

厌氧氨氧化工艺处理高氨氮养殖废水研究

朱杰, 黄涛, 范兴建, 张成甫

(西南交通大学环境科学与工程学院, 成都 610031)

摘要:以典型高浓度养殖废水经 UASB-短程亚硝化工艺处理后的出水为对象, 采用厌氧氨氧化工艺进行脱氮处理研究. 以反硝化污泥启动厌氧氨氧化反应器, 在此基础上, 通过试验确定最佳进水氨氮负荷应处于 $0.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 左右, 系统的 HRT 定为 2 d; 通过对系统运行条件研究发现, 最佳运行条件为: pH 为 7.50 左右, 温度为 30°C 且系统不需投加有机碳源. 在优化条件下, 系统最终氨氮去除率能达到 85% 以上, 亚硝态氮去除率达到 95% 以上, 系统运行效果良好, 且具有重现性. 最后通过动力学理论分析得出氨氮的降解速率为 0.0126 d^{-1} , 亚硝态氮的降解速率为 0.0131 d^{-1} . 通过研究以期后续工艺、神经网络模拟及“UASB-短程亚硝化-厌氧氨氧化-土地系统”组合新工艺的工程推广应用提供一定的理论依据.

关键词:厌氧氨氧化; 高浓度养殖废水; 氨氮去除率; 优化条件; 动力学分析

中图分类号: X714 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)05-1442-07

Treatment of ANAMMOX Technique on Treating High Concentration Poultry Wastewater

ZHU Jie, HUANG Tao, FAN Xing-jian, ZHANG Cheng-fu

(School of Environmental Science and Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China)

Abstract: Taking the effluent of the UASB-shortcut nitrification technique of typical high concentration poultry wastewater as the object, it is discussed that the ANAMMOX is applicable as a treatment of denitrification. Firstly, it successfully starts ANAMMOX reactor by the denitrifying activated sludge, on this basis, finding the optimal ammonia loading is about $0.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and the HRT of system is 2 d. Moreover, after studying on the operating conditions, the optimum is that pH is about 7.50; temperature is 30°C without adding organic carbon. Under optimum conditions, the removal efficiencies of ammonia and nitrite nitrogen could be above 85% and 95%, the system is running well and has reproducibility. Finally, it reaches that the reaction rates of ammonia and nitrite nitrogen are 0.0126 d^{-1} and 0.0131 d^{-1} through dynamic analysis. So it can make the theory basis for spreading and application of after/continuous process, neural network simulation and “UASB+ SBR shortcut nitrification+ ANAMMOX+ land treating system” newly combined process.

Key words: ANAMMOX; high concentrations poultry wastewater; ammonia removal efficiency; optimum conditions; dynamic analysis

随着规模化养殖业的迅速发展, 养殖废水污染越来越严重, 养殖废水具有典型的“三高”特征, 即 COD $3\,000 \sim 12\,000 \text{ mg/L}$, 氨氮 $800 \sim 2\,200 \text{ mg/L}$, SS 超标数十倍^[1]. 限于养殖业是薄利行业, 现有处理工艺仅针对有机物去除, 而对氨氮去除尚存在很大的技术经济难度, 进而成为其达标排放的主要限制因素^[2]. 为此, 笔者提出并开展了“UASB-短程亚硝化-厌氧氨氧化-土地系统”组合处理达标新工艺研究, 通过大量试验、理论动力学分析及 GA-BPNN 神经网络模拟, 验证了该组合工艺达标排放的可行性, 为后续进一步工程推广应用提供理论依据.

经过 UASB 工艺处理后的养殖废水有机物大幅削减, 氨氮浓度高, C/N 低, 实践证明采用传统生物脱氮工艺具有极大局限性, 建立在短程硝化-反硝化基础上的亚硝酸盐型硝化 (SHARON) 和厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 相对于传统工艺, 其不但节省了 50% 的曝气量, 还不需要外加有机碳源, 对高氨氮低碳废水处理有着不可代替的优越性^[3].

SHARON 工艺属于亚硝化反应, 仅将氨氮氧化至亚硝态氮阶段, 其本身并不是单独的水处理工艺, 它是厌氧氨氧化的前置工艺, 出水是以匹配厌氧氨氧化进水为目标的, 工艺的实现是有别于一般的短程硝化^[4-6]. ANAMMOX 工艺是主体脱氮工艺, 其在厌氧条件下, 以氨氮为电子供体, 以硝态氮为电子受体, 将氨氮和硝态氮转变成氮气排入大气中, 对处理高氨氮废水具有经济高效等优点, 但其微生物世代期较长, 启动周期较为缓慢困难, 如何成功启动已成为制约其进一步工程推广应用的瓶颈^[7].

目前, 国内外对厌氧氨氧化 ANAMMOX 工艺的研究虽取得了一定成果, 但基本上均采用的是实验室配水, 真正应用于处理实际高浓度氨氮废水的研究还很不深入, 尤其针对厌氧氨氧化的启动及优化、

收稿日期: 2008-04-12; 修订日期: 2008-10-14

基金项目: 国家社会科学基金项目 (07CJY027); 四川省科技计划项目 (2007SGY034)

作者简介: 朱杰 (1979~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为污水脱氮处理技术, E-mail: zhujie0805@163.com

最佳运行模式及参数尚不完善, 其动力学模型尚未建立^[8,9]. 本研究选用 ANAMMOX 工艺为载体对 SHARON 工艺处理后实际养殖废水进行处理, 通过模拟试验、动力学理论分析, 确定脱氮目标下的各最佳运行条件, 探讨优化条件下氮素的变化规律, 最后建立其动力学模型.

1 材料与方法

1.1 试验装置

厌氧氨氧化反应器由外涂避光材料的管道、搅拌系统、温控系统等组成(图 1). 反应器为胶制管道, 内径 15 cm, 总高 90 cm, 有效容积 13.2 L, 其中气室容积 2.7 L. 其处理流程分别为进水、搅拌、静置沉淀、排水 4 个工序, 各工序时段采用时间控制器进行控制, 采用机械搅拌方式, 叶轮搅拌速度控制在 70 ~ 80 r/min.

照标准分析方法进行监测分析^[10].

1.3 试验方案

首先进行污泥接种和驯化, 培养出高效厌氧反硝化菌. 在高活性厌氧反硝化菌的基础上培养出厌氧氨氧化菌. 通过逐步变化氮负荷、进水 pH 值、温度及有机碳源, 确定以厌氧氨氧化脱氮目标下的优化运行条件. 然后在优化运行条件下, 考察其运行结果及氮素转化规律. 在此基础上, 进一步开展动力学理论分析, 确定其反应速率.

2 结果与讨论

2.1 污泥培养及驯化

本试验 ANAMMOX 工艺反应器的污泥取自成都市三瓦窑污水处理厂浓缩池, 呈灰黑色, 污泥性状一般, 污泥经 2 mm 孔径筛除杂质, 取其中上层污泥 5 L 投入反应器, MLSS 为 8 900 mg/L. 本试验拟采用厌氧反硝化污泥进行培养. 反应器启动分为 3 个时期: 反硝化培养期、厌氧氨氧化启动初期、厌氧氨氧化提高负荷期.

2.1.1 反硝化培养期

为促进系统内菌群由水解酸化菌、产甲烷菌逐步转为厌氧反硝化菌, 进水采用人工配水, 进水 C/N 为 1.5. 由于亚硝态氮对污泥有一定的抑制作用, 为缩短启动时间, 此阶段进水采用硝态氮盐. 控制进水 pH 值在 6.5 附近, 培养周期为 12 h, 控制出水 pH 值小于 8.0. 经 11 d 培养, 系统内硝态氮的进水浓度由 58.5 mg/L 升高到 203.9 mg/L, 硝态氮的去除率由 21.39% 升高到 86.65%, 厌氧反硝化菌逐渐成为系统内主导菌群. 厌氧反硝化污泥的培养结果如表 1 所示.

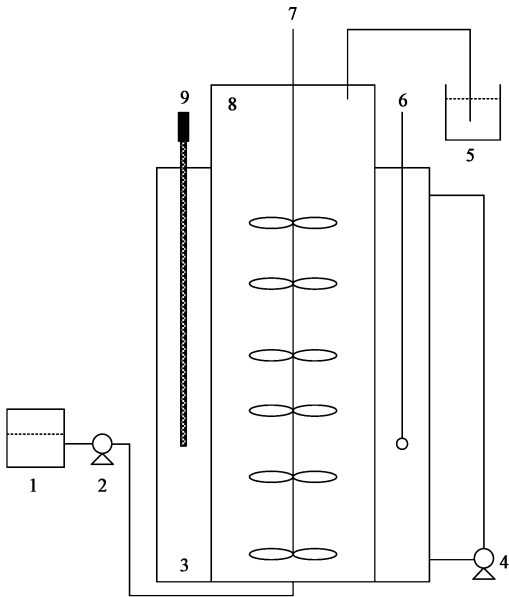
表 1 厌氧反硝化污泥的培养

Table 1 Cultivation of anaerobic denitrification sludge

天数/d	硝态氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		去除率/%
	进水	出水	
2	58.5	46.0	21.39
3	70.2	51.7	26.42
4	95.7	50.0	47.74
5	109.7	54.6	50.21
6	127.0	57.9	54.42
7	146.7	52.0	64.55
8	168.0	48.6	71.06
9	171.3	41.2	75.93
10	182.2	34.0	81.36
11	203.9	27.2	86.65

2.1.2 厌氧氨氧化启动初期

为进一步降低污泥内有机物和硝态氮浓度, 将



1. 密封进水槽 2. 进水计量泵 3. 恒温加热槽
4. 循环水泵 5. 水封井 6. 温度探头 7. 搅拌器
8. 避光反应器 9. 加热器
图 1 厌氧氨氧化试验装置

Fig. 1 Experimental equipment of ANAMMOX

1.2 废水来源、水质及监测分析项目

本试验进水取自前段 UASB-SHARON 组合工艺处理后出水, 进水氨氮约为 500 mg/L, 亚硝酸氮约为 500 mg/L.

在线监测项目有 pH 和温度. DO 和温度: YSI MODEL50B 溶氧仪; pH 及氧化还原电位: ZD-2 型 pH 计; COD、氨氮、亚硝态氮、MLSS、SS、SVI、污泥相等参

系统内污泥静置 2 d, 促使污泥处于“饥饿”状态, 从第 13 d 起, 进水采用 SHARON 反应器出水. 为促进系统内污泥逐渐适应水质, 以连续流的方式运行 2 d 后改为间歇进水, 系统水力停留时间为 3 d, 运行 2 周期后开始检样, 系统运行结果如图 2 所示.

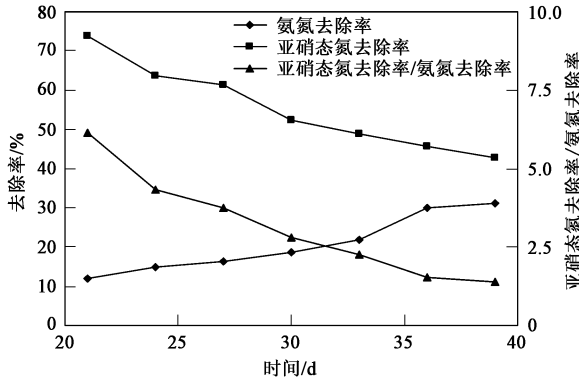


图 2 厌氧氨氧化启动初期系统运行结果

Fig. 2 Operating Results of initially starting ANAMMOX

由图 2 可以看出, 随着时间的推移, 系统氨氮去除率由 12.02% 稳步上升到 31.09%, 亚硝态氮去除率由 73.96% 下降到 42.77%, 亚硝态氮去除率/氨氮去除率值由 6.15 下降到 1.37, 接近理论计算值 1.32. 运行 39 d 的结果表明, 系统内主导菌群已逐步由厌氧反硝化菌转化为厌氧氨氧化菌, 反硝化作用逐步减弱, 厌氧氨氧化反应逐步加强.

2.1.3 厌氧氨氧化提高负荷期

为加快厌氧氨氧化菌的增殖速度以及满足进水负荷的要求, 此阶段以 45 mg/L 的梯度逐步加大系统负荷. 负荷提升阶段系统运行结果见图 3、图 4.

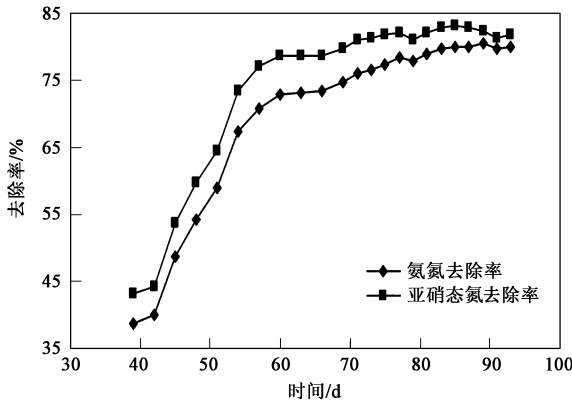


图 3 负荷提升阶段系统运行效果

Fig. 3 Operating results of load-lifting stage

由图 3 可以看出, 随着驯化时间的推移, 系统内氨氮、亚硝态氮去除率继续上升, 此时, 系统内厌氧

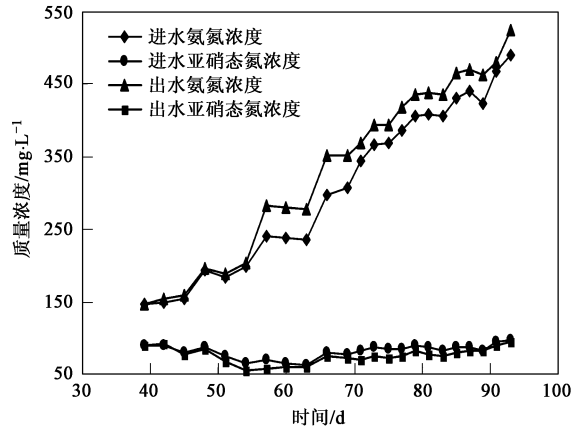


图 4 负荷提升阶段系统进、出水浓度对比

Fig. 4 Comparison between influent and effluent of load-lifting stage

氨氧化菌已为主导菌群, 同时系统内有机碳源不足, 反硝化作用受到抑制. 因此, 亚硝态氮去除率的上升不是系统内厌氧反硝化菌的作用而是厌氧氨氧化菌起作用的结果.

从第 39~ 60 d, 系统内厌氧氨氧化菌增殖迅速, 氨氮去除率、亚硝态去除率分别由 38.79%、43.22% 迅速提升到 72.78%、78.68%. 已有报道厌氧氨氧化菌的增殖时间较长, 世代周期长达 11 d. 可见, 此阶段较为关键, 在厌氧氨氧化菌为系统内主导菌群后, 由于满足其营养需求, 厌氧氨氧化菌增殖较迅速.

从第 60~ 69 d, 系统内氨氮去除率、亚硝态氮去除率增长较缓慢. 为进一步加快启动时间, 提高厌氧氨氧化菌的基质浓度, 将水力停留时间由 3 d 缩短为 2 d, 观察到系统内氨氮去除率、亚硝态氮去除率继续升高. 至第 93 d, 系统进水氨氮、亚硝态氮浓度均接近 SBR 亚硝化系统出水浓度, 氨氮去除率、亚硝态氮去除率分别达 80.11%、81.79%, 出水效果较好, 系统启动成功. 此时, 氨氮去除率/亚硝态氮去除率为 1.02, 接近理论值 1.32.

综合分析发现, 系统氨氮去除率在整个驯化阶段均呈上升趋势, 而亚硝态氮去除率呈先降后升的趋势. 因此, 可将氨氮去除率作为厌氧氨氧化启动运行的指标.

随着驯化时间的推移, 虽然系统负荷逐步加大, 进水氨氮、亚硝态氮浓度逐步增加, 出水较稳定, 系统启动已顺利完成, 可进一步应用于后期优化研究.

2.2 最佳运行条件研究

2.2.1 氨负荷的影响

氨负荷不仅反映了系统的营养需求, 而且一定

程度上反映了微生物与污染物的接触时间. 在氮负荷变化过程中, 控制进水 pH 在 7.00~7.10 附近, 温度为 28℃, 进水时间 3 h. 每改变一个负荷, 待系统稳定运行 2 周期后, 于第 3 周期检样, 运行效果见图 5、图 6.

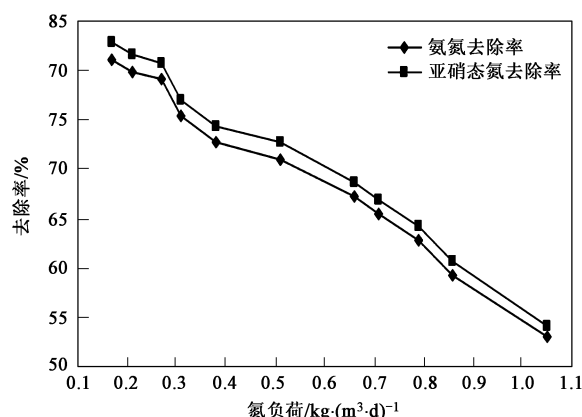


图 5 不同负荷下系统运行效果

Fig. 5 Operating results of different loads

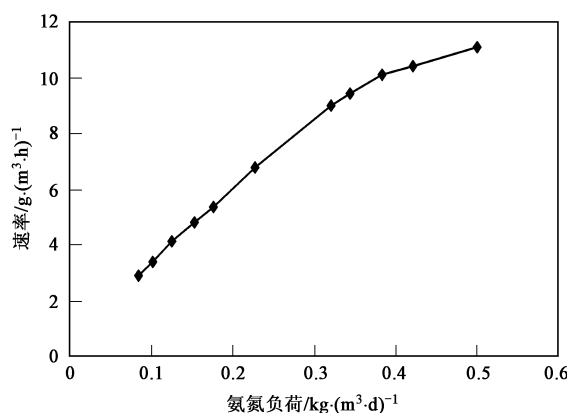


图 6 不同负荷下厌氧氨氧化速率

Fig. 6 ANAMMOX rate of different loads

由图 5 可知, 随着系统氮负荷(以 N 计, 下同)由 $0.17 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 逐步上升到 $1.05 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 系统内氨氮、亚硝态氮的去除率分别由 81.02%、82.92% 下降到 53.0%、54.16%. 原因在于随着系统负荷的逐步上升, 污染物与系统内厌氧氨氧化菌的作用时间缩短, 导致出水浓度上升.

由图 6 可知, 随着系统氮负荷由 $0.17 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 逐步上升到 $1.05 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 系统内厌氧氨氧化速率(以氨氮计)由 $2.86 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ 逐步上升到 $11.07 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$. 可见, 随着氨氮负荷的逐步增加, 厌氧氨氧化反应速率随之递增, 但其递增速率逐步下降. 这是由于负荷的递增导致基质抑制的作用开始显现.

根据 Monod 方程, 氮负荷的增加, 与厌氧氨氧化菌种接触的基质浓度增加, 基质降解速率增加; 但氮负荷的增加, 基质在系统内的停留时间降低, 与厌氧氨氧化菌种的接触时间减少. 系统污染物去除率受基质降解率及水力停留时间的双重影响, 氮负荷的提升虽能增加基质降解率, 但水力停留时间亦有较大的降低, 故系统去除率有所下降. 但由于基质降解率增加的原因, 单位时间内去除的污染物更多.

综合分析可知, 由于受限于系统内厌氧氨氧化菌浓度, 随着氮负荷的提升, 系统的污染去除率下降, 不能保证出水效果. 故应控制系统处于低氮负荷状态 [$0.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 左右], 考虑系统冲击负荷的影响, 将系统的 HRT 仍定为 2 d.

2.2.2 pH 的影响

pH 对厌氧氨氧化反应的影响, 主要来自它对生物和基质的影响. 厌氧氨氧化反应处于最适 pH 时, 不仅反应速率最大, 而且生物活性也较稳定; 偏离最适 pH 时, 反应速率及其稳定性均受影响, 同时反应中的 2 种基质(氨和亚硝酸盐)亦受 pH 的影响.

本试验在进水 pH 变化过程中, 控制水力停留时间 HRT 为 2 d, 温度为 28℃, 进水时间 3 h. 每改变一个进水 pH 值, 待系统稳定运行 2 周期后, 于第 3 周期检样, 运行效果见图 7、图 8.

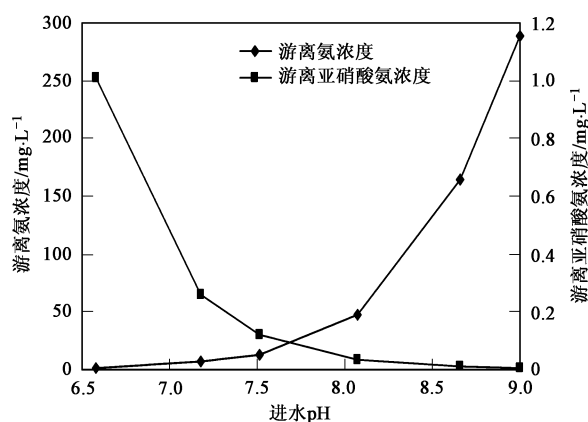


图 7 不同进水 pH 值条件下游离氨、游离亚硝酸浓度

Fig. 7 Concentration of free ammonia, free nitrous acid under different pH

系统 pH 值将影响氨和亚硝酸的解离平衡. 由图 7 可知, 低 pH 值条件下, 系统内游离氨(FA)的浓度较高, 高 pH 值条件下系统内游离亚硝酸(FNA)的浓度较高. 据 Strous 等^[11]报道, 在反应器 pH 为 7.0~7.8, 温度为 20~43℃时, 即使氨氮浓度 > 1000 mg/L 也不会抑制厌氧氨氧化菌, FA 的下限抑制浓度

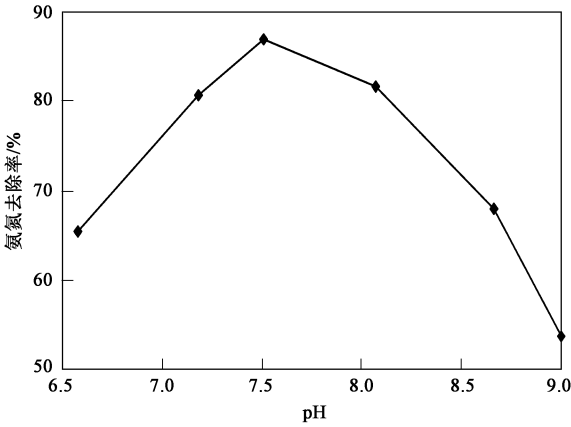


图 8 不同进水 pH 下系统运行效果
Fig. 8 Operating results of different pH

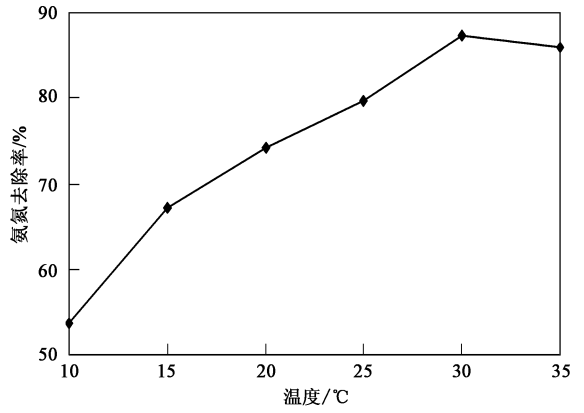


图 9 不同温度下系统运行效果
Fig. 9 Operating results of different temperature

为 126.62 mg/L. 而 Egli 等^[12] 报道, FNA 的下限抑制浓度为 0.120 mg/L. 可见, 厌氧氨氧化菌对 FNA 浓度较敏感. 当 pH 为 7.51 时, 系统内 FA 浓度为 13.63 mg/L, FNA 浓度为 0.117 mg/L, 均低于抑制浓度, 故此时系统脱氮效果较好. 当进水 pH 值偏离 7.51 时, 系统内 FA 或 FNA 将大幅上升, 对厌氧氨氧化菌产生抑制, 故出水效果较差.

由图 8 可以看出, 进水低 pH、高 pH 均不利于系统污染物的去除, 系统氨氮的去除与随 pH 的上升呈“抛物线”型. 低 pH 时, 系统内游离亚硝酸含量增加, 高 pH 时, 系统内游离氨浓度增加, 二者均对厌氧氨氧化菌产生抑制作用, 进而导致系统去除效率下降. 进水 pH 值由 6.58 上升到 7.51 时, 系统氨氮的去除率由 65.46% 上升到 86.96%. 当进水 pH 上升至 9.00 时, 系统氨氮的去除率下降到 53.71%.

综合分析可知, 当 pH 在 7.50 附近时, 系统脱氮效果较好, 故进水 pH 值确定为 7.50.

2.2.3 温度的影响

温度不仅影响厌氧氨氧化菌的活性, 而且对系统内游离氨(FA)、游离亚硝酸(FNA)浓度也均有影响. 在温度变化过程中, 控制水力停留时间 HRT 为 2 d, 进水 pH 值为 7.50, 进水时间 3 h. 每改变一个温度, 待系统稳定运行 2 周期后, 于第 3 周期检样, 运行效果见图 9、图 10.

由图 9 可知, 随着系统温度的逐步升高, 系统的 FNA 浓度逐步下降. 低温条件下系统内的 FNA 浓度达到下限抑制浓度, 厌氧氨氧化菌的活性受到抑制. 故当温度由 10℃ 上升到 30℃ 时, 系统氨氮的去除率由 53.71% 上升到 87.29%. 由图 10 可以看出, 系统在 30℃ 时脱氮效率最高, 此时其 FNA 浓度为 0.116

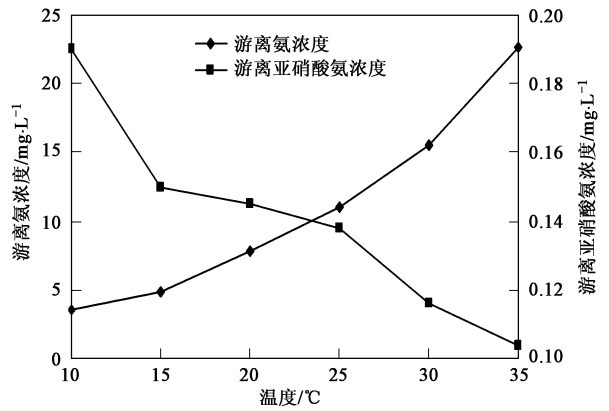


图 10 不同温度下系统 FA、FNA 浓度变化
Fig. 10 Varying concentration of different temperature

mg/L, 低于其下限抑制浓度. 当温度由 30℃ 上升到 35℃, 系统的脱氮效率下降, 这可能是酶在高温下变性以及 FA 浓度升高综合作用的结果. 故确定系统温度为 30℃.

2.2.4 有机碳源的影响

有机碳源对厌氧氨氧化反应的影响有三: 一是为厌氧氨氧化菌增殖提供碳源, 二是在厌氧反硝化菌的作用下与厌氧氨氧化菌争夺亚硝态氮电子受体, 三是部分硝态氮在异养菌作用下还原为亚硝态氮. 因此开展有机碳源的影响是有必要的.

由于进水 COD 测试偏差较大, 本试验采用直接向系统内添加有机碳源(葡萄糖)的方式开展有机碳源影响研究. 由于污水中有机物经过厌氧-好氧-厌氧的交替变化, 系统出水 COD 在 170 mg/L 左右, 有机物去除效果较好. 本研究选择投加 COD 从 100 mg/L 开始. 在 COD 浓度变化过程中, 控制温度为 30℃, 水力停留时间为 2 d, 进水 pH 值为 7.5, 进水时间 3 h. 每改

变一个进水 COD 浓度, 待系统稳定运行 2 周期后, 于第 3 周期检样, 运行效果如表 2 所示.

表 2 不同有机物浓度下系统运行效果

Table 2 Operation results under different concentration of organic compound

投加 COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	NH_4^+-N			NO_2^--N			出水 COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	进水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率/%	进水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率/%	
0	527.73	66.71	87.36	568.90	55.81	90.19	168.63
100	522.66	122.25	76.61	557.49	21.66	96.11	165.14
200	517.33	193.17	62.66	531.82	35.34	93.36	167.14
400	545.49	300.07	44.99	578.87	46.71	91.93	173.57

由表 2 可知, 随着投加葡萄糖量的增加, 系统脱氮效果逐渐变差. 投加 COD 浓度由 0 mg/L 增加到 400 mg/L 时, 系统氨氮的去除率由 87.36% 下降到 44.99%. 同时, 随着投加葡萄糖量的增加, 系统亚硝态去除率/氨氮去除率稳步上升, 说明系统内高有机物促进系统内厌氧硝化的进行, 厌氧反硝化菌不仅与厌氧氨氧化菌展开亚硝态氮电子受体的竞争, 同时反硝化产碱, 系统内 pH 上升, 进一步抑制系统内厌氧氨氧化菌的活性, 系统内厌氧氨氧化受到抑制, 反硝化得到促进. 故确定系统不投加有机碳源.

2.3 优化条件下稳定运行效果

为验证各运行参数的正确性, 进行稳定运行试验, 其控制条件: ①水力停留时间 2 d (进水 3 h, 搅拌时间 47 h, 沉淀时间 0.5 h, 排水时间 0.5 h); ②进水 pH 值 7.5; ③系统温度 30 $^{\circ}\text{C}$; ④外加有机碳浓度 0 mg/L ; ⑤进水氨氮浓度 520 mg/L , 亚硝态氮浓度 540 mg/L . 优化条件下连续运行 15 d, 处理效果良好, 优化条件下系统运行结果如表 3 所示.

表 3 优化条件下系统在周期内运行效果

Table 3 Operation results under optimum conditions of system in periods

时间/h	NH_4^+-N		NO_2^--N	
	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率/%	出水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率/%
0	521.99	—	536.61	—
4	162.54	68.86	124.76	76.75
8	139.71	73.24	99.46	81.47
16	125.32	75.99	84.48	84.26
32	82.09	84.27	40.66	92.42
48	58.28	88.84	16.63	96.90

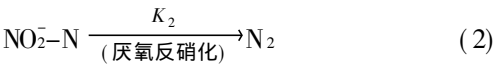
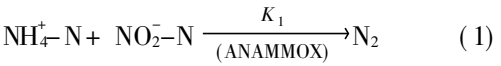
由表 3 可以看出, 系统最终氨氮去除率达到 85% 以上, 亚硝态氮去除率达到 95% 以上, 氨氮达标排放, 系统运行效果良好, 且具有重现性.

3 厌氧氨氧化动力学分析

厌氧氨氧化动力学分析主要考虑进水结束到沉淀开始这一反应阶段, 在进行动力学分析前对系统作如下假设: 在反应周期中, 因排泥、沉淀、排水持续时间较短, 假定该段时间内无生化反应进行, 反应器

中混合液随时间不断变化, 但是任一时刻, 整个系统内混合液成分是均匀的; 整个反应过程中无污泥排除, 假定系统内微生物浓度无变化.

进水中氨氮与亚硝态氮发生厌氧氨氧化反应为该阶段的主要生化反应, 而亚硝态氮在有机物作用下发生厌氧反硝化反应为一个次要反应. 主要反应如下:



同理, 根据 Monod 方程, 高浓度废水的脱氮反应为零级反应. 因此氨氮与亚硝态氮的降解速率如下:

$$Y_{\text{NH}_4^+-\text{N}} = -K_1 X \tag{3}$$

$$Y_{\text{NO}_2^--\text{N}} = -K_1 X - K_2 X = -KX \tag{4}$$

式中, K_1 表示厌氧氨氧化反应中氨氮的降解系数; K_2 表示厌氧反硝化反应中硝态氮的降解系数. 对表 3 中数据进行最小二乘法回归, 由此得知厌氧氨氧化反应阶段系统内氨氮的降解速率 $Y_{\text{氨氮}}$ 为 0.012 6 d^{-1} , 亚硝态氮的降解速率 $Y_{\text{亚硝态氮}}$ 为 0.013 1 d^{-1} .

实验证明厌氧氨氧化工艺对氨氮、亚硝态氮去除率高, 为了更好的推广和应用该工艺, 可开展筛选、培养、鉴定具有高效降解能力厌氧氨氧化菌菌株的实验, 研究其降解条件、生理生化特性, 并为进一步探知氮污染降解的酶或酶系奠定理论基础.

4 结论

(1) 以反硝化污泥启动厌氧氨氧化反应器, 历时 93 d 系统氨氮去除率为 80.11%, 亚硝态氮去除率为 81.79%. 反应器启动成功.

(2) 本研究确定的最佳运行条件为: 氮负荷 0.2 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 左右, HRT 2 d, 进水 pH 7.5 左右, 系统反应温度为 30 $^{\circ}\text{C}$, 且不需投加有机碳源.

(3) 系统运行优化条件下, 系统最终氨氮去除率达到 85% 以上, 亚硝态氮去除率达到 95% 以上.

系统运行效果良好, 且具有重现性.

(4) 动力学分析表明, 厌氧氨氧化工艺阶段系统内氨氮的降解速率为 0.0126 d^{-1} , 亚硝态氮的降解速率为 0.0131 d^{-1} .

参考文献:

[1] 高克强, 高怀友. 畜禽养殖业 污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. 1-20.

[2] 国家环境保护总局自然生态保护司. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 77-78.

[3] Van Dongen U, Jetten M S M, Loosdrecht M C M. The SHARON-ANAMMOX process for treatment ammonium rich wastewater [J]. Water Sci Technol, 2001, **44**(1): 153-160.

[4] Joo S H, Kim D J, Yoo I K, *et al.* Partial nitrification in an upflow biological aerated filter by O_2 limitation [J]. Biotechnol Lett, 2000, **22**(11): 937-940.

[5] 于德爽, 彭永臻, 张相忠, 等. 中温短程硝化反硝化的影响因素研究[J]. 中国给水排水, 2003, **9**(1): 40-42.

[6] Ciudad G, Rubilar O, Munoz P, *et al.* Partial nitrification of high

ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process [J]. Process Biochemistry, 2005, **40**(5): 1715-1719.

[7] 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.

[8] Christian F, Bohler M, Philipp H, *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. Journal of Biotechnology, 2002, **99**(3): 295-306.

[9] 吴永明. 亚硝化-厌氧氨氧化联合工艺及其处理高氨氮废水的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2005. 9-18.

[10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 88-284.

[11] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. Appl Environ Microbiol, 1999, **65**(7): 3248-3250.

[12] Egli K, Fanger U, Alvarez P J J, *et al.* Enrichment and characterization of an ANAMMOX bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate [J]. Archive Microbiol, 2001, **175**(3): 198-207.