

# 基于SASMBR的城镇污水PN/ANAMMOX研究

李建启<sup>1</sup> 余道道<sup>1</sup> 吕育锋<sup>2</sup> 刘思彤<sup>1,2,†</sup>

1. 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055; 2. 北京大学环境科学与工程学院, 北京市新型污水深度处理工程技术研究中心, 北京 100871; † 通信作者, E-mail: liusitong@pku.edu.cn

**摘要** 基于目前短程硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification and anammox, PN/A)工艺处理城镇污水中反应器运行不稳定和氮去除负荷低的问题, 本文设计一种新型复合生物反应器: 序批式-折流板-分置膜生物反应器(sequencing batch-baffled-separate membrane bioreactor, SASMBR)。将该反应器应用于PN/A工艺处理城镇污水, 探究反应器的性能, 并对SASMBR运行PN/A工艺的运行成本进行分析。结果表明, 采用SASMBR反应器运行PN/A工艺处理城镇污水, 能够实现高效稳定的脱氮效果, TN去除率达到80%~85%, 氮素去除负荷(nitrogen removal rate, NRR)达到0.20~0.22 kgN/(m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>), 出水TN浓度维持在8 mg/L以下。16S rRNA基因测序分析发现, 短程硝化SASMBR反应器内设置的折流板能够富集氨氧化细菌(ammonia oxidation bacteria, AOB), 确保短程硝化SASMBR反应器的良好性能; 厌氧氨氧化SASMBR内固定在折流板两侧的无纺布可以有效地滞留厌氧氨氧化菌(ammonium oxidizing bacteria, AnAOB), 同时, 厌氧氨氧化SASMBR内丰度升高的AOB可以为AnAOB提供生长的厌氧环境和NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N基质, 使厌氧氨氧化SASMBR反应器能够快速启动和高效稳定运行。SASMBR的运行成本为0.037元/m<sup>3</sup>, 比传统城镇污水处理厂的运行成本大幅度降低。

**关键词** 序批式-折流板-分置膜生物反应器; 短程硝化-厌氧氨氧化; 城镇污水; 群落结构

## Study of Partial Nitrification and Anammox Process Treating Mainstream Municipal Wastewater with SASMBR

LI Jianqi<sup>1</sup>, YU Daodao<sup>1</sup>, LÜ Yufeng<sup>2</sup>, LIU Sitong<sup>1,2,†</sup>

1. Department of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. Beijing Engineering Research Center of Advanced Wastewater Treatment, Department of Environmental Science & Engineering, Peking University, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: liusitong@pku.edu.cn

**Abstract** Based on the reactor unstable and low nitrogen removal rate when Partial Nitrification and Anammox (PN/A) process treat municipal wastewater, a new composite bioreactor named sequencing batch-baffled-separate membrane bioreactor (SASMBR) was designed and manufactured. This reactor was applied to the treating of municipal wastewater using PN/A process to explore the performance and analyze the operating costs of the reactor. The results showed that highly efficient and stable denitrification processes had been achieved using PN/A process in this reactor, with TN removal rate up to 80%~85%, nitrogen removal rate (NRR) up to 0.20~0.22 kgN/(m<sup>3</sup>·d) and the effluent TN concentration was below 8 mg/L. 16SrRNA gene sequencing analysis found that the baffles set inside the bioreactor could enrich ammonia oxidation bacteria (AOB), which ensuring a good treating performance of the reactor. Non-woven fabrics in the SASMBR could effectively retain anaerobic ammonium oxidizing bacteria (AnAOB), and the increasing abundance of AOB in the SASMBR could provide anaerobic environment and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N substrate for the growth of AnAOB. As such, the combination inevitably accelerated the quick startup of the reactor and maintained its highly efficient and stable running. The operating costs was 0.307 yuan/m<sup>3</sup> which was significantly lower than the traditional municipal wastewater treatment plants.

**Key words** sequencing batch-baffled-separate membrane bioreactor; partial nitrification and anammox; municipal wastewater; community structure

作为新型的全程自养脱氮工艺,短程硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification and anammox, PN/A)工艺具有无需外加有机碳源,能节约 60% 的曝气量,减少 80% 的污泥和 CO<sub>2</sub> 产生量等优点<sup>[1-3]</sup>,已成功地应用于污水处理厂厌氧污泥消化液和含高氨氮浓度工业废水的脱氮处理。据报道,截至 2014 年,世界范围内已有超过 200 座工厂化 PN/A 装置<sup>[4]</sup>。近年来,PN/A 工艺处理含低氨氮浓度的城镇污水已成为研究热点。但是,PN/A 工艺处理实际城镇污水仍然存在以下问题:1)亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)在低进水氨氮浓度条件下活性难抑制,使短程硝化长时间运行不稳定;2)生长缓慢的 AnAOB 在低氨氮浓度和短水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)条件下易流失;3)进水水质波动较大条件下运行不稳定;4)NRR 较低。因此,设计一种在低进水氨氮浓度下可以维持短程硝化长期稳定运行,同时在低氨氮浓度和短 HRT 条件可以良好地截留 AnAOB,确保 PN/A 工艺较高的 NRR 和长期稳定运行的新型反应器显得非常必要。

PN/A 工艺处理城镇污水的研究采用的反应器主要有序批式生物反应器(Sequencing Batch Bioreactor, SBR)、膨胀污泥床(Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)、膜生物反应器(Membrane Bioreactor, MBR)、移动床生物膜反应器(Moving Bed Bioreactor, MBBR)、固定膜活性污泥(Integrated Fixed-film Activated Sludge, IFAS)反应器和厌氧折流板反应器(Anaerobic Baffled Reactor, ABR)等<sup>[5-10]</sup>。Lotti 等<sup>[6]</sup>采用 SBR 运行 PN/A 工艺处理预处理后的市政污水,发现 SBR 可以有效地截留活性污泥,但在短 HRT 条件下,污泥易流失。Wu 等<sup>[11]</sup>用 MBR 和 ABR 耦合的反应器在低温下运行厌氧氨氧化来处理生活污水,发现 MBR 和 ABR 耦合的反应器有很高的污泥截留率,且有利于颗粒污泥的形成,但存在各挡板隔室菌体分布不均匀的问题。

结合上述反应器的优点,我们设计制作一种新型复合反应器——序批式-折流板-分置膜生物反应器(sequencing batch-baffled-separate membrane bioreactor, SASMBR),该反应器集“SBR+ABR+分置式 MBR+微生物固定化”于一体,同时结合在线自动控制系统调控系统操作参数。本研究将 SASMBR

应用于 PN/A 工艺处理城镇污水,探索其在 PN/A 工艺在室温条件下(24~33°C)处理城镇污水的脱氮性能,并对反应器稳定运行阶段的运行成本进行初步分析,以期 PN/A 工艺处理城镇污水的相关研究提供一种反应器形式,并为 PN/A 工艺处理城镇污水的工程化应用提供技术支撑。

## 1 材料和方法

### 1.1 反应器的结构和运行策略

PN/A 工艺 SASMBR 的结构和连接如图 1 所示,厌氧氨氧化 SASMBR 主要由反应池、膜室和自动控制系统组成。反应器由 PP 板材制成,反应池长 200 cm,宽 180 cm,高 185 cm,持水高度为 145 cm,有效容积为 6 m<sup>3</sup>。膜室与反应池相连,用高 175 cm 的膜室隔板隔出膜室,膜室长 40 cm,宽 180 cm,膜组件放置于膜室内。反应池和膜室设置有反应器密闭盖板密闭,并在反应器密闭盖板上开一个 2 cm 的直径孔,维持反应器内外压平衡。长 115 cm,宽 7 cm,高 45 cm 的网格折流板两侧固定无纺布载体,间距 20 cm 交错固定于反应池的底部,无纺布载体可有效地固定 AnAOB,避免 AnAOB 的流失。搅拌装置放置于反应池的中部,搅拌桨的搅拌使反应池底部水流形成循环的推流,中上部为完全混合流态,避免折流板各个隔室间菌体分布不均匀。设置污泥回流泵,定期将膜室内沉降的污泥回流至反应池内。通过自动控制系统控制反应器的进出水和液位变化,通过膜压表示数变化来确定膜污染情况。短程硝化 SASMBR 结构和尺寸与厌氧氨氧化 SASMBR 相同;不同的是短程硝化 SASMBR 不进行密闭处理,且使用曝气泵曝气处理。SASMBR 集“SBR+ABR+分置式 MBR+微生物固定化”于一体,可以有效地截留微生物,同时最大程度地避免膜污染。反应器结合自动控制系统,使反应器运行保持相对稳定。

如图 1 所示,本研究采用两段式 PN/A 工艺,在短程硝化 SASMBR 成功建立起短程硝化后,与接种厌氧氨氧化污泥的厌氧氨氧化 SASMBR 相连,完成整个 PN/A 工艺系统的搭建。运行策略:短程硝化 SASMBR 维持溶解氧(dissolved oxygen, DO)浓度为 0.4~0.6 mg/L,自动控制系统根据 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 在线监测

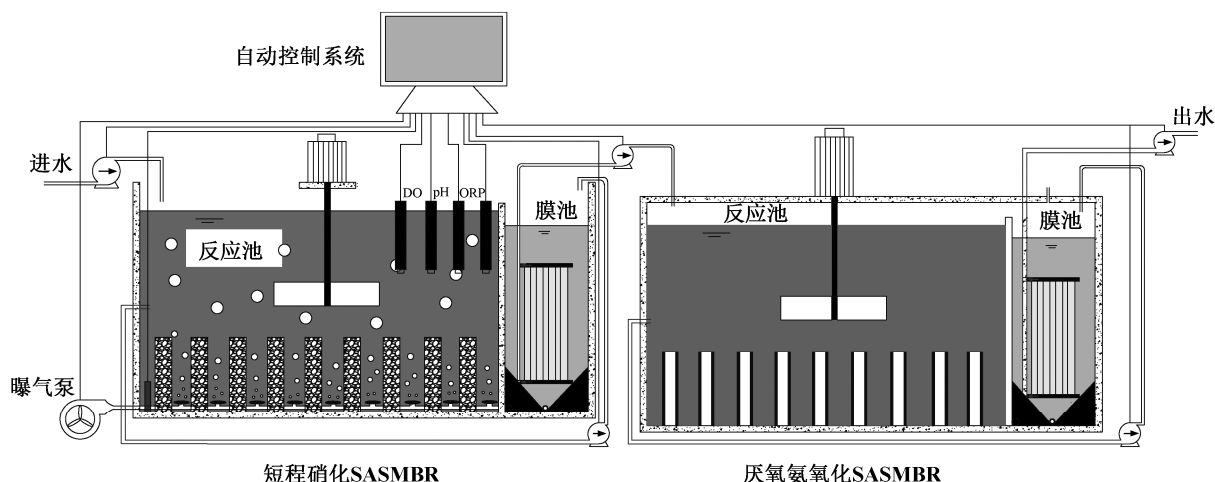


图 1 PN/A 工艺 SASMBR 的结构和连接  
Fig. 1 Structure and connection of SASMBR in PN/A process

电极监测到的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度数据, 判定每个周期反应器内  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的最高值减少 60% 时, 停止曝气泵的曝气。液位计控制进出水水量。短程硝化反应池换水比为 2/3, 进水时间为 10 分钟, 搅拌桨转速为 50 r/min, 沉降时间为 30 分钟, 反应池出水进入膜池的同时, 膜池出水, 出水时间同为 10 分钟。短程硝化分为 3 个阶段: 阶段 I 为启动期(1~37 天), 阶段 II 为负荷提升期(38~101 天), 阶段 III 为稳定运行期(102~169 天)。启动期第 1~27 天的进水为合成废水, 进水的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度为 50 mg/L, 后进水接入预处理后的污水进行处理, 维持 SRT 为 12 天, 以便淘洗掉 NOB 菌。启动完成后, 对接厌氧氨氧化 SASMBR 反应器, SRT 维持在 20 天左右。运行过程中的曝气量根据在线监测 DO 数据进行调节。

厌氧氨氧化 SASMBR 的运行分为 3 个阶段: 阶段 I 为启动阶段(第 38~47 天), 阶段 II 为负荷提升阶段(第 48~101 天), 阶段 III 为稳定运行阶段(第 102~169 天)。反应池换水比为 2/3, 进水时间为 10 分钟, 搅拌桨转速为 50 r/min, 沉降时间为 30 分钟, 反应池出水进入膜池的同时, 膜池出水, 出水时间同为 10 分钟。HRT 同步于短程硝化 SASMBR 变化, 自动控制系统控制反应器的进出水和液位变化。

### 1.2 试验废水和接种污泥

短程硝化 SASMBR 启动阶段的第 1~27 天进水为合成废水, 组成 (g/L) 为:  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  0.022,  $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$  0.135,  $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$  0.0075,  $\text{KHCO}_3$  1.25, EDTA 0.0075,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  0.09<sup>[12]</sup>。  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  用  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  提供, 浓度为 50 mg/L。pH 采用 NaOH 调节, 维持在 7.8~

8.0。所用药品均为工业级。其后, 接入经过厌氧消化预处理的城镇污水, 进水水质的各项指标见表 1。

短程硝化 SASMBR 接种污泥为经淘洗后的某污水处理厂好氧区活性污泥, 接种量为 5 g MLSS/L。厌氧氨氧化反应器内接种经过活性恢复后的厌氧氨氧化污泥, 接种量为 7.5 g MLSS/L。接种方式为, 将厌氧氨氧化活性污泥与无纺布在厌氧氨氧化反应器内混合后, 闷曝挂膜, 然后将挂好膜的无纺布固定于厌氧氨氧化 SASMBR 反应器内的折流板两侧。接种后, 厌氧氨氧化反应器接入经短程硝化反应器处理后的出水。

### 1.3 样品采集和水质检测方法

在短程硝化 SASMBR 运行的启动阶段(第 1, 16, 26 天)、负荷提升阶段(第 45, 70, 95 天)和稳定运行阶段(第 123, 160 天)分别取悬浮态和附着在折流板上的附着态污泥样品, 第 1 天接种污泥为悬浮态, 故只取悬浮态污泥样品。对应于取样时间, 对污泥样品进行编号(表 2)。

在厌氧氨氧化 SASMBR 运行的第 38, 82, 120, 160 天, 分别从厌氧氨氧化 SASMBR 中取悬浮态和附着在无纺布载体上的附着态污泥样品, 第 38 天接种污泥为悬浮态, 只取悬浮态污泥。对应于取样时

表 1 短程硝化 SASMBR 进水水质  
Table 1 Water quality of influent in partial nitrification SASMBR

COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	SS/(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	$\text{NH}_4^+\text{-N}/$ (mg·L <sup>-1</sup> )	pH
28~53	0.5~2.5	15~45	12~38	6.8~7.3

表 2 短程硝化 SASMBR 污泥样品编号  
Table 2 Sample numbers of partial nitrification SASMBR

取样时间/d	污泥样品编号	
	悬浮态	附着态
1	P_1	-
16	P_2_1	P_2_2
26	P_3_1	P_3_2
45	P_4_1	P_4_2
70	P_5_1	P_5_2
95	P_6_1	P_6_2
123	P_7_1	P_7_2
160	P_8_1	P_8_2

说明：“-”为未采污泥样品。下同。

间对污泥样品进行编号，如表 3 所示。

样品经 30 分钟沉降去除上清液后，取 5 mL 保存于-20°C 的冰箱。每天取短程硝化 SASMBR 和厌氧氨氧化 SASMBR 的进出水进行水质检测。

氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、亚硝酸盐氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)、硝酸盐氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)、化学需氧量(COD)、总氮(TN)和混合液悬浮固体(MLSS)等指标，均按照国家标准方法<sup>[13]</sup>进行测定。DO, pH, ORP 和温度采用在线探头(WTW, 德国)监测。

### 1.4 DNA 提取和定量 PCR

采用 DNA 提取试剂盒(Fast DNA Spin kit for soil)，对每个保存的样品取 0.2 mL 污泥进行 DNA 提取，具体操作按试剂盒的试验步骤进行。对于提取的 DNA，采用 NanoDrop2000 对 DNA 浓度和纯度进行检测，采用 1%琼脂糖凝胶电泳对 DNA 完整性进行检测。

### 1.5 PCR 扩增及 Illumina 测序

对质检合格的 DNA 样品，采用引物对 515F(5'-GTGCCAGCMGCCGCGG-3')和 806R (GGACTAC NVGGGTWCTAA)进行 16S rRNA 基因的 V4 可变

表 3 厌氧氨氧化 SASMBR 污泥样品编号  
Table 3 Sample numbers of anammox SASMBR

取样时间/d	污泥样品编号	
	悬浮态	附着态
38	A_1	-
82	A_2_1	A_2_2
120	A_3_1	A_3_2
160	A_4_1	A_4_2

区的高通量测序(Illumina Miseq 2000, 上海美吉生物医药科技有限公司)。测序获得的原始序列数据经过质控过滤后，得到高质量序列。之后，对 OTUs (operational taxonomic units)进行聚类分析，并通过 RDP classifier 贝叶斯算法，在 97%相似水平对 OTUs 进行物种分类学注释(80%置信度)。基于 OTUs 数据，进行物种分类学分析，研究样品的多样性和菌群结构。

## 2 结果和讨论

### 2.1 SASMBR 运行 PN/A 工艺整体情况分析

如图 2(a)所示，SASMBR 反应器 PN/A 工艺在第 38 天完成对接，实现整体运行。工艺整体运行共计 131 天，分为两个阶段，阶段 I (第 38~101 天)为通过缩短 HRT 提升运行负荷的负荷提升阶段；阶段 II (第 102~169 天)为维持目标 HRT 的稳定运行阶段。虽然整个运行过程中进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度在 12~38 mg/L 范围内波动，但 131 天的运行时间内 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率维持在 70%以上，其中阶段 II 稳定运行期的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率在 95%左右，氮素去除负荷(NRR)达到 0.20~0.22kgN/(m<sup>3</sup>·d)。

如图 2(b)所示，除强降雨时期外，整个过程的 TN 去除率维持在 75%以上，阶段 II 稳定运行时期的 TN 去除率为 80%~85%，出水 TN 浓度在 8 mg/L 以下。

Laureni 等<sup>[14]</sup>采用 MBBR 反应器运行 PN/A 工艺处理经过预处理的市政污水，NRR 仅达到 0.02~0.04 kgN/(m<sup>3</sup>·d)。Trojanowicz 等<sup>[15]</sup>采用 IFAS 反应器运行 PN/A 工艺处理主流污水，TN 去除率达到 44%。与他们的工作相比，本研究采用 SASMBR 反应器运行 PN/A 工艺处理实际城镇污水，实现相对高的 NRR 和 TN 去除效果。此外，整个运行过程中进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度虽有较大的波动，但工艺装置的脱氮性能仍保持相对稳定，说明本研究设计的 SASMBR 运行 PN/A 工艺具有较强的稳定性。

值得注意的是，第 87~90 天进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度由 30 mg/L 迅速降低至 12 mg/L，但 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率仍维持在 75%以上，TN 去除率维持在 55%以上，出水 TN 浓度依然在 8 mg/L 以下。第 95 天随着强降雨的结束，PN/A 工艺的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率迅速恢复到 95%左右，TN 去除率恢复到 80%左右。由此可知，即使在极端天气条件下，SASMBR 运行 PN/A 工艺处理实际城镇污水仍然能维持相对较高的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N

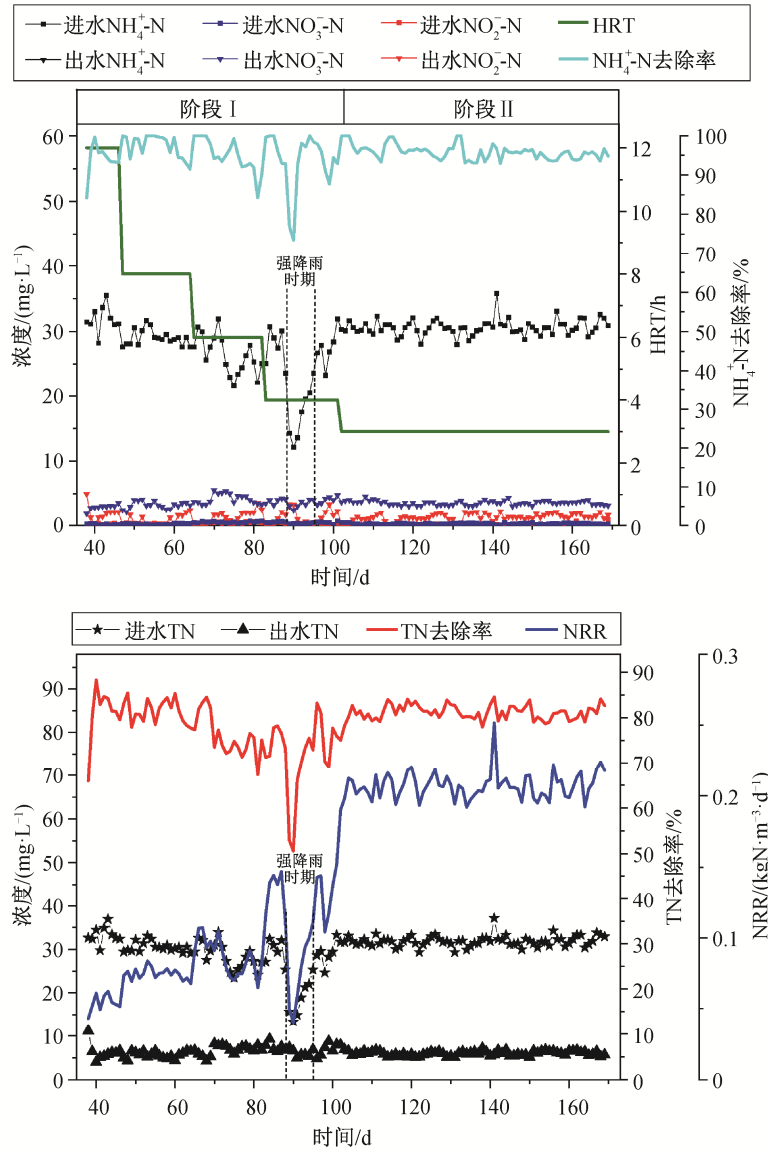


图 2 SASMBR 运行 PN/A 工艺整体进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率变化(a) 以及 TN 浓度、去除率和氮去除负荷(NRR)变化(b)

Fig. 2 Total variations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration removal efficiency (a) and variations of TN concentration, removal efficiency and nitrogen removal rate (NRR) (b) in SASMBR when treating municipal wastewater with PN/A process

和 TN 去除率，保证出水水质，且工艺具有较强的恢复能力。

## 2.2 短程硝化SASMBR反应器运行性能分析

由于高效的厌氧氨氧化过程依赖于高效且稳定的短程硝化来实现，所以短程硝化是 PN/A 工艺的关键。Zeng 等<sup>[16]</sup>发现较低浓度的 DO (0.3~0.5 mg/L) 和对 HRT 及 SRT 进行调控有助于短程硝化的建立，因此本研究设置 DO 为 0.4~0.6 mg/L，启动阶段 SRT 为 12 天。如图 3(a)所示，短程硝化 SASMBR 启动阶段的 1~4 天，出水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 在 1 mg/L 左右，而第

5 天缩短 HRT 至 12 h 后，出水中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的浓度仍然在 1 mg/L 左右。Liu 等<sup>[17]</sup>对 SBR 进行 14 天的好氧饥饿处理，恢复运行后 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累率迅速提升至 95% 以上，但不稳定，NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累率逐步衰减至 13.6%。因此，本研究在启动阶段的第 7~14 天维持曝气量，对短程硝化 SASMBR 进行 7 天的好氧饥饿处理，并在第 15 天接入配制污水运行。如图 3(b)所示，好氧饥饿处理后，第 15~18 天短程硝化的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累率迅速提升到 80% 以上，第 29 天接入实际污水后，NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累率仍然维持在 85% 左右。可以发

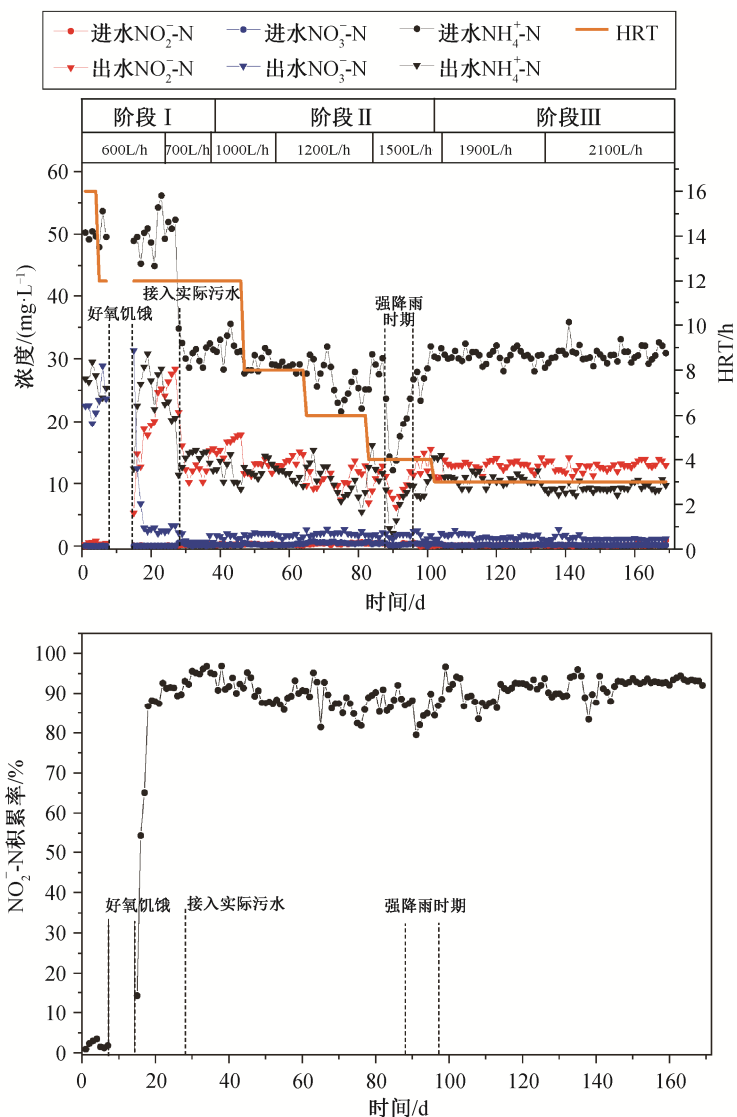


图 3 短程硝化 SASMBR 进出水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化(a)以及  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  积累率变化(b)  
 Fig. 3 Variations of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  (a) and variations of nitrite accumulation rate (b) in partial nitrification SASMBR when treating municipal wastewater

现, 本研究在建立起短程硝化后,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  积累率持续维持在 85% 左右。但是, Liu 等<sup>[17]</sup>的研究发现, 在好氧饥饿处理后, 系统并不稳定,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  积累率会逐步降低。

如图 3(a)所示, 启动阶段完成后, 在阶段 II 负荷提升阶段和阶段 III 稳定运行阶段, 虽然进水水质有波动, 但出水  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的比例维持在 1~1.31 之间,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除率维持在 63%~70% 之间, 基本上符合对在线自动控制及系统设置的 60% 的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化需求。有研究发现, 当出水的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度比为 1~1.3 时, 基本上能满足厌氧氨氧化进水的要求<sup>[18]</sup>, 说明短程硝化 SASMBR

结合在线自动控制系统可以为后续的厌氧氨氧化长期提供稳定的合适进水, 这也是整个 PN/A 工艺能够高效稳定运行的前提条件。

图 4 显示短程硝化 SASMBR 反应器不同时期 AOB 和 NOB 的丰度变化。随着反应器的运行, 隶属于 NOB 的 *Nitrospira* 丰度呈下降趋势, 而隶属于 AOB 的 *Nitrosomonas* 丰度呈上升趋势, 且同时期附着态污泥样品中 *Nitrospira* 的丰度显著低于悬浮态样品, 附着态污泥样品中 *Nitrosomonas* 的丰度明显高于悬浮态污泥样品。对比同时期附着态和悬浮态污泥样品中 AOB 和 NOB 的丰度差异可知, 短程硝化 SASMBR 内设置的折流板可以富集 AOB, 确保

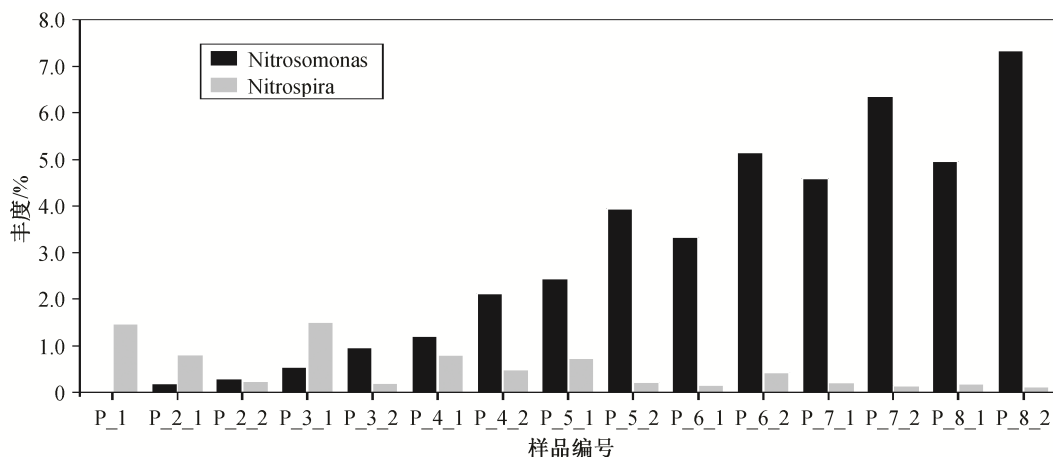


图 4 短程硝化 SASMBR 不同时期 AOB 和 NOB 相对丰度变化

Fig. 4 Variations of nitrifying bacteria abundance at different periods in partial nitritation SASMBR

短程硝化的稳定运行。

### 2.3 厌氧氨氧化 SASMBR 运行性能分析

第 38 天厌氧氨氧化 SASMBR 对接前端短程硝化 SASMBR, 实现 PN/A 工艺的整体运行。厌氧氨氧化 SASMBR 共计运行 131 天。如图 5(a)所示, 第 38~42 天, 反应器出水的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度由 4~5 mg/L 降至 1.5 mg/L 以下, 出水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为 2~3.5 mg/L。图 5(b)显示厌氧氨氧化 SASMBR 进出水中 TN 浓度和 TN 去除率的变化, 第 38~42 天 TN 去除率由 60%迅速提升至 80%左右, 出水 TN 降至 8 mg/L 以下, 反应器启动成功。

高梦佳等<sup>[19]</sup>采用连续流 UASB 厌氧氨氧化工艺处理经短程硝化处理后的生活污水, 发现进水由配水转变为生活污水后, AnAOB 丰度降低, TN 去除率一直维持在 60%。本研究的厌氧氨氧化 SASMBR 在对接短程硝化 SASMBR 反应器 4 天后, TN 去除率就由 60%升高到 80%, 且整个过程中, 除强降雨时期外, TN 去除率都维持在 70%以上, 说明接入实际城镇污水后, AnAOB 的活性未受到太大的影响, 推测是因为厌氧氨氧化 SASMBR 具有良好的厌氧环境和有效截留 AnAOB 的能力。

在强降雨时期, 受进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度急剧降低的影响, TN 去除率迅速下降, 但出水 TN 浓度依旧维持在 10 mg/L 以下, 强降雨时期过后, TN 去除率快速恢复到 80%左右, 说明厌氧氨氧化 SASMBR 具有较强的抗干扰和恢复能力, 有利于维持厌氧氨氧化工艺的长期稳定运行。

图 6 为厌氧氨氧化 SASMBR 中不同时期微生物群落属水平的变化。在接种污泥 A\_1 的优势菌属

中, 隶属 AnAOB 的 *Candidatus Jettenia* 占 47.4%, *Candidatu Brocadia* 占 10.3%。*Candidatus Brocadia* 在悬浮态污泥样品中的丰度分别为 8.0% (A\_2\_1)、7.8% (A\_3\_1)和 7.1% (A\_4\_1), 在附着态污泥样品中, 丰度分别为 8.0% (A\_2\_2)、6.0% (A\_3\_2)和 8.3% (A\_4\_2), 基本上呈稳定状态。同时期附着态污泥样品与悬浮态样品中的 *Candidatus Brocadia* 丰度基本上相当。随着反应器的运行, *Candidatus Jettenia* 在悬浮态污泥样品中的丰度为 26.1% (A\_2\_1)、20.2% (A\_3\_1)和 17.8% (A\_4\_1), 呈下降的趋势, 而附着态污泥样品中的丰度为 37.9% (A\_2\_2)、38.6% (A\_3\_2)和 40.9% (A\_4\_2), 呈逐步上升的趋势。通过对比可知, 同时期附着态污泥样品中 *Candidatus Jettenia* 的丰度显著高于悬浮态样品中的 *Candidatus Jettenia*, 这与 Liu 等<sup>[20]</sup>发现厌氧氨氧化处理主流实际废水时 *Candidatus Jettenia* 起主要作用的结论一致。Wang 等<sup>[21]</sup>以无纺布为载体, 在主流废水中启动厌氧氨氧化, 发现 AnAOB 可以吸附在无纺布的表面或嵌入无纺布纤维内, 促进 AnAOB 在反应器内的持留, 实现厌氧氨氧化的快速启动。本研究中厌氧氨氧化 SASMBR 反应器在折流板两侧固定无纺布载体, 发现运行过程中附着态污泥样品中的 *Candidatus Jettenia* 丰度显著高于悬浮态样品, 说明两侧固定无纺布载体的折流板能够促进 AnAOB 的附着和持留, 减少低 HRT 运行条件下 AnAOB 的流失, 提高反应器的脱氮负荷及运行的稳定性, 这就进一步解释了厌氧氨氧化 SASMBR 可以快速启动厌氧氨氧化并确保厌氧氨氧化的稳定运行的原因。

在接种污泥 A\_1 中, 亚硝化单胞菌属 *Nitroso-*

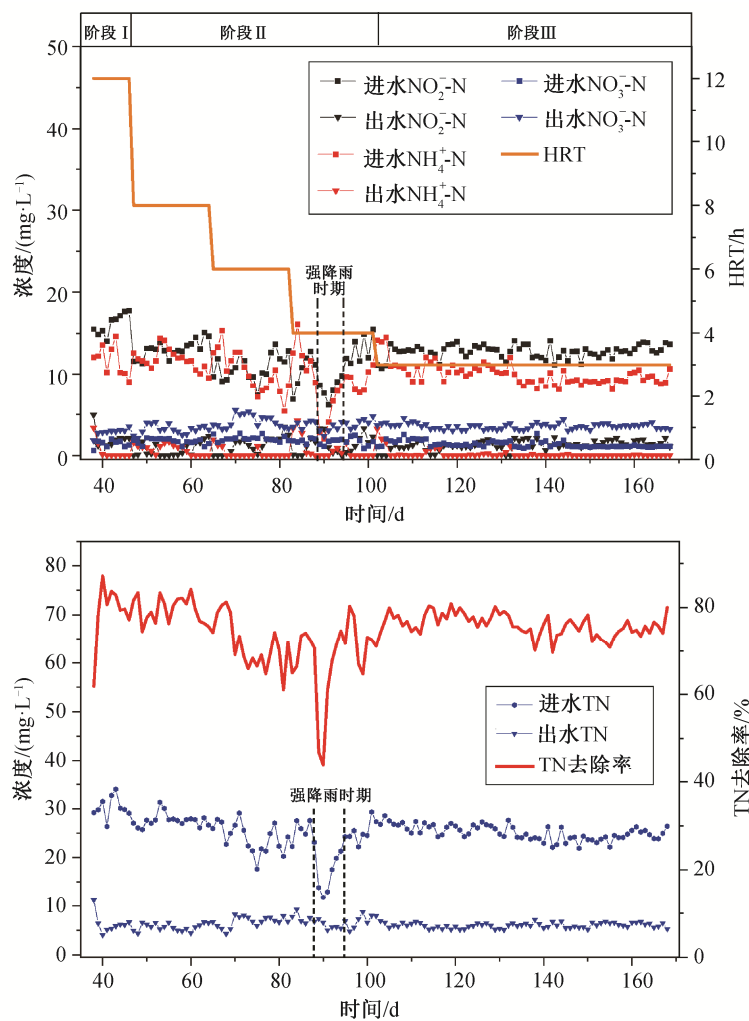


图 5 厌氧氨氧化 SASMBR 进出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度变化(a)以及 TN 浓度和 TN 去除率变化(b)  
 Fig. 5 Variations of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentration (a) and variations of TN concentration and TN removal efficiency (b) in anammox SASMBR

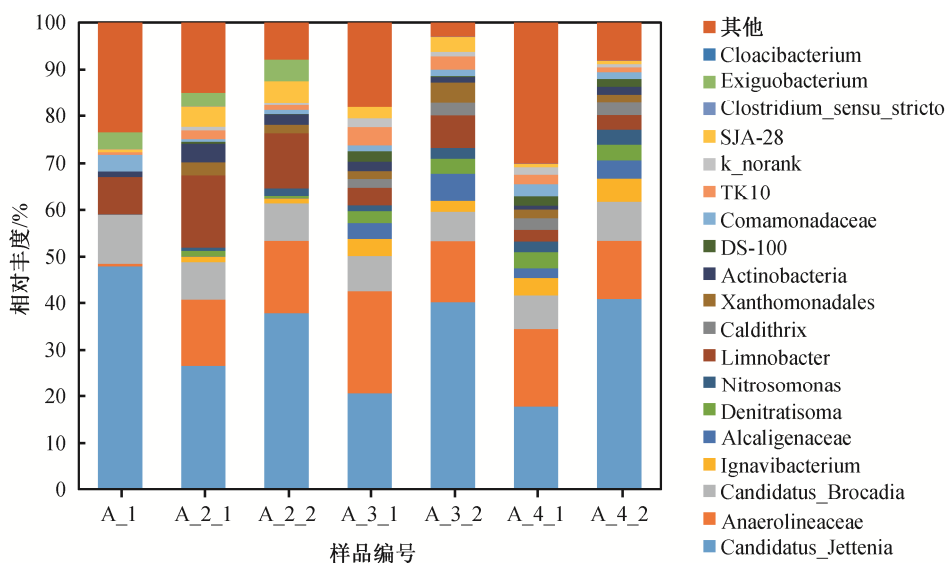


图 6 厌氧氨氧化 SASMBR 反应器不同时期菌群结构属水平变化  
 Fig. 6 Variations of microbial community structure at different periods on genus level in anammox SASMBR

表 4 稳定运行阶段每个运行周期(HRT)工艺整体运行电能消耗成本核算结果

Table 4 Power consumption cost table for the whole operation of each hydraulic retention time (HRT) in stable operation phase

设备名称	数量/台	功率/kW	运行时间/min	耗电量/(kW·h)	单价/(元·kW <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> )	处理水量/m <sup>3</sup>	成本/(元·m <sup>-3</sup> )
进出水泵	5	0.5	20	0.83	0.7	8	0.072
曝气泵	1	0.3	80	0.40	0.7	8	0.035
搅拌电机	2	0.75	80	2.00	0.7	8	0.170
自动控制系统	1	0.1	180	0.30	0.7	8	0.026

说明: 单价为中试现场平均电价。

*monas* 的丰度为 0.05%, 随着反应器运行, *Nitrosomonas* 在悬浮态污泥样品中的丰度为 0.6% (A\_2\_1)、1.1% (A\_3\_1) 和 2.2% (A\_4\_1), 丰度逐步升高; 在附着态污泥样品中的丰度为 1.5% (A\_2\_2)、2.1% (A\_3\_2) 和 3.2% (A\_4\_2), 丰度也逐步上升。并且, 同时期附着态污泥中的 *Nitrosomonas* 丰度高于悬浮态污泥。亚硝化单胞菌属 (*Nitrosomonas*) 的作用是在有氧的条件下将污水中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化为  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ , 有研究发现, PN/A 工艺处理低氨氮主流污水时, AOB 会分布在 AnAOB 形成的生物膜或者颗粒表面, 形成溶解氧梯度为 AnAOB 提供厌氧环境, 同时提供  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  基质<sup>[22-23]</sup>。本研究在反应器运行的过程中, 悬浮态污泥和附着态污泥中的 *Nitrosomonas* 丰度都有所提升, 反应器运行过程中 AOB 对 DO 的消耗会为 AnAOB 提供一个良好的厌氧环境, 同时提供其生长所需的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ , 这就证实了厌氧氨氧化 SASMBR 可以提供一个良好的厌氧环境, 进而快速启动厌氧氨氧化的推测。

## 2.4 工艺整体运行成本分析

运行成本可以体现工艺的经济价值, 本研究对 PN/A 工艺利用 SASMBR 处理实际城镇污水的运行成本进行核算。表 4 为稳定运行阶段每个运行周期 (HRT) 工艺整体运行电能消耗成本的核算结果, 稳定运行阶段工艺整体的电力消耗成本为 0.303 元/m<sup>3</sup>, 同时在工艺的前端, 通过添加聚合氯化铝 (PAC), 对原水进行沉降处理, PAC 的成本约为 0.04 元/m<sup>3</sup>, 由于工艺运行过程中剩余污泥的产生量极少, 因此稳定运行阶段工艺整体的运行成本约为 0.307 元/m<sup>3</sup>。相较于传统的硝化-反硝化工艺中城镇污水处理厂平均 0.65~1.03 元/m<sup>3</sup> (处理工艺、处理水质和排放标准不同, 运行成本有差别) 的运行成本<sup>[24-25]</sup>, 采用 SASMBR 反应器运行的 PN/A 工艺处理城镇污水具有较大的成本优势。

## 3 结论

本研究设计制作一种新型的复合生物反应器 SASMBR, 将该反应器应用于 PN/A 工艺处理城镇污水, 通过对反应器运行性能和反应器内微生物菌群的变化分析, 得出如下主要结论。

1) 采用 SASMBR 运行 PN/A 工艺处理城镇污水实现了良好的脱氮效果, TN 去除率达到 80%~85%, NRR 达到 0.20~0.22 kgN/(m<sup>3</sup>·d), 出水 TN 浓度维持在 8 mg/L 以下, 且在进水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度波动较大的情况下, 反应器的性能依然比较稳定。

2) 短程硝化 SASMBR 处理城镇污水能够快速启动短程硝化, 且整个过程中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  积累率维持在 85% 左右, 短程硝化 SASMBR 内设置的折流板有助于短程硝化的长期稳定。

3) 厌氧氨氧化 SASMBR 内固定在折流板两侧的无纺布可以有效地滞留 AnAOB, 同时反应器内的 AOB 可以为 AnAOB 提供生长的厌氧环境以及  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  基质, 加速了厌氧氨氧化 SASMBR 的启动, 实验稳定高效运行。

4) 采用 SASMBR 运行 PN/A 工艺处理城镇污水, 稳定运行阶段的运行成本约为 0.307 元/m<sup>3</sup>, 与传统的硝化-反硝化工艺城镇污水处理方式相比, 采用 SASMBR 运行 PN/A 工艺处理城镇污水的运行成本大幅度降低。

## 参考文献

- [1] Jetten M S M, Horn S J, van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Science & Technology*, 1997, 35(9): 171-180
- [2] Wett B. Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science & Technology*, 2007, 56(7): 81-88

- [3] Daigger G T. Oxygen and carbon requirements for biological nitrogen removal processes accomplishing nitrification, nitritation, and anammox. *Water Environment Research*, 2014, 86(2): 204–209
- [4] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitritation/anammox experiences — an application survey. *Water Research*, 2014, 55: 292–303
- [5] Han M, De Clippeleir H, Al-Omari A, et al. Impact of carbon to nitrogen ratio and aeration regime on mainstream deammonification. *Water Science & Technology*, 2016, 74(2): 375–384
- [6] Lotti T, Kleerebezem R, Hu Z, et al. Simultaneous partial nitritation and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Research*, 2014, 66: 111–121
- [7] Gao Dawen, Huang Xiaoli, Tao Yu, et al. Sewage treatment by an UAFB-EGSB biosystem with energy recovery and autotrophic nitrogen removal under different temperatures. *Bioresource Technology*, 2015, 181: 26–31
- [8] Lackner S, Welker S, Gilbert E M, et al. Influence of seasonal temperature fluctuations on two different partial nitritation anammox reactors treating mainstream municipal wastewater. *Water Science & Technology*, 2015, 72(8): 1358–1365
- [9] Malovanyy A, Trela J, Plaza E. Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitritation/anammox process. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 478–487
- [10] Jin Rencun, Yu Jinjin, Ma Chun, et al. Performance and robustness of an ANAMMOX anaerobic baffled reactor subjected to transient shock loads. *Bioresource Technology*, 2012, 114: 126–136
- [11] Wu Peng, Chen Ya, Ji Xiaoming, et al. Fast start-up of the cold-anammox process with different inoculums at low temperature (13°C) in innovative reactor. *Bioresource Technology*, 2018, 267: 696–703
- [12] Zeng R J, Lemair R, Yuan Z G, et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology & Bioengineering*, 2003, 84(2): 170–178
- [13] 国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- [14] Laurenzi M, Falas P, Robin O, et al. Mainstream partial nitritation and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures. *Water Research*, 2016, 101: 628–639
- [15] Trojanowicz K, Plaza E, Trela J. Pilot scale studies on nitritation anammox process for mainstream wastewater at low temperature. *Water Science Technology*, 2016, 73(4): 761–768
- [16] Zeng Wei, Li Lei, Yang Yingying, et al. Nitritation and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic-anoxic-aerobic (A2O) process at ambient temperatures. *Bioresource Technology*, 2010, 101(21): 8074–8082
- [17] Liu Wenlong, Yang Qing, Ma Bin, et al. Rapid achievement of nitritation using Aerobic Starvation. *Environment Science & Technology*, 2017, 51(7): 4001–4008
- [18] Strous M, Heijnen J, Kuenen J, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology Biotechnology*, 1998, 50(5): 589–596
- [19] 高梦佳, 王淑莹, 王衫允, 等. 生活污水对成熟厌氧氨氧化颗粒污泥的影响. *化工学报*, 2017, 68(5): 2066–2073
- [20] Liu Wenru, Yang Dianhai, Chen Wenjing, et al. High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures. *Bioresource Technology*, 2017, 231: 45–52
- [21] Wang Tao, Wang Xian, Yuan Luzi, et al. Start-up and operational performance of Anammox process in an anaerobic baffled biofilm reactor (ABBR) at a moderate temperature. *Bioresource Technology*, 2019, 279: 1–9
- [22] Chen Xueming, Liu Yiwen, Peng Lai, et al. Model-based feasibility assessment of membrane biofilm reactor to achieve simultaneous ammonium, dissolved methane, and sulfide removal from anaerobic digestion liquor. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 25114
- [23] Lotti T, Kleerebezem R, Hu Z, et al. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. *Environmental Technology*, 2015, 36(9): 1167–1177
- [24] 谭雪, 石磊, 陈卓琨, 等. 基于全国 227 个样本的城镇污水处理厂治理全成本分析. *给水排水*, 2015, 5(41): 30–34
- [25] 原培胜. 城镇污水处理厂运行成本分析. *环境科学与管理*, 2008, 33(1): 107–109