

有氧条件下 ANAMMOX 反应及其在 HABR 反应器中实现

石利军^{1,2}, 杨凤林^{*1}, 张兴文¹

(1. 大连理工大学 环境与生命学院, 辽宁 大连 116024
2. 天津农学院 农学系, 天津 300384)

摘要: 为了深入研究厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 新型生物脱氮工艺, 减轻水体氮素污染, 防止水体富营养化, 用无纺布填料进行了 ANAMMOX 细菌的培养和富集, 并通过批次实验研究了 DO 存在时 ANAMMOX 反应的可行性及其在 HABR 反应器中的运行性能. 实验结果表明, 在有氧条件下能够发生 ANAMMOX 反应, 反应器中同时存在好氧氨氧化菌和厌氧氨氧化菌的协同作用. DO 浓度为 1.0~6.47 mg/L 时, ANAMMOX 细菌活性较低, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 降解速率分别为 1.52 mg/(L·h) 和 1.83 mg/(L·h); 当 DO 浓度小于 1.0 mg/L 时, ANAMMOX 细菌活性升高, 降解速率分别达到 3.40 mg/(L·h) 和 3.98 mg/(L·h). ANAMMOX 工艺可以在 HABR 反应器中实现, 受 DO 温度等因素的影响, TN 去除负荷较低, 只有 0.01 kg/(m³·d).

关键词: ANAMMOX; DO; 无纺布填料; HABR 反应器

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A

0 引言

厌氧氨氧化 (anaerobic ammonium oxidation, 简称 ANAMMOX) 是荷兰 Delft 工业大学最早发现并命名的一种新型生物脱氮工艺, 该工艺以亚硝酸盐为电子受体, 将氨氮直接氧化成氮气从水中去除^[1,2]. ANAMMOX 工艺完全不同于传统的生物脱氮工艺, 具有流程简单、不需外加有机碳源、供氧能耗大大降低等多方面的优点. 国外研究者^[3,4]运用固定床、流化床、序批式等不同形式的反应器对 ANAMMOX 工艺进行了多方面的研究.

ANAMMOX 细菌需要严格的厌氧环境才能生存, 微量的溶解氧 (0.5% 饱和溶解氧 (DO) 浓度) 就会对 ANAMMOX 细菌产生抑制^[5]. 因此在研究 ANAMMOX 工艺时, 实验用水需要通入惰性气体置换溶解氧, 同时反应器中必须保证严格的厌氧环境. 然而作者在应用无纺布填料培养富集 ANAMMOX 细菌的过程中发现, 存在溶解氧的条件下仍然有 ANAMMOX 细菌活性的存在. 考虑到工程实际情况, 研究有氧条件下的

ANAMMOX 反应具有重要的理论意义和实用价值.

厌氧折流板反应器 (anaerobic baffled reactor, 简称 ABR) 是一种高效厌氧处理工艺, 具有结构简单、生物截留能力强、水力条件好、运行管理方便等优点^[6,7]. 在厌氧折流板反应器中设置填料层形成复合厌氧折流板反应器 (hybrid anaerobic baffled reactor, 简称 HABR), 可以增加反应器中的生物量, 充分发挥不同微生物的协同作用.

本文使用间歇法进行 ANAMMOX 细菌的培养富集, 并通过批次实验研究存在 DO 时 ANAMMOX 反应的可行性以及 HABR 反应器中 ANAMMOX 工艺的运行性能.

1 材料和方法

1.1 实验用水和菌种

实验用水由无机盐加自来水配制而成, 主要成分为 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NaNO_2 , 分别用以提供 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$, 其组成如下: KHCO_3 , 125

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; KH_2PO_4 , $54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{EDTA} \cdot 2\text{Na}$, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NaNO_2 , 根据需要确定用量. 配水的 pH 为 7.5~8.0.

实验菌种取自日本熊本大学 Furukawa 教授研究室, 该研究室已经进行了多年 ANAMMOX 细菌的培养和研究工作^[8].

1.2 细菌的培养富集方法

富集培养反应器为一个 3 L 的玻璃瓶, 瓶中放置有若干块无纺布填料. 玻璃瓶是磨口的, 可以保证厌氧条件. 玻璃瓶外包黑色遮光布防止光对 ANAMMOX 细菌的影响. 填料外形为长方体, 规格为 $200 \text{ mm} \times 50 \text{ mm} \times 8 \text{ mm}$ (长 $\times$ 宽 $\times$ 厚). 该填料由纤维经过特殊工艺加工而成, 空隙率非常大, 内部可以富集生长大量微生物.

实验用水用自来水配成, 自来水预先经过煮沸除氧, 然后密封存放于玻璃瓶中备用. 实验中采用间歇换水的方法培养富集 ANAMMOX 细菌. 具体方法是: 反应器中加入实验用水, 然后加盖密封置于 35°C 的恒温培养箱中, 定期取样分析测试, 当底物浓度降低到小于 10 mg/L , 排掉反应器中水样进行下一批的培养富集工作.

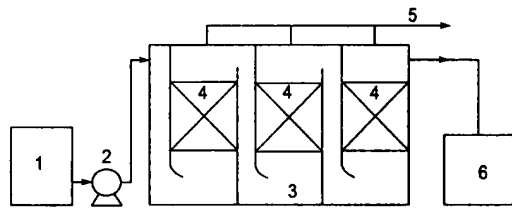
1.3 批式实验方法

批式实验反应器为一个 1 L 的玻璃瓶, 瓶中加入前述富集有 ANAMMOX 细菌的无纺布填料. 为了考查溶解氧存在时是否可以发生 ANAMMOX 反应, 实验用水并未经过煮沸除氧, 直接用自来水配成, 因此换水后反应器中的 DO 浓度较高. 反应器置于 35°C 的恒温培养箱中, 换水后每隔一段时间取样分析测试, 考查反应器中 DO 和各种氮素形态的浓度变化情况.

1.4 HABR 反应器连续实验

HABR 反应器由有机玻璃制成 (见图 1), 外形为长方体, 规格为 $255 \text{ mm} \times 65 \text{ mm} \times 225 \text{ mm}$. 反应器包括 3 个独立的厌氧单元, 每个单元都是一个小的折流板反应器. 每个单元分别由一个下降段和一个上升段组成, 在上升段装有前述富集培养有 ANAMMOX 细菌的无纺布填料, 反应器顶部设有盖板以使反应器保持厌氧状态, 盖板上设有排气孔. 反应器总有效体积为 3.48 L, 上部气室总体积为 0.23 L.

废水从贮水箱, 经蠕动泵进入第一单元的下降段, 然后在底部折流进入上升段, 第一单元出水依次流入第二单元和第三单元, 第三单元出水在上部排水口排放. 实验用水同批式实验, 直接用自来水配成, 没有经过除氧处理. 反应器放在室温环境中, 外包黑布防止光对 ANAMMOX 细菌的影响, 通过调节蠕动泵的流量选择所需要的水力停留时间. 定期取样测定进水、出水 and 各个单元中各种氮素形态的浓度, 考查 ANAMMOX 工艺在 HABR 反应器中的运行情况.



1 贮水箱; 2 进水蠕动泵; 3 HABR 反应器; 4 无纺布填料; 5 集气管; 6 集水箱

图 1 实验装置图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental process

1.5 分析测试方法

实验中的主要分析指标包括: $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TN , 同时对各个单元和进、出水的 pH、DO、温度 (θ) 等项目进行了监测. $\text{NH}_4\text{-N}$ 用纳氏试剂分光光度法, $\text{NO}_2\text{-N}$ 用 N-(1-萘基)-乙二胺 分光光度法, $\text{NO}_3\text{-N}$ 用酚二磺酸分光光度法, TN 采用岛津公司的 TN-V CPH 检测仪测量, 其他指标都采用国家标准方法分析测试^[9].

2 结果与讨论

2.1 富集培养

在富集培养期, 实验用水经过加热煮沸除氧处理, 配水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的质量比为 1:1. 其间逐步加大配水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度, 每次浓度改变后稳定运行 2 周. 在第一阶段, 配水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度为 $10\sim 90 \text{ mg/L}$, 反应器置于室温环境中 ($\theta = 20\sim 25^\circ\text{C}$), 用黑布遮光; 在第二阶段, 配水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度为 $90\sim 150 \text{ mg/L}$, 反应器置于 35°C 恒温培养箱中.

从图 2 和图 3 可以看出, 第一阶段进水

$\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度从 10 mg/L 逐渐增大到 90 mg/L,出水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度相应地从 1 mg/L 左右增大到 10 mg/L,二者的去除率保持在 90% 左右. 在此阶段后期,出水中发现 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的积累现象,二者出水浓度从小于 5 mg/L 上升到 10 mg/L 以上,去除率从 95% 下降到 85% 左右. 在去除率下降时, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的去除负荷基本保持不变,说明此时已经达到最大去除负荷.

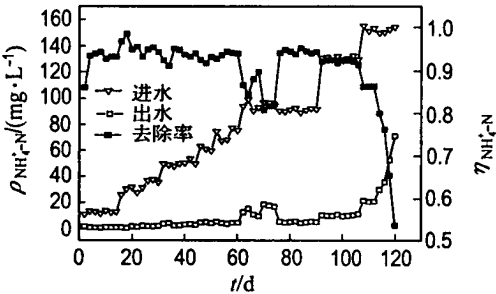


图 2 $\text{NH}_4\text{-N}$ 进出水浓度及去除率随时间的变化

Fig. 2 Variation of influent and effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ and removal efficiency of $\text{NH}_4\text{-N}$

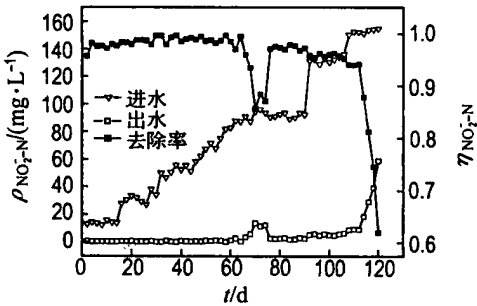


图 3 $\text{NO}_2\text{-N}$ 进出水浓度及去除率随时间的变化

Fig. 3 Variation of influent and effluent $\text{NO}_2\text{-N}$ and removal efficiency of $\text{NO}_2\text{-N}$

从 60 d 开始,反应器放入恒温培养箱中 35℃ 保温. 根据图 2 和图 3,在进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度和第一阶段相同的条件下,出水二者浓度比第一阶段降低更多,去除率升高到 90% 以上,说明升高温度能够加速 ANAMMOX 反应^[2]. 随着进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度的加大,反应器保持对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 较好的降解效果,去除率稳定在 90% 以上. 直至 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓

度达到 150 mg/L 时,再次出现 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的积累. 两者出水浓度从小于 10 mg/L 快速增大,去除率从 95% 下降到 60% 左右,出水水质变差.

据文献 [10 11] 报道,较高的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度对 ANAMMOX 细菌有抑制作用. 尽管不同文献报道的抑制浓度数值不同,但存在抑制浓度是确定的. 因此本次培养富集中,当 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度达到 150 mg/L 时,可能对 ANAMMOX 反应产生了抑制.

在富集培养过程中,实验用水虽然经过加热煮沸除氧处理,反应器中仍然检测到 DO 的存在 (0.2~2 mg/L). 实验中同时发现,进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的质量比为 1:1,出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度一般小于 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度,说明二者降解比例关系并不相同.

2.2 批式实验

为了确定溶解氧存在时能否发生 ANAMMOX 反应,进行了批式实验,考查 DO、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度随时间的变化. 批式实验配水增大了 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的质量比为 1:1.2,实验结果如图 4 5 所示.

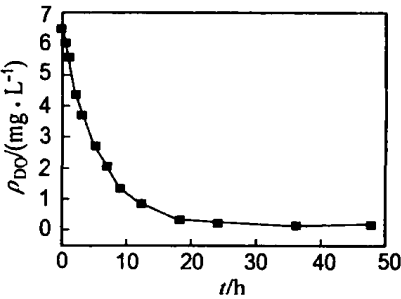


图 4 批式实验中 DO 浓度随时间的变化

Fig. 4 Variation of DO concentration during the batch experiment period

从图 4 可以看出,换水后反应器中 DO 浓度随着时间逐渐降低. 初始时刻 DO 浓度为 6.47 mg/L,开始阶段 DO 浓度下降很快,12 h 后已经小于 1 mg/L,此后 DO 下降速度减缓,48 h 后基本上稳定在 0.2 mg/L 左右.

图 5 表示同一时期反应器中各种氮素形态的变化,在整个过程中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度逐渐降

低. 与 DO 浓度的降低速率相反, 前 12 h 内 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度下降很少, 分别从 60.5 mg/L 和 72.4 mg/L 降低到 42.3 mg/L 和 50.4 mg/L, 降低幅度为 30.1% 和 30.4%, 降解速率分别为 1.52 mg/(L·h) 和 1.83 mg/(L·h); 12 h 后两者降解速率明显加快, 到 48 h 时反应器中 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度分别为 1.5 mg/L 和 2.6 mg/L, 几乎全部发生反应, 降解速率分别达到 3.40 mg/(L·h) 和 3.98 mg/(L·h).

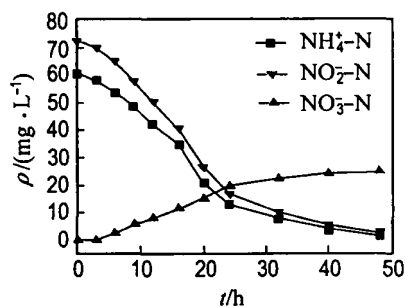


图 5 批式实验中 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度随时间的变化

Fig. 5 Variation of $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration during the batch experiment period

不同于文献 [2 3] 的报道, 本实验发现在较高的 DO 浓度下 (6.47 mg/L), 仍然存在 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 的降解, 其原因在于: 采用无纺布填料作为微生物附着生长的载体, 由于填料内部存在 DO 扩散梯度, 即使在较高的体相 DO 浓度下, 填料内部仍然存在厌氧环境. 实验中同时发现, 反应器中 DO 浓度逐渐降低, 说明填料上面存在好氧氨氧化菌, 能够将水中的 DO 逐渐消耗.

由于同时发生 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度和 DO 浓度的降低现象, 说明反应器中存在着好氧氨氧化菌和厌氧氨氧化菌的协同作用. 前者能够消耗 DO, 从而为后者创造厌氧条件. 这和文献 [12] 的报道结果相一致.

根据 Schmidt 等 [13] 的研究, 好氧氨氧化菌存在着代谢多样性, 在有氧的条件下, 能够发生硝化反应, 将 $\text{NH}_4\text{-N}$ 氧化成 $\text{NO}_2\text{-N}$; 而在厌氧条件下, 能够发生 ANAMMOX 反应. 因此本实验中也存在着上述可能性.

在发生 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 降解的同时, 有少量

的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 产生. 但是和 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 降低量相比, $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成量较小, 48 h 时降解的 $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ 和生成的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量比为 1: 1.18: 0.42 和 Schmidt 等 [14] 得到的结果不同, 本实验产生的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 数量较多, 原因在于反应过程同时存在有氧氨氧化, 额外产生了一定量的 $\text{NO}_3\text{-N}$.

2.3 连续实验

在批式实验的基础上, 在 HABR 反应器进行连续实验. 实验用水直接由自来水配制, 没有经过除氧处理. 根据批式实验的结果, 选择水力停留时间 $t_{\text{HR}} = 2$ d, 进水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的质量比为 1.2: 1. 反应器置于室温环境中, 实验期间温度在 25℃ 左右. 连续实验分为两个阶段, 第一阶段进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度为 30 mg/L 左右, 第二阶段提高进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度到 60 mg/L.

根据图 6 的结果, 第一阶段进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度分别为 28.1~33.9 mg/L 和 38.2~42.5 mg/L, 出水浓度分别在 7.2~10.4 mg/L 和 14.2~16.3 mg/L 范围内, 二者的去除率都达到 70%. 第二阶段提高进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度分别为 57.4~63.5 mg/L 和 74.3~81.6 mg/L, 二者出水浓度在 22.7~26.8 mg/L 和 29.6~32.4 mg/L 范围内, 去除率比第一阶段有所降低, 为 60% 左右. 在以上两个阶段, 在 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 降解的同时, 出水有少量 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成. 图 7 数据表明, 在以上两个阶段, TN 的去除率分别为 55% 和 50%, 即进水负荷增大后 TN 去除率有所降低.

实验中同时发现, 在 HABR 的 3 个单元中, 存在着 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度梯度. 进水 DO 在第一个单元中基本上消耗完 ($d_{\text{bo}} < 0.5$ mg/L), 说明该单元中存在着一定量的好氧氨氧化菌. 同时 3 个单元中 DO 浓度一直保持在 0.2~0.5 mg/L, 高于有关文献提到的抑制浓度 [2 3].

和文献 [15] 报道的结果相比, HABR 对 TN 的去除负荷较低, 只有 0.01 kg/(m³·d), 其原因在于进水中 DO 对 ANAMMOX 细菌有抑制作用以及反应在室温下进行.

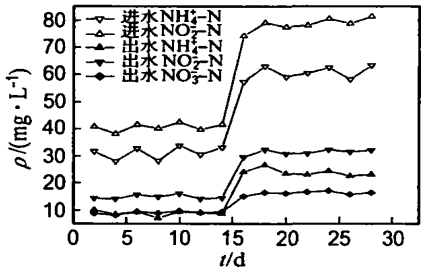


图 6 进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随时间的变化

Fig. 6 Variation of influent and effluent $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$

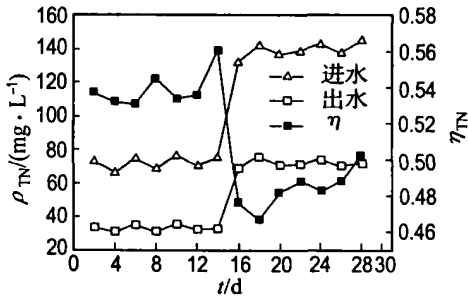


图 7 进出水 TN 浓度及去除率随时间的变化

Fig. 7 Variation of influent and effluent TN and removal efficiency of TN

3 结 论

(1) 采用间歇方式,用水经过加热除氧处理,可以在无纺布填料上富集培养 ANAMMOX 细菌. 该细菌活性较高,能够将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 从 150 mg/L 降低到 10 mg/L 以下.

(2) 批式实验证实,DO 浓度为 6.47 mg/L 时,无纺布填料层存在 DO 浓度梯度,填料内部可以保持厌氧状态,因而能够发生 ANAMMOX 反应.

(3) DO 浓度在 1~6.47 mg/L 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 降解速度较慢,分别为 1.52 mg/(L·h) 和 1.83 mg/(L·h);当 DO 浓度小于 1 mg/L 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 降解速率明显加快,分别达到 3.40 mg/(L·h) 和 3.98 mg/(L·h). 同时有少量 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 产生, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 降解和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成的质量比为 1:1.18:0.42.

(4) 实验用水没有经过除氧处理,可以在 HABR 反应器中实现 ANAMMOX 反应. 由于受 DO 温度的影响, TN 去除负荷较低,只有 0.01 kg/(m³·d).

参考文献:

[1] MULDER A, VAN DE GRAAF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. **FEMS Microbiol Ecol**, 1995, 16(3): 177-183

[2] JETTEN M S M, STROUS M, VAN DE PAS-SCHOONEN K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium [J]. **FEMS Microbiol Rev**, 1999, 22(6): 421-437

[3] STROUS M, VAN GERVEN E, ZHENG P, et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations [J]. **Water Res**, 1997, 31(8): 1955-1962

[4] 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]. **Appl Microbiol Biotechnol**, 1998, 50(5): 589-596

[5] STROUS M, VAN GERVEN E, KUENEN J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (ANAMMOX) sludge [J]. **Appl Environ Microbiol**, 1997, 63(6): 2446-2448

[6] MC CARTY P L. **Anaerobic Digestion** [M]. Amsterdam: Elsevier Biomedical Press, 1981: 3-21

[7] BARBER W P. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review [J]. **Water Res**, 1999, 33(7): 1559-1578

[8] FUJII T, SOGINO H, ROUSE J D, et al. Characterization of the microbial community in an anaerobic ammonium-oxidizing biofilm cultured on a nonwoven biomass carrier [J]. **J Biosci Bioeng**, 2002, 94(5): 412-418

[9] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法: 3版 [M]. 北京: 中国环境出版社, 1997

[10] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M.

- Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. **Appl Environ Microbiol**, 1999, **65**(7): 3248-3250
- [11] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) in a pilot plant [J]. **J Biotechnol**, 2002, **99**: 295-306
- [12] VAN DE GRAAF A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, *et al.* Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor [J]. **Microbiology**, 1997, **143**(7): 2415-2421
- [13] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, *et al.* Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacterial — competitors or natural partners? [J]. **FEMS Microbiol Ecol**, 2002, **39**(3): 175-181
- [14] SCHMIDT I, BOCK E. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas europaea* [J]. **Arch Microbiol**, 1997, **167**: 106-111
- [15] VAN DE GRAAF A A, MULDER A, DE BRUIJN P, *et al.* Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. **Appl Environ Microbiol**, 1995, **61**(4): 1246-1251

ANAMMOX process in presence of DO and its application in an HABR reactor

SHI Li jun^{1,2}, YANG Feng lin^{* 1}, ZHANG Xing wen¹

(1.School of Environ. and Biol. Sci. and Technol., Dalian Univ. of Technol., Dalian 116024, China;

2.Dept. of Agronomy, Tianjin Agric. Univ., Tianjin 300384, China)

Abstract In order to eliminate nitrogen pollution of water body and to prevent eutrophication, anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) nitrogen removal process was studied. The ANAMMOX bacterial was cultivated and enriched on the non-woven carrier. The feasibility of ANAMMOX reaction in the presence of the dissolved oxygen (DO) in the batch experiment and the performance of ANAMMOX process in a HABR reactor were discussed. The results show that ANAMMOX reaction can occur in the presence of DO and the relationship of cooperation between aerobic ammonium bacterial and ANAMMOX bacterial can be realized. When DO concentration is 1-6.47 mg/L, the degradation rates of NH_4^+-N and NO_2^--N are 1.52 mg/(L·h) and 1.83 mg/(L·h), whereas DO concentration decreases below 1 mg/L, the degradation rates increase to 3.40 mg/(L·h) and 3.98 mg/(L·h). The ANAMMOX process can be realized in the HABR reactor, but TN removal loading rate is only 0.01 kg/(m³·d) due to the influence of DO and temperature.

Key words anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); dissolved oxygen (DO); non-woven carrier; HABR reactor