污水处理中游离氨对硝化作用抑制影响研究

张 亮[1], 张树军[2], 彭永臻[1,3]

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨, pyz@bjut.edu.cn; 2. 北京城市排水集团有限责任公司,100022 北京; 3. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,100124 北京)

摘 要: 含氮废水尤其是高氨氮废水的生物处理中,游离氨对硝化作用的抑制作用显著影响工艺的运行效果.研究游离氨对硝化作用的抑制机理有利于生物脱氮工艺的长期稳定运行.总结了游离氨抑制对硝化作用影响的最新研究,介绍了游离氨对氨氧化菌和亚硝酸氧化菌的抑制模型和抑制机理,以及控制游离氨抑制作用的主要策略;探讨了游离氨选择性抑制下短程硝化反应的实现、维持和适应性,主要包括游离氨和其他影响因素如溶解氧、温度等协同作用对短程硝化的影响.

关键词: 高氨氮;短程硝化;游离氨;生物脱氮;稳定性

中图分类号: TU991.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2012)02-0075-05

Review of study on the effects of free ammonia inhibitions on nitrifying bacteria in wastewater treatment

ZHANG Liang[1], ZHANG Shu-jun[2], PENG Yong-zhen[1,3]

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China, pyz@bjut.edu.cn; 2. Beijing Drainage Group Co. Ltd., 100022 Beijing, China; 3. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, Beijing University of Technology, 100124 Beijing, China)

Abstract: The research trend of FA inhibitions on nitrifies were introduced, including the inhibition mechanism and inhibition mathematic model of ammonia-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria, as well as the strategy to reduce or avoid inhibition effects. In addition, the selective inhibition effects of FA on the start-up and stability of partial nitrification were illuminated. In particular, the combinative effects of FA inhibition and other factors (such as dissolved oxygen and temperature) on short-cut nitrification were presented in the review.

Key words: high strength ammonia; short-cut nitrification; free ammonia; biological nitrogen removal; stability

生物强化脱氮工艺可避免过量氮元素进入到受纳水体,降低天然水体富营养化的风险.传统生物脱氮工艺在好氧环境下通过硝化菌将氨氮氧化.硝化过程由两种不同的细菌即氨氧化细菌(Ammonia-oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸氧化菌(Nitrite-oxidizing bacteria, NOB)联合完成.首先AOB将氨氮氧化成亚硝酸盐$NH_4^+ + 2HCO_3^- + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + 3H_2O + 2CO_2$. NOB继续将亚硝酸盐氧化成硝酸盐$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$. 随后,硝态氮在缺氧区被反硝化菌还原成氮气.氨氮的氧化过程为硝化菌生长提供能量,其自身也是细菌合成代谢的营养物质.但氨氮质量浓度过高对生化反应会产生抑制作用,降低微生物的活性.随着研究的深入,众多试验和模拟结果证明分子态的氨氮(NH_3)是抑制作用产生的关键物质,即游离氨(Free Ammonia, FA)抑制.游离氨对微生物的抑制作用涉及到产甲烷反应[1-2]、硝化反应、反硝化反应[3]和颗粒污泥形成等诸多不同领域[4].研究硝化过程中游离氨的抑制作用和机理,可以提高含氮废水生物处理工艺的稳定性,加深对不同条件下硝化菌生化反应过程的理解,完善游离氨抑制作用下活性污泥动力学模型.目前国内的研究

收稿日期: 2011-02-02.

基金项目: "十一五"国家科技支撑计划重点项目(2009BAC57B01);城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学)开放基金项目(QAK201006).

作者简介: 张 亮(1986—),男,博士研究生;
彭永臻(1949—),男,教授,博士生导师.

主要涉及高氨氮废水短程硝化中游离氨抑制作用的确定和分析[5-6],针对游离氨对硝化菌的抑制模型和机理的报道较少. 本文从游离氨抑制阈值和抑制机理、抑制的动力学模型,以及游离氨抑制对短程硝化反应的影响等角度对游离氨抑制硝化菌的研究现状进行评述.

1 硝化过程中游离氨的抑制

1.1 游离氨质量浓度的影响因素

在水中氨氮存在形式包括铵根离子NH_4^+-N和游离态氨氮NH_3,两者之间存在以下关系:

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-. \quad (1)$$

将氨的电离常数和水的电离常数代入上述解离平衡公式,可得到游离氨的计算公式,即

$$\rho(FA) = \frac{17}{14}\frac{\rho(NH_4^+\text{-}N) \times 10^{pH}}{\exp[6\,334/(273+t)] + 10^{pH}}.$$

式中:$\rho(FA)$为游离氨的质量浓度,mg·L^{-1};$\rho(NH_4^+\text{-}N)$为氨氮质量浓度,mg·L^{-1};t为温度,℃. 由式(1)可知,游离氨的质量浓度随着pH和氨氮质量浓度的升高而升高. pH=7时,常温下游离氨约占氨氮的1%;pH=8时,约占10%. 城市污水处理厂的进水pH值接近中性,氨氮质量浓度在50 mg·L^{-1}左右,因此,游离氨质量浓度很低,对硝化菌基本没有抑制. 高氨氮废水如消化污泥脱水液、垃圾渗滤液等,氨氮质量浓度可达到几百甚至几千毫克每升. 氨氮质量浓度和pH值较高,游离氨对硝化菌的抑制作用明显,严重时会影响硝化反应的顺利进行.

1.2 游离氨抑制质量浓度与抑制机理

游离氨对硝化菌的抑制作用可由序批试验测定. 利用一定游离氨质量浓度下硝化菌的活性与不受抑制时的最大活性的比值表征受抑制的程度. 硝化菌的活性可由氧消耗速率、底物消耗速率、产物生成速率等来表征,反应过程应保证底物和供氧充足. 表1总结了游离氨对硝化菌的起始抑制质量浓度及其进水水质情况. 可以看出,游离氨对两种硝化菌的抑制普遍存在,AOB的起始抑制质量浓度范围在10~150 mg·L^{-1},NOB的起始抑制质量浓度范围在0.1~60 mg·L^{-1}. 不同报道之间的数值差异可能与污泥性质、进水水质、硝化菌对抑制的适应性等有关. 但一般来讲,NOB对游离氨抑制更加敏感,其起始抑制质量浓度比AOB小1个数量级;在NOB完全受到抑制的游离氨质量浓度下,AOB基本不受影响或者影响较小.

游离氨对AOB产生抑制会阻碍硝化反应的顺利进行,降低系统的脱氮效果. 运行过程中应采取合适的运行措施,削弱游离氨对硝化菌的抑制作用. 目前可行的运行策略有:(1)降低反应器内的游离氨质量浓度. 通过提高出水循环量、采用分段进水、投加药剂降低进水pH值等方式使游离氨低于抑制阈值. (2)提高反应器内溶解氧质量浓度. 较高的溶解氧能提高硝化菌的耐受能力,可缓解游离氨抑制,保证硝化顺利进行. (3)驯化活性污泥. 通过逐渐提高进水氨氮负荷、增加活性污泥浓度等方式,提高活性污泥系统对游离氨的耐受程度和抗冲击能力.

表1 游离氨对AOB与NOB的抑制质量浓度

游离氨起始抑制质量浓度/(mg·L^{-1})		水质条件	文献
AOB	NOB		
10~150	0.1~1.0	城市污水	[7]
4.0~22.4	0.7	污泥脱水液	[8]
60~120	0.6~60	城市污水	[9]
10	5 mg·L^{-1}下降50%	垃圾渗滤液	[10]
25 mg·L^{-1}下降40%	9 mg·L^{-1}完全抑制	配水富集培养	[11]
10 mg·L^{-1}未抑制	0.2 mg·L^{-1}完全抑制	配水,生物膜	[12]
16.0 mg·L^{-1}未抑制	6~9 mg·L^{-1}下降12%	配水富集培养	[13]

目前,游离氨对硝化菌的抑制机理未形成统一的认识,一般认为游离氨对生化反应的催化剂——酶的影响是抑制的关键. 游离氨直接影响硝化过程中的氧化还原酶,或者是影响硝化菌的电子传递和质子转移过程中涉及的酶[8]. 相关的酶不能发挥作用,硝化菌的代谢活性随之下降. Yuan等[13]通过试验证明游离氨抑制对于Nitrobactor的分解代谢影响有限,但是对合成代谢的抑制明显. 游离氨通过阻碍硝化菌的ATP合成过程发挥抑制作用. Park等[14]通过模型证明,游离氨的存在导致NOB正常生长需要的最小溶解氧DO_{min}趋近无穷,NOB长期处于严重的氧受限状态,无法正常增值. 游离氨对硝化菌的抑制机理还需进一步的探讨.

2 游离氨对硝化菌的抑制模型

现有活性污泥动力学模型中较少涉及游离氨对硝化反应的影响. 进水氨氮质量浓度较高或pH变化剧烈时,游离氨的抑制作用对硝化反应影响显著;未考虑游离氨抑制对硝化反应和亚硝酸盐积累的影响,会使得模拟结果与真实情况出现较大偏差. 因此,研究游离氨抑制,建立游离氨对硝化菌抑制的数学模型,可使模拟结果更加准确.

2.1 游离氨抑制模型——AOB

活性污泥动力学模型以酶促反应为基础,利

用莫诺方程描述硝化菌活性和底物之间的关系. 游离氨作为 AOB 的抑制剂,当 AOB 底物充足时, Wett 等[15]利用非竞争性抑制模型(Non-competitive Model)表述游离氨的抑制作用,即

$$\mu^{AOB} = \mu_{max}^{AOB}\frac{S_{NH_3}}{K_{NH_3} + S_{NH_3} + S_{NH_3}S_{FA}/K_{FA}^{I,AOB}}.$$

式中: μ^{AOB} 为 AOB 比增值速率, d^{-1}; $K_{FA}^{I,AOB}$ 为游离氨对 AOB 的抑制常数, $mg \cdot L^{-1}$; μ_{max}^{AOB} 为 AOB 最大比增值速率常数, d^{-1}; S_{FA} 为抑制物质游离氨质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; S_{NH_3} 为 AOB 底物氨氮质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; K_{NH_3} 为 AOB 底物饱和常数, $mg \cdot L^{-1}$.

部分学者利用 Haldane 模型来描述硝化菌活性的变化,即

$$\mu^{AOB} = \mu_{max}^{AOB}\frac{S_{NH_3}}{K_{NH_3} + S_{NH_3}} \cdot \frac{K_{FA}^{I,AOB}}{K_{FA}^{I,AOB} + S_{FA}}.$$

还有学者在 Haldane 模型的基础上进行改进以使其更符合实际情况. 表 2 中列出了文献中的模型类型和对应的抑制常数.

表 2　AOB 的游离氨抑制模型与参数值

模型类型	进水水质	氨氮质量浓度 / $mg \cdot L^{-1}$	系数 K_I / $mg \cdot L^{-1}$	文献
非竞争性	污泥脱水液	500 ~ 2 000	369	[15]
非竞争性	垃圾渗滤液	1 150 ~ 3 012	605.48	[16]
Haldane	合成废水	1 000	139 ~ 376	[17]
Haldane	合成废水	3 000 ~ 4 000	77	[18]
Haldane	合成废水	500 ~ 1 000	241	[19]

2.2　游离氨抑制模型——NOB

在高氨氮废水中常出现亚硝酸盐积累,建立数学模型时不能将硝化过程作为一步反应,需同时考虑游离氨对 NOB 的抑制. 游离氨对 NOB 的抑制模型常见为非竞争性模型和反竞争性模型,即

$$\mu^{NOB} = \mu_{max}^{NOB}\frac{S_{NO_2^-}}{K_{NO_2^-} + S_{NO_2^-}} \cdot \frac{K_{FA}^{I,NOB}}{K_{FA}^{I,NOB} + S_{FA}},$$

$$\mu^{NOB} = \mu_{max}^{NOB}\frac{S_{NO_2^-}}{K_{NO_2^-} + S_{NO_2^-} + S_{NO_2^-}S_{FA}/K_{FA}^{I,NOB}}.$$

式中: μ^{NOB} 为 NOB 比增值速率, d^{-1}; $S_{NO_2^-}$ 为 AOB 底物硝酸盐质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; μ_{max}^{NOB} 为 NOB 最大比增值速率常数, d^{-1}; $K_{NO_2^-}$ 为 NOB 的底物饱和常数, $mg \cdot L^{-1}$. $K_{FA}^{I,NOB}$ 为游离氨对 NOB 的抑制常数, $mg \cdot L^{-1}$.

部分学者认为游离氨会同时影响 NOB 的底物亲和能力和有效底物浓度,引入两个抑制常数,利用混合性抑制[19-20]来描述游离氨对 NOB 的抑制作用,即

$$\mu^{NOB} = \mu_{max}^{NOB}\frac{S_{NO_2^-}}{K_{NO_2^-}(1 + S_{FA}/K_{FA}'^{I,NOB}) + S_{NO_2^-} + S_{NO_2^-}S_{FA}/K_{FA}^{I,NOB}}.$$

式中: $K'^{I,NOB}_{FA}$ 为游离氨对 NOB 的抑制常数, $mg \cdot L^{-1}$.

从表 2、3 可知,不同的水质选择的模型有所不同,抑制系数也有差别. 虽然 AOB 和 NOB 选择的模型不同,但是 AOB 的抑制常数明显大于 NOB,一般高出 1 ~ 2 个数量级. 目前的抑制模型及相关的改进型仍有进一步提高的空间:深入研究游离氨对硝化菌的抑制机理,针对性地进行模型的设计和相关参数的确定;考察 FA 与 DO 等因素的协同抑制作用,对游离氨抑制下氧亲和系数、微生物比增殖速率等进行修正;在不同的环境和反应条件下进行试验研究和结果校正以期建立接受程度高、应用范围广的数学模型.

表 3　NOB 的游离氨抑制模型与参数值

模型类型	反应器条件	氨氮质量浓度 / $mg \cdot L^{-1}$	系数 K_I / $mg \cdot L^{-1}$	文献
Haldane	合成废水	5 ~ 450	0.75 ~ 0.81	[8]
非竞争抑制	合成废水	1170	0.549	[7]
非竞争抑制	污泥脱水液	500 ~ 2 000	1.33	[15]
混合性抑制	合成废水	500 ~ 1 000	3.9/11.1	[19]
无竞争抑制	合成废水	3 000	0.9	[21]

3　游离氨抑制与短程硝化

短程硝化是将硝化反应控制在亚硝酸盐阶段,不进行亚硝酸盐至硝酸盐的转化. 与传统的硝化反硝化技术相比,短程硝化反硝化节省曝气能耗和碳源. 同时,短程硝化反应作为预处理工艺,为厌氧氨氧化工艺提供合适的进水水质. 短程硝化反硝化在经济上和技术上均具有较高的可行性,特别是在处理高氨氮废水和低碳氮比的污水.

3.1　游离氨抑制实现短程硝化

NOB 对游离氨抑制更加敏感,通过游离氨对硝化菌的选择性抑制可以实现稳定的短程硝化. 在一定的游离氨质量浓度下 NOB 与 AOB 相比在竞争中处于劣势,随着反应运行数量降低,从而实现短程硝化和稳定的亚硝积累. 与其他短程硝化控制策略如控制低溶解氧、实时控制曝气时间、提高反应温度等相比,游离氨选择性抑制的方法在 SRT 较长的生物膜法中也可以实现稳定的亚硝酸盐积累[22-23],并且该控制策略具有启动时间短,调整控制简单,受运行条件影响小等优点,在实际运行中有着广泛的应用.

3.2　硝化菌对游离氨抑制的适应性

游离氨对硝化菌的抑制都是可逆的. 游离氨

抑制解除后,硝化菌可逐渐恢复正常活性;长期高游离氨的环境下硝化菌的活性也可能逐渐恢复,表现为对游离氨抑制的适应性. NOB 对游离氨抑制逐渐适应会导致亚硝酸盐积累率下降,短程硝化向全程硝化转化[24]. 部分学者认为单独的游离氨抑制不能长期稳定维持短程硝化,尤其是污泥龄较长的 MBR 反应器[25]和生物膜反应器[26]. 硝化菌对游离氨的适应性并不常见,其机理仍有待探讨,可能是由于硝化菌的逐渐增值或者是硝化菌本身的活性增加[27].

3.3 游离氨抑制与其他短程影响因素的相互作用

3.3.1 FA 抑制与 DO 的相互影响

溶解氧质量浓度对游离氨的抑制作用有明显影响. 低溶解氧和游离氨的双限制因素更有利于实现长期稳定的短程硝化[28-29]. Kim 等[12]报道系统游离氨质量浓度为 3 mg·L^{-1}时,为维持稳定短程硝化 DO 也需保持在 0.5 mg·L^{-1}. 溶解氧升高可削弱游离氨对硝化菌的抑制作用,因此,在较高的 DO 下硝化菌表现出对游离氨抑制更强的耐受能力[30]. 高 DO 下维持短程硝化需要的游离氨质量浓度也随之提高. Cecen[31]研究表明游离氨与 DO 的比值大于 5 是实现稳定的短程硝化的条件.

3.3.2 FA 抑制与温度的相互影响

温度直接影响游离氨的质量浓度,对硝化菌的比增值速率也有明显影响. 高温下 AOB 的比增值速率大于 NOB,但是高温下硝化菌对游离氨的耐受能力也更高. 高温高氨氮废水实现短程硝化的主要影响因素有不同报道,部分研究证明温度比游离氨对短程的贡献更大. Xue 等[32]报道在温度从 15 ℃提高到 30 ℃,高氨氮废水处理由全程硝化逐渐转为稳定的短程硝化. Kim 等[33]利用序批试验证明,硝化过程中亚硝积累率主要受温度而不是游离氨的影响.

3.3.3 FA 抑制与其他因素的相互影响

除上述提及的溶解氧和温度外,游离氨对硝化菌的抑制与多种环境因素相关. 相同的游离氨质量浓度下,氨氮质量浓度越高游离氨对硝化菌抑制越强烈[28]. 碱度的增加或者缺乏都会强化游离氨对硝化菌的抑制作用[34]. 此外研究表明,游离氨与游离亚硝酸(Free nitrous acid, FNA)的联合抑制,对消化污泥脱水液等高氨氮废水短程硝化稳定性至关重要[35-36]. 游离氨对硝化菌抑制与其他因素的相互影响仍需进一步的研究.

4 结 论

为准确评估游离氨对硝化菌抑制和对短程硝化的影响,建立合理的活性污泥数学模型,仍需对以下方面进行研究:

1)游离氨抑制机理及抑制模型. 对游离氨抑制机理深入研究有助于确定准确的抑制阈值,建立合理的数学模型. 据此建立的数学模型具有更好的适用性,对硝化进程的模拟更加准确.

2)硝化菌对游离氨抑制的适应性. 硝化菌对游离氨抑制的可逆性和适应性值得研究. 利用 AOB 的适应性提高氨氮去除负荷,避免 NOB 出现对抑制的适应性以维持稳定的短程硝化.

3)游离氨抑制与其他因素的协同作用. 短程硝化受多种因素影响,为拓展对短程硝化机理的认识,保证稳定的亚硝酸盐积累率,游离氨抑制和其他因素如溶解氧、温度、游离亚硝酸等在短程硝化中的相互作用也是今后研究的重点之一.

参考文献:

[1] KRYLOVA N I, KHABIBOULLINE R E, NAUMOVA R P, *et al.* The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure [J]. J Chem Technol Biot, 1997, 70(1):99-105.

[2] 何仕均, 王建龙, 赵璇, 等. 氨氮对厌氧颗粒污泥产甲烷活性的影响[J]. 清华大学学报:自然科学版, 2009, 45(9):1294-1296.

[3] VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched Nitrosomonas culture[J]. Biotechnol Bioeng, 2006, 95(5): 830-839.

[4] YANG S F, TAY J H, LIU Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules[J]. Biochem Eng J, 2004, 17:8.

[5] 张树军, 彭永臻, 曾薇, 等. 高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮[J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 751-756.

[6] 魏琛罗, 固源. 游离氨对稳定生物亚硝化的影响分析[J]. 重庆环境科学, 2003, 25(12):50-52.

[7] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S, *et al.* Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. Journal of Water Pollution, 1976, 48(5):835-852.

[8] PARK S W. Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid[J]. Process Biochem, 2009, 44(6):631-640.

[9] RONGSAYAMANONT C, LIMPIYAKORN T, LAW B, *et al.* Relationship between respirometric activity and community of entrapped nitrifying bacteria: implications for partial nitrification[J]. Enzyme Microb Tech, 2010, 46(3/4):229-236.

[10] CHUNG J, BAE W, LEE Y W, *et al.* Investigation of the effect of free ammonia concentration upon leachate

treatment by shortcut biological nitrogen removal process [J]. Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2004, 39(7):1655 – 1665.

[11] BALMELLE B, NGUYEN K M, CAPDEVILLE B, *et al.* Study of factors controlling nitrite buildup in biological processes for water nitrification[J]. Water Science and Technology, 1992, 26(5/6):1017 – 1025.

[12] KIM D J, CHANG J S, LEE D I, *et al.* Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics[J]. Water Sci Technol, 2003, 47(11):45 – 51.

[13] YUAN Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth process of an enriched Nitrobacter culture [J]. Water Res, 2007, 4(1):826 – 834.

[14] PARK S, BAE WRITTMANN B E. Operational boundaries for nitrite accumulation in nitrification based on minimum/maximum substrate concentrations that include effects of oxygen limitation, pH, and free ammonia and free nitrous acid inhibition[J]. Environ Sci Technol, 2010, 44(1):335 – 342.

[15] WETT B, RAUCH W. The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater[J]. Water Res, 2003, 37:11.

[16] GANIGUE R, LO PEZ H, BALAGUER M D, *et al.* Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates[J]. Water Res, 2007, 41:3317 – 3326.

[17] TORA J A, LAFUENTE J, BAEZA J A, *et al.* Combined effect of inorganic carbon limitation and inhibition by free ammonia and free nitrous acid on ammonia oxidizing bacteria [J]. Bioresource Technol, 2010, 101(15):6051 – 6058.

[18] JUBANY I, LAFUENTE J, BAEZA J A, *et al.* Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on oxygen uptake rate measurements [J]. Water Res, 2009, 43(11):2761 – 2772.

[19] PAMBRUN V, PAUL E M. Modeling the partial nitrification in sequencing batch reactor for biomass adapted to high ammonia concentrations[J]. Biotechnol Bioeng, 2006, 95(1):120 – 131.

[20] GIL K ICHOI E S. Modelling of inhibition of nitrite oxidation in biological nitritation processes by free ammonia[J]. Biotechnol Lett, 2001, 23(24):2021 – 2026.

[21] JUBANY I, CARRERA J, LAFUENTE J, *et al.* Startup of a nitrification system with automatic control to treat highly concentrated ammonium wastewater: experimental results and modeling[J]. Chem Eng J, 2008, 144(3):407 – 419.

[22] PEREZ J, COSTA EKREFT J U. Conditions for partial nitrification in biofilm reactors and a kinetic explanation [J]. Biotechnol Bioeng, 2009, 103(2):282 – 295.

[23] BELINE F, BOURSIER H, GUIZIOU F, *et al.* Modelling of biological nitrogen removal during treatment of piggery wastewater[J]. Water Sci Technol, 2007, 55(10):11 – 19.

[24] TURK OMAVINIC D S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia[J]. Water Res, 1989, 23(11):1383 – 1388.

[25] FUX C, HUANG D, MONTI A, *et al.* Difficulties in maintaining long-term partial nitritation of ammonium-rich sludge digester liquids in a moving-bed biofilm reactor (MBBR)[J]. Water Sci Technol, 2004, 49(11/12):53 – 60.

[26] VADIVELU V M, KELLER JYUAN Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of Nitrosomonas and Nitrobacter[J]. Water Sci Technol, 2007, 56(7):89 – 97.

[27] VILLAVERDE S, ISAACSA S H, GARICAA P. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence[J]. Water Res, 2000, 34(2):602 – 610.

[28] LEE S M, JUNG J YCHUNG Y C. Measurement of ammonia inhibition of microbial activity in biological wastewater treatment process using dehydrogenase assay [J]. Biotechnol Lett, 2000, 22(12):991 – 994.

[29] CHUNG J, BAE W, LEE Y W, *et al.* Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors[J]. Process Biochem, 2007, 42:9.

[30] FERNANDEZ B, VILAR A, BEN M, *et al.* Partial nitrification of wastewater from an aminoplastic resin producing factory[J]. Water Sci Technol, 2005, 52(10/11):517 – 524.

[31] CECEN F. Investigation of partial and full nitrification characteristics of fertilizer wastewaters in a submerged biofilm reactor[J]. Water Sci Technol, 1996, 34(11):77 – 85.

[32] XUE Y, YANG F L, LIU S T, *et al.* The influence of controlling factors on the start-up and operation for partial nitrification in membrane bioreactor[J]. Bioresource Technol, 2009, 100(3):1055 – 1060.

[33] KIM J H, GUO XPARK H S. Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation[J]. Process Biochem, 2008, 43(2):154 – 160.

[34] HWANG B H, HWANG K Y, CHOI E S, *et al.* Enhanced nitrite build-up in proportion to increasing alklinity/NH_4^+ ratio of influent in biofilm reactor[J]. Biotechnol Lett, 2000, 22(16):1287 – 1290.

[35] 韩晓宇, 张树军, 甘一萍, 等. 以 FA 与 FNA 为控制因子的短程硝化启动与维持[J]. 环境科学, 2009, 30(3):809 – 814.

[36] 刘牡, 彭永臻, 吴莉娜, 等. FA 与 FNA 对两级 UASB – A/O 处理垃圾渗滤液短程硝化的影响[J]. 化工学报, 2010, 61(1):172 – 179.

(编辑　刘　彤)