

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201704073

污水厂 A/O 除磷出水为基质的 Anammox 小试研究

李冬¹, 赵世勋¹, 王俊安², 关宏伟¹, 朱金凤¹, 张杰^{1,3}

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学), 北京 100124; 2. 北京桑德环保集团技术研发中心, 北京 101102; 3. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

摘要: 为研究污水处理厂厌氧氨氧化(Anammox)工艺可行性, 在实际生活污水处理厂中进行厌氧氨氧化工艺的小试实验. 向污水厂 A/O 除磷工艺出水中投加亚硝酸盐作为基质, 启动厌氧氨氧化滤柱. 反应器启动成功后, 进水改为 A/O 除磷和亚硝化工艺处理后的生活污水, 观察厌氧氨氧化工艺实际工程应用的效果. 结果表明, 第 106~144 天, 进水温度为 15~20 °C, 最大出水氨氮和总氮质量浓度为 4.1 和 13.4 mg/L, 出水氮素满足国家一级 A 排放标准; 第 168~204 天, 反应器运行进入冬季, 进水温度为 12~15 °C, 采用延长水力停留时间的方法实现污水处理达标; 第 222~240 天时, 水温降低到 10~12 °C, 在进水投加 125 mg/L 碳酸氢钠, 总氮去除负荷提高了 40%, 最大出水氨氮和总氮质量浓度为 1.4 和 13.6 mg/L, 冬季出水氮素达标. 在整个过程中滤柱生物膜厚度持续增加, 最终达 113 μm, 单位 MLSS 污泥厌氧氨氧化负荷大于 5 kg/(kg·d), 厌氧氨氧化工艺在市政污水处理厂高效稳定运行.

关键词: 生活污水; 厌氧氨氧化; 低温; 滤柱; 生物膜

中图分类号: X523

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2018)08-0008-06

Operation of lab-scale anammox process with effluent from A/O process which operated in wastewater treatment plant as substrate

LI Dong¹, ZHAO Shixun¹, WANG Junan², GUAN Hongwei¹, ZHU Jinfeng¹, ZHANG Jie^{1,3}

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering(Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. Technology Research and Development Center, Beijing Sander Environmental Group, Beijing 101102, China; 3. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: In order to study the feasibility of anaerobic ammonia oxidation (Anammox) process in Waste Water Treatment Plant (WWTP), lab-scale Anammox reactor was employed in municipal WWTP. NaNO_2 was added into the sewage effluent treated by A/O process in WWTP to serve as substance to start up Anammox filter reactor. In order to investigate the performance of Anammox process in engineering application, sewage effluent treated by A/O and nitrification process was served as inflow after the successful start-up of reactor. From the 106th to the 144th day, the maximal ammonia and total nitrogen concentrations in effluent were 4.1 and 13.4 mg/L with water temperature vary from 15 to 20 °C and the nitrogen concentration in effluent fitted the national 1A discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant. From the 168th to the 204th day, the reactor was running in the winter. When water temperature varied from 12 to 15 °C, nitrogen concentration in effluent fitted the standard with the strategy of prolonging HRT. From the 222th to the 240th day, when the water temperature reduced to 10–12 °C, NaHCO_3 was added in inflow at a concentration of 125 mg/L. Nitrogen removal rate increased 40 percents and the ammonia and total nitrogen in effluent was 1.4 and 13.6 mg/L. Nitrogen concentration in effluent reached the national 1A discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant in winter. The thickness of biomembrane increased continually in the whole process of filter column and finally reached 113 μm. Ammonia anaerobic oxidation loading rate was greater than 5 kg/(kgMLSS·d) and Anammox process operated efficiently and stably.

Keywords: sewage; anammox; low temperature; filter; biomembrane

收稿日期: 2017-04-15

基金项目: 国家自然科学基金优秀青年科学基金(51222807)

作者简介: 李冬(1976—), 女, 教授, 博士生导师;

张杰(1938—), 男, 博士生导师, 中国工程院院士

通信作者: 李冬, lidong2006@bjut.edu.cn

相比传统脱氮工艺, 厌氧氨氧化工艺因脱氮途径短、节省了 62.5% 曝气量、无需外加碳源、温室气体排出少以及几乎不产生剩余污泥^[1], 成为了理想的污水脱氮工艺^[2]. 厌氧氨氧化工艺的研究主要停留在高温、高氨氮的配水处理^[3-4], 而实际工程应

用的研究较少,因此,市政污水处理厂厌氧氨氧化研究意义重大.厌氧氨氧化工艺适合处理高温、高氨氮污水,城市生活污水氨氮质量浓度为 35 ~ 55 mg/L,温度为 10 ~ 20 ℃,是典型的低温低氨氮水质,因此,将厌氧氨氧化工艺应用于市政污水处理厂困难重重^[5].

本实验基于 A/O 除磷、亚硝化和厌氧氨氧化的污水再生全流程,在污水处理厂室外进行小试.在污水厂 A/O 除磷工艺出水中投加亚氮作为基质,常温条件下启动厌氧氨氧化滤柱.反应器启动成功后,将进水改为亚硝化工艺出水,研究厌氧氨氧化工艺在市政污水处理厂的运行效果,通过长期常温驯化和投加无机碳提高了低温厌氧氨氧化工艺的处理效果.

1 实 验

1.1 实验装置

实验采用上向流生物滤柱(图 1).反应器由有机玻璃制成,内径 8 cm,承托层高 5 cm,滤料高 80 cm,有效体积 5 L.滤柱内部装填直径 5 ~ 10 mm 的火山岩填料,底部设曝气装置以应对可能出现的滤柱堵塞.整个反应器外部用黑色保温棉缠绕以避免光和保温.

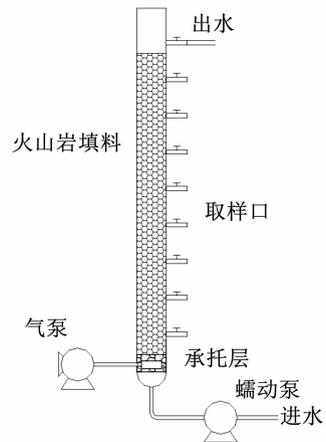


图 1 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

1.2 接种污泥和实验水质

反应器启动时接种 1 L 厌氧氨氧化絮状污泥,污泥质量浓度为 2 100 mg/L.厌氧氨氧化絮状污泥来自稳定运行的厌氧氨氧化 SBR 反应器,SBR 反应器总氮去除率稳定在 85% 左右,总氮去除负荷为 0.5 kg/(m³·d).

向污水处理厂 A/O 除磷工艺出水中投加 50 mg/L NO₂⁻-N 作为基质,启动厌氧氨氧化生物滤柱,水质如表 1 所示.反应器启动成功后,进水改为经 A/O 除磷和亚硝化工艺处理后的实际生活污水,具体水质如表 2 所示.

表 1 A/O 除磷出水水质

Tab. 1 Characteristics of the effluent from A/O process

检测项目	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	SS/ (mg · L ⁻¹)	COD/ (mg · L ⁻¹)	pH	TP/ (mg · L ⁻¹)	t/℃
结果	35 ~ 60	40 ~ 55	< 2	< 20	20 ~ 50	7.3 ~ 7.9	< 1.5	14 ~ 20

表 2 亚硝化出水水质

Tab. 2 Characteristics of the effluent from nitrification process

检测项目	$\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	SS/ (mg · L ⁻¹)	BOD/ (mg · L ⁻¹)	pH	TP/ (mg · L ⁻¹)	t/℃
结果	15 ~ 22	16 ~ 24	4 ~ 8	< 20	< 30	7.0 ~ 7.6	< 1.5	14 ~ 20

1.3 实验方法

反应器各阶段运行参数如表 3 所示. S1 和 S2 阶段为反应器启动阶段,基质为投加亚硝酸盐后的 A/O 除磷出水, S1 和 S2 阶段水力停留时间分别为 3.5 和 1.75 h. S3、S4 和 S5 阶段为稳定运行阶段,进水为经 A/O 除磷及亚硝化工艺处理的城市生活污水, S5 阶段的基质中额外投加 125 mg/L 的 NaHCO₃.

1.4 检测方法

水样分析中 NH₄⁺-N 测定采用纳氏试剂光度

法, NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)乙二胺光度法, NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法, COD 采用快速测定仪, DO、pH 和水温通过 WTW 便携测定仪测定, IC 采用 TOC 测定仪测定,其余水质指标的分析方法均采用国标方法.滤料表面生物膜厚度通过电子显微镜精确测量^[6].

反应速率的测定:从反应器取出滤料,刮下生物膜解离并在烧杯中测定反应速率.烧杯设置机械搅拌,测定厌氧氨氧化反应速率和反硝化反应速率.测定厌氧氨氧化反应速率时,基质氨氮和亚氮质量浓

度为 50 mg/L,调节碱度使碱度与氨氮之比为 10,温度控制在 25 ℃,pH 稳定在 7.0 ~ 8.0,DO 维持 0.3 mg/L 以下.测定反硝化反应速率时,以 150 mg/L 甲醇作为碳源,硝氮质量浓度为 50 mg/L,温度控制在 25 ℃,pH 稳定在 7 ~ 7.8,DO 维持 0.3 mg/L 以下.

表 3 各阶段反应器参数变化

Tab.3 Parameter variations of each stage

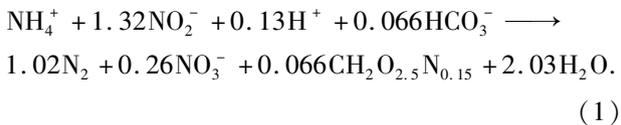
阶段	时间	NaHCO ₃ / (mg · L ⁻¹)	HRT/ h	季节	t/ ℃
S1	1 ~ 72 d	—	3.5	春、初夏	15 ~ 19
S2	73 ~ 105 d	—	1.75	夏	15 ~ 21
S3	106 ~ 167 d	—	1.75	秋	12 ~ 20
S4	168 ~ 217 d	—	5	冬	10 ~ 15
S5	218 ~ 240 d	125	5	冬	10 ~ 12

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动

污水处理厂厌氧氨氧化工艺在春季进行启动,水温为 15 ~ 19 ℃.亚硝化工艺出水中氨氮和亚氮质量浓度为 20 mg/L 左右,而投加亚硝酸盐后的 A/O 除磷出水中氨氮和亚氮质量浓度为 45 mg/L 左右,高质量浓度的基质有利于加速反应器的启动.为了缩短反应器的启动时间,在秋季之前完成小试的启动,基质采用投加亚硝酸盐后的 A/O 除磷出水.反应器进出水氮素变化如图 2 所示,氮素去除率如图 3 所示.

为了宏观地研究反应器性能,引入厌氧氨氧化生化反应方程式^[7]



从反应式上可以得出,厌氧氨氧化菌按 1.32:1 的比例消耗亚氮和氨氮基质,最终生成氮气和少量硝氮.总氮去除量和硝氮增量之比为 8,该值称为特征比.同时,亚氮氨氮消耗比和特征比受反硝化菌活性的影响,反硝化菌活性较高,亚氮氨氮消耗比和特征比均会上升.反应器亚氮氨氮消耗比和特征比如图 4 所示.

S1 阶段滤柱氨氮、亚氮的去除率先下降后上升.滤柱启动第 1 天有着较高的氮素去除率,而特征比和亚氮氨氮消耗比不满足厌氧氨氧化反应方程式,氮损可能来源于火山岩填料对基质的吸附.随着反应器的继续运行,出水氮素质量浓度不断降低.第

72 天时,总氮去除率连续 10 d 大于 75%,总氮去除负荷在 0.5 kg/(m³ · d) 左右,反应器有很好的氮素去除效果.同时,特征比在 7 ~ 10,亚氮氨氮消耗比稳定在 1.15 ~ 1.3,符合厌氧氨氧化工艺的氮素去除比例,表明厌氧氨氧化滤柱初步启动成功.

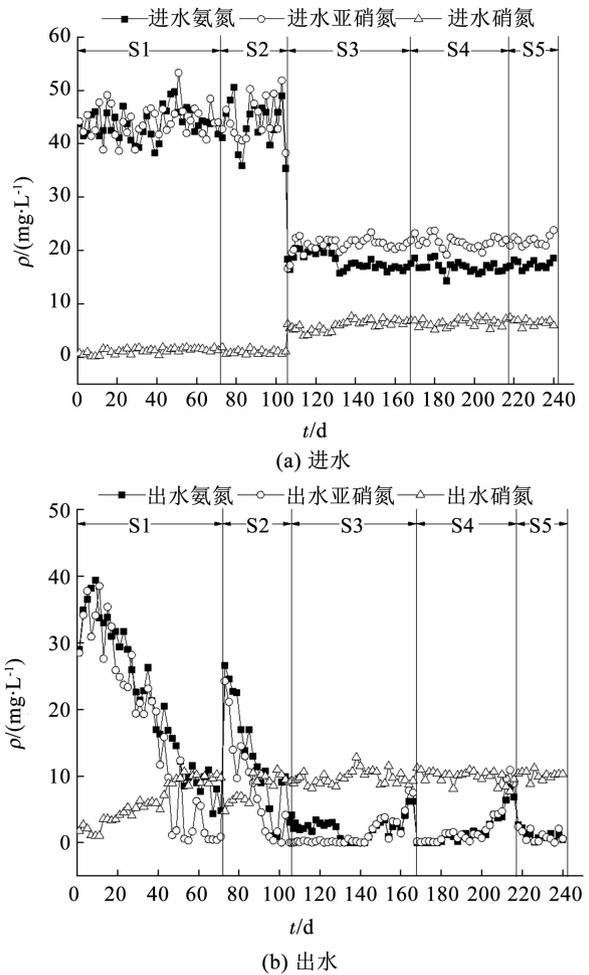


图 2 进出水氮素变化

Fig.2 Nitrogen variation of influent and effluent

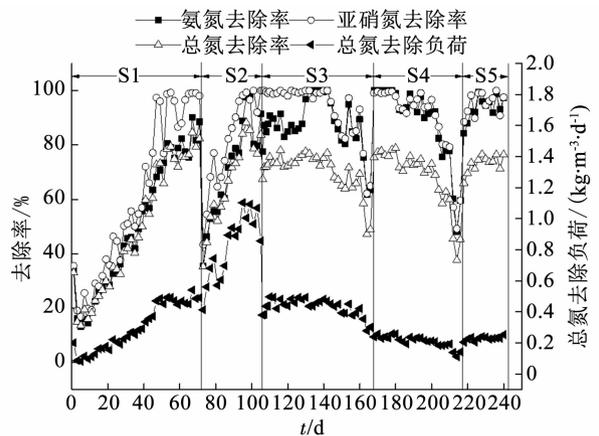


图 3 氮素去除效果

Fig.3 Nitrogen removal efficiency

在第 73 天,将反应器水力停留时间缩短为 1.75 h,此时滤速为 0.46 m/h,反应器高负荷运行,

进入 S2 阶段. 由于受到高负荷冲击, 反应器总氮去除率突然降低, 在第 73 天时, 滤柱总氮去除率从 82.3% 降低为 35.2%. 随着反应器的运行, 微生物适应高水力负荷环境, 总氮去除负荷和总氮去除率逐渐上升. 第 105 天时, 反应器连续 10 d 总氮去除率大于 75%, 总氮去除负荷大于 $0.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 厌氧氨氧化滤柱有较强活性, 反应器启动成功.

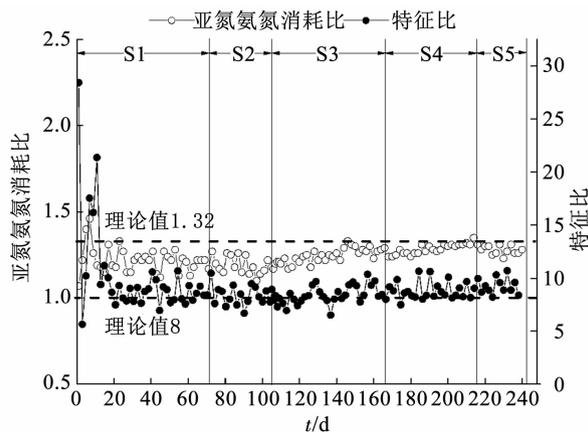


图4 氮素变化比例

Fig. 4 Variation ratio of nitrogen element

在反应器启动过程中, 进水 COD 为 $20 \sim 50 \text{ mg}/\text{L}$, 碳氮比约为 1. Mathava Kumar 指出, 高碳氮比的污水为基质时, 厌氧氨氧化菌会被反硝化细菌代替^[8]. 而本实验特征比稳定在 8 左右, 表明反硝化细菌活性较弱. 分析其原因, 可能是 A/O 除磷出水中可生化降解的有机物较少^[9]. 反硝化细菌由于缺少碳源, 生长被抑制. 而难降解的有机物对厌氧氨氧化菌影响较小^[10], 因此, 在厌氧氨氧化菌和反硝化菌的竞争占据优势, 维持了厌氧氨氧化工艺的稳定性.

2.2 常低温厌氧氨氧化工艺运行

在 S3 阶段, 反应器进水改为经 A/O 除磷及亚硝化处理后的城市生活污水. 进水亚氮与氨氮之比为 $0.90 \sim 1.40$, 进水硝氮质量浓度为 $4 \sim 8 \text{ mg}/\text{L}$. S3 阶段反应器有着很好的氮素去除效果, 第 106 ~ 144 天, 进水温度在 $15 \sim 20 \text{ }^\circ\text{C}$, 总氮去除负荷为 $0.40 \sim 0.50 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 最大出水总氮为 $13.4 \text{ mg}/\text{L}$, 最大出水氨氮质量浓度为 $4.1 \text{ mg}/\text{L}$, 氮素排放满足国家城市生活污水一级 A 排放标准. 第 144 ~ 167 天时, 运行进入秋季, 进水温度降低到 $15 \text{ }^\circ\text{C}$ 以下. 厌氧氨氧化滤柱氮素去除效果下降, 总氮去除率小于 70%, 出水总氮质量浓度为 $13 \sim 23 \text{ mg}/\text{L}$, 超过一级 A 排放标准.

为了提高反应器的氮素去除率, S4 阶段将 HRT 从 1.75 h 提高到 5 h. S4 阶段进水温度及出水总氮如图 5 所示. 可以看出, 通过采用延长水力停留时间的方法, 提高了总氮去除率. 水温为 $12 \sim 15 \text{ }^\circ\text{C}$ 时, 出

水氨氮质量浓度为 $0 \sim 2.8 \text{ mg}/\text{L}$, 总氮质量浓度为 $9.6 \sim 13.7 \text{ mg}/\text{L}$, 满足了一级 A 排放标准. 反应器总氮去除率大于 70%, 总氮去除负荷大于 $0.15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 低温条件下使得厌氧氨氧化菌保持了较高的活性. 与其他研究成果相比^[5, 11], 本实验中低温对厌氧氨氧化菌活性影响较小, 可能是由于长时间在环境温度下驯化的结果.

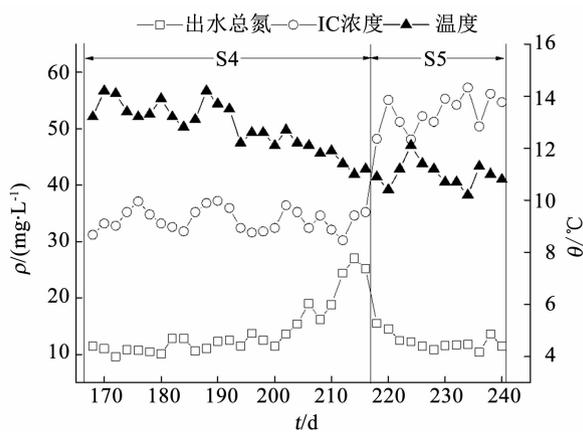


图5 温度、出水总氮和 IC 质量浓度

Fig. 5 Temperature and concentration variation of total nitrogen and IC in reactor

Youpeng Chen 指出, 进水无机碳 (IC) 质量浓度大于 $50 \text{ mg}/\text{L}$ 时会提高厌氧氨氧化菌活性^[12]. Jiachun Yang 将 IC 与 $\text{H}_4^+ - \text{N}$ 比设定为 1 左右时, 取得了较高的厌氧氨氧化活性^[13]. 因此, S5 阶段, 为了提高低温时反应器的处理效果, 在基质中投加 $125 \text{ mg}/\text{L}$ 的 NaHCO_3 , 此时 IC 质量浓度大于 $50 \text{ mg}/\text{L}$. S5 阶段进水 IC 如图 5 所示. 可以看出, 投加 NaHCO_3 以后整个阶段反应器的总氮去除率较为稳定, 最大出水氨氮和总氮质量浓度分别为 1.4 和 $13.6 \text{ mg}/\text{L}$, 小于国家一级 A 标准. 投加 IC 之前, 反应器的总氮去除负荷在 $0.16 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 左右, 投加 IC 后, 总氮去除负荷稳定在 $0.22 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 提高了 40%. 由此可见, 投加无机碳源使反应器在低温条件下取得了良好的运行效果.

从图 4 可以看出, S3 ~ S5 阶段反应器特征比逐渐升高. S3 阶段初期平均特征比为 7.95, S4 和 S5 阶段末期平均特征比为 8.79 和 9.83, 表明反硝化细菌活性逐渐增强. 有研究表明, 低温时反硝化细菌会取代厌氧氨氧化菌成为优势菌种^[14]. 而在本实验中, 低温下氮素去除基本满足厌氧氨氧化方程式, 同时氨氮去除率大于 90%, 表明反应器主要脱氮途径仍为厌氧氨氧化, $10 \sim 12 \text{ }^\circ\text{C}$ 的低温不会破坏厌氧氨氧化和反硝化的共生系统.

2.3 生物学特性研究

为了研究不同阶段滤料表面微生物的活性, 取

滤料进行分析. 每次取等量距底部 10、30、50、70 cm 的滤料, 测定滤料表面平均生物膜厚度及微生物活性, 结果如图 6 所示. 可以看出, 在反应器运行过程中, 生物膜厚度不断增加. 反应器在 S2 阶段生物膜厚度增长较快. 可能是由于缩短了 HRT, 进水总氮负荷增加, 有利于生物膜的生长. 在 S3 阶段, 由于进水基质质量浓度减小一半, 反应器细菌生长受限, 生物膜厚度增加较慢. 在 S4 和 S5 阶段, 由于低温的影响, 细菌活性受到影响, 生物膜增长较慢. 反应器在第 240 天时, 厌氧氨氧化菌生物膜厚度为 113 μm , 超过了同类相关报道^[15-16]. 与其他细菌形成的生物膜相比^[6, 17], 厌氧氨氧化生物膜更厚. 一方面厌氧氨氧化菌可以分泌大量胞外多聚物, 更易于实现自固定^[18], 另一方面, 厌氧氨氧化菌与基质亲和力高^[19], 虽然生物膜存在传质阻力, 但生物膜内部低质量浓度的基质仍然可以维持厌氧氨氧化菌的生长.

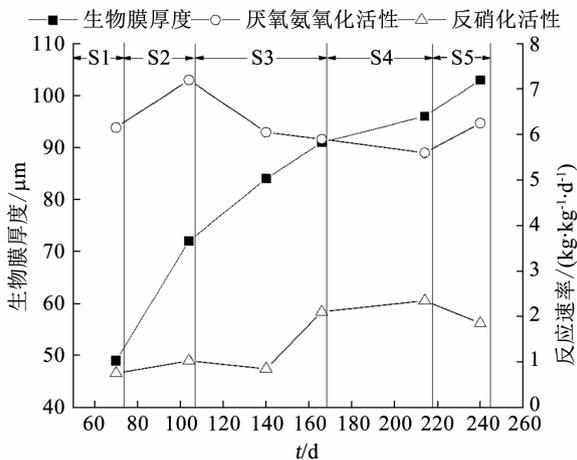


图 6 生物膜厚度及厌氧氨氧化活性

Fig. 6 Biomembrane thickness and Anammox activity in operation of reactor

由于反应速率测定时的温度、基质浓度均相同, 反应速率代表了污泥中厌氧氨氧化菌和反硝化细菌所占比例. S1 和 S2 阶段, 进水为经 A/O 除磷后的生活污水, 氨氮和亚氮质量浓度为 45 ~ 55 mg/L. 高质量浓度的亚硝酸盐对大部分微生物有抑制作用^[20], 该环境有利于厌氧氨氧化菌同其他微生物的竞争, 因此, S1 和 S2 阶段厌氧氨氧化速率较高. S3 和 S4 阶段厌氧氨氧化速率有所降低, 原因可能是反应器运行过程中进水温度降低, 厌氧氨氧化菌对温度变化较为敏感^[21]. S5 阶段投加了无机碳, 厌氧氨氧化速率有了明显的提高, 表明低温环境投加无机碳可以提高厌氧氨氧化性能, 强化反应器的氮素去除效果.

S1 ~ S2 阶段, 反硝化速率较低. S4 和 S5 阶段,

反硝化速率有所提高, 与反应器特征比的升高相符, 表明低温条件有利于反硝化细菌的竞争. S1 ~ S5 阶段, 反硝化均处于较低水平. 厌氧氨氧化工艺在实际应用过程中, 不会出现反硝化菌取代厌氧氨氧化菌的现象, 厌氧氨氧化工艺运行稳定.

3 结 论

1) 在 15 ~ 21 $^{\circ}\text{C}$ 的常温条件下, 向污水处理厂 A/O 除磷工艺出水中投加 50 mg/L 亚硝酸钠作为基质, 105 d 成功启动了厌氧氨氧化生物滤柱.

2) 进水温度为 15 ~ 20 $^{\circ}\text{C}$ 时, 最大出水氨氮和总氮质量浓度为 4.1 和 13.4 mg/L, 可满足国家一级 A 排放标准. 进水温度为 12 ~ 15 $^{\circ}\text{C}$ 时, 厌氧氨氧化菌活性下降, 采用延长水力停留时间的方法实现污水处理达标.

3) 冬季水温降低到 10 ~ 12 $^{\circ}\text{C}$ 时, 在进水投加 125 mg/L 碳酸氢钠, 总氮去除负荷提高了 40%, 最大出水氨氮和总氮质量浓度为 1.4 和 13.6 mg/L, 冬季出水氨氮达标, 实现了厌氧氨氧化工艺在冬季的高效运行.

参 考 文 献

- [1] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50(5): 589.
- [2] 贾方旭, 彭永臻, 杨庆. 厌氧氨氧化菌与其他细菌之间的协同竞争关系 [J]. *环境科学学报*, 2014, 34(6): 1351. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0206.
- [3] JIA F X, PENG Y Z, YANG Q. Competition and synergism between Anammox bacteria and other bacteria [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(6): 1351. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2014.0206.
- [4] DU R, PENG Y, CAO S, et al. Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 162(6): 316.
- [5] MOLINUEVO B, GARCIA M C, KARAKASHEV D, et al. Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: Effect of organic matter content on process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(7): 2171.
- [6] MA B, PENG Y, ZHANG S, et al. Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 129(2): 606.
- [7] 张成林, 倪琦, 徐皓, 等. 导流式移动床生物膜反应器流速选择及流态分析 [J]. *水产学报*, 2011, 35(2): 283 - 290. DOI: 10.3724/SP.J.1231.2011.17089.
- [8] ZHANG C L, NI Q, XU H, et al. Velocity selection and fluid state analysis of guided moving bed biofilm reactor [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2011, 35(2): 283 - 290. DOI: 10.3724/SP.J.1231.2011.17089.
- [9] MULDER A, VAN DE GRAAF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-

- bed reactor [J]. *Fems Microbiology Ecology*,1995,16 (3): 177.
- [8] KUMAR M, LIN J G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-strategies and issues [J]. *Journal of Hazardous Materials*,2010,178(1): 1.
- [9] 马斌,张树军,王俊敏,等. A/O 工艺实现城市污水半亚硝化与生物除磷 [J]. *哈尔滨工业大学学报*,2012,44(2): 70.
MA B, ZHANG S J, WANG J M, et al. Partial nitrification and biological phosphorus removal in A/O process treating municipal wastewater [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*,2012,44 (2): 70.
- [10] JENSEN M M, THAMDRUP B, DALSGAARD T. Effects of specific inhibitors on anammox and denitrification in marine sediments [J]. *Applied and Environmental Microbiology*,2007,73(10): 3151.
- [11] PERSSON F, SULTANA R, SUAREZ M, et al. Structure and composition of biofilm communities in a moving bed biofilm reactor for nitrification-anammox at low temperatures [J]. *Bioresource Technology*,2014,154(154C): 267.
- [12] CHEN Y, LI S, FANG F, et al. Effect of inorganic carbon on the completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process in a sequencing batch biofilm reactor [J]. *Environmental Technology*,2012,33(23): 2611.
- [13] YANG J, ZHANG L, FUKUZAKI Y, et al. High-rate nitrogen removal by the Anammox process with a sufficient inorganic carbon source [J]. *Bioresource Technology*,2010,101(24): 9471.
- [14] KUMAR M, LIN J G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-strategies and issues [J]. *Journal of Hazardous Materials*,2010,178(1/2/3): 1.
- [15] LIANG Y, LI D, ZHANG X, et al. Nitrogen removal and microbial characteristics in CANON biofilters fed with different ammonia levels [J]. *Bioresource Technology*,2014,171(1): 168.
- [16] 张肖静,李冬,梁瑜海,等. MBR-CANON 工艺处理生活污水的快速启动及群落变化 [J]. *哈尔滨工业大学学报*,2014,46(4): 25.
ZHANG X J, LI D, LIANG Y H, et al. MBR-CANON rapid start-up of CANON treating domestic wastewater and the community dynamics in MBR [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2014,46(4): 25.
- [17] 杨青,赵玉华,周晴,等. 曝气生物滤池快速启动性能实验 [J]. *沈阳建筑大学学报(自然科学版)*,2006,21(4): 371.
YANG Q, ZHAO Y, ZHOU Qing. Fast start-up of biological aerated filter [J]. *Journal of Shenyang Jianzhu University(Natural Science)*, 2006,21(4): 371.
- [18] 李冬,田海成,梁瑜海,等. 无机碳对 SNAD 工艺硝氮积累问题恢复的影响 [J]. *哈尔滨工业大学学报*,2016,48(8): 17. DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.003.
LI D, TIAN H C, LIANG Y H, et al. Effect of inorganic carbon for sewage SNAD process nitrate accumulation restore problems [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*,2016,48(8): 17-23. DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.003.
- [19] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*,1999,65(7): 3248.
- [20] RUSCALLEDA M, LÓPEZ H, GANIGUÉ R, et al. Heterotrophic denitrification on granular anammox SBR treating urban landfill leachate [J]. *Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research*,2008,58(9): 1749.
- [21] DAVEREY A, HUNG N, DUTTA K, et al. Ambient temperature SNAD process treating anaerobic digester liquor of swine wastewater [J]. *Bioresource Technology*,2013,141: 191.

(编辑 刘彤)