

王元月,魏源送,张树军. 2013. 厌氧氨氧化技术处理高浓度氨氮工业废水的可行性分析[J]. 环境科学学报, 33(9): 2359-2368
Wang Y Y, Wei Y S, Zhang S J. 2013. Feasibility analysis of anammox for treating high strength ammonia industrial wastewater [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(9): 2359-2368

厌氧氨氧化技术处理高浓度氨氮工业废水的可行性分析

王元月¹, 魏源送^{1,*}, 张树军²

1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085
2. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100022
收稿日期: 2013-01-16 录用日期: 2013-02-20

摘要: 厌氧氨氧化 (Anammox) 技术是一种新型自养生物脱氮工艺, 处理低 C/N 比、高浓度氨氮废水具有突出优势. 本文总结了厌氧氨氧化技术的应用现状和不同工业行业高氨氮废水的水质特征, 分析了氨氮、有机物等因素对厌氧氨氧化菌的影响, 讨论了厌氧氨氧化技术处理高氨氮工业废水的可行性, 最后对其在工业废水处理领域的研究重点做出了展望.

关键词: 厌氧氨氧化; 工业废水; 高氨氮; 可行性分析

文章编号: 0253-2468(2013)09-2359-10 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

Feasibility analysis of anammox for treating high strength ammonia industrial wastewater

WANG Yuanyue¹, WEI Yuansong^{1,*}, ZHANG Shujun²

1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085
2. Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100022
Received 16 January 2013; **accepted** 20 February 2013

Abstract: As a novel type of biological nitrogen removal technology, anaerobic ammonium oxidation (anammox) shows great potential in treating wastewater with low C/N ratio and high strength ammonia. This paper summarizes the application status of the anammox technology and the characteristics of high strength ammonia wastewater from different industries, analyzes the influencing factors of anammox bacteria such as ammonia, organic matters and toxic substances, and discusses the feasibility of the anammox technology in treating high strength ammonia industrial wastewater. Meanwhile, the future research directions of the anammox technology are proposed for the high strength ammonia industrial wastewater treatment.

Keywords: anammox; industrial wastewater; high strength ammonia; feasibility analysis

1 引言 (Introduction)

现阶段, 氨氮已经成为我国水污染物减排的约束性指标之一, 如何进一步削减氨氮排放是我国环境保护面临的重要挑战. 硝化/反硝化生物脱氮是当前主要脱氮方法, 虽然相比物理、化学法脱氮具有优势, 但仍存在效率低、能耗物耗高、剩余污泥量大等缺点 (Fux *et al.*, 2004). 厌氧氨氧化技术 (Anaerobic Ammonium Oxidation, Anammox) 产生于 20 世纪 90 年代 (Mulder *et al.*, 1995), 是目前最有

前景的新型生物脱氮技术, 其实际工程应用的脱氮能力已达 $9.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (van der Star *et al.*, 2007). 然而, 该技术的规模化应用目前只局限于市政领域 (Siegrist *et al.*, 2008; Vlaeminck *et al.*, 2009) 和发酵工业领域 (Tang *et al.*, 2011; Shen *et al.*, 2012), 而应用于处理其它高浓度氨氮工业废水的研究报道较少. 本文在总结当前 Anammox 技术应用现状和几种常见高浓度氨氮工业废水水质特征的基础上, 分析了工业废水中氨氮、有机物等成分对 Anammox 菌的潜在影响, 讨论了 Anammox

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (No. 2012ZX07203-002); 北京市科技专项项目 (No. Z131109002813040)

Supported by the National Water Pollution Control and Management Technology Major Projects (No. 2012ZX07203-002) and the Beijing Science and Technology Special Project (No. Z131109002813040)

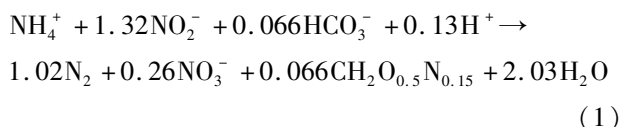
作者简介: 王元月 (1985—), 男, 博士, E-mail: wyy119884@163.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yswei@cees.ac.cn

Biography: WANG Yuanyue (1985—), male, Ph. D., E-mail: wyy119884@163.com; * **Corresponding author**, E-mail: yswei@cees.ac.cn

技术处理高浓度氨氮工业废水的可行性, 以期为高浓度氨氮工业废水的脱氮处理提供一条新途径。

2 厌氧氨氧化技术的应用现状 (Application status of anammox)

Mulder 等发现在处理酵母生产废水的流化床中, NH_4^+ -N 与 NO_3^- -N 浓度同时减少且产气率 (N_2) 大幅提升, 遂将该过程命名为厌氧氨氧化 (Anammox) (Mulder *et al.*, 1995), 其反应可以表示为 (Strous *et al.*, 1998):



目前已知的 Anammox 菌均属于浮霉菌目 (Planctomycetales), 除 2 种 (*Candidatus Scalindua arabica* 和 *Candidatus Scalindua sorokinii*) 主要存在于海洋环境之外, 其余主要存在于污水厂构筑物及实验室反应器中。Anammox 菌因含细胞色素 c 而呈红色, 其胞内有被阶梯烷脂层 (ladderane lipids) 包裹的独立细胞器——厌氧氨氧化体 (anammoxosome), 厌氧氨氧化反应就发生在其中 (van Niftrik *et al.*, 2004)。

由于 Anammox 反应以 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 作为底物, 而一般废水中 NO_2^- -N 含量很低, 所以通过短程硝化来实现 NO_2^- -N 累积是 Anammox 的必备条件。短程硝化与厌氧氨氧化的组合工艺分为一体式和分体式两种 (Jaroszynski *et al.*, 2011b), 不同研究者以不同名字来命名。对于一体式组合工艺, 主要有 CANON (Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) (Sliekers *et al.*, 2003)、OLAND (Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification) (De Clippeleir *et al.*, 2011)、DEMON (Deammonification) (Wett, 2007)、SNAP (Single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitritation) (Furukawa *et al.*, 2006) 等; 对于分体式组合工艺主要是 Sharon-Anammox 工艺 (van Dongen *et al.*, 2001)。表 1 列出了 Anammox 的部分工程应用实例, 可以看出目前该技术的处理对象主要为污泥水, 进水氨氮浓度从 $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 到 $1800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 不等, C/N 比在 2 以下, 脱氮速率一般 $> 1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, 远高于传统硝化/反硝化工艺 (脱氮速率 $< 0.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) (Jin *et al.*, 2008)。

相对于传统生物硝化/反硝化脱氮, 短程硝化-Anammox 组合工艺能够减少约 60% 的曝气量, 并完

全不需要外加碳源。对于分体式 Sharon-Anammox 工艺, Jetten 等估算的脱氮成本仅为 $0.75 \text{ 欧元} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以 N 计), 远低于传统生物脱氮成本 ($2 \sim 5 \text{ 欧元} \cdot \text{kg}^{-1}$, 以 N 计) (Jetten *et al.*, 2005)。荷兰帕克公司 (PAQUES) 获得 Anammox 专利授权后, 建造了世界上第一座实际应用的 Anammox 反应器 (van der Star *et al.*, 2007), 目前该公司已在我国建造了数座实际应用工程, 具体如表 2 所示, 但各工程的实际运行效果未见报道。

制约 Anammox 应用的关键因素有两点: 其一是 Anammox 菌本身的低增殖速率, 其二是处理对象限制为低 C/N 比、高浓度氨氮废水。虽然 Anammox 菌广泛存在于自然界及各种人工水处理构筑物中 (Op den Camp *et al.*, 2006), 但由于其比增长速率仅为 $(0.066 \pm 0.010) \text{ mol}(\text{C}) \cdot \text{mol}^{-1}(\text{NH}_4^+ \text{-N})$, 倍增时间长达 11 d (Strous *et al.*, 1998), 所以通过筛选培养方式来启动 Anammox 反应器将花费很长时间。世界上第一座实际应用的 Anammox 反应器经过 3.5 年才实现稳定运行 (van der Star *et al.*, 2007), Wett 等用最初的 4 L Anammox 种泥通过逐级扩大方式最终成功启动一个 500 m^3 的实际应用反应器, 共耗时 2.5 年 (Wett, 2006)。Anammox 菌是化能无机自养菌, 其自身生长的碳源主要来自水中溶解的碳酸盐/重碳酸盐。当大量外碳源存在时, 异养菌会大量繁殖, 对 Anammox 的稳定运行产生不利影响。市政污泥水氨氮浓度一般在 $0.2 \sim 1.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, C/N 比通常在 2 以下, 碳源相对不足, 所以目前 Anammox 的实际应用多局限于处理该类废水。除此以外, 畜禽养殖废水、垃圾渗滤液等也含有高浓度氨氮, 但碳源水平较高, 一般需先经过厌氧甲烷化和短程硝化处理, 降低碳源和有毒有害物质浓度, NO_2^- -N 发生累积, 然后再用 Anammox 工艺进行脱氮处理。Yamamoto 等 (2008) 利用上流式固定床 Anammox 反应器处理经过短程硝化的养猪场废水, 经过 70 d 的稳定运行后, 脱氮速率能够达到 $0.22 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 。Liang 等 (2008) 研究发现, 垃圾渗滤液经过短程硝化后, COD 能够去除 69%, 出水经过 Anammox 反应后, 约 60% 的 NH_4^+ -N 和 64% 的 NO_2^- -N 能够被同时去除。

目前 Anammox 的实际工程应用主要集中在市政和发酵工业领域, 这是因为该类废水的氨氮浓度高, 有毒有害物质含量相对较少。理论上厌氧氨氧化工艺脱氮可节省 60% 的曝气量和 100% 的外加碳

表 1 Anammox 的工程应用实例

Table 1 Examples of engineering application of Anammox

反应器类型	反应器结构	接种污泥类型	处理对象	反应器有效容积/ m ³	启动时长 /d	MLSS /(g·L ⁻¹)	温度 /°C	氨氮负荷 /(kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	脱氮速率 /(kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	处理水量 /(m ³ ·d ⁻¹)	进水氨氮浓度 /(mg·L ⁻¹)	C/N	出水氨氮浓度 /(mg·L ⁻¹)	参考文献
SBR	一体式	Anammox 种泥	市政污泥水	500	900	2.93 ± 0.33	27.8 ± 1.7	0.68	0.6	119 ± 29	1832 ± 40	0.36	196 ± 22	(Wett, 2006; Wett, 2007)
SBR	一体式	Anammox 种泥	市政污泥水	400	50	1.25 ¹⁾	—	0.63	0.4	—	1000	—	50	(Wett, 2007)
UBR ²⁾	一体式	Anammox 颗粒污泥	市政污泥水 + 土豆加工废水 ³⁾	600	180	—	30 ~ 35	2.08	1.3	3360	250 ~ 350	0.67	—	(Vlaeminck <i>et al.</i> , 2010)
SBR	一体式	Anammox 种泥 + 短程硝化污泥	市政污泥水	1400	180	3.4 ± 0.5	30 ± 3	0.45	—	—	650 ± 50	0.97	30 ± 10	(Joss <i>et al.</i> , 2009)
SBR	一体式	Anammox 种泥 + 短程硝化污泥	市政污泥水	300	150	5.9 ± 2.0	18 ~ 30	0.36	—	—	890 ± 100	0.87	73 ± 42	(Joss <i>et al.</i> , 2009)
SBR	一体式	Anammox 种泥 + 短程硝化污泥	市政污泥水	160	90	4.0 ± 0.5	29 ± 1	0.35	—	—	760 ± 75	0.26	20 ± 15	(Joss <i>et al.</i> , 2009)
RBC ⁴⁾	一体式	活性污泥	垃圾渗滤液	240	90 ~ 150	—	>20	—	1.7	720	350 ~ 400	—	10	(Schmid <i>et al.</i> , 2003)
UBR	分体式	Anammox 种泥 + 硝化污泥	市政污泥水	70 ⁵⁾	1260	—	33	—	9.5 ⁷⁾	625	1200	—	47 ~ 130	(van der Star <i>et al.</i> , 2007)
UASB	分体式	Anammox 颗粒污泥 + 厌氧颗粒污泥	半导体生产废水	58 ⁵⁾	86	—	28 ~ 35	—	1.04 ~ 3.29 ⁷⁾	550	250 ~ 400	—	<1	(Takaaki <i>et al.</i> , 2011)
ABR ⁶⁾	分体式	—	制革生产废水	100 ⁵⁾	—	—	—	—	1.7 ~ 1.9 ⁷⁾	474	305	1.89	—	(Frijters <i>et al.</i> , 2007; Kamp-schreur <i>et al.</i> , 2008)

注:1)表示反应器刚启动时污泥浓度;2)表示上流式生物反应器;3)表示废水经过厌氧消化和鸟粪石结晶预处理;4)表示生物转盘反应器;5)表示单指 Anammox 反应器容积;6)表示气提式生物反应器;7)表示对于分体式结构,单指 Anammox 的脱氮速率。

表 2 帕克公司建造 Anammox 的国内应用实例

Table 2 Examples of anammox application in China constructed by Paques

公司名称	废水类型	Anammox 反应器 有效容积/m ³	氨氮负荷/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	年份
会稽山绍兴酒股份有限公司	酿酒生产废水	560	1.61	2011
新疆梅花氨基酸有限责任公司	味精生产废水	5400	1.98	2011
江苏汉光甜味剂有限公司	甜味剂生产废水	1600	1.36	2011
山东祥瑞药业有限公司	玉米淀粉和味精生产废水	4300	1.42	2011
通辽梅花生物科技有限公司 II 期	味精生产废水	4100	2.20	2010
通辽梅花生物科技有限公司 I 期	味精生产废水	6600	1.67	2009
安琪酵母(滨州)有限公司	酵母生产废水	500	2.00	2009

源,实际运行中主要体现在降低电耗和外碳源(甲醇等)量.世界上第一座实际应用的分体式 Anammox 工艺处理污泥消化液,能够在去除 95% 氨氮和 85% 总氮的同时,每年可节约 250 t 甲醇和 27.5 万 kW·h 电能,减少污泥产量(以干重计)40 t,合计节省运营成本 12.5 万欧元·a⁻¹,减少 CO₂ 排放 500 t·a⁻¹. 鉴于 Anammox 工艺的脱氮速率高于传统 A/O 脱氮工艺,它的一个突出优点就是占地面积小.例如,第一座分体式 Anammox 工艺占地面积只有 72 m²;处理酵母生产废水的 Anammox 反应器只有 500 m³,取代了原来 10000 m³ 的传统 A/O 工艺;处理土豆加工废水的 Anammox 整体工艺系统反应器容积仅为 1200 m³,不到传统解决方案的 1/5.此外,随着 Anammox 应用的推广,种菌获取途径增加,其反应器规模也从最初的 70 m³ 逐渐增大,而帕克公司之所以能够在全球范围内建造多个 Anammox 反应器,得益于其在荷兰拥有充足的 Anammox 种

泥.2009 年建成投产的通辽梅花味精废水处理工程的反应器规模已经达到 6600 m³,接种来自荷兰的 Anammox 种泥,氨氮负荷高达 11000 kg·d⁻¹,这也表明 Anammox 工艺已经初步实现了工业化应用.

3 高浓度氨氮工业废水的来源及特征分析 (The analysis of sources and characteristics of high strength ammonia industrial wastewater)

根据 2011 年《中国环境状况公报》,2011 年全国工业废水排放的氨氮总量为 28.2 万 t,另据《第一次全国污染源普查公报》(2010 年)显示,氨氮排放居前几位的工业行业分别是石化、焦化、化工、制革等,其氨氮排放量合计占工业废水厂区排放口氨氮排放量的 85.9%,水质状况具体如表 3 所示.虽然工业氨氮排放量在全国总氨氮排放量中只占不到 11%,但由于工业废水排放集中、化学成分复杂等原因,其氨氮处理难度远大于生活污水.

表 3 主要工业行业废水水质状况

Table 3 The characteristics of wastewater from main industries

行业类型	COD /(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N /(mg·L ⁻¹)	C/N	其它主要成分 /(mg·L ⁻¹)	参考文献
焦化行业 无锡某焦化厂	900~1500	110~180	5.1~5.7	BOD ₅ :320~580	(Shi <i>et al.</i> , 2010)
南京某焦化厂	840~2700	100~330	3.8~4.0	BOD ₅ :190~700	
石化行业 兰州石化催化剂厂	980	682	1.4	石油类:41; 挥发酚:18	(夏平安等,2002)
大庆石化	≤1500	40~50	—	石油类≤30; 挥发酚≤50	(张克利等,2009)
制革行业 浙江平阳制革基地	350~850	283~396	1.8	Cr(VI):1.18	(邓海华等,2009)
浙江嘉兴某皮革厂	2240~2700	290.5~512.7	3.1	总铬:49.54~65.04	(姜维等,2010)
制药行业 浙江某制药公司	2000~4000	5000~5500	0.6	—	(陈婷婷等,2010)
江苏某螺旋霉素制药厂	800~2000	150~300	6.2	—	(成宇涛等,2012)
氮肥行业 河南某化工有限公司	300~700	200~500	1.4	BOD ₅ :200~500	(李桂荣等,2010)
海南某化肥企业	100~350	150~300	1.0	BOD ₅ :30~145	(赵慧等,2010)

工业行业不同,产生的废水水质差别较大.焦化和石化行业废水的氨氮浓度通常在 100 mg·L⁻¹

左右,同时还含有酚类等多种有机化合物.制革废水的氨氮浓度一般在 200 mg·L⁻¹ 以上,并含有大量

的有机氮及重金属. 制药行业因生产药物不同, 氨氮浓度从几十 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 至数千 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 均有可能, 而氮肥行业废水水质相对稳定, 是一种典型的低 C/N 比、高氨氮废水.

上述几种工业废水虽然氨氮浓度较高, 但也因为 COD 浓度高、存在重金属和有毒有害物质等问题而不能直接用 Anammox 处理. 高浓度废水一般先经过厌氧消化后再进入后续工艺, 部分 COD 和有毒有害物质在厌氧条件下得到去除, 而有机氮在氨化作用下转化生成氨氮, 从而形成低 C/N 比、高浓度氨氮类型的废水. 所以各种经过厌氧消化后的工业废水才是 Anammox 的真正处理对象.

4 工业废水水质特征对厌氧氨氧化的影响 (The influence of industrial wastewater on anammox)

目前 Anammox 技术的处理对象主要是污泥水, 因为该类废水的水质单一稳定, 而工业废水除含有高浓度的氨氮外, 还含有相当部分的有机物、有毒有害物质以及高盐度等. 已有学者开展了工业废水中常见成分对 Anammox 影响的研究, 这是关系到 Anammox 能否成功应用于工业废水处理领域的关键.

4.1 氨氮

受工业生产的影响, 工业废水中的氨氮浓度一般波动比较剧烈. 虽然氨氮是 Anammox 的反应底物, 但当其浓度发生变化时也会对 Anammox 菌产生不利影响. 对于一体式反应器来说, 需要提供少量溶解氧 (DO) 来实现氨的短程硝化, 但当氨氮浓度突然降低后, 会因耗氧物质减少而导致系统 DO 浓度升高, 从而会对 Anammox 菌产生抑制作用. Third 等(2001)研究了氨氮浓度变化对 CANON 工艺的影响, 发现当进水氨氮浓度从 $168 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 $72.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 导致系统 DO 浓度升高, 最终使 CANON

工艺的氮去除率从 92% 降至 57%. 有研究指出, 相对于离子态氨 (NH_4^+), 游离氨 (NH_3) 因不带电荷而更易穿过细胞膜进入胞内, 抑制各种氧化还原酶, 或影响各种电子传递和质子转移过程中涉及的酶活性 (Park *et al.*, 2009), 所以氨氮对 Anammox 菌的抑制作用实际上是由游离氨造成的 (Dapena-Mora *et al.*, 2007). Anthonisen 等(1976)系统研究了氨氮浓度与游离氨之间的关系, 如公式(2)所示, 表明在温度、pH 稳定条件下, 游离氨随着进水氨氮浓度的增大而升高, 其对 Anammox 菌的抑制作用也会加强. Jung 等(2007)研究发现, UASB 中的游离氨浓度仅为 $1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 就已经表现出对颗粒态 Anammox 菌的抑制作用, 这是目前报道的最低游离氨抑制浓度. Aktan 等(2012)却发现对于 Anammox 生物膜体系, 游离氨浓度逐渐增大到 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Anammox 反应仍未受到抑制, 到当游离氨进一步增大到 $190 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Anammox 菌活性迅速降为原来的 10%. 因此, 亟需深入研究氨氮浓度波动对 Anammox 的影响及其机理, 以便更好地为该技术的应用提供指导. 目前针对游离氨对 Anammox 菌抑制作用的研究主要集中在实验室规模, 通过氨氮浓度、温度和 pH 参数计算得到相应游离氨浓度. 而工程应用上通常以氨氮负荷来表征系统脱氮能力, 所以随着 Anammox 应用工程的增多, 在工程规模上考察游离氨对 Anammox 菌的影响时, 同时考虑氨氮负荷和氨氮浓度更为贴切, 所以目前表 4 单列出了不同氨氮浓度对 Anammox 脱氮效果的影响.

$$[\text{NH}_3] (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+] (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \times 10^{\text{pH}}}{e^{6344/(273+t)} + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

表 4 氨氮对 Anammox 菌的脱氮效果影响

Table 4 The effects of ammonium on the nitrogen-removal of Anammox

反应器类型	菌群形态	处理对象	反应器有效容积/L	温度/℃	pH	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	游离氨浓度 / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Anammox 菌脱氮效果影响	参考文献
SBR	颗粒态	配水	15	32 ~ 33	7.0 ~ 7.8	1000	34.55 ¹⁾	未抑制	(Strous <i>et al.</i> , 1999)
玻璃瓶	—	配水	0.025	30	7.8	770	45.32 ²⁾	-50%	(Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007)
UASB	颗粒态	配水	1.1	35 ± 1	6.8	1000	8.63 ³⁾	未抑制	(Tang <i>et al.</i> , 2010)
SBR	生物膜	配水	3	30	7.8	—	35 ~ 40	抑制	(Fernández <i>et al.</i> , 2012)
UASB	颗粒态	养猪废水	—	—	7.3 ~ 8.1	—	13 ~ 90	抑制	(Waki <i>et al.</i> , 2007)
MBBR ⁴⁾	生物膜	污泥水	3	35	6.5 7.81 ± 0.24	—	0.4 ± 0.3 4.5 ± 3.2	未抑制 抑制	(Jaroszynski <i>et al.</i> , 2011a)

注:1)表示在 pH=7.5, 温度=32℃时根据公式(1)计算得到(下同);2)表示在 pH=7.8, 温度=30℃计算得到;3)表示在 pH=6.8, 温度=35℃时计算得到;4)表示移动床生物膜反应器.

4.2 有机物

如果工业废水中易降解有机物大量存在,就会导致异养菌繁殖,使 Anammox 菌在对底物和微量元素等的竞争中处于劣势,最终会导致系统崩溃. 焦化、制药、氮肥等行业废水中除含有高浓度氨氮外,还含有较高浓度的易降解有机物,研究表明厌氧消

化是一个很好的去除有机物途径,同时氨氮浓度又会进一步提高 (Chen *et al.*, 2008; 刘宏娟等, 2008; Sun *et al.*, 2009), 导致厌氧出水具有低 C/N 比、高浓度氨氮特征, 有机物对 Anammox 的抑制作用得到缓解. 表 5 列出了有机物对 Anammox 脱氮效果的影响.

表 5 有机物对 Anammox 反应的脱氮效果影响
Table 5 The effects of organic substances on the nitrogen-removal of Anammox

反应器类型	有效容积 /L	运行方式	有机物	有机物浓度	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	C/N	温度 / $^{\circ}\text{C}$	脱氮效果影响	参考文献
UASB	1.1	连续试验	蔗糖	$700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (COD)	240	—	35 ± 1	-98%	(Tang <i>et al.</i> , 2010)
	0.2	连续试验	牛奶	$300 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (COD)	—	2	35	抑制	(Chamchoi <i>et al.</i> , 2008)
	0.255	半连续试验	养猪废水 ¹⁾	$>237 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (COD)	189	—	37	-100%	(Molinuevo <i>et al.</i> , 2009)
养猪废水 ²⁾			$>290 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (COD)	80	—				
玻璃瓶	0.025	批试验	乙酸盐	$10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$	70	—	30	未抑制	(Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007)
				$25 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$				-22%	
				$50 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$				-70%	
FBR ³⁾	2.5	连续试验	葡萄糖	$1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$	84	—	36	-12%	(van de Graaf <i>et al.</i> , 1996)
			乙酸盐	$2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$				-28%	
			甲酸盐	$5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$				-10%	
血清瓶	0.05	批试验	丙酸盐	—	—	$> (0.75 \sim 1.25)$	34	抑制	(Guyen <i>et al.</i> , 2005)

注:1)表示厌氧消化后;2)表示厌氧消化-部分氧化后;3)表示流化床反应器.

虽然 Anammox 菌为自养菌,有机物的存在会对其产生不利影响,但目前已有研究发现 Anammox 菌能够与异养菌共生于同一体系中,有机物含量相对不足能够避免异养菌的大量繁殖 (Ruscalleda *et al.*, 2008). 少量异养菌的存在具有重要意义,因为 Anammox 只能去除原水中 90% 的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 剩余的 10% 会以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 形式存在. 在缺氧条件下,异养菌能够将该部分 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 还原成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 以重新参与 Anammox 反应,从而进一步提高系统的脱氮水平 (Kumar *et al.*, 2010).

4.3 有毒有害物质

工业废水中存在多种对 Anammox 菌具有潜在毒害作用的物质. 焦化废水中通常含有酚类物质,制药废水中的抗生素含量较高,制革行业废水中重金属含量较高等,上述这些有毒有害物质是制约 Anammox 技术应用在高浓度氨氮工业废水处理领域的关键因素. 表 6 列出了几种有毒有害物质对

Anammox 菌活性的影响.

从表 6 可以看出,目前有毒有害物质对 Anammox 菌活性的影响研究主要以单物质批试验为主,通常随着物质浓度的提高, Anammox 活性受抑制作用就加强. 然而,不同研究者得出的结论往往差别较大,如 Dapena-Mora 等认为 $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的氯霉素仍不会对 Anammox 菌活性产生抑制作用 (Dapena-Mora *et al.*, 2007), 而 van de Graaf 等则发现氯霉素在 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的时候就已经使 Anammox 菌活性降低 36% (van de Graaf *et al.*, 1995), 表明有毒有害物质对 Anammox 菌活性的影响不仅仅与物质类型和浓度有关,还与底物浓度、污泥浓度及形态、作用时间等因素有关. 虽然微生物经过驯化后对有毒有害物质有一定的耐受性,但实际工业废水通常含有多种有毒有害物质,所以开展 Anammox 受多物质同时作用的研究对该技术在工业领域的实际应用更具有意义.

表 6 有毒有害物质对 Anammox 活性的影响

Table 6 The effects of toxic and harmful substances on the nitrogen-removal of Anammox

反应器类型	有效容积 /L	试验方式	物质种类	浓度 /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	温度 / $^{\circ}\text{C}$	Anammox 活性影响	参考文献	
玻璃瓶	0.025	批试验	烯丙基硫脲	1000	30	未抑制	(Dapena-Mora <i>et al.</i> , 2007)	
			氯霉素	1000		未抑制		
锥形瓶	0.025	批试验	苯酚	330 ± 10	-	未抑制(经过 2 个月驯化)	(Toh <i>et al.</i> , 2002)	
				550		抑制(可逆)		
血清瓶	0.5	批试验	盘尼西林	1	37	-17%	(van de Graaf <i>et al.</i> , 1995)	
				100		-36%		
			氯霉素	20	-36%			
				200	-98% ¹⁾			
			氨比西林	400	-71%			
				800	-94%			
			2,4-二硝基酚	37	-53%			
368	-99%							
CCCP ²⁾	41	-100%						
HgHCl ₂	271	-100%						
SBR	1	连续试验	氯霉素	20	31	-25% (投加 4 d 后)	(Fernández <i>et al.</i> , 2009)	
				80% (投加 28 d 后)				
			盐酸四环素	10		-60%		
玻璃瓶	0.34	批试验	Cu	1.9	30	-50% (投加 24 h 后)	(Lotti <i>et al.</i> , 2012)	
				Zn				3.9
				磺胺噻唑				650
				氧四环素				1100

注:1)表示投加后前 3 d 的抑制效果,此后抑制程度为 -68%;2)表示羰基氰化间氯苯腙(carbonyl cyanide m-chlorophenylhydrazone)。

4.4 其它物质

制革、制药等行业废水中通常含有较高的盐度,高盐度会产成高渗透压,使细胞脱水,从而对微生物活性产生影响. 目前发现 *Scalindua* 属的厌氧氨氧化菌存在于多处海洋环境中 (Kuypers *et al.*, 2005; Woebken *et al.*, 2008), 而其他 *Brocadia*、*Kuenenia*、*Anammoxoglobus* 等属厌氧氨氧化菌则存在于淡水生态系统中,如 WWTP 和实验室 Anammox 反应器,很少发现同一种 Anammox 菌可以共存于海洋和淡水环境中 (Kartal *et al.*, 2006). 目前各种厌氧氨氧化工艺的主体 Anammox 菌是存在于淡水环境中的多个种属,因此研究淡水环境中的 Anammox 菌对盐度的耐受情况更有意义. Windey 等 (2005) 发现在 OALND 工艺的生物转盘反应器 (RBC) 中, Anammox 菌能够逐渐适应 $30 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐浓度环境,脱氮速率可达 $0.73 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Kartal 等 (2006) 研究发现淡水环境中的 *Kuenenia* 属 Anammox 菌能适应盐浓度逐渐升高至 $30 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的环境,脱氮效果及厌氧氨氧化活性与对照系统相当. Dapena-Mora 等 (2010) 同样以 *Kuenenia* 属 Anammox 菌为对象,通过连续试验发现,当 NaCl 浓度在 $3 \sim 15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间

会促进 Anammox 菌的活性提高,同时也有助于颗粒污泥的形成,而超过 $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,活性就会受到抑制. 批试验结果验证了 NaCl 低于 $8.78 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时不会对 Anammox 菌的活性产生影响,而当 KCl 浓度高于 $7.45 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 Na_2SO_4 浓度高于 $7.10 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时会对活性产生抑制作用,并且 NaCl、KCl、 Na_2SO_4 的半抑制浓度 (IC_{50}) 分别为 $13.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $14.9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $11.4 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Dapena-Mora *et al.*, 2007). 由此可见,虽然淡水环境中的 Anammox 菌会受到不同盐浓度和盐种类等的影响,但均表现出一定的耐受性,所以 Anammox 技术可用于处理含盐的高氨氮工业废水.

化肥生产、制药等行业排放废水中除含有高浓度氨氮外,还存在一定的磷酸盐. van de Graaf 在流化床中发现当磷酸盐浓度超过 $155 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (以 P 计) 时,就会对 Anammox 菌产生抑制作用 (van de Graaf *et al.*, 1996), Dapena-Mora 在批试验中发现磷酸盐对 Anammox 的 IC_{50} 为 $651 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (以 P 计), 而该浓度远高于一般工业废水中的磷酸盐浓度值 (Dapena-Mora *et al.*, 2007). 化工、制革、造纸、制药等行业也产生含硫废水,在厌氧或缺氧条件下,硫通常以硫化物形式存在. van de Graaf 研究得出硫化

物浓度在 $32 \sim 160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 S 计) 时会对 Anammox 菌活性产生促进作用 (van de Graaf *et al.*, 1996), 而这一结果与 Dapena-Mora 相反, 后者认为当硫化物浓度在 $32 \sim 64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 S 计) 时就会使 Anammox 菌的 60% 活性受到抑制, 超过 $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 S 计) 时, Anammox 菌活性就会完全被抑制 (Dapena-Mora *et al.*, 2007), 所以目前硫化物 (硫酸盐) 对 Anammox 菌的抑制作用并无定论, 有待深入研究。

5 讨论 (Discussion)

自 2002 年首座 Anammox 反应器投入实际运行以来, 该技术正逐步在世界各地推广应用, 重点处理污泥水, 个别用于食品加工、制革和半导体生产废水处理, 而针对焦化、石化、氮肥等典型产生高浓度氨氮废水领域的应用较少。目前对于一体式和分体式这两种结构孰优孰劣并无定论。一体式结构是短程硝化与厌氧氨氧化同时在一个反应器中发生, 通过微曝气提供少量溶解氧实现 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的短程硝化, 生成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 。随着氧的消耗, 在反应器内局部形成厌氧微环境, 剩余的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和生成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在 Anammox 菌作用下发生反应, 实现脱氮。通过控制溶解氧在一个很低的范围内 ($< 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 保证生成的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 随即被消耗掉, 所以可以避免 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 过度累积而造成抑制。分体式结构是短程硝化和厌氧氨氧化分别在两个反应器中进行。含氨氮原水首先进入短程硝化池, 通过控制 HRT、pH 等参数实现原水中约一半的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化成 $\text{NO}_2^- \text{-N}$, 短程硝化池出水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 摩尔比近似等于 1, 随后进入厌氧氨氧化池, 在 Anammox 菌作用下, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 反应生成 N_2 和部分 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, 实现脱氮目的。Joss 等 (2009) 认为一体式结构的脱氮速率与分体式相当, 但前者结构紧凑、装置运行和控制简单, 能够避免因 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积造成的抑制作用, 因而认为一体式结构较好。Jaroszynski 则认为分体式结构可靠性更高, 系统崩溃后能够在短期内快速恢复 (Jaroszynski *et al.*, 2011b)。总体来说当处理对象为含有有毒有害物质的工业废水时, 分体式具有优势, 因为好氧状态下的短程硝化不仅能够促进 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积, 还能够使酚类、抗生素等物质得到降解, 从而减轻对 Anammox 菌的抑制作用。

虽然工业废水中可能存在有机物、酚类、抗生素、重金属等, 但原水经过厌氧消化后, 上述物质浓

度会降低, 其对 Anammox 菌的影响作用会减弱。Anammox 菌受盐度和硫化物的影响与物质种类、反应条件等因素有关, 目前没有明确的抑制阈值, 但在低浓度条件下可以发生 Anammox 反应。由于工业废水中的磷含量一般较低, 其对 Anammox 菌的影响相对较轻。目前开展重金属对 Anammox 影响的研究较少, 长时间运行后重金属会在污泥中累积, 所以在实际运行中应予以特别关注。总体来看, Anammox 技术应用于处理高浓度氨氮工业废水是可行的, 但仍需要深入研究。

6 展望 (Future outlook)

经过 20 多年的研究和应用, 厌氧氨氧化技术已经在市政污泥水处理领域得到了成功应用, 未来扩展到工业废水处理领域是其发展的必然。目前已经开展了包括有机物、盐度、硫化物等工业废水中常见成分对 Anammox 菌的影响研究, 但仍存在诸多问题需要进一步深入探讨, 主要有以下几个方面: ①工业废水中有毒有害物质对 Anammox 菌的长期作用效果研究; ②工业废水中不同有毒有害物质对 Anammox 有无协同抑制效应; ③能够适应工业废水水质、水量多变的高效控制模式研究; ④Anammox 技术与其它水处理工艺结合, 最终实现同步脱氮除碳功能研究; ⑤Anammox 技术处理工业废水时的温室气体 (N_2O) 排放特征及其减排措施研究。

责任作者简介: 魏源送 (1969—), 男, 研究员, 博士生导师。主要研究领域为膜技术在污水处理与回用中的应用, 污水生物脱氮新技术, 污泥减量化与资源化, 生物堆肥等。

参考文献 (References):

- Aktan C K, Yapsakli K, Mertoglu B. 2012. Inhibitory effects of free ammonia on Anammox bacteria [J]. *Biodegradation*, 23 (5): 751-762
- Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, *et al.* 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 48(5): 835-852
- Chamchoi N, Nitisravut S, Schmidt J E. 2008. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 99(9): 3331-3336
- 陈婷婷, 唐崇俭, 郑平. 2010. 制药废水厌氧氨氧化脱氮性能与毒性机理的研究 [J]. *中国环境科学*, 30(4): 504-509
- 成宇涛, 魏源送, 王健行, 等. 2012. 板式 MBR 处理螺旋霉素废水的膜组件性能比较 [J]. *中国给水排水*, 28(5): 20-24
- Chen Y, Cheng J J, Creamer K S. 2008. Inhibition of anaerobic

- digestion process: A review[J]. *Bioresource Technology*, 99(10): 4044-4064
- Dapena-Mora A, Fernandez I, Campos J L, *et al.* 2007. Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 40(4): 859-865
- Dapena-Mora A, Vázquez-Padín J, Campos J L, *et al.* 2010. Monitoring the stability of an Anammox reactor under high salinity conditions [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 51(3): 167-171
- De Clippeleir H, Yan X G, Verstraete W, *et al.* 2011. OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 90(4): 1537-1545
- 邓海华, 沈滨, 全武刚, 等. 2009. 曝气生物流化池生物强化处理高氨氮制革废水研究 [J]. *环境污染与防治*, 31(3): 48-51
- Fernández I, Dosta J, Fajardo C, *et al.* 2012. Short-and long-term effects of ammonium and nitrite on the Anammox process [J]. *Journal of Environmental Management*, 95: s170-s174
- Fernández I, Mosquera-Corral A, Campos J L, *et al.* 2009. Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics [J]. *Process Biochemistry*, 44(4): 494-498
- Frijters C, Silvius M, Fischer J, *et al.* 2007. Full-scale applications for both COD and nutrient removal in a CIRCOCX (R) airlift reactor [J]. *Water Science and Technology*, 55(8/9): 107-114
- Furukawa K, Lieu P K, Tokitoh H, *et al.* 2006. Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performances [J]. *Water Science and Technology*, 53(6): 83-90
- Fux C, Siegrist H. 2004. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/ anammox: environmental and economical considerations [J]. *Water Science and Technology*, 50(10): 19-26
- Güven D, Dapena A, Kartal B, *et al.* 2005. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2): 1066-1071
- Jaroszynski L W, Cicek N, Sparling R, *et al.* 2011a. Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors [J]. *Bioresource Technology*, 102(14): 7051-7056
- Jaroszynski L W, Oleszkiewicz J A. 2011b. Autotrophic ammonium removal from reject water: partial nitrification and anammox in one-reactor versus two-reactor systems [J]. *Environmental Technology*, 32(3): 289-294
- Jetten M S M, Cirpus I, Kartal B, *et al.* 2005. 1994—2004: 10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium [J]. *Biochemical Society Transactions*, 33: 119-123
- 姜维, 王小佳, 贾仁勇, 等. 2010. 吹脱法预处理皮革废水的实验研究 [J]. *环境工程学报*, 4(4): 789-794
- Jin R C, Zheng P, Hu A H, *et al.* 2008. Performance comparison of two anammox reactors: SBR and UBF [J]. *Chemical Engineering Journal*, 138(1/3): 224-230
- Joss A, Salzgeber D, Eugster J, *et al.* 2009. Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitrification and Anammox in One SBR [J]. *Environmental Science & Technology*, 43(14): 5301-5306
- Jung J, Kang S, Chung Y, *et al.* 2007. Factors affecting the activity of anammox bacteria during start up in the continuous culture reactor [J]. *Water Science and Technology*, 55(1/2): 459-468
- Kampschreur M J, Van der Star W R L, Wielders H A, *et al.* 2008. Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment [J]. *Water Research*, 42(3): 812-826
- Kartal B, Koleva M, Arsov R, *et al.* 2006. Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater [J]. *Journal of Biotechnology*, 126(4): 546-553
- Kumar M, Lin J G. 2010. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal—strategies and issues [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1): 1-9
- Kuypers M M M, Lavik G, Woebken D, *et al.* 2005. Massive nitrogen loss from the Benguela upwelling system through anaerobic ammonium oxidation [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(18): 6478-6483
- 李桂荣, 潘文琛, 宋同鹤, 等. 2010. 硝化反硝化/生物接触氧化工艺处理合成氨废水 [J]. *中国给水排水*, 26(24): 77-80
- Liang Z, Liu J X. 2008. Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1): 202-212
- 刘宏娟, 朱文亭, 周莉莉. 2008. 厌氧折流板反应器处理制药废水中试研究 [J]. *给水排水*, 34(z2): 210-212
- Lotti T, Cordola M, Kleerebezem R, *et al.* 2012. Inhibition effect of swine wastewater heavy metals and antibiotics on anammox activity [J]. *Water Science and Technology*, 66(7): 1519-1526
- Molinuevo B, García M C, Karakashev D, *et al.* 2009. Anammox for ammonia removal from pig manure effluents: effect of organic matter content on process performance [J]. *Bioresource Technology*, 100(7): 2171-2175
- Mulder A, van de graaf A A, Robertson L A, *et al.* 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 16(3): 177-183
- Op den Camp H J M, Kartal B, Güven D, *et al.* 2006. Global impact and application of the anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria [J]. *Biochemical Society Transactions*, 34: 174-178
- Park S, Bae W. 2009. Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid [J]. *Process Biochemistry*, 44(6): 631-640
- Ruscalleda M, López H, Ganigué R, *et al.* 2008. Heterotrophic denitrification on granular anammox SBR treating urban landfill leachate [J]. *Water Science and Technology*, 58(9): 1749-1755
- Schmid M, Walsh K, Webb R, *et al.* 2003. Candidatus “Scalindua brodae”, sp. nov., Candidatus “Scalindua wagneri”, sp. nov., Two New Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 26(4): 529-538
- Shen L D, Hu A H, Jin R C, *et al.* 2012. Enrichment of anammox bacteria from three sludge sources for the startup of monosodium

- glutamate industrial wastewater treatment system [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 199-200: 193-199
- Shi X L, Hu X B, Wang Z, *et al.* 2010. Effect of reflux ratio on COD and nitrogen removals from coke plant wastewaters [J]. *Water Science and Technology*, 61(12): 3017-3025
- Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, *et al.* 2008. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal [J]. *Water Science and Technology*, 57(3): 383-388
- Sliemers A O, Third K A, Abma W, *et al.* 2003. CANON and Anammox in a gas-lift reactor [J]. *Fems Microbiology Letters*, 218(2): 339-344
- Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50(5): 589-596
- Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. 1999. Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7): 3248-3250
- Sun Q, Bai Y, Zhao C, *et al.* 2009. Aerobic biodegradation characteristics and metabolic products of quinoline by a *Pseudomonas* strain [J]. *Bioresource Technology*, 100(21): 5030-5036
- Takaaki T, Hideyo Y, Sosuke N, *et al.* 2011. Application of the Nitrification and Anammox Process into Inorganic Nitrogenous Wastewater from Semiconductor Factory [J]. *Journal of Environmental Engineering (New York, NY)*, 137(2): 146-154
- Tang C J, Zheng P, Wang C H, *et al.* 2010. Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor [J]. *Bioresource Technology*, 101(6): 1762-1768
- Tang C J, Zheng P, Chen T T, *et al.* 2011. Enhanced nitrogen removal from pharmaceutical wastewater using SBA-ANAMMOX process [J]. *Water Research*, 45(1): 201-210
- Tang C J, Zheng P, Hu B L, *et al.* 2010. Influence of substrates on nitrogen removal performance and microbiology of anaerobic ammonium oxidation by operating two UASB reactors fed with different substrate levels [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1): 19-26
- Third K A, Sliemers A O, Kuenen J G, *et al.* 2001. The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: Interaction and competition between three groups of bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 24(4): 588-596
- Toh S K, Ashbolt N J. 2002. Adaptation of anaerobic ammonium-oxidizing consortium to synthetic coke-ovens wastewater [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59(2/3): 344-352
- van de Graaf A A, de Bruijn P, Robertson L A, *et al.* 1996. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor [J]. *Microbiology*, 142(8): 2187-2196
- van de Graaf A A, Mulder A, de Bruijn P, *et al.* 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(4): 1246-1251
- van der Star W R, Abma W R, Blommers D, *et al.* 2007. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam [J]. *Water Research*, 41(18): 4149-4163
- van Dongen U, Jetten M S M, van Loosdrecht M C M. 2001. The SHARON® -Anammox® 1 process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 44(1): 153-160
- van Niftrik L A, Fuerst J A, Damste J S S, *et al.* 2004. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria [J]. *Fems Microbiology Letters*, 233(1): 7-13
- Vlaeminck S E, Terada A, Smets B F, *et al.* 2010. Aggregate size and architecture determine microbial activity balance for one-stage partial nitrification and anammox [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(3): 900-909
- Vlaeminck S E, Terada A, Smets B F, *et al.* 2009. Nitrogen Removal from Digested Black Water by One-Stage Partial Nitrification and Anammox [J]. *Environmental Science & Technology*, 43(13): 5035-5041
- Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* 2007. Nitrogen removal from animal waste treatment water by anammox enrichment [J]. *Bioresource Technology*, 98(14): 2775-2780
- Wett B. 2006. Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water [J]. *Water Science and Technology*, 53(12): 121-128
- Wett B. 2007. Development and implementation of a robust deammonification process [J]. *Water Science and Technology*, 56(7): 81-88
- Windey K, De Bo I and Verstraete W. 2005. Oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater [J]. *Water Research*, 39(18): 4512-4520
- Wobken D, Lam P, Kuypers M M M, *et al.* 2008. A microdiversity study of anammox bacteria reveals a novel *Candidatus Scalindua* phylotype in marine oxygen minimum zones [J]. *Environmental Microbiology*, 10(11): 3106-3119
- 夏平安, 崔树荣, 胡志忠. 2002. 高氨氮、高含硫废水处理新工艺的研究 [J]. *给水排水*, 28(3): 43-45; 41
- Yamamoto T, Takaki K, Koyama T, *et al.* 2008. Long-term stability of partial nitrification of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by Anammox [J]. *Bioresource Technology*, 99(14): 6419-6425
- 张克利, 邹建波, 刘立超, 等. 2009. EGSB 反应器处理石化废水影响因素及降解动力学研究 [J]. *石油化工安全环保技术*, 25(3): 36-42; 67
- 赵慧, 谢陈鑫, 滕厚开, 等. 2010. 高效串联-改进式 BAF 处理氨氮废水的研究 [J]. *工业水处理*, 30(6): 41-44