortcut nitrification and denitrification; free ammonia; sequencing batch reactor

我国城市生活垃圾以混合收运为主,含水率较高,不利于后续运输和处理处置。传统生活垃圾脱水技术主要有垃圾中转站压缩脱水<sup>[1]</sup>、垃圾储料坑倒垛处理实现兼氧发酵脱水<sup>[2]</sup>等,但这些技术存在脱水效率低、清洁卫生难以保障以及脱除水较难实现有效处理等问题<sup>[3]</sup>。近年来发展起来的高压/超高压垃圾快速机械脱水技术,是未经储料坑兼性发酵过程,通过高压挤压等方式从新鲜生活垃圾中快速分离出混合液的方法,不仅脱水效率高、脱除水便于集中处理,还避免了恶臭逸出等问题。前期调研表明,生活垃圾机械脱除水的总氮浓度较高,且氨氮和有机氮均占有很大的比例。经厌氧处理后,生活垃圾机械脱除水中的大部分有机物被降解,有机氮转化为氨氮,致使氨氮浓度升高而 C/N 值比较低。

短程硝化是指氨氧化细菌(AOB)将  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  氧化成  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ,不继续氧化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的过程<sup>[4]</sup>,与传统的全程硝化相比,可以节省约 25% 的耗氧量和 60% 的能耗,因而受到众多学者的广泛关注<sup>[5,6]</sup>,尤其是在低 C/N 值、高氨氮废水处理领域,具有较高的可行性<sup>[7,8]</sup>。为此,笔者针对高氨氮、低 C/N 值的生活垃圾机械脱除水厌氧处理出水,通过控制 pH 值与游离氨(FA)实现对亚硝酸盐氧化菌(NOB)的选择性抑制,实现 SBR 法短程硝化的快速启动与稳定运行,并对其短程硝化出水进行进一步的短程反硝化研究。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置和操作条件

短程硝化和反硝化系统均采用由有机玻璃制成的 SBR 装置。短程硝化 SBR 装置见图 1。

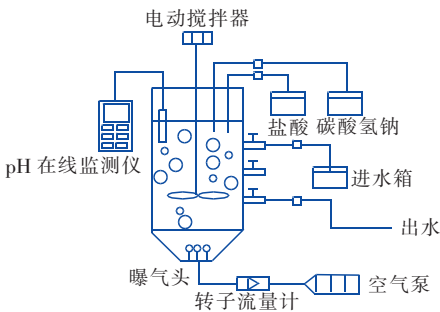


图 1 短程硝化 SBR 装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR for shortcut nitrification

短程硝化 SBR 反应器内径为 15 cm、高为 26.8 cm,有效容积为 3 L;底部设有砂芯曝气头,顶部预留有用以固定在线 pH 探头的孔口,侧面设有取样

口。根据试验需要,装置主要配备电磁式空气泵、玻璃转子流量计、智能时控开关、搅拌器、pH 在线监测仪。SBR 为间歇进水,每个阶段运行时间均由时控开关严格控制,实现自动化运行。pH 在线监测仪在线记录整个运行过程的 pH 值,并通过启动/关闭酸(1 mol/L 盐酸)、碱(1 mol/L 碳酸氢钠)泵控制 pH 值在 7.5 ~ 8.0。反硝化装置与短程硝化装置基本相同,但不设曝气设备和在线调控 pH 设备。

短程硝化运行分为两个阶段,第 I 阶段为启动阶段,进水氨氮为 120 ~ 200 mg/L,每天运行 2 个周期,排水比为 50%,HRT = 24 h;第 II 阶段为稳定运行阶段,在实现亚硝态氮稳定积累的基础上,增加为每天运行 3 个周期,调整 HRT = 16 h,进水氨氮升至 300 ~ 700 mg/L。单周期内进水、反应、沉淀和排水时间分别为 9、660/420、40、6 min;MLSS 为 3 500 ~ 4 000 mg/L,SRT 在 15 d 左右。试验共运行 80 d。

反硝化主要通过逐步提高进水亚硝态氮浓度来实现启动并稳定运行。具体运行参数如下:进水亚硝态氮为 160 ~ 710 mg/L,排水比为 50%,HRT 为 12 h,SRT 约为 15 d,MLSS 为 3 500 ~ 4 000 mg/L;单周期内进水、反应、沉淀和排水时间分别为 9、300、40、6 min,每天运行 4 个周期。试验共运行 20 d。

1.2 试验用水和接种污泥

试验用水由深圳市生活垃圾机械脱除水经厌氧处理后的出水 and 不同量的模拟配水混合而成,为稳定的高氨氮、低 C/N 值废水,具体水质如表 1 所示。

表 1 生活垃圾机械脱除水水质

Tab. 1 Quality of garbage mechanical dewatering wastewater

项 目	垃圾机械 脱除水	厌氧处理 出水	试验用水
COD/(mg · L <sup>-1</sup> )	35 000 ~ 39 000	230 ~ 1 000	300 ~ 400
BOD <sub>5</sub> /(mg · L <sup>-1</sup> )	15 000 ~ 21 000	180 ~ 524	300 ~ 400
TN/(mg · L <sup>-1</sup> )	1 500 ~ 1 600	220 ~ 1 000	120 ~ 700
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N/(mg · L <sup>-1</sup> )	760 ~ 980	217 ~ 1 000	120 ~ 700
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N/(mg · L <sup>-1</sup> )	1 ~ 10	—	—
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N/(mg · L <sup>-1</sup> )	100 ~ 320	—	—
有机氮/(mg · L <sup>-1</sup> )	320 ~ 620	—	—
SS/(mg · L <sup>-1</sup> )	3 100 ~ 4 350	100 ~ 350	60 ~ 200
pH 值	4.10 ~ 5.10	6.90 ~ 7.65	7.95 ~ 8.02

试验用硝化和反硝化接种污泥取自南山污水处

理厂二沉池的活性污泥,其SV值为28%,具有较好的硝化性能。

### 1.3 检测项目与方法

COD:重铬酸钾法,氨氮:纳氏试剂分光光度法,亚硝态氮:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法,硝态氮:紫外分光光度法。

## 2 结果与讨论

### 2.1 SBR 的启动

pH值和FA是影响短程硝化实现与否的两个重要因素。一方面系统中氨氧化菌(AOB)的生长需要有合适的pH环境;另一方面,pH值会影响系统中的FA浓度,而FA浓度的高低会直接影响AOB的活性,即直接决定能否将硝化反应控制在亚硝化阶段,实现亚硝态氮的大量积累。

本研究控制pH值为7.5~8.0,主要依赖于高浓度FA和游离亚硝酸(FNA)的抑制作用,以实现亚硝态氮的稳定积累。FA和FNA浓度的计算方法如下<sup>[9]</sup>:

$$[\text{FA}] = \frac{17}{14} \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{\exp\left[\frac{6334}{273 + T}\right] + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

$$[\text{FNA}] = \frac{47}{14} \frac{[\text{NO}_2^- - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{\exp\left[-\frac{2300}{273 + T}\right] + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

SBR启动阶段,进水中的生活垃圾机械脱除水厌氧处理出水占比为5%,对污泥进行驯化,逐级提高进水氨氮浓度,降低DO浓度,在驯化硝化污泥的同时,逐步增强FA对NOB的抑制,不断富集反应器内的AOB。

### 2.2 启动阶段的短程硝化过程

SBR启动阶段共持续20d,氨氮浓度的变化见图2。

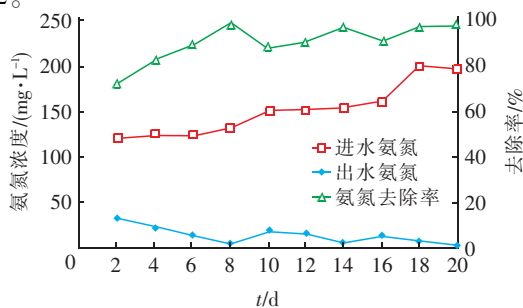


图2 启动阶段氨氮浓度的变化

Fig. 2 Variation of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration during startup period

由图2可以看出,驯化初期系统进水氨氮浓度在120 mg/L左右,经过一周的适应就可以使出水氨氮浓度降到2 mg/L以下。但当进水氨氮浓度进一步提高时,出水氨氮浓度有一定的增加,驯化12 d以后,出水氨氮浓度稳定在10 mg/L以下,氨氮去除率稳定在91%以上,标志着硝化污泥驯化完成。

启动阶段亚硝态氮的积累以及DO和FA浓度的变化见图3和图4。

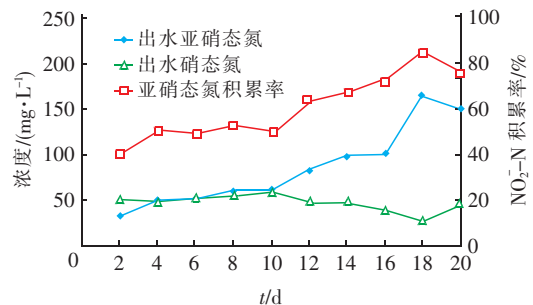


图3 启动阶段出水 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度的变化及亚硝态氮的积累情况

Fig. 3 Variation of  $\text{NO}_x^- - \text{N}$  concentration and nitrite accumulation during startup period

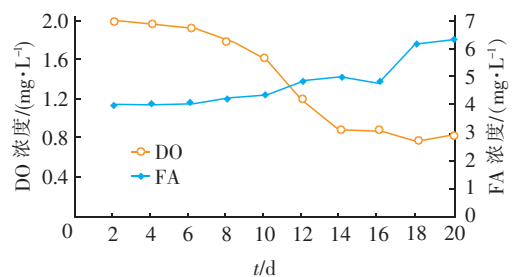


图4 启动阶段系统中DO和FA浓度的变化

Fig. 4 Variation of DO and FA concentrations during startup period

由图3和图4可知,驯化初期,系统中DO浓度在2.0 mg/L左右,亚硝态氮积累率(NAR)在40%~50%之间波动。为实现系统中AOB的大量富集,降低DO浓度,在7~12 d,DO在1.0~2.0 mg/L范围内,第12天以后,维持DO浓度在1.0 mg/L以下。由FA浓度的变化可以看出,运行至第12天,FA浓度升至4.85 mg/L,FA对NOB产生显著抑制作用,亚硝态氮得到积累,NAR稳定在60%以上,硝化污泥获得了稳定的短程硝化性能。

### 2.3 短程硝化的稳定运行效果

#### 2.3.1 进水氨氮浓度对短程硝化的影响

在SBR实现短程硝化的基础上,通过提高进水

中生活垃圾机械脱除水厌氧出水的比例,改变 SBR 进水氨氮浓度,考察其对短程硝化系统的影响。系统稳定运行 60 d,含氮组分的变化如图 5 所示。

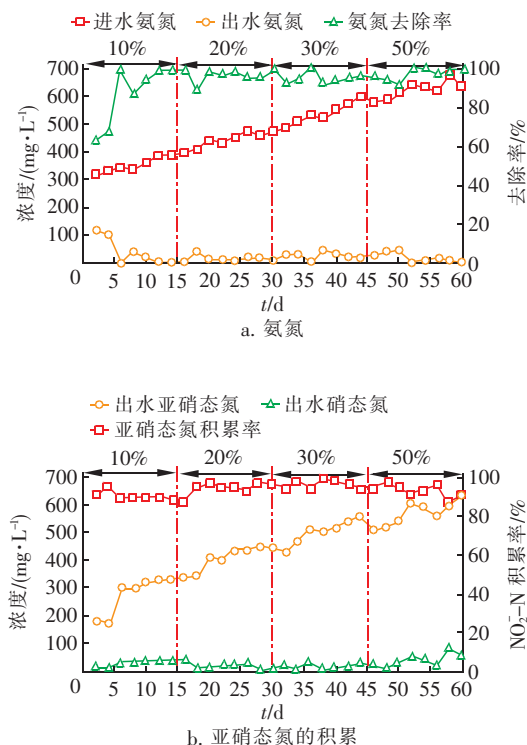


图5 提高进水氨氮浓度对短程硝化的影响

Fig. 5 Effect of increasing influent  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration on shortcut nitrification

从图 5 可以看出,进水中生活垃圾机械脱除水厌氧出水比例和氨氮浓度的提高对系统有一定的影响,初期进水中的厌氧出水比例为 10%,氨氮去除率仅为 65% 左右。经过 6 d 的适应,系统对氨氮的去除率达到 90% 以上,且随着进水中厌氧出水比例和氨氮浓度的增加,系统仍具有较高的氨氮去除率。初期因氨氮去除率不高,出水亚硝态氮浓度较低,随着系统对水质变化的适应,出水亚硝态氮浓度逐渐升高,且 NAR 基本保持在 90% 以上。

### 2.3.2 FA 浓度对短程硝化的影响

在 SBR 稳定运行期间,FA 浓度随进水氨氮浓度的提高而有所增加,较高浓度的 FA 有利于系统中 AOB 的富集,FA 浓度的变化对出水  $\text{NO}_x^- - \text{N}$  浓度及 NAR 的影响见图 6。可知,当进水中的生活垃圾机械脱除水厌氧处理出水比例为 10%、进水氨氮浓度为 300 ~ 400 mg/L 时,系统初始 FA 浓度可保持在 10 ~ 12 mg/L、NAR 为 87% ~ 89%。随着系统

中 FA 浓度的增加,FA 对 NOB 的抑制作用越来越明显,当进水中的厌氧处理出水比例为 50%、进水氨氮浓度升至 600 ~ 700 mg/L 时,系统 FA 浓度达到 19 ~ 21 mg/L、NAR 稳定在 90% 左右。由此可见,在逐级提高进水氨氮浓度的过程中,系统中的 FA 浓度已远远超过对 NOB 的抑制浓度,亚硝态氮大量积累,AOB 大量富集并占据优势地位。

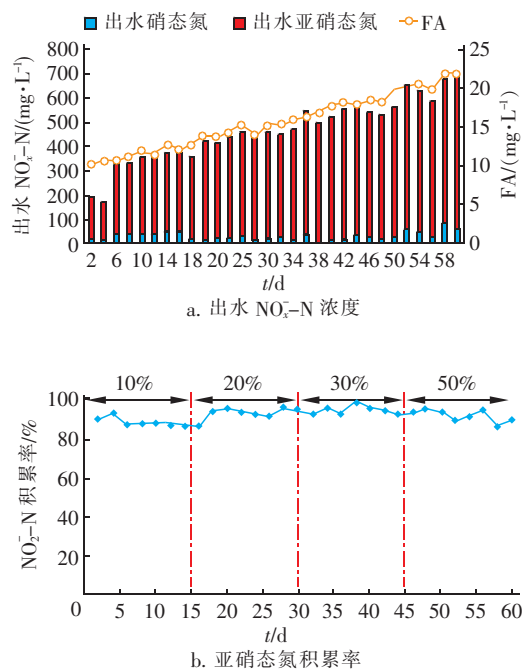


图6 FA对出水 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 浓度和亚硝态氮积累率的影响

Fig. 6 Effect of FA on effluent  $\text{NO}_x^- - \text{N}$  concentration and NAR

## 2.4 短程反硝化的运行效果

基于上述生活垃圾机械脱除水短程硝化的研究,将其短程硝化出水泵入 SBR 短程反硝化系统,以进一步实现短程反硝化脱氮。

### 2.4.1 短程反硝化的启动

SBR 短程反硝化启动初期,对短程硝化出水进行稀释后进水,而后逐步提高进水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度,驯化后期进水完全为短程硝化出水。运行期间以甲醇为外加碳源,并按  $\text{COD}/\text{NO}_x^- - \text{N} = 3.5$  投加相应的甲醇量。反硝化系统启动期间的出水水质见图 7。可以看出,SBR 短程反硝化的启动和驯化在较短的时间内即可完成。系统对高浓度的  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  具有较快的适应能力,运行第 2 天,对  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和 TN 的去除率分别为 97.1% 和 94.8%。运行 10 d 以后,即使进水浓度继续增加,出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度始



终保持在  $1.0 \text{ mg/L}$  以下。系统进水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度远远低于  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度,对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去除率在 99.9% 以上。在运行至第 18 天时,反硝化进水为不经稀释的短程硝化出水,此时出水  $\text{TN} < 10 \text{ mg/L}$ ,  $\text{TN}$  去除率高达 98.8%。

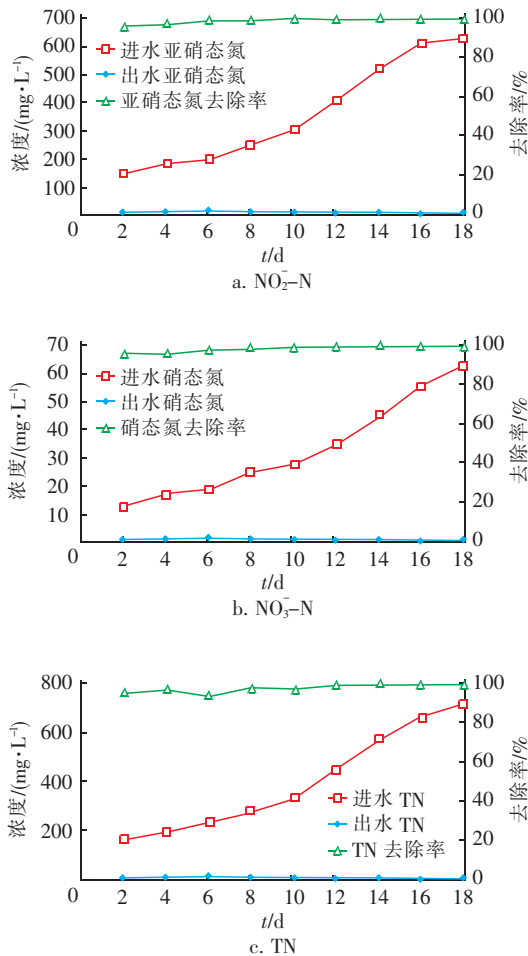


图7 SBR 短程反硝化启动期间的出水水质

Fig. 7 Effluent quality of SBR during startup of shortcut denitrification

#### 2.4.2 甲醇投加量对短程反硝化过程的影响

理论上实现短程反硝化需满足  $\text{COD}/\text{NO}_2^- - \text{N} = 1.7^{[10]}$ ,但实际反硝化过程所需碳源量大于理论值。分别按  $\text{C}/\text{N}$  值为 1.7、2.0、2.5 和 3.0 投加甲醇,结果如图 8 所示。可知,当按  $\text{C}/\text{N}$  值  $< 2.0$  投加甲醇时,因系统外加碳源不足,反硝化效率较低;当  $\text{C}/\text{N}$  值  $= 2.5 \sim 3.0$  时,碳源不再是影响反硝化进程的主要因素;在  $\text{C}/\text{N}$  值  $= 2.0 \sim 2.5$  之间存在一定的  $\text{C}/\text{N}$  值范围正好满足短程反硝化的正常运行,且  $\text{C}/\text{N}$  值从 2.0 提高到 2.5 时,反硝化速率和  $\text{TN}$  去除率

均有显著增加,说明最佳  $\text{C}/\text{N}$  值更接近 2.5,在实际运行过程中建议按  $\text{C}/\text{N}$  值  $= 2.5$  投加甲醇。但传统全程反硝化过程至少按  $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N} = 3.71$  投加碳源才能满足反应过程所需<sup>[11]</sup>。因此,与传统反硝化过程相比,该短程反硝化过程可节省约 32.6% 的碳源量。

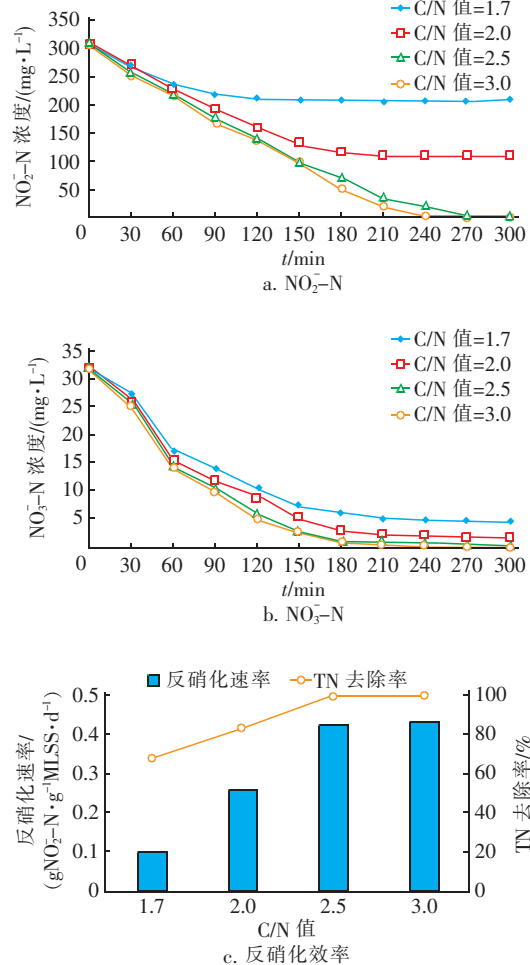


图8 甲醇投加量对短程反硝化过程的影响

Fig. 8 Effect of methanol dosage on shortcut denitrification

### 3 结论

① 在 SBR 中实现了对高氨氮生活垃圾机械脱水厌氧处理出水的短程硝化反硝化处理。通过调控反应器中的  $\text{pH}$  值,使其中维持较高的游离氨浓度,实现了对硝化细菌的选择性抑制。

② 在线控制  $\text{pH}$  值为  $7.5 \sim 8.0$ ,维持  $\text{DO}$  浓度  $< 1 \text{ mg/L}$ ,当  $\text{FA}$  浓度  $> 10 \text{ mg/L}$  时,系统中有大量的 AOB 富集并占据优势地位。

③ 将短程硝化出水进一步进行反硝化脱氮处理, $\text{TN}$  去除率高达 98.8%,且相比传统反硝化过程

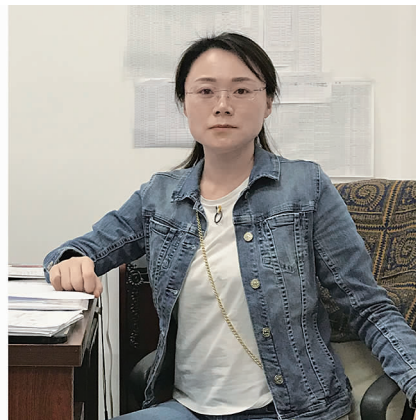
可节省约32.6%的碳源量。

#### 参考文献:

- [1] 夏旻,许碧君,陈善平,等. 城市生活垃圾转运站的压缩滤水性能研究[J]. 环境卫生工程,2013,21(3):23-25.
- [2] 商平,李芳然,郝永俊,等. 城市生活垃圾焚烧前堆酵脱水研究进展[J]. 环境卫生工程,2012,20(1):5-8.
- [3] 何晶晶,郁醇,张春燕,等. 垃圾堆酵过程水分去除及焚烧污染衍生潜力[J]. 同济大学学报:自然科学版,2011,39(8):1173-1176.
- [4] 刘秀红,王淑莹,高大文,等. 短程硝化的实现、维持与过程控制的研究现状[J]. 环境污染治理技术与设备,2004,12(5):7-10.
- [5] Wang L, Zhu J, Miller C. Shortcut nitrification and denitrification of swine wastewater in a sequencing batch reactor system[J]. Transactions of the ASABE, 2010, 53(3):813-818.
- [6] Zhang X, Zhang D, He Q, et al. Shortcut nitrification-denitrification in a sequencing batch reactor by controlling aeration duration based on hydrogen ion production rate online monitoring[J]. Environ Technol, 2014, 35(12):1478-1483.
- [7] Daniel L M C, Pozzi E, Foresti E, et al. Removal of ammonium via simultaneous nitrification-denitrification nitrification-shortcut in a single packed-bed batch reactor[J]. Bioresour Technol, 2009, 100(3):1100-1107.
- [8] Gao D W, Peng Y Z, Li B K, et al. Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies[J]. Biores-

our Technol, 2009, 100(7):2298-2300.

- [9] Qiao S, Matsumoto N, Shinohara T, et al. High-rate partial nitrification performance of high ammonium containing wastewater under low temperatures[J]. Bioresour Technol, 2010, 101(1):111-117.
- [10] Soliman M, Eldyasti A. Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime[J]. Bioresour Technol, 2016, 221:85-95.
- [11] 唐林平,李小明,曾光明,等. 短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺的经济特性分析[J]. 净水技术, 2008, 27(2):4-6.



作者简介:张攀(1985-),女,黑龙江萝北人,硕士,工程师,研究方向为废水处理技术。

E-mail:331836296@qq.com

收稿日期:2017-06-12

全面规划、统筹兼顾、  
标本兼治、综合利用水资源