

三种接种物启动 Anammox-EGSB 反应器的性能

丁爽, 郑平, 唐崇俭, 张吉强, 胡安辉

浙江大学环境工程系, 杭州 310058

摘要: 为了优选接种物和加速厌氧氨氧化 (Anammox) 反应器启动, 分别以厌氧产甲烷污泥 (Anaerobic methanogenic sludge, AMS)、新鲜厌氧氨氧化污泥 (Fresh Anammox sludge, FAS) 和储藏厌氧氨氧化污泥 (Stored Anammox sludge, SAS) 作为接种物, 研究了厌氧氨氧化膨胀颗粒污泥床 (Anammox-EGSB) 反应器 (R1、R2 和 R3) 的启动性能。结果表明: 3 种接种物均能成功启动 Anammox-EGSB 反应器, 启动性能的优劣次序为: R2 (接种物为 FAS) > R3 (接种物为 SAS) > R1 (接种物为 AMS)。三种接种物启动 Anammox 反应器呈现不同的过程特性。R1 的启动过程分为菌体水解期 (15 d)、活性迟滞期 (54 d) 和活性提高期 (40 d); R2 的启动过程分为活性迟滞期 (2 d) 和活性提高期 (15 d); R3 的启动过程分为活性迟滞期 (12 d) 和活性提高期 (57 d)。将 Anammox 污泥潜浴于 Anammox 反应器出水中, 是长期储藏 Anammox 污泥的有效方法; 反应器内氨氮去除率、反硝化作用比例和三氮比例均可作为 Anammox 反应器启动进程的指示参数。

关键词: 厌氧氨氧化, 接种污泥, 启动性能

Performances of Anammox-EGSB bioreactors started up with three different seeding sludges

Shuang Ding, Ping Zheng, Chongjian Tang, Jiqiang Zhang, and Anhui Hu

Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

Abstract: In order to select better seeding sludge and promote start-up of Anammox reactors, we studied the start-up performances of three Anammox-EGSB bioreactors inoculated with anaerobic methanogenic sludge (AMS) (R1), Fresh Anammox sludge (FAS) (R2) and stored Anammox sludge (SAS) (R3), respectively. Results showed that these three seeding sludges could start up Anammox-EGSB bioreactors successfully, but the start-up progresses showed different characteristics. The start-up course of R1 could be divided into three phases including autolysis phase (15 d), lag phase (54 d) and activity elevation phase (40 d). However, the start-up courses of R2 and R3 only included lag phase (2 d and 12 d, respectively) and activity elevation phase (15 d and 57 d, respectively). Besides, the performance of R3 was better than that of R1, but worse than that of R2. Furthermore, bathing the Anammox sludge in the effluent of bioreactors was a convenient and effective way to keep the activity of the Anammox sludge. The ammonia removal efficiency, percentage of denitrification and the stoichiometric ratios of $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{NO}_2^--\text{N}$ and $\text{NO}_3^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$ could serve as indicators to monitor the start-up of Anammox bioreactors.

Received: July 16, 2010; **Accepted:** November 16, 2010

Supported by: National High Technology Research and Development Program of China (863 Program) (No. 2009AA06Z311), National Natural Science Foundation of China (No. 31070110).

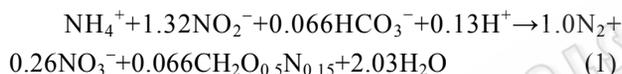
Corresponding author: Ping Zheng. Tel/Fax: +86-571-86971709; E-mail: pzheng@zju.edu.cn

国家高技术研究发展计划 (863 计划) (No. 2009AA06Z311), 国家自然科学基金 (No. 31070110) 资助。

Keywords: Anammox, seeding sludge, start-up performance

2000年实施“一控双达标”后,我国有机物污染得到有效遏制,氮素污染上升为主要环境问题。2009年中国环境状况公报显示,我国氨氮排放量达122.6万t^[1]。氮素污染所致的湖泊“水华”及近海“赤潮”频发,已危及农业、渔业、旅游业等诸多行业,并对饮水卫生和食品安全构成严重威胁。氮素污染的防治迫在眉睫,刻不容缓。

厌氧氨氧化 (Anaerobic ammonium oxidation, Anammox, 反应式 1) 工艺是一种新型生物脱氮工艺^[2-5],已成功应用于消化污泥压滤液的脱氮处理,容积去除速率高达 9.50 kg N/(m³·d)^[5],远高于传统硝化-反硝化工艺 [0.23~0.5 kg N/(m³·d)]^[6];其处理成本仅为€0.75/kg N,远低于传统生物脱氮工艺 (€2-5/kg N)^[7]。Anammox 工艺的高效性和经济性使其成为废水脱氮的重要升级技术。



然而, Anammox 菌属自养型细菌,倍增时间长,细胞产率低^[2],致使 Anammox 反应器启动缓慢^[7-11],世界上第一个生产性 Anammox 反应器的启动过程长达 3.5 年^[5],启动难已成为 Anammox 工艺推广应用的瓶颈。菌种 (接种物) 是生物处理的根本,选取适宜的接种物是提高生物处理效能的必要条件。因此,从选取合适菌种以缩短 Anammox 反应器启动时间的角度出发,本研究采用厌氧膨胀颗粒污泥床 (Expanded granular sludge bed, EGSB) 反应器,试验厌氧产甲烷污泥 (Anaerobic methanogenic sludge, AMS)、新鲜 Anammox 污泥 (Fresh Anammox sludge) 和储藏 Anammox 污泥 (Stored Anammox sludge, SAS) 的启动性能,以期为 Anammox 反应器优选接种物和快速启动提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验废水

试验采用模拟废水,其组成 (g/L) 为: KH₂PO₄

0.01, CaCl₂·2H₂O 0.0056, MgSO₄·7H₂O 0.3, KHCO₃ 1.25; 微量元素浓缩液 I 和 II 各 1.25 mL/L。NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 以 (NH₄)₂SO₄ 和 NaNO₂ 提供,浓度按需配制。

微量元素浓缩液 I 的组成 (g/L) 为: EDTA 5, FeSO₄ 5。微量元素浓缩液 II 的组成 (g/L) 为: EDTA 15, H₃BO₄ 0.014, MnCl₂·4H₂O 0.99, CuSO₄·5H₂O 0.25, ZnSO₄·7H₂O 0.43, NiCl₂·6H₂O 0.19, NaSeO₄·10H₂O 0.21, NaMoO₄·2H₂O 0.22。

1.2 试验装置

Anammox 工艺的装置与流程如图 1 所示。试验采用 3 个 EGSB 反应器,分别记为 R1、R2 和 R3。反应器由有机玻璃制成,总容积 8.0 L,有效容积 4.0 L,污泥接种量 3.0 L,外裹黑布,以防止光照的负面影响。废水通过蠕动泵连续泵入 Anammox-EGSB 反应器内,基质 (氨和亚硝酸) 随发酵液上升运动,

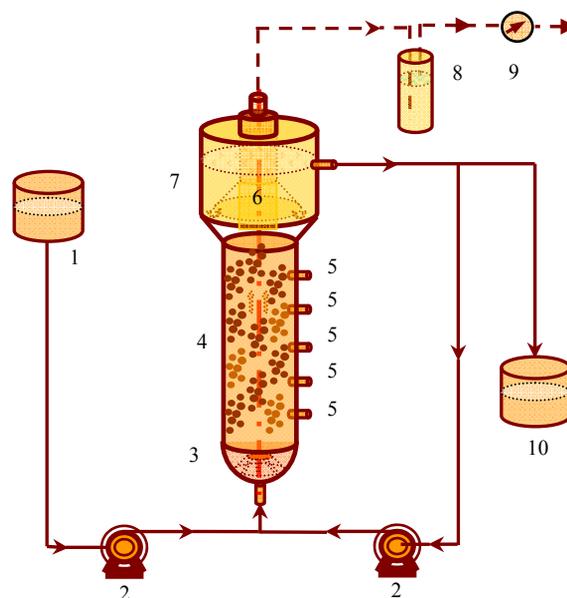


图 1 Anammox-EGSB 工艺的装置与流程

Fig. 1 Schematic diagram of Anammox-EGSB system. 1: influent tank; 2: peristaltic pump; 3: water distributor zone; 4: reaction zone; 5: sample ports; 6: three-phase separator; 7: settling zone; 8: NaOH solution tank; 9: gas outlet; 10: effluent tank.

由 Anammox 菌转化为 N_2 。经三相分离器分离后, N_2 从反应器顶部的气室引出, 出水从反应器上部的溢流堰排放。进水 pH 控制在 6.8~7.0, 操作温度控制在 $(35\pm 1)^\circ\text{C}$ 。

1.3 接种污泥

接种污泥为 AMS、FAS 和 SAS, 分别接种于 R1、R2 和 R3, 其理化性质见表 1。AMS 取自浙江某造纸厂废水处理的厌氧内循环反应器 (Internal circulation, IC) 反应器; FAS 直接取自本实验室的高负荷 Anammox 反应器; SAS 取自本实验室的 Anammox 污泥储罐, 潜浴于出水中 3 个月, 不作其他特殊维护。

表 1 接种污泥的理化性质

Table 1 Initial characteristics of the three seeding sludges

Seeds	Color	VSS/SS	Average diameter (mm)
AMS	Black	0.68	1.69
FAS	Red	0.88	1.39
SAS	Black or grey	0.78	1.39

1.4 测定项目与方法

氨氮: 水杨酸-次氯酸盐光度法^[12]; 亚硝氮: N-(1-萘基)-乙二胺光度法^[12]; 硝氮: 紫外分光光度法^[12]; SS 和 VSS: 采用重量法^[12]; pH: pHs-9V 型酸度计测定; 粒径: Lecia DM2LB 图像分析系统 (Qwin V3)。

2 结果与分析

2.1 AMS 的启动性能

以 AMS 为接种物的 R1 反应器的启动性能如图 2~5 所示, 其启动过程可分为菌体水解期、活性迟滞期和活性提高期 3 个阶段。

2.1.1 菌体水解期

1~15 d 为菌体水解期, 主要特征为部分菌体自溶, 导致出水氨氮浓度高于进水氨氮浓度。在该阶段, 平均进水氨氮和亚硝氮浓度均为 (50.00 ± 5.53) mg/L, 平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为 (62.13 ± 29.55) mg/L、 (0.01 ± 0.03) mg/L 和 (0.22 ± 0.62) mg/L; 平均氨氮和亚硝氮去除率分别为 $(-24.27\pm 59.11)\%$

和 $(99.99\pm 0.05)\%$; 平均容积总氮负荷 (Volumetric nitrogen loading rate, VNLR) 和容积总氮去除速率 (Volumetric nitrogen removal rate, VNRR) 分别为 0.26 kg/($\text{m}^3\cdot\text{d}$)和 (0.12 ± 0.06) kg/($\text{m}^3\cdot\text{d}$); 亚硝氮的去除量和氨氮去除量之比 ($\text{NO}_2^- - \text{N}_r / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$) 以及硝氮产生量和氨氮去除量之比 ($\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$) 严重偏离理论值 1.32 和 0.26。由于污泥所处环境从原来的富有机质条件 (IC 反应器) 转变为现在的贫有机质条件 (Anammox 反应器), 接种污泥中的部分菌体发生自溶, 导致出水氨氮浓度高于进水氨氮浓度; 反应器内的生物反应以异养反硝化为主, 未检测到 Anammox 反应。

2.1.2 活性迟滞期

16~68 d 为活性迟滞, 主要特征为菌体停止自溶, 氨氮与亚硝氮开始同时消失 (Anammox 活性开始显现)。在该阶段, 平均进水氨氮和亚硝氮浓度均为 (58.09 ± 11.52) mg/L, 平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为 (45.01 ± 15.05) mg/L、 (0.05 ± 0.15) mg/L 和 0 mg/L; 平均氨氮和亚硝氮去除率分别为 $(11.52\pm 20.05)\%$ 和 $(99.93\pm 0.24)\%$; 平均 VNLR、VNRR 和容积产气率 (Volumetric gas production rate, VGPR) 分别为 (0.31 ± 0.06) kg/($\text{m}^3\cdot\text{d}$)、 (0.17 ± 0.05) kg/($\text{m}^3\cdot\text{d}$) 和 (0.03 ± 0.07) L/(L·d); $\text{NO}_2^- - \text{N}_r / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 仍远离理论值 1.32 和 0.26。在活性迟滞期前段, 进水氨氮浓度与出水氨氮浓度基本持平; 在活性迟滞期后段, 氨氮有一定的去除, 至 69 d, 氨氮去除率跃升为 65.88%, 标志活性迟滞期结束。

2.1.3 活性提高期

69~108 d 为活性提高期, 主要特征为菌体数量的增长和菌体活性的提高, 氨氮与亚硝氮同时消失量增加 (Anammox 活性大幅提高)。在该阶段, 平均进水氨氮和亚硝氮浓度分别为 (170.71 ± 55.58) mg/L 和 (187.56 ± 58.54) mg/L, 平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为 (36.16 ± 10.23) mg/L、 (1.60 ± 4.60) mg/L 和 0 mg/L; 平均氨氮和亚硝氮去除率分别为

(76.32±9.97)% 和 (99.20±2.03)%；平均 VNLR、VNRR 和 VGPR 分别为 (0.94±0.30) kg/(m³·d)、(0.84±0.30) kg/(m³·d) 和 (0.59±0.25) L/(L·d)。NO₂⁻-N_r/NH₄⁺-N_r 和 NO₃⁻-N_p/NH₄⁺-N_r 为 (1.47±0.26) 和 0，前者与理论值 1.32 差距缩小，而后者仍远离理论值 0.26。在以氨和亚硝酸为基质的无机条件下，异养菌受到抑制，Anammox 菌得以富集，反应器内的主导反应由反硝化转变为 Anammox 反应。

2.2 FAS 的启动性能

以 FAS 为接种物的 R2 反应器的启动性能如图 2~5 所示。整个启动过程可分为活性迟滞期和活性提高期 2 个阶段。

2.2.1 活性迟滞期

1~2 d 为活性迟滞期，主要特征为菌体适应和活性维稳。在该阶段，平均进水氨氮和亚硝氮浓度均为 (182.05±5.63) mg/L，平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为 (32.33±0.16) mg/L、(2.31±0.54) mg/L 和 (21.01±3.70) mg/L；平均氨氮和亚硝氮去除率分别为 (82.23±0.09)% 和 (98.73±0.29)%；平均 VNLR、VNRR 和 VGPR 分别为 (5.96±0.00) kg/(m³·d)、(5.39±0.01) kg/(m³·d) 和 (4.13±0.01) L/(L·d)。NO₂⁻-N_r/NH₄⁺-N_r 和 NO₃⁻-N_p/NH₄⁺-N_r 分别为 (1.20±0.01) 和 (0.14±0.02)，前者与理论值 1.32 接近，后者与理论值 0.26 仍有一定的偏离。

2.2.2 活性提高期

3~17 d 为活性提高期，主要特征为菌体数量增加和菌体活性提高。在该阶段，平均进水氨氮和亚硝氮浓度为 (185.7±36.41) mg/L 和 (197.87±18.22) mg/L，平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为 (22.45±4.94) mg/L、(1.30±1.27) mg/L 和 (33.35±6.55) mg/L；平均氨氮和亚硝氮的去除率分别为 (87.85±2.90)% 和 (99.36±0.58)%；平均 VNLR、VNRR 和 VGPR 分别为 (6.90±1.03) kg/(m³·d)、(6.48±1.04) kg/(m³·d) 和 (4.95±0.71) L/(L·d)。NO₂⁻-N_r/NH₄⁺-N_r 和 NO₃⁻-N_p/NH₄⁺-N_r 分别为 (1.20±0.05) 和 (0.20±0.03)，相比活性迟滞期，以上两者更接近理论值 1.32 和 0.26。

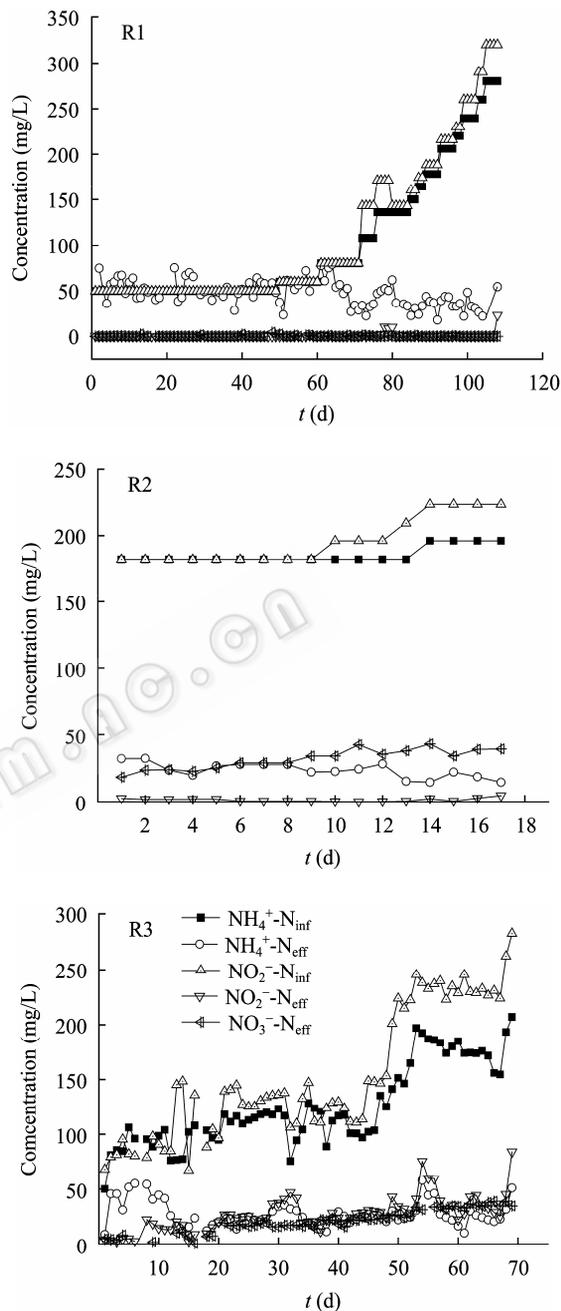


图 2 R1、R2 和 R3 反应器进出水三氮浓度

Fig. 2 The influent concentrations of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N and effluent concentrations of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N of R1, R2 and R3.

2.3 SAS 的启动性能

以 SAS 为接种物的 R3 反应器的启动性能如图 2~5 所示。整个启动过程可分为活性迟滞期和活性提高期 2 个阶段。

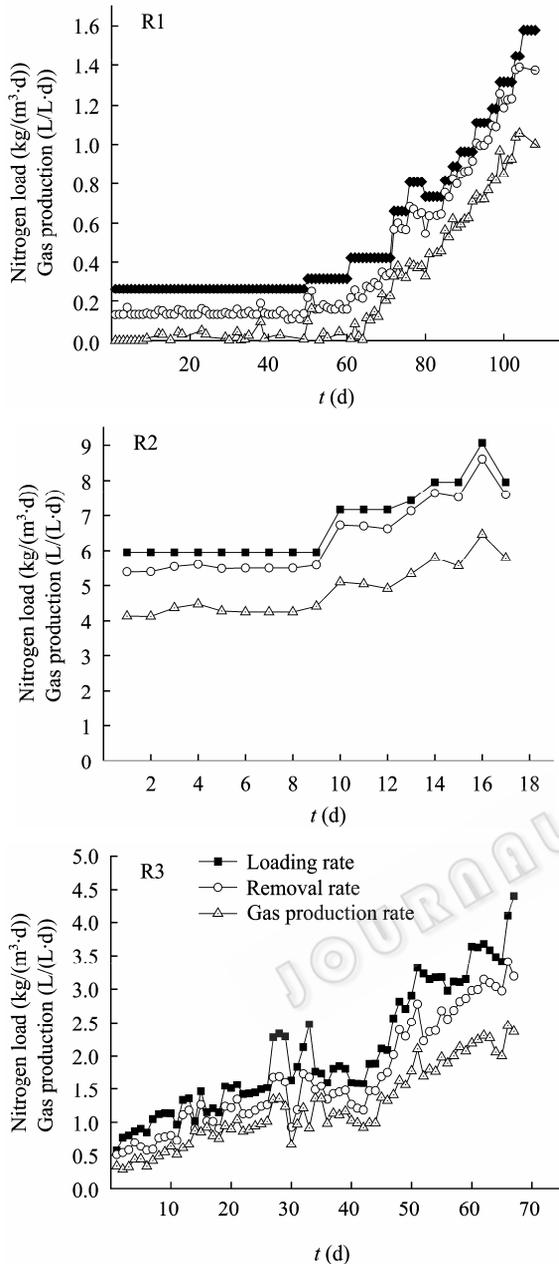


图3 R1、R2和R3反应器的容积负荷、容积去除率和容积产气率

Fig. 3 VNLR, VNRR and VGPR of R1, R2 and R3.

2.3.1 活性迟滞期

1~12 d为活性迟滞期, 主要特征为菌体的适应, Anammox功能较强, 反硝化作用仍占一定比例。在该阶段, 平均进水氨氮和亚硝氮浓度分别为(87.90±15.69) mg/L和(84.00±8.37) mg/L, 平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为(40.45±12.20) mg/L、

(9.37±7.24) mg/L和(4.53±2.40) mg/L; 平均氨氮和亚硝氮去除率分别为(55.30±12.20)%和(89.02±8.43)%; 平均VNLR、VNRR和VGPR分别为(0.92±0.18) kg/(m³·d)、(0.65±0.11) kg/(m³·d)和(0.43±0.11) L/(L·d); NO₂⁻-N_r/NH₄⁺-N_r和NO₃⁻-N_p/NH₄⁺-N_r分别为(1.61±0.31)和(0.10±0.04), 偏离理论值1.32和0.26。

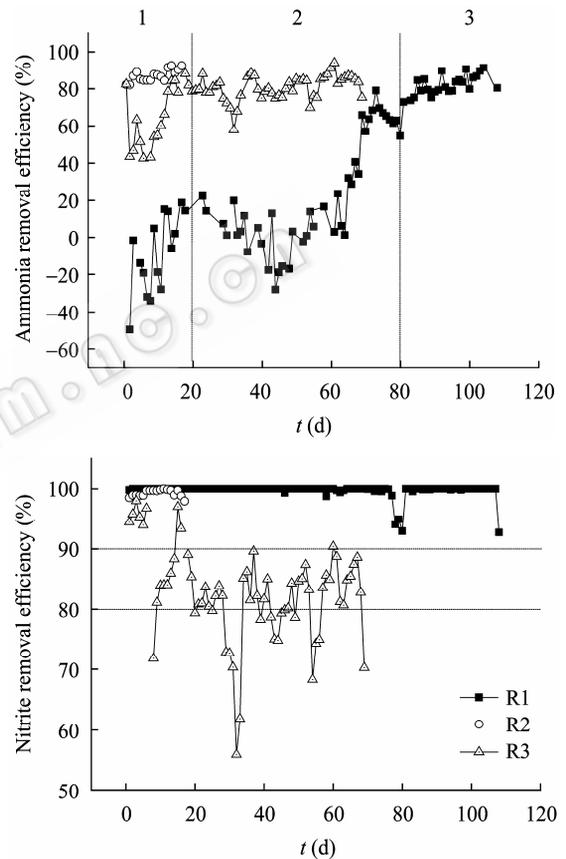


图4 R1、R2和R3反应器的基质去除率

Fig. 4 Substrate removal efficiency of R1, R2 and R3.

2.3.2 活性提高期

13~69 d为活性提高期, 主要特征为菌体数量的增加和菌体活性的提高。在该阶段, 平均进水氨氮和亚硝氮浓度分别为(133.13±36.00) mg/L和(166.54±55.50) mg/L, 平均出水氨氮、亚硝氮和硝氮浓度分别为(25.60±10.80) mg/L、(30.68±14.76) mg/L和(22.87±9.26) mg/L; 平均氨氮和亚硝氮去除率分别为(80.18±7.81)%和(81.42±7.19)%; 平均VNLR、

VNRR 和 VGP 分别为 $(2.29 \pm 0.88) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、 $(1.85 \pm 0.75) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $(1.38 \pm 0.53) \text{ L}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 。 $\text{NO}_2^- \text{-N}_r/\text{NH}_4^+ \text{-N}_r$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}_p/\text{NH}_4^+ \text{-N}_r$ 分别为 (1.27 ± 0.25) 和 (0.21 ± 0.06) ，两者与理论值 1.32 和 0.26 相差不大。该阶段 Anammox 反应已占主导地位，反应器的 Anammox 功能不断增强。

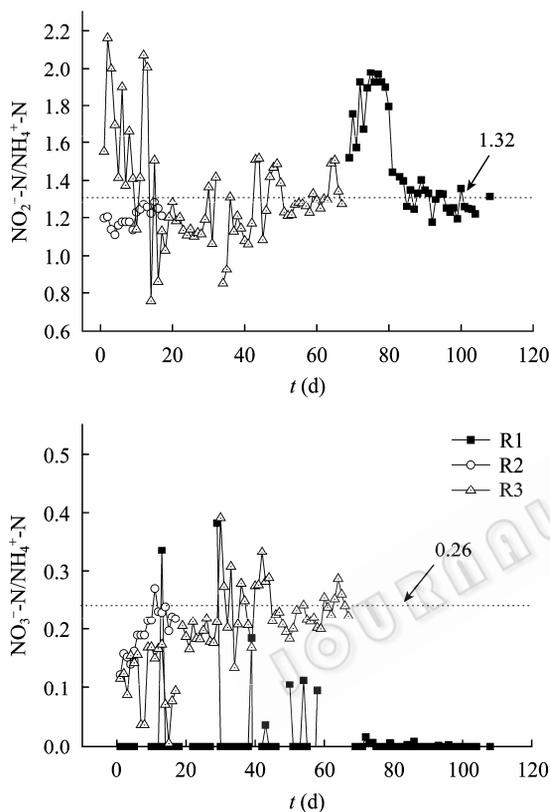


图5 R1、R2和R3反应器内三种氮素的化学计量比
Fig. 5 Stoichiometric ratio of $\text{NH}_4^+ \text{-N}/\text{NO}_2^- \text{-N}$ and $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ of R1, R2 and R3.

3 讨论

3.1 Anammox 反应器启动进程的指示参数

Anammox 反应器中存在多种微生物反应，其启动过程实际上是 Anammox 反应逐步在反应器占据主导地位的演变过程。这种转变过程可以通过基质利用、产物形成等现象表现出来，因此可用基质利用和产物形成作为 Anammox 反应器的启动进程的指示参数。

第一，氨氮去除率可指示 Anammox 反应器启动性能的变化。在菌体水解期，R1 的氨氮没有去除反而增加，表明 R1 内几乎没有 Anammox 反应；在活性迟滞期，R1、R2 和 R3 内氨氮均得到了一定的去除，表明 3 个反应器内显现一定强度的 Anammox 反应；在活性提高期，R1、R2 和 R3 内氨氮均有较高的去除，表明 3 个反应器内 Anammox 反应增强。因此，在厌氧条件下，氨氮的去除可以反映 Anammox 反应的强度并指示反应器的启动进程。

第二，反硝化作用的比例可指示 Anammox 反应器启动性能的变化。由表 2 可知，在菌体水解期和活性延滞期，R1 反应器的 Anammox 活性较低，主导反应为反硝化作用，而到活性提高期，R1 反应器的主导反应发生质变，Anammox 反应几乎完全替代反硝化作用。在活性迟滞期和活性提高期，R2、R3 反应器的主导反应均为 Anammox 反应。因此，反硝化作用的比例可作为 Anammox 反应器启动进程的指示参数。

表2 Anammox-EGSB 启动过程中反硝化作用对于 NO_2^- 去除的贡献率

Table 2 Percentage of denitrification that contributes to the removal of NO_2^-

	Autolysis phase (%)	Lag phase (%)	Activity elevation phase (%)
R1	100.00	70.25	00.00
R2	-	00.00	00.00
R3	-	23.80	00.00

第三，3 种氮素之间的比例可指示 Anammox 反应器启动性能的变化。氨氮与亚硝氮以特定的比例被同时去除是 Anammox 反应的重要特征。R1 启动后的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}_r/\text{NO}_2^- \text{-N}_r$ 一直远远偏离理论值，直到 69 d 左右才逐渐接近理论值；R3 启动后， $\text{NH}_4^+ \text{-N}_r/\text{NO}_2^- \text{-N}_r$ 也偏离理论值，但相比 R1，偏离程度不大且很快接近理论值；R2 启动后， $\text{NH}_4^+ \text{-N}_r/\text{NO}_2^- \text{-N}_r$ 则接近于理论值。因此， $\text{NH}_4^+ \text{-N}_r/\text{NO}_2^- \text{-N}_r$ 可反映 Anammox 反应成为主导反应的过程。在 Anammox 过程中，固定 CO_2 所需的能量和还原力来

自于将亚硝酸盐转化为硝酸盐的过程, 因此, 硝氮产量在某种程度上反映了 Anammox 菌的增殖情况^[13]。R1 启动后, $\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 一直远离理论值, 其原因有待进一步探究; R3 启动后, $\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 逐步接近理论值; R2 启动后, $\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 接近理论值。因此, $\text{NO}_3^- - \text{N}_p / \text{NH}_4^+ - \text{N}_r$ 也能反映 Anammox 反应器性能的变化。

3.2 三种接种污泥对 Anammox-EGSB 反应器的启动性能比较

由表 3 可知, R1 呈现菌体水解期、活性迟滞期和活性提高期 3 个阶段, 而 R2、R3 没有菌体水解期, 仅有活性迟滞期和活性提高期 2 个阶段。R1 的启动周期最长, R3 次之, R2 最短。

传统的硝化反硝化工艺的总氮负荷最高约为 $0.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ^[6], 若以此作为启动成功的标准, 结合表 4 可知启动时间为: $\text{R1}(83 \text{ d}) > \text{R3}(0 \text{ d}) = \text{R2}(0 \text{ d})$ 。目前一般 Anammox 反应器的总氮负荷为 $0.6 \sim 2.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ^[14-15], 若以 $1.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 为启动成功标准, 则启动时间为: $\text{R1}(93 \text{ d}) > \text{R3}(7 \text{ d}) > \text{R2}(0 \text{ d})$ 。AMS、FAS 和 SAS 均能用作接种物成功启动 EGSB 反应器; 相比 AMS, 以 FAS 和 SAS 启动 Anammox 反应器, 菌体水解期和活性迟滞期明显缩短, 3 种接种物以 FAS 最佳, SAS 次之, AMS 最差。

表 3 Anammox-EGSB 反应器启动过程的比较

Table 3 Process comparison of Anammox-EGSB bioreactors started up with the three seeding sludges

	Autolysis phase (d)	Lag phase (d)	Activity elevation phase (d)
R1	15	54	40
R2	0	2	15
R3	0	12	57

表 4 Anammox-EGSB 反应器的启动性能比较

Table 4 Performance comparison of Anammox-EGSB reactors started up with the three seeding sludges

	Time for achieving to $0.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (d)	Time for achieving to $1.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (d)	Max volumetric nitrogen loading rate ($\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)	Max volumetric nitrogen removal rate ($\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)
R1	83	93	1.58	1.39
R2	0	0	7.96	7.63
R3	0	7	4.41	3.19

3.2 启动菌源的选取

生物反应器的转化效能在一定程度上取决于菌种的数量和活性。因此, 菌种的选取对生物反应器的快速启动具有十分重要的工程意义。Imajo 等^[16]研究表明, AMS 颗粒污泥可以作为 Anammox 菌的附着载体, 形成 Anammox 菌生物膜, 并逐步转化为 Anammox 颗粒污泥。唐崇俭等^[17]研究表明, 以 AMS 颗粒污泥为接种物可以成功启动 Anammox 反应器, 启动时间约为 122 d。本研究也得到相近的结果。因此, 在没有高效 Anammox 菌源的情况下, AMS 也是一种可取的选择。

随着 Anammox 工程的发展^[5,16-19], 直接以高效 Anammox 污泥作为接种物已成为可能。但是由于 Anammox 生长缓慢, 细胞产率很低, 要一次性提供大量 Anammox 污泥尚有困难。要达到工程启动所需的菌种量, 需要菌种积累和储藏过程。本课题组把 Anammox 污泥潜浴于 Anammox 反应器出水中, 试验证明, 经 3 个月的储存后, 其 Anammox 活性仍能维持, 将其用于 Anammox 反应器启动, 容积氮去除速率可在 7 d 内超过 $1 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 启动时间显著短于 AMS。菌种保藏是费钱费力的过程, 将 Anammox 污泥潜浴于 Anammox 反应器出水中, 简单易行, 不失为储藏 Anammox 污泥的有效方法。

4 结论

3 种接种物均能成功启动 Anammox-EGSB 反应器, 启动性能优劣次序为: $\text{R2}(\text{接种物为 FAS}) > \text{R3}(\text{接种物为 SAS}) > \text{R1}(\text{接种物为 AMS})$ 。3 种接种物启动 Anammox 反应器呈现不同的过程特征。R1 的启动过程有菌体水解期 (15 d)、活性迟滞期 (54 d)

和活性提高期 (40 d) 3 个阶段; R2 和 R3 的启动过程均只有活性迟滞期 (分别为 2 d 和 12 d) 和活性提高期 (分别为 15 d 和 57 d) 两个阶段。反应器内指示主导反应变化的参数可作为判断 Anammox 反应器启动进程的重要依据。3 种接种物以 FAS 最佳, SAS 次之, AMS 最差; 将 Anammox 污泥潜浴于 Anammox 反应器出水中, 是长期储藏 Anammox 污泥的有效方法。

REFERENCES

- [1] The State of Environment in China in 2009[EB/OL]. [2010-07-12]. http://jcs.mep.gov.cn/hjzl/zkgb/2009hjzkgb/201006/t20100603_190435.htm.
- [2] Mulder A, van de Graaf AA, Robertson LA, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol Ecol*, 1995, 16(3): 177-184.
- [3] Strous M, Fuerst JA, Kramer EHM, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, 1999, 400(6743): 446-449.
- [4] Zheng P, Xu XY, Hu BL. *New theory and Technology for Biological Nitrogen Removal*. Beijing: Science Press, 2004: 5-7.
郑平, 徐向阳, 胡宝兰. *新型生物脱氮理论与技术*. 北京: 科学出版社, 2004: 5-7.
- [5] van der Star WRL, Abma WR, Bolmmers D, et al. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Res*, 2007, 41(18): 4149-4163.
- [6] Gerardi MH. *Nitrification and Denitrification in the Activated sludge Process*. New York: Jhon Wiley & Sons, Inc, 2002.
- [7] Jetten MSM, Wagner M, Fuerst J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Curr Opin Biotechnol*, 2001, 12(3): 283-288.
- [8] Zhang SH, Zheng P. Studies On start-up technique of anammox bioreactor. *China Environ Sci*, 2004, 24(4): 496-500.
张少辉, 郑平. 厌氧氨氧化反应器启动方法的研究. *中国环境科学*, 2004, 24(4): 496-500.
- [9] Meng FN, Zhang SJ, Wang HC, et al. The start-up of dealing with reject water by ANAMMOX inoculated with mixed sludge. *China Environ Sci*, 2009, 29(3): 318-324.
孟凡能, 张树军, 王洪臣, 等. 混合污泥接种的厌氧氨氧化处理污泥脱水液的启动. *中国环境科学*, 2009, 29(3): 318-324.
- [10] Pynaert K, Smets BF, Beheydt D, et al. Start-up of autotrophic nitrogen removal reactors via sequential biocatalyst addition. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(4): 1228-1235.
- [11] Wang T, Zhang HM, Yang FL, et al. Start-up of the Anammox process from the conventional activated sludge in a membrane bioreactor. *Bioresour Technol*, 2009, 100(9): 2501-2506.
- [12] China Bureau of Environmental Protection. *Methods for Monitor and Analysis of Water and Wastewater*. 4th ed. Beijing: China Press of Environmental Science, 2002.
国家环保局. *水和废水监测分析方法*. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [13] Jetten MSM, van Niftrik L, Strous M, et al. Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Crit Rev Biochem Mol Biol*, 2009, 44(2/3): 65-84.
- [14] Zhang SH, Zheng P, Hua YM. Nitrogen removal from sludge dewatering effluent through anaerobic ammonia oxidation process. *J Environ Sci*, 2005, 17(6): 1030-1033.
- [15] Dapena-Mora A, Van Hulle SWH, Campos JL, et al. Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modeling results. *J Chem Technol Biotechnol*, 2004, 79(12): 1421-1428.
- [16] Imajo U, Tokutomi T and Furukawa K. Granulation of Anammox microorganisms in up-flow reactors. *Water Sci Technol*, 2004, 49(5/6): 155-164.
- [17] Tang CJ, Zheng P, Chen JW, et al. Performance of Anammox bioreactors started up with different seeding sludges. *China Environ Sci*, 2008, 28(8): 683-688.
唐崇俭, 郑平, 陈建伟, 等. 不同接种物启动 Anammox 反应器的性能研究. *中国环境科学*, 2008, 28(8): 683-688.
- [18] Abma W, Schultz CE, Mulder JW, et al. The advance of Anammox. *Water*, 2007, 36: 36-37.
- [19] Joss A, Salzgeber D, Eugster J, et al. Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(14): 5301-5306.