

## 低温条件下厌氧氨氧化技术的研究进展

刘煜<sup>1,2</sup>, 吕萍<sup>1,2</sup>, 徐慧<sup>1,2</sup>, 秦玉<sup>1,2</sup>, 王亚博<sup>1,2</sup>

(1. 兰州理工大学土木工程学院, 甘肃 兰州 730050;  
2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

**摘要:** 厌氧氨氧化 (anaerobic ammonia oxidation, Anammox) 技术作为可以实现高效脱氮的一种工艺, 近些年广受大家关注。作为废水处理的升级技术, 厌氧氨氧化细菌 (anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, AnAOB) 是厌氧氨氧化技术的核心菌种, 其生长的最适温度 (30 ~ 35 °C) 远高于我国大部分污水处理厂的运行水温, 无法满足大规模的投入使用。为了使厌氧氨氧化技术得到广泛应用, 文章对低温条件下厌氧氨氧化工艺的进展, 无机物及有机物等对厌氧氨氧化细菌的影响以及厌氧氨氧化反应器的应用进展进行系统的论述; 重点提出了通过优化厌氧氨氧化反应器、改变启动条件、投加有机物或无机物, 从而缩短在低温条件下反应器的启动时间以及强化 AnAOB 的富集。以期为低温下高氨氮废水的工程处理提供技术参考。

**关键词:** 厌氧氨氧化; 厌氧氨氧化细菌活性; 厌氧氨氧化反应器; 低温控制

**中图分类号:** X172

**文献标志码:** A

**DOI:** 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2021060075

### A review of anaerobic ammonia oxidation technology at low temperature

LIU Yu<sup>1,2</sup>, LYU Ping<sup>1,2</sup>, XU Hui<sup>1,2</sup>, QIN Yu<sup>1,2</sup>, WANG Yabo<sup>1,2</sup>

(1. School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

**Abstract:** Anaerobic ammonia oxidation (Anammox), a high-efficiency technology for nitrogen removal, is favored in recent years. Anaerobic ammonia-oxidizing bacteria oxidizing bacteria (AnAOB) is the core bacteria in the anammox technology. Its optimal temperature (30 ~ 35 °C) is much higher than the operating temperature of most wastewater treatment plants in China. It is impossible to achieve the large-scale use. In order that the anammox technology can be widely used, this paper systematically discussed the progress of anammox process at low temperature, the influence of inorganic and organic substances on anammox bacteria, and the application progress of anammox reactor. It was emphasized that by optimizing the anaerobic ammonia oxidation reactor, changing the start-up conditions and adding organic or inorganic substances, the start-up time of the reactor under low temperature conditions could be shortened and the enrichment of AnAOB could be strengthened. It is expected to provide a technical reference for the engineering treatment of high ammonia nitrogen wastewater at a low temperature.

**Keywords:** anaerobic ammonia oxidation; anaerobic ammonia-oxidizing bacterial activity; anaerobic sequencing batch reactor; low temperature control

**CLC number:** X172

随着城市化的快速发展, 污水的排放量也在逐渐增加。但污水处理后存在总氮和氨氮指标仍无法满足《污水综合排放标准: GB 20426—2006》排放标准的现象, 导致湖泊呈现水体富营养化<sup>[1-3]</sup>。因此传统的脱氮技术已经不能满足当前人们生产生活的需要。20 世纪 70 年代, BRODA<sup>[4]</sup> 根据化学热力学理论预言了厌氧氨氧化(anaerobic ammonia oxidation, Anammox)存在的可能。1995 年 MULDER

et al<sup>[5]</sup> 在流化床生物脱氮反应器中首次发现了厌氧氨氧化现象的存在。厌氧氨氧化细菌 (anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, AnAOB) 的发现及其技术的发展, 促进了短程硝化技术的发展并对污水中氨氮和总氮的处理提供了另一种可能<sup>[6]</sup>。

AnAOB 最适生长的温度为 30 ~ 35 °C<sup>[7-8]</sup>, 然而国内大部分北方地区的冬季气温远低于该温度范围。因此研究低温条件下厌氧氨氧化技术具有

收稿日期: 2021-06-28

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52030003,51778604); 宁夏回族自治区重大项目(2019BFG02032)

作者简介: 刘煜(1995-), 男, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制工程。E-mail: 565411656@qq.com

通信作者: 徐慧(1985-), 男, 博士、助理研究员。研究方向: 自来水厂升级改造及污水处理新工艺。E-mail: huixu@rcees.ac.cn

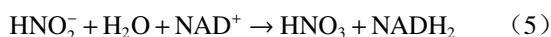
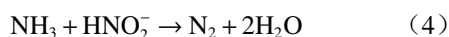
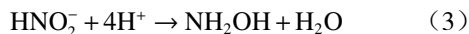
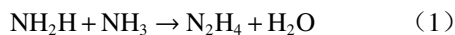
引用格式: 刘煜, 吕萍, 徐慧, 等. 低温条件下厌氧氨氧化技术的研究进展[J]. 环境保护科学, 2022, 48(5): 85-94.

重要意义。本研究就近年来国内外报道的低温条件下厌氧氨氧化技术的研究展开系统性的论述。

## 1 厌氧氨氧化技术

### 1.1 厌氧氨氧化的起源与发展

全世界的海洋、湖泊和河流中有 50% 的氮素循环是由厌氧氨氧化完成的<sup>[9]</sup>。20 世纪末, STROUS et al<sup>[10]</sup> 从分子水平上揭示了 AnAOB 的细胞结构及生理特性。随后, DAMSTE et al<sup>[11]</sup> 发现 AnAOB 的细胞内含有独特的梯形磷酸酯类化合物, 该化合物可作为生物标记来鉴别 AnAOB 的存在。研究至今, 根据其反应介质分为羟胺(NH<sub>2</sub>OH)和一氧化氮(NO)2 种反应模型<sup>[12-13]</sup>。根据 16S rRNA 同源性可将 AnAOB 归入浮霉菌纲(Planctomycetia)。以 16S rRNA 序列差异 5% 为标准, AnAOB 目前共为 6 个属, 分别为 Anammoxoglobus<sup>[14]</sup>、Anammoximicrobium<sup>[15]</sup>、Brocadia<sup>[16-18]</sup>、Jettenia<sup>[19]</sup>、Kuenenia<sup>[20]</sup> 和 Scalindua<sup>[21-22]</sup>。厌氧氨氧化反应与传统硝化反硝化反应相比具有不需要外加碳源、耗氧耗能和无需加入中和试剂<sup>[23]</sup> 等优点。厌氧氨氧化反应, 见式(1~5):



截至 2019 年, 厌氧氨氧化技术的应用已达到 200 多项<sup>[24]</sup>, 其中对于市政污水(WWTP)<sup>[25]</sup>、污泥消化液<sup>[26]</sup> 和垃圾渗滤液<sup>[27]</sup> 等废水处理拥有极大的潜力。在国外, 厌氧氨氧化技术早已应用于实际工程应用, 如, 在 2002 年 6 月荷兰建成了世界上第一座利用厌氧氨氧化工艺的污水厂——鹿特丹市政污水处理厂<sup>[28]</sup>。在国内, 绝大多数污水处理厂的水温达不到 AnAOB 生存的最佳温度(30~35 °C), 使得 AnAOB 的活性下降, 引起脱氮效率的降低<sup>[29]</sup>。因此, 研究低温条件下, 实现高效快速的厌氧氨氧化脱氮效果显得尤为重要。

在实际工程应用中, 厌氧氨氧化工艺常常与短程硝化工艺组合在一起, 其中极具代表性的短程硝化反应是 Sharon-Anammox(Single Reactor System for High Activity Ammonia Removal over Nitrite) 工艺和 CANON(Completely Autotrophic Nitrogen

Removal over Nitrite) 工艺, 这 2 种工艺可应用于主流的厌氧氨氧化工艺。

### 1.2 低温对厌氧氨氧化细菌的影响

AnAOB 是一种化能自养型细菌, 属于革兰氏阴性菌, 且绝大多数是中温菌, 最适的生长温度为 30~35 °C<sup>[30]</sup>。但也有研究表明, 在不同的自然环境中, AnAOB 的最适生长温度不同, 见表 1。如, HU et al<sup>[31]</sup> 发现长期处于 12 °C 下的 AnAOB, 其最适温度为 25 °C; KAWAGOSHI et al<sup>[32]</sup> 发现海洋中的 AnAOB 最适温度为 25 °C; NAKAJIMA et al<sup>[33-34]</sup> 发现在北极海洋的沉淀污泥中, AnAOB 最适生长温度为 15 °C, 甚至有的 AnAOB 在 -1.3 °C 下可以存活。除此之外, GILBERT et al<sup>[35]</sup> 发现长期处于低温培养下的 AnAOB, 其在 10 °C 下的活性比降温至 10 °C 下的 AnAOB 活性稍高。但这并不表明, 所有处于低温培养下的 AnAOB 都能在低温下提高活性。此外, 研究表明, 温度每降低 5 °C, AnAOB 其生长速率会减缓 30%~40%<sup>[7]</sup>。

表 1 部分 AnAOB 的最适温度及 pH

种类	最适温度/°C	最适 pH	参考文献
<i>Candidatus</i> Brocadia anammoxidans	20~43	6.7~8.3	[36]
<i>Candidatus</i> Brocadia fulgida	30	7.8	
<i>Candidatus</i> Brocadia sinica	25~45	6.5~8.8	
<i>Candidatus</i> Jettenia caeni	20~42.5	6.5~8.5	[37]
<i>Candidatus</i> Jettenia moscovienalis	20~45	8	
<i>Candidatus</i> Kuenenia stuttgartiensis	25~37	6.5~9.0	[38]
<i>Candidatus</i> Scalindua sp.	10~30	6.0~8.5	[39]
<i>Candidatus</i> Anammoximicrobium moscowii	15~25	7.8~8.3	[40]

温度是影响微生物酶促反应的主要因素之一。其主要包括: 1) 影响酶催化反应速率; 2) 影响基质扩散到细胞的速率<sup>[41]</sup>。由于 AnAOB 独特的细胞结构, 温度的降低往往会降低细胞内酶促反应的速率。从而导致 AnAOB 增殖缓慢, 倍增时间及反应器启动时间过长。常温条件下厌氧氨氧化反应器启动时间一般长达 2 个月以上<sup>[42-43]</sup>。此外, 在研究厌氧氨氧化工艺时, 发现胞外聚合物(extracellular polymers, EPS)、活化能<sup>[44]</sup>(activation energy, Ea)、群体感应<sup>[45-46]</sup>(quorum sensing, QS) 及 AnAOB 代谢

产物丰度和代谢通路活性<sup>[47]</sup>均对脱氮能力产生影响。

**1.2.1 低温下胞外聚合物对厌氧氨氧化细菌的影响** AnAOB 生长周期较长,其污泥絮体及颗粒的完整性对于厌氧氨氧化的高效脱氮和稳定十分关键。据相关文献报道, EPS 有利于细胞膜的稳定,可以保护 AnAOB 生物膜的微观结构及功能的完整<sup>[48-49]</sup>,因此 EPS 的含量对 AnAOB 起着十分关键的作用。WILEN et al<sup>[50]</sup>研究污水厂中污泥絮体的组成和沉降性时发现,夏季 EPS 含量低于冬季,其相关成分与温度呈负相关。宋成康等<sup>[51]</sup>通过阶梯式降温再升温的方法,发现在 15 ~ 33 °C 的条件下, EPS 的含量逐渐升高,但在 10 °C 时, EPS 含量较低。前者是由于逐渐降低温度, AnAOB 产生了应激反应, EPS 含量增加保证了污泥絮体及颗粒的稳定性。后者是由于低温导致细胞代谢缓慢,从而减少了 EPS 的分泌量。可以看出, EPS 含量与温度紧密相关,采用阶梯式降温的方法,需要控制在一定的温度范围,低于该温度范围 EPS 含量不足以保护 AnAOB 免受外界伤害。

**1.2.2 低温下对厌氧氨氧化活化能的影响** 活化能是指分子从常态转变为容易发生反应的活跃状态所需要的能量,活化能越小,生化反应越容易。在废水生物处理中,通常生化反应的活化能取值范围为 8.37 ~ 83.68 kJ/mol<sup>[52]</sup>。厌氧氨氧化活化能在不同温度下的对比,见表 2。

表 2 可知,不同温度下 AnAOB 的活化能各不相同,其原因可能是不同实验所驯化的污泥各不相同。因此,在低温下对厌氧氨氧化活化能的影响还有待进一步的研究。

**1.2.3 低温下其他物质对厌氧氨氧化细菌的影响** 霍唐燃等<sup>[47]</sup>研究表明,在低温条件下的 AnAOB 菌群代谢物中脂肪酸延长、CO<sub>2</sub> 的固定、TCA 循环和丙酮酸下调可能是导致脱氮效率降低的原因,但菌群中 RNA 合成水平,腐胺与信号分子合成上调,通过转录、调控膜结构和膜组成使得 AnAOB 菌群可以适应较低的温度。通过代谢产物的丰度及代谢通路活性,从而判断 AnAOB 在低温下的生理机制。此外,郑贝贝<sup>[45]</sup>研究发现,群体感应信号通过改变细胞膜结构和冷应激蛋白含量来影响 AnAOB 的低温适应性。但由于相关实验并没有解释其机理,因此还需要进行大量的研究。彭永臻等<sup>[46]</sup>研究表明, AnAOB 菌群具有分泌自诱导物 (autoinducers, AI) 的能力,并可以通过提高 AI 的含量来迅速加强 AnAOB 的活性,使其在底物竞争中

成为优势菌群,并可以在厌氧氨氧化工艺中有快速启动的作用。但由于目前没有获得一株纯种 AnAOB,因此对其机理研究较为困难。同时在低温下对厌氧氨氧化的群体感应研究少有报道,因此若能对其深入探讨,在生态学层面和实际工程应用都具有重大的意义。

表 2 厌氧氨氧化活化能对比

温度范围/°C	活化能/kJ·mol <sup>-1</sup>	污泥种类	参考文献
6 ~ 28	93 ~ 94	厌氧氨氧化颗粒污泥	[53]
28 ~ 37	33	厌氧氨氧化颗粒污泥	[53]
20 ~ 43	70	<i>Candidatus Brocadia anammoxidans</i>	[12]
10 ~ 40	63	<i>Candidatus Kuenenia stuttgartiensis</i>	[10]
6.5 ~ 37	61	海洋沉积物	[54]
10 ~ 25	76	海洋沉积物	[55]
5 ~ 17	66	<i>Candidatus Brocadia fulgida</i>	[56]
10 ~ 20	152.9	<i>Candidatus Kuenenia stuttgartiensis</i>	[50]
20 ~ 33	9.4	<i>Candidatus Kuenenia stuttgartiensis</i>	[50]

## 2 低温下厌氧氨氧化技术的认识

### 2.1 低温下厌氧氨氧化工艺的发展

与厌氧氨氧化技术相比,传统的脱氮技术存在着较多的不足。如,传统硝化反硝化技术需外加碳源及供氧设备作为支撑且占地面积大,所产生的剩余污泥较多<sup>[53]</sup>。因此以厌氧氨氧化为主的新工艺,为脱氮处理开辟了新的思路。

Sharon-Anammox 的基本工艺流程,见图 1。该工艺是将硝化作用控制在亚硝酸盐阶段,接着通过厌氧氨氧化作用直接将亚硝酸盐转化为氮气,从而达到脱氮的效果。该工艺除了 AnAOB 起到重要作用,还需要促进氨氧化细菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 的生长,同时抑制亚硝酸盐氧化细菌 (nitrite-oxidizing bacteria, NOB) 的生长。祝贵兵等<sup>[54]</sup>发现升高温度可以筛选亚硝化细菌,淘汰硝化细菌,从而促进短程硝化的作用。由于该工艺具有操作简便、脱氮效率高、投资及运行费用低等优点<sup>[55-56]</sup>,成为许多污水厂提标改造的首选工艺。但该工艺需在高温和高氨氮质量浓度下运行,若使其在低温下正常稳定运行,还需要大量的研究。

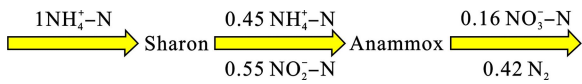


图 1 Sharon-Anammox 工艺流程

CANON 工艺是将 Sharon 工艺与 Anammox 工艺结合, 在同一个反应器内进行<sup>[57]</sup>。该工艺不需要外加碳源且运行费用与投资较低。与 Sharon-Anammox 工艺相同的是, 其所需温度及氨氮质量浓度较高, 反应机理都是将氨氮氧化成部分亚硝酸盐, 与剩下的氨氮进行厌氧氨氧化反应生成氮气。李冬等<sup>[58]</sup>研究在 12.7 ~ 18.3 °C 下, 使用 CANON 工艺, 总氮去除率可达 86.7%, 氨氮几乎可以完全去除, 但前期会导致 NOB 出现过量增殖的现象, 使得其在低氨氮浓度条件下总氮脱除下降至 75.3%。研究表明, 在低温低氨氮条件下, CANON 工艺应该抑制 NOB 的富集及活性, 增强 AOB 及 AnAOB 的丰度及活性<sup>[59-61]</sup>。因此, 对于 CANON 工艺其运行条件还需要进行优化, 从而达到在低温条件下高效脱氮并稳定运行的状态。

主流厌氧氨氧化工艺分为主流短程硝化-厌氧氨氧化工艺和主流短程反硝化-厌氧氨氧化工艺, 见图 2。

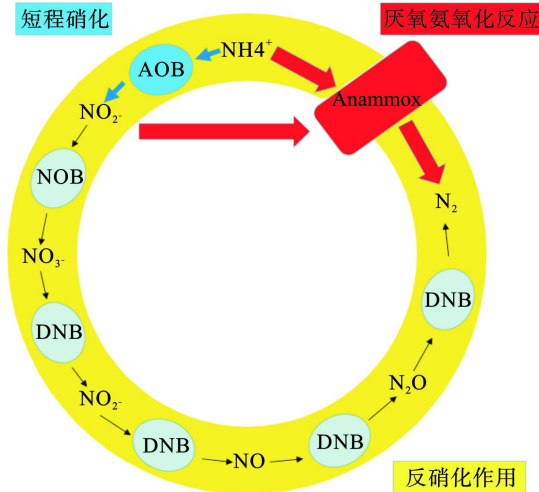


图 2 短程硝化-厌氧氨氧化机理

主流短程硝化-厌氧氨氧化工艺具有不需要外加碳源<sup>[62]</sup>、产生的剩余污泥量较少<sup>[63]</sup>和节省约 60% 曝气量<sup>[64]</sup>等优点。经研究表明, 部分硝化反应器的最适运行温度为 30 ~ 35 °C<sup>[65]</sup>。主流短程反硝化-厌氧氨氧化工艺不仅脱氮速率高, 而且可以降低 55% 的剩余污泥、节省 25% 曝气量<sup>[66]</sup>。AGRAWAL et al<sup>[67]</sup>在 10 ~ 20 °C 条件下, 通过采用 MBBR 反应器与 SBR 反应器检测 AnAOB、AOB 和 NOB 菌群的稳定性。研究表明, MBBR 反应器中菌群稳定

性更高, 与 SBR 反应器相比更适合主流厌氧氨氧化工艺。AKABOCI et al<sup>[68]</sup>采用 SBR 反应器在 15 ~ 25 °C 条件下成功稳定运行主流厌氧氨氧化工艺, 并且保持较高的脱氮效率。尽管降温后的 AnAOB 活性下降, 但仍可以保证主流厌氧氨氧化工艺的稳定运行。LV et al<sup>[69]</sup>采用 SBR 反应器, 建立了 AnAOB 和异养细菌 (heterotrophic bacteria, HB) 共存系统。温度从 35 降至 10 °C, 脱氮效率保持在 90% 以上。温度降至 10 °C, Denutrotisoma 属呈下降趋势, 而 Comamonadaceae 属呈上升趋势。在 10 °C 时, 系统中颗粒污泥和絮状污泥的厌氧菌活性对比表明, 尽管絮凝污泥中的厌氧菌属的丰度比颗粒污泥的丰度低得多, 但厌氧氨氧化活性没有明显差异。絮凝污泥中 Comamonadaceae 属和 Chloroflexales 属的丰度比颗粒污泥中的丰度高得多, 这表明它们在低温下对厌氧氨氧化活性起着关键作用。该结果表明在主流废水处理过程中, 微生物间的相互作用对低温下厌氧氨氧化反应有着实际应用意义。据报道<sup>[70]</sup> *Candidatus Brocadia* 在低温下的主流厌氧氨氧化工艺中是优势菌属。

侧流厌氧氨氧化工艺一般处理氨氮浓度较高的废水, 其与主流厌氧氨氧化工艺的区别在于可以处理污泥消化液<sup>[71]</sup>。传统的 A/O 工艺处理市政污水联合侧流厌氧氨氧化系统<sup>[72]</sup>, 见图 3。目前用于侧流式脱氮工艺的反应器主要是 SBR 反应器, 其中大多数以 DEMON (deammonification) 工艺运行。GILBERT et al<sup>[73]</sup>采用 4 个不同实验室反应器, 以 SBR 反应器和 MBBR 反应器 2 种不同配置为主, 通过缓慢降温的方法 (10 ~ 20 °C), 研究不同反应器对部分硝化-厌氧氨氧化的影响。研究表明, 悬浮在水中的 AnAOB 在 15 °C 时受到影响。而附着在生物膜载体上的 AnAOB 在温度低于 13 °C 时仍可以保持一定的活性和数量。此外, 与较薄的生物膜相比, 较厚的生物膜对厌氧氨氧化活性的影响较小, 并且 MBBR 中 AnAOB 菌群较 SBR 相比更加稳定<sup>[73-74]</sup>。

同时部分硝化、厌氧氨氧化和反硝化 (simultaneous partial nitrification, ANAMMOX, and denitrification, SNAD) 工艺在低温、低基质条件下的难点在于如何抑制硝化细菌的富集, 从而提高脱氮效率<sup>[74]</sup>。李冬等<sup>[58]</sup>通过先启动厌氧氨氧化耦合反硝化 (simultaneously anaerobic ammonia oxidation

and denitrification, SAD) 工艺, 从而抑制 NOB 的富集, 为后续的 SNAD 工艺提供良好的基础。研究表明在 12.7 ~ 18.3 °C 下, 通过先启动 SAD 工艺, 再启动 SNAD 工艺, 氨氮几乎完全去除, 总氮去除率达到 89.1%。在低氨氮浓度的运行时, 氨氮浓度 < 1.0 mg/L, 总氮浓度 < 6 mg/L。因此, 可以通过抑制硝化细菌的富集, 使该工艺能够稳定运行并高效脱氮。

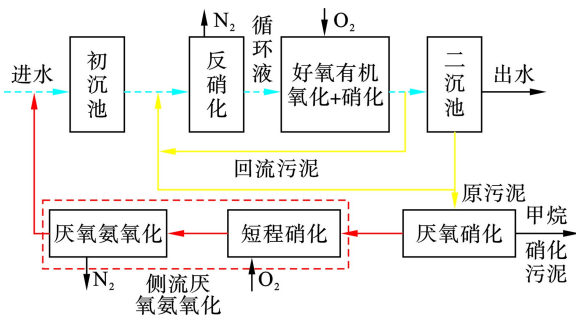


图 3 传统的 A/O 工艺处理市政污水联合侧流厌氧氨氧化系统

## 2.2 低温下无机物对于厌氧氨氧化细菌的影响

在低温条件下, AnAOB 的活性会大大降低, 提高 AnAOB 活性的一种方法是在其工艺中加入无机物, 使得其可能发生结构变化或者提高相应酶的活性。

石墨烯是一种由碳原子以  $sp^2$  杂化轨道组成六角型呈蜂巢晶格的二维碳纳米材料。通过还原氧化石墨烯 (reduced graphene oxide, RGO) 来增强 AnAOB 的活性。WANG et al<sup>[75-76]</sup> 在 30 °C 以上的温度下, 通过 RGO 来增强 AnAOB 的活性, TOMASZEWSKI et al<sup>[77]</sup> 在 10 ~ 30 °C 下研究发现, 在 13 °C 时加入 15 mg RGO/L 可促进 AnAOB 的活性达 28%, 超过 40 mg RGO/L 的浓度会导致工艺抑制, 但加入 50 mg RGO/L 时高达 30%, 因此得到在 20 ~ 45 RGO/g VSS (volatile suspended solids) 范围内为最佳值。统计分析表明, 在较低的温度 (20 °C) 下, AnAOB 的活性增强, 这可能与厌氧氨氧化动力学的变化有关。通过观察和相关文献报道表明, RGO 可以作为催化剂, 增加酶的活性使其更接近活化能<sup>[78]</sup>。这些发现有助于在低温条件下使用 RGO, 降低废水处理系统中的成本。ZHANG et al<sup>[79]</sup> 采用生物过滤器, 在 14 ~ 16 °C 的条件下研究了 1 mg/L 的重金属离子对 AnAOB 的生物活性以及厌氧氨氧化过程中微生物群落的影响。研究表明,  $Cu^{2+}$  与  $Zn^{2+}$  在短期内可以提高 AnAOB 的活性, 但长时间的接触会对 AnAOB 的活性产生抑制作用, 而  $Fe^{2+}$  在短期内对活性产生抑制作用, 长时间接

触可以提高细菌活性。此外,  $Cu^{2+}$  对厌氧氨氧化影响大于  $Zn^{2+}$ , 而  $Fe^{2+}$  对厌氧氨氧化的影响最小。最后, 通过观察微生物的群落发现  $Cu^{2+}$  与  $Zn^{2+}$  的出现降低了 *Candidatus Kuenenia* 的含量, 而  $Fe^{2+}$  的出现增加了 *Candidatus Kuenenia* 的含量。研究表明, 生物膜中的胞外聚合物具有突出的铁吸附能力, 这是帮助 AnAOB 抵抗  $Fe^{2+}$  的关键因素, 并且 *Candidatus Kuenenia* 的富集可以用来处理具有重金属离子含氮废水<sup>[80]</sup>。

唐政坤等<sup>[81]</sup> 采用 UASB 反应器, 在 12 °C 条件下通过投加 0.04 mmol/L  $Ca^{2+}$ , 使  $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^- - N$  去除率分别达到 65%、68%, 总氮的去除负荷提高至 0.200 kg/( $m^3 \cdot d$ )。研究表明, 投加适量的  $Ca^{2+}$  可以提高厌氧氨氧化污泥的脱氮效率, 但投加过量会导致颗粒污泥外层厚度增加, 降低传质作用, 从而降低脱氮效率。WANG et al<sup>[82]</sup> 通过控制温度的方法, 通过连续搅拌反应器 (continuously stirred tank reactor, CSTR) 来研究不同浓度 NaCl 对厌氧氨氧化的影响, 表明通过不断加入 NaCl 并提升温度的方法可以恢复活性, 但再次降温厌氧氨氧化活性仍急剧下降。此外, 加入 NaCl 使得 EPS 增加并降低沉降。

综上可知, 许多研究在低温下投加适量的 NaCl 等无机物, 增加 AnAOB 活性, 提高脱氮效率, 使得厌氧氨氧化工艺在低温下稳定运行。由于不同的无机物对于 AnAOB 中不同菌属及酶的活性作用不同, 因此所用的量也不相同。大部分无机物成本较低且方便运输, 与其他方法相比, 投加无机物应用于实际工程的可能性较大。

## 2.3 低温下有机物对厌氧氨氧化细菌的影响

提高 AnAOB 活性的方法, 除了加入无机物之外, 还可以通过加入有机物来影响 AnAOB 的活性。OSAKA et al<sup>[83]</sup> 采用多孔聚酯非织造布, 在 18 ~ 25 °C 下富集 AnAOB 菌群, 总氮去除率可以达到 0.07 ~ 0.26 kg/( $m^3 \cdot d$ ), 拥有良好的脱氮效能。KHANH et al<sup>[84]</sup> 采用聚乙烯醇 (PVA) 凝胶及质量分数为 1% 的藻酸作为 AnAOB 的包埋材料, 在 (25 ± 0.5) °C 时, 脱氮负荷达到 8.0 kg/( $m^3 \cdot d$ )。张硕等<sup>[85]</sup> 采用 UASB 反应器进行厌氧氨氧化连续流的培养, 在 12 °C 条件下, 投加不同浓度的海藻糖, 观察厌氧氨氧化反应器的脱氮效率, 研究表明投加 0.1 mmol/L 海藻糖脱氮效率最好, 其  $NH_4^+-N$ 、 $NO_2^- - N$  去除率分别上升为 69% 和 73%, 总氮的去除负荷可以提高 26% 左右。ZHU et al<sup>[86]</sup> 发现甘氨酸甜菜碱 (glycine

betaine, GB)可以稍微增强低温条件下的脱氮效能,作为低温保护剂,防止细胞和酶的冻融损伤。这对于低温下厌氧氨氧化很有帮助。WANG et al<sup>[82]</sup>在 20 °C 条件下,研究了添加 GB 对于加入不同浓度 NaCl 厌氧氨氧化的影响。当加入 8 g/L 的 NaCl 时抑制了厌氧氨氧化活性,GB 有益于缓解活性的抑制。但当加入 10 g/L 的 NaCl 时,GB 对于缓解抑制是无效的。研究表明,在低 NaCl 浓度下,GB 的添加可以缓解抑制厌氧氨氧化活性。除此之外,在相同的温度条件下,加入 35 mg/L 的苯酚,AnAOB 的活性仅为 22%,当每天排放一定量的污泥并添加新的污泥,苯酚浓度降为 20 mg/L 时,反应器可稳定且高效运行,EPS 产量增加。但沉降速度降低,以及对 AnAOB 中起代谢作用的胍脱氢酶(Hydrazine dehydrogenase, HDH)有所影响。

#### 2.4 低温下其他方法对厌氧氨氧化细菌的影响

在低温下提高 AnAOB 活性的方法,除了通过添加有机物、无机物而改变其细菌结构,提高相关酶活性等方法,有部分研究者通过超声波辐射等方法,提高厌氧氨氧化活性的方法。LOTTI et al<sup>[87]</sup>在 15 °C 采用搅拌回流等手段来强化传质功能,研究表明在低温下厌氧氨氧化的除氮效率可以达到 75% ~ 80%。YU et al<sup>[88]</sup>采用低强度超声波辐射的方法,使得在 14.8 °C 条件下,厌氧氨氧化的总氮去除负荷提高到 3.96 kg/(m<sup>3</sup>·d)。ZHANG et al<sup>[89]</sup>在 (20±1) °C 温度条件下,采用中低频脉冲电场(pulsed electric field, PEF)时,厌氧氨氧化工艺的除氮效率增加。但该研究仅在中低频下进行试验,并没有在其他频率下试验,因此还具有一定的局限性。ZHANG et al<sup>[90]</sup>在 (16±1) °C 温度条件下,采用不同频率的 PEF 对厌氧氨氧化工艺的影响。研究表明,中等频率的 PEF 可以通过提高离子迁移速率和细胞膜通透性来有效增强关键酶的活性,甚至可以增强 AnAOB 的活性。而且,PEF 的中频可以刺激细胞产生 EPS 并保持较高的 PN/PS 水平,有利于 AnAOB 颗粒污泥的稳定性。由于厌氧氨氧化的最佳 pH 范围为 7.0 ~ 7.5<sup>[91]</sup>,TOMASZEWSKI et al<sup>[92]</sup>研究表明,最佳 pH 的范围随温度降低而变窄,因此可以通过校正和控制 pH 来提高低温下厌氧氨氧化工艺的效率。

综上所述,可以通过超声波、脉冲电场等其他方法,提高低温下厌氧氨氧化工艺的脱氮效率,保

证厌氧氨氧化的稳定运行。尽管与添加适量的无机物或有机物相比较,这些方法仅处于实验室阶段,且有些方法成本较高,但由于不需要投加药剂,不会产生二次污染,因此通过不断地深入研究,其未来的应用前景仍不可忽视。

#### 2.5 低温下厌氧氨氧化反应器的应用

研究表明,在(32±1) °C 范围内,AnAOB 的活性较高,增殖时间需要长达 11 d。相比于上述适宜温度,在常温低氨氮条件下,厌氧氨氧化需要启动时间更长<sup>[93-94]</sup>,脱氮效率随温度的降低而快速下降<sup>[95]</sup>。目前大部分的研究者仍然将厌氧氨氧化反应器在中等水温(25 °C)的状态下进行快速启动<sup>[96-97]</sup>。因此,选用合适的反应器也显得尤为重要。常见的在低温下运行成功的厌氧氨氧化反应器,见表 3。

表 3 适用于低温下的厌氧氨氧化反应器

反应器类型	温度范围/°C	参考文献
上流式固定床反应器	10 ~ 25	[98]
膜生物反应器	11 ~ 18	[99]
移动床生物膜反应器	11	[100]
生物转盘反应器	15 ~ 29	[101]

张彦江等<sup>[94]</sup>使用 UASB 反应器,经过 59 d 成功在常温下(20 ~ 29 °C)启动了厌氧氨氧化工艺,并实现了在 27 °C 下快速启动且总氮去除率达到了 80% 以上,随后采用阶梯式降温至 22 °C,仍然保持高效率脱氮。LIU et al<sup>[102]</sup>采用 UASB 厌氧氨氧化反应器,在 15 ~ 17 °C 低强度条件下,通过高通量测序技术研究了污泥中种群的异质性。研究表明,污泥中 70% 的菌属为 *Candidatus Jettenia*,且污泥尺寸 <400 μm,从而得出中小型尺寸的污泥可能对脱氮过程有重要作用。

DE et al<sup>[103]</sup>采用 SBR 反应器,从 30 °C 分别降低到 12.5 和 10 °C,并且分别连续培养 140 d,得到 82 和 92 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g VSS·d 的去除率,并且厌氧氨氧化的沉降颗粒粒径从 30 °C 的 1.2 mm 增加到 10 °C 的 1.6 mm。研究表明,降低温度不会对 AnAOB 颗粒形成不利影响,甚至可以增大颗粒粒径。这对在低温条件下厌氧氨氧化工艺作为以后的主流工艺提供了新的帮助。李海玲等<sup>[104]</sup>使用 SBR 反应器,采用升温再降温的方法(20 ~ 27 °C),以及缩短沉淀时间的方法使得在常温下 30 d 实现厌氧氨氧化颗粒污泥启动。表明厌氧氨氧化颗粒污泥能够通过控制温度在低基质下快速启动。

张永辉等<sup>[105]</sup>在进水浓度相同, 温度在 25、30 和 35 °C 条件下, 使用 ASBR 反应器通过持续不断地缩短水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT), 使得 3 个厌氧氨氧化反应器分别在 117、90 和 75 d 成功启动。之后分别通过突然降温和阶梯式降温的方式, 将温度从 30 降到 15 °C, 测出采用阶梯式降温的 AnAOB 活性 (specific anammox activity, SAA) 更高。最后, 对阶梯式降温后的厌氧氨氧化反应器进行快速升温, 但此时的脱氮效率不如未降温前的脱氮效率。安芳娇等<sup>[106]</sup>使用 ASBR 反应器, 通过比较阶梯式降温和直接式降温 (15 ~ 30 °C) 2 种方法对于 AnAOB 脱氮效率的影响, 结果表明阶梯式降温的脱氮效率高于直接式降温脱氮效率, 且阶梯式降温过后的反应器可以通过快速回温的方式提升脱氮速率。周同等<sup>[107]</sup>采用 ASBR 反应器, 研究在不同温度下海水中 AnAOB 的脱氮效率。研究表明, 在 25 ~ 30 °C 之间脱氮效率基本保持在 82%, 温度对 ASBR 反应器影响不大。在 10 ~ 15 °C 之间脱氮效率明显下降, 温度的降低对 AnAOB 的活性有抑制的作用。但是在 20 °C 时, 总氮的去除效率为 79%, 表明 ASBR 反应器在低温下仍有较强的脱氮效率潜能。

黄方玉等<sup>[26]</sup>采用气升式内循环反应器, 在 30、25、20 和 15 °C 4 个温度条件下, 进行脱氮效能的研究。结果表明当温度从 30 °C 降低到 15 °C, 总氮去除率降低至 37%, AnAOB 丰度降低 10%。

WU et al<sup>[108]</sup>采用 CAMBR 反应器 (combining with the Anaerobic Baffled reactor and Membrane bioreactor, CAMBR) 在 13 °C 条件下, 通过接种絮凝硝化污泥、厌氧颗粒污泥和絮凝反硝化污泥, 分别在 75、45 和 90 d 后成功启动了厌氧氨氧化工艺且脱氮率超过 90%。微生物群落分析表明 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Jettenia* 为优势菌属, 与其他菌属比较, *Candidatus Brocadia* 菌属生长速率最快, 并且启动接种厌氧颗粒污泥的反应器速度最快。WU et al<sup>[109]</sup>采用 UASB 反应器, 部分硝化-厌氧氨氧化反应器与 ASBR 反应器进行耦合组成的新反应器系统。在 14 ~ 15 °C 条件下, 研究了亚硝酸盐-厌氧氨氧化 (NirAnammox) 和硫酸盐-厌氧氨氧化 (Sulfammox) 协同去除垃圾渗滤液中的氮和硫酸盐。研究表明, 协同作用的除氮效率可以达到 98.48%, 硫酸盐的去除率可以达到 52.80%。其中 Sulfammox 的除氮效果要比 NirAnammox 的去

除效果显著。Sulfammox 的优势菌属是 *Candidatus Kuenenia* 比 NirAnammox 中的该菌属相对丰度多 10 ~ 20 倍。此外, 有机物对 NirAnammox 产生负面影响, 但对 Sulfammox 没有影响。溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 对两者皆有负面影响。

综上所述, 针对不同温度条件, 不同基质下的情况, 可使用一种厌氧氨氧化反应器也可以使用几种反应器的相互结合, 使得其减少启动时间, 并有效地保证厌氧氨氧化的除氮效率。

### 3 讨论与展望

厌氧氨氧化作为一种高效的生物脱氮技术, 具有不需要外加碳源、耗氧量低、无需 pH 调和和污泥产量低等优点, 受到国内外水处理研究学者、污水处理厂技术工作人员的加倍关注。随着研究的深入, 厌氧氨氧化技术日趋成熟, 但是在低温条件下稳定运行厌氧氨氧化工艺仍是一个难题。

目前, 在低温条件下厌氧氨氧化已经可以成功启动, 并且启动时间相应地减少。但与最适温度相比, 启动时间仍然较长。因此, 在缩短厌氧氨氧化反应器启动时间的方面, 可以选择适合的反应器及优化操作过程, 从而达到短时间内启动的效果。此外, AnAOB 在低温与适宜温度条件下相比较, 其活性大幅度降低, 细菌增殖速度变缓, 从而导致细菌富集培养难度提高。因此提高 AnAOB 活性的方法显得尤为重要, 但由于大部分提升细菌活性的方法是在实验室内完成, 对于在实际应用操作中, 还需要大量的研究与论证。

在实际工程应用中, 通过优化厌氧氨氧化工艺组合, 调整污水中 DO 含量和盐度等, 使得在低温条件下厌氧氨氧化工艺正常运行。目前对于厌氧氨氧化工艺的瓶颈有以下 3 个方面需要解决: 1) 通过微生物角度, 研究 AnAOB 的代谢条件及酶的分解产物, 从而强化 AnAOB 的富集及快速增殖能力; 2) 通过添加适量有机物或无机物, 提高在低温条件下的 AnAOB 的活性, 使其稳定运行; 3) 通过优化厌氧氨氧化反应器、改变启动条件和强化反应措施, 从而缩短在低温条件下反应器的启动时间。

### 参考文献

- [1] 彭秋桐, 李中强, 邓绪伟, 等. 城市湖泊氮磷沉降输入量及影响因素——以武汉东湖为例 [J]. 环境科学学报, 2019, 39(8): 2635 - 2643.

- [2] CHENG H H, NARINDIR B, CHU H, et al. Recent advancement on biological technologies and strategies for resource recovery from swine wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 303: 122861.
- [3] TAYLOR D I, OVIATT C A, GIBLIN A E, et al. Wastewater input reductions reverse historic hypereutrophication of Boston Harbor, USA[J]. *Ambio*, 2020, 49(1): 187 – 196.
- [4] BRODA E. Two kinds of lithotrophs missing in nature[J]. *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*, 1977, 17(6): 491 – 493.
- [5] MULDER A, VAN DE GRAAF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 16(3): 177 – 183.
- [6] WEN D, VALENCIA A, ORDONEZ D, et al. Comparative nitrogen removal via microbial ecology between soil and green sorption media in a rapid infiltration basin for co-disposal of stormwater and wastewater[J]. *Environmental Research*, 2020, 184: 109338.
- [7] DOSTA J, FERNANDEZ I, VAZQUEZ P J R, et al. Short-and long-term effects of temperature on the Anammox process[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 154(1-3): 688 – 693.
- [8] 姚俊芹, 刘志辉, 周少奇. 温度变化对厌氧氨氧化反应的影响[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(10): 3993 – 3996.
- [9] 洪义国, 李猛, 顾继东. 海洋氮循环中细菌的厌氧氨氧化[J]. *微生物学报*, 2009, 49(3): 281 – 286.
- [10] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(7): 3248 – 3250.
- [11] DAMSTE J S S, STROUS M, RIJPSMA W I C, et al. Linearly concatenated cyclobutane lipids form a dense bacterial membrane[J]. *Nature*, 2002, 419(6908): 708 – 712.
- [12] GRAAF A A V D, BRUIJN P D, ROBERTSON L A, et al. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of <sup>15</sup>N studies in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiology*, 1997, 143(7): 2415 – 2421.
- [13] BORAN K, WOUTER J M, NAOMI M A, et al. Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Nature*, 2011, 479(7371): 127 – U159.
- [14] KARTAL B, RATTRAY J, NIFTRIK L, et al. Candidatus “Anammoxoglobus propionicus” a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2007, 30(1): 39 – 49.
- [15] BANDEIRA D A R G, DINIZ D S C E, LUDERS T C, et al. Nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) in a structured-bed reactor treating animal feed processing wastewater: Inhibitory effects and bacterial community[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 133: 108 – 115.
- [16] STROUS M, FUERST J A, KRAMER E H, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. *Nature*, 1999, 400(6743): 446 – 449.
- [17] BORAN K, LAURA V N, Jayne R, et al. Candidatus ‘Brocadia fulgida’: an autofluorescent anaerobic ammonium oxidizing bacterium[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, 63(1): 46 – 55.
- [18] OSHIKI M, SHIMOKAWA M, FUJII N, et al. Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium “Candidatus Brocadia sinica”[J]. *Microbiology*, 2011, 157(6): 1706 – 1713.
- [19] HU B-L, RUSH D, VAN D B E, et al. New Anaerobic, Ammonium-Oxidizing Community Enriched from Peat Soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(3): 966 – 971.
- [20] STROUS M, PELLETIER E, MANGENOT S, et al. Deciphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome[J]. *Nature*, 2006, 440(7085): 790 – 794.
- [21] SCHMID M, WALSH K, WEBB R, et al. Candidatus “Scalindua brodae”, sp. nov., Candidatus “Scalindua wagneri”, sp. nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria[J]. *Systematic and applied microbiology*, 2003, 26(4): 529 – 538.
- [22] WOEBKEN D, LAM P, MARCEL M M K, et al. A microdiversity study of anammox bacteria reveals a novel Candidatus Scalindua phylotype in marine oxygen minimum zones[J]. *Environmental Microbiology*, 2008, 10(11): 3106 – 3119.
- [23] 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]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50(5): 589 – 596.
- [24] CAO Y, LOOSDRECHT M, DAIGGER G. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2017, 101(4): 1365 – 1383.
- [25] XU X X, MA B, LU W K, et al. Effective nitrogen removal in a granule-based partial-denitrification/anammox reactor treating low C/N sewage[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122467.
- [26] 黄方玉, 邓良伟, 杨红男, 等. 温度对自养型同步脱氮工艺处理猪场废水厌氧消化液性能及微生物群落的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2357 – 2367.
- [27] LI R W, LI L, ZHANG Z M, et al. Speciation and conversion of carbon and nitrogen in young landfill leachate during anaerobic biological pretreatment[J]. *Waste Management*, 2020, 106: 88 – 98.
- [28] VAN D U, JETTEN M S M, VAN L M C M. The SHARON((R))-Anammox((R)) process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. *Water Science & Technology*, 2001, 44(1): 153 – 160.
- [29] GUO Q, XING B S, LI P, et al. Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: Characteristics of biogranules and process performance[J]. *Bioresour Technology*, 2015, 192: 765 – 773.
- [30] DU R, CAO S B, WANG S Y, et al. Performance of partial denitrification (PD)-ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature[J]. *Bioresour Technology*, 2016, 219: 420 – 429.
- [31] HU Z, LOTTI T, DE K M, et al. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low temperature[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79(8): 2807 – 2812.
- [32] KAWAGOSHI Y, FUJISAKI K, TOMOSHIGE Y, et al. Temperature effect on nitrogen removal performance and bacterial community in culture of marine anammox bacteria derived from sea-based waste disposal site[J]. *Journal of Bioscience & Bioengineering*, 2012, 113(4): 515 – 520.
- [33] NAKAJIMA J, SAKKA M, KIMURA T, et al. Enrichment of anammox bacteria from marine environment for the construction of a bioremediation reactor[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2008, 77(5): 1159 – 1166.
- [34] RYSGAARD S, GLUD R N, RISGAARD-PETERSEN N, et al. Denitrification and anammox activity in Arctic marine sediments[J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, 49(5): 1493 – 1502.
- [35] GILBERT E M, AGRAWAL S, KARST S R M, et al. Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(15): 8784 – 8792.



- [36] TSUSHIMA I, OGASAWARA Y, KINDAICHI T, et al. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors[J]. *Water Research*, 2007, 41(8): 1623 – 1634.
- [37] ALI M, OSHIKI M, AWATA T, et al. Physiological characterization of anaerobic ammonium oxidizing bacterium "Candidatus Jettenia caeni"[J]. *Environmental Microbiology*, 2015, 17(6): 2172 – 2189.
- [38] SCHMID M, SCHMITZ E S, JETTEN M, et al. 16S-23S rDNA intergenic spacer and 23S rDNA of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria: implications for phylogeny and in situ detection[J]. *Environmental Microbiology*, 2001, 3(7): 450 – 459.
- [39] VAN N L, GEERTS W J C, VAN D E G, et al. Linking ultrastructure and function in four genera of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria: Cell plan, glycogen storage, and localization of cytochrome c proteins[J]. *Journal of Bacteriology*, 2008, 190(2): 708 – 717.
- [40] KHRAMENKOV S V, KOZLOV M N, KEVBRINA M V, et al. A novel bacterium carrying out anaerobic ammonium oxidation in a reactor for biological treatment of the filtrate of wastewater fermented sludge[J]. *Microbiology*, 2013, 82(5): 628 – 636.
- [41] 郑宇慧. 温度对厌氧氨氧化的影响研究[D]. 苏州: 苏州科技学院, 2011.
- [42] 鲍林林, 赵建国, 李晓凯, 等. 常温低基质厌氧氨氧化反应器启动及其稳定性[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(3): 981 – 986.
- [43] BAO L, ZHAO J, LI X, et al. Start-up and stability of Anammox bioreactor at normal temperature and low substrate concentration[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(03): 981 – 986.
- [44] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, VAN L M C M. Effect of temperature change on anammox activity[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, 112(1): 98 – 103.
- [45] 郑贝贝. 耐冷菌 *Bacillus cereus* MYB41-22 群体感应系统与其温度适应性相关功能研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2018.
- [46] 彭永臻, 张向晖, 马斌, 等. 厌氧氨氧化菌群体感应机制[J]. *北京工业大学学报*, 2018, 44(3): 449 – 454.
- [47] 霍唐燃, 潘瑶君, 刘思彤. 基于代谢组的厌氧氨氧化菌群对温度的响应机制[J]. *微生物学通报*, 2019, 46(8): 1936 – 1945.
- [48] HU H, WAN H, DONG L, et al. Surface hydroxyls regulation promotes light-induced cell detachment on TiO<sub>2</sub> nanodot films[J]. *Surface & Coatings Technology*, 2019, 358: 461 – 466.
- [49] WANG W, YAN Y, ZHAO Y, et al. Characterization of stratified EPS and their role in the initial adhesion of anammox consortia[J]. *Water Research*, 2020, 169(Feb.1): 115223.1 – 115223.11.
- [50] WILEN B M, LUMLEY D, MATSSON A, et al. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant[J]. *Water Research*, 2008, 42(16): 4404 – 4418.
- [51] 宋成康, 王亚宜, 韩海成, 等. 温度降低对厌氧氨氧化脱氮效能及污泥胞外聚合物的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(7): 2006 – 2013.
- [52] 胡宝兰, 郑平, 冯孝善. 新型生物脱氮技术的工艺研究[J]. *应用与环境生物学报*, 1999(S1): 68 – 73.
- [53] 王淑莹, 孙洪伟, 杨庆, 等. 传统生物脱氮反硝化过程的生化机理及动力学[J]. *应用与环境生物学报*, 2008(5): 732 – 736.
- [54] 祝贵兵, 彭永臻, 郭建华. 短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2008, 1(10): 1552 – 1557.
- [55] MILIA S, TOCCO G, ERBY G, et al. Preliminary evaluation of sharon-anammox process feasibility to treat ammonium-rich effluents produced by double-stage anaerobic digestion of food waste[C]// *Frontiers international conference on wastewater treatment and modelling*. Springer, Cham, 2017: 536 – 543.
- [56] 彭正阳. 单级全程自养脱氮推流式反应器处理生活污水的研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- [57] HUYNH T V, NGUYEN P D, PHAN T N, et al. Application of CANON process for nitrogen removal from anaerobically pretreated husbandry wastewater[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2019, 136: 15 – 23.
- [58] 李冬, 崔雅倩, 赵世勋, 等. 低温 SNAD 颗粒污泥工艺启动方式[J]. *环境科学*, 2019, 40(1): 376 – 382.
- [59] REINO C, CARRERA J. Low-strength wastewater treatment in an anammox UASB reactor: Effect of the liquid upflow velocity[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 313: 217 – 225.
- [60] LIU W, JI X, WANG J, et al. Microbial community response to influent shift and lowering temperature in a two-stage mainstream deammonification process[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 262: 132 – 140.
- [61] QIAN H, WANG Y-C, SUN F, et al. Effects of seasonal temperature variation on nitrogen removal from a tidal flow constructed wetland system with CANON process[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(5): 1715 – 1724.
- [62] WETT B. Development and implementation of a robust deammonification process[J]. *Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2007, 56(7): 81 – 88.
- [63] DAIGGER, T. G. Oxygen and carbon requirements for biological nitrogen removal processes accomplishing nitrification, nitritation, and anammox[J]. *Water Environment Research*, 2014, 86(3): 204 – 209.
- [64] JETTEN M S M, HORN S J, LOOSDRECHT M C M V. Towards a more sustainable wastewater treatment system[J]. *Water Science & Technology*, 1997, 35(9): 171 – 180.
- [65] SOLIMAN M, ELDYASTI A. Ammonia-Oxidizing Bacteria (AOB): opportunities and applications-a review[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2018, 17(2): 285 – 321.
- [66] PENG Y, ZHU G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2006, 73(1): 15 – 26.
- [67] AGRAWAL S, KARST S M, GILBERT E M, et al. The role of inoculum and reactor configuration for microbial community composition and dynamics in mainstream partial nitritation anammox reactors[J]. *Microbiologyopen*, 2017, 6(4): 1 – 15.
- [68] AKABOCI T R V, GICH F, RUSCALLEDA M, et al. Assessment of operational conditions towards mainstream partial nitritation-anammox stability at moderate to low temperature: Reactor performance and bacterial community[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 350: 192 – 200.
- [69] LV Y, PAN J, HUO T, et al. Enhance the treatment of low strength wastewater at low temperature with the coexistence system of AnAOB and heterotrophic bacteria: Performance and bacterial community[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136799.
- [70] LAURENI M, FALAS P, ROBIN O, et al. Mainstream partial nitritation and anammox: long-term process stability and effluent quality at low temperatures[J]. *Water Research*, 2016, 101: 628 – 639.
- [71] LIANG Z, LIU J-X, LI J. Decomposition and mineralization of aquatic humic substances (AHS) in treating landfill leachate using the Anammox process[J]. *Chemosphere*, 2009, 74(10): 1315 – 1320.
- [72] 解云飞, 徐文杰, 迟媛媛, 等. 厌氧氨氧化技术在市政污水中的应用和研究进展[J]. *工业水处理*, 2019, 39(12): 1 – 6.

- [73] GILBERT E M, AGRAWAL S, SCHWARTZ T, et al. Comparing different reactor configurations for Partial Nitritation/Anammox at low temperatures[J]. *Water Research*, 2015, 81: 92 – 100.
- [74] 完颜德卿, 袁怡, 李祥, 等. 一种 CANON 工艺处理低氨氮废水的新模式[J]. *环境科学*, 2017, 38(3): 1122 – 1129.
- [75] WANG D, WANG G, ZHANG G, et al. Using graphene oxide to enhance the activity of anammox bacteria for nitrogen removal[J]. *Bioresour Technology*, 2013, 131: 527 – 530.
- [76] YIN X, QIAO S, ZHOU J, et al. Fast start-up of the anammox process with addition of reduced graphene oxides[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 283: 160 – 166.
- [77] TOMASZEWSKI M, CEMA G, ZIEMBINSKA B A. Short-term effects of reduced graphene oxide on the anammox biomass activity at low temperatures[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 646: 206 – 211.
- [78] Yin X, Qiao S, Yu C, et al. Effects of reduced graphene oxide on the activities of anammox biomass and key enzymes[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 276: 106 – 112.
- [79] ZHANG X, CHEN Z, ZHOU Y, et al. Impacts of the heavy metals Cu (II), Zn (II) and Fe (II) on an Anammox system treating synthetic wastewater in low ammonia nitrogen and low temperature: Fe (II) makes a difference[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 798 – 804.
- [80] ZHANG X, ZHOU Y, XU T, et al. Toxic effects of CuO, ZnO and TiO<sub>2</sub> nanoparticles in environmental concentration on the nitrogen removal, microbial activity and community of Anammox process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 332: 42 – 48.
- [81] 唐政坤, 张硕, 李光蕾, 等. 低温胁迫下 Ca<sup>2+</sup>对厌氧氨氧化污泥脱氮效能影响研究[J]. *环境污染与防治*, 2019, 41(3): 279 – 282.
- [82] WANG G, DAI X, ZHANG D. Effects of NaCl and phenol on anammox performance in mainstream reactors with low nitrogen concentration and low temperature[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2019, 147: 72 – 80.
- [83] OSAKA T, KIMURA Y, OTSUBO Y, et al. Temperature dependence for anammox bacteria enriched from freshwater sediments[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2012, 114(4): 429 – 434.
- [84] KHANH D, QUAN L, ZHANG W, et al. Effect of temperature on low-strength wastewater treatment by UASB reactor using poly(vinyl alcohol)-gel carrier[J]. *Bioresour Technology*, 2011, 102(24): 11147 – 11154.
- [85] 张硕, 李军, 向韬, 等. 低温胁迫下海藻糖强化厌氧氨氧化污泥活性研究[J]. *水处理技术*, 2018, 44(11): 116 – 119.
- [86] ZHU W, LI J, DONG H, et al. Nitrogen removal performance and operation strategy of anammox process under temperature shock[J]. *Biodegradation*, 2017, 28(4): 261 – 274.
- [87] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, HU Z, et al. Simultaneous partial nitritation and anammox at low temperature with granular sludge[J]. *Water Research*, 2014, 66: 111 – 121.
- [88] YU J J, CHEN H, ZHANG J, et al. Enhancement of ANAMMOX activity by low-intensity ultrasound irradiation at ambient temperature[J]. *Bioresour Technology*, 2013, 142: 693 – 696.
- [89] ZHANG C, LI L, HU X, et al. Effects of a pulsed electric field on nitrogen removal through the ANAMMOX process at room temperature[J]. *Bioresour Technology*, 2019, 275: 225 – 231.
- [90] ZHANG C, LI L, WANG Y, et al. Enhancement of the ANAMMOX bacteria activity and granule stability through pulsed electric field at a lower temperature (16±1 °C)[J]. *Bioresour Technology*, 2019: 121960.
- [91] LU X, YIN Z, SOBOTKA D, et al. Modeling the pH effects on nitrogen removal in the anammox-enriched granular sludge[J]. *Water Science & Technology*, 2016, 75(2): 378 – 386.
- [92] TOMASZEWSKI M, CEMA G, ZIEMBINSKA B A. Significance of pH control in anammox process performance at low temperature[J]. *Chemosphere*, 2017, 185: 439 – 444.
- [93] 张永辉, 彭永臻, 曾立云, 等. 常温低基质厌氧氨氧化 ASBR 反应器的快速启动[J]. *工业水处理*, 2017, 37(2): 43 – 47.
- [94] 张彦江, 姚俊芹. 常温下 UASB 反应器厌氧氨氧化生物脱氮试验[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(12): 81 – 83.
- [95] 李祥, 黄勇, 郑宇慧, 等. 温度对厌氧氨氧化反应器脱氮效能稳定性的影响[J]. *环境科学*, 2012, 33(4): 1288 – 1292.
- [96] TANG C J, ZHENG P, WANG C H, et al. Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge[J]. *Water Research*, 2011, 45(1): 135 – 144.
- [97] ISAKA K, SUMINO T, TSUNEDA S. High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2007, 103(5): 486 – 490.
- [98] LIU T, LIM Z K, CHEN H, et al. Temperature-tolerated mainstream nitrogen removal by anammox and nitrite/nitrate-dependent anaerobic methane oxidation in a membrane biofilm reactor[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(5): 3012 – 3021.
- [99] WANG X, QI G, YAN Y, et al. Influence of temperature fluctuations on one-stage deammonification systems in northern cold region[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(19): 18632 – 18641.
- [100] REINO C, EUGENIA S O M, PEREZ J, et al. Stable long-term operation of an upflow anammox sludge bed reactor at mainstream conditions[J]. *Water Research*, 2018, 128: 331 – 340.
- [101] DE C H, VLAEMINCK S E, DE W F, et al. One-stage partial nitritation/anammox at 15 °C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2013, 97(23): 10199 – 10210.
- [102] LIU W, YANG D, CHEN W, et al. High-throughput sequencing-based microbial characterization of size fractionated biomass in an anoxic anammox reactor for low-strength wastewater at low temperatures[J]. *Bioresour Technology*, 2017, 231: 45 – 52.
- [103] DE C P, BESSIERE Y, HERNANDEZ R G, et al. Enrichment and adaptation yield high anammox conversion rates under low temperatures[J]. *Bioresour Technology*, 2018, 250: 505 – 512.
- [104] 李海玲, 李冬, 张杰, 等. 调控温度和沉降时间实现 ANAMMOX 颗粒快速启动及其稳定运行[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 837 – 844.
- [105] 张永辉. 厌氧氨氧化工艺的启动及影响因素试验研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2017.
- [106] 安芳娇, 彭永臻, 董志龙, 等. 不同运行策略下厌氧氨氧化的脱氮性能[J]. *环境科学*, 2018, 39(6): 2770 – 2777.
- [107] 周同, 于德爽, 李津, 等. 温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(5): 2044 – 2051.
- [108] WU P, CHEN Y, JI X, et al. Fast start-up of the cold-anammox process with different inoculums at low temperature (13 °C) in innovative reactor[J]. *Bioresour Technology*, 2018, 267: 696 – 703.
- [109] WU L, YAN Z, LI J, et al. Low temperature advanced nitrogen and sulfate removal from landfill leachate by nitrite-anammox and sulfate-anammox[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 259: 113763 – 113763.