

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.18.007

铁氨氧化污水生物脱氮技术的研究进展

吴彦成¹, 顾鑫², 朱继涛², 胡博², 贺美杰³

(1. 长安大学 基建处, 陕西 西安 710064; 2. 长安大学 建筑工程学院, 陕西 西安 710061;
3. 中国市政工程西北设计研究院有限公司 陕西分公司, 陕西 西安 710075)

摘要: 近年来新发现的铁氨氧化过程 (Feammox) 能够在厌氧条件下以三价铁离子 $[\text{Fe}(\text{III})]$ 为电子受体将铵根离子 (NH_4^+) 直接氧化为氮气 (N_2)、硝酸根 (NO_3^-) 或亚硝酸根 (NO_2^-), 能够耦合厌氧氨氧化过程、反硝化过程或铁盐反硝化 (NDFO) 过程完成污水生物脱氮。铁氨氧化相比传统硝化反硝化过程具有诸多优点, 如不需要有机碳源、无需曝气、对重金属有更高的耐受力等。对铁氨氧化的发现过程、反应机制、菌种分布及其在污水生物脱氮领域的应用进行了综述, 并在对铁氨氧化脱氮研究现状进行深入分析的基础上, 指出了铁氨氧化工艺面临的挑战和可能的研究方向。

关键词: 生物脱氮; 铁氨氧化; 反应机制; 研究进展

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)18-0038-07

Research Advances of Biological Nitrogen Removal from Wastewater via $\text{Fe}(\text{III})$ Reduction Coupled to Anaerobic Ammonium Oxidation (Feammox) Process

WU Yan-cheng¹, GU Xin², ZHU Ji-tao², HU Bo², HE Mei-jie³

(1. Capital Construction Division, Chang'an University, Xi'an 710064, China; 2. School of Architecture and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710061, China; 3. Shaanxi Branch, CSCEC AECOM Consultants Co. Ltd., Xi'an 710075, China)

Abstract: Recently, the newly discovered $\text{Fe}(\text{III})$ reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) process, which can convert ammonium (NH_4^+) to N_2 , nitrate (NO_3^-) or nitrite (NO_2^-) with $\text{Fe}(\text{III})$ as the electron acceptor under anaerobic conditions, can fulfill the biological nitrogen removal by combining with ANAMMOX process, traditional denitrification process or nitrate-dependant $\text{Fe}(\text{II})$ oxidation (NDFO) process. Compared with the traditional denitrification, there are lots of advantages of Feammox process, such as needlessness of organic carbon source and aeration, higher tolerance to heavy metals. The discovery, the mechanism, the strain distribution and its application in biological nitrogen removal from wastewater were reviewed. Furthermore, based on the in-depth analysis of the Feammox process, the challenge faced and the possible research directions of the Feammox process were proposed.

Key words: biological nitrogen removal; Feammox; reaction mechanism; research advance

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2018JQ5143)

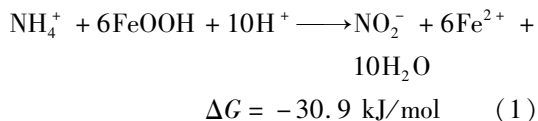
目前,包含硝化过程和反硝化过程的传统生物脱氮技术是城镇污水处理厂的主流脱氮技术。基于硝化过程和反硝化过程的传统脱氮工艺发展至今已相对成熟,能够保证城镇生活污水处理厂取得良好的脱氮效果。但传统生物脱氮过程存在诸多矛盾,如硝化过程需要好氧条件,硝化菌需要较长的污泥龄;反硝化过程需要缺氧条件,反硝化菌需要的污泥龄较短^[1]。此外,硝化过程的供氧和反硝化过程对电子供体的需求,使得传统生物脱氮过程的能耗较高^[1]。寻找新的生物脱氮途径来克服上述问题和矛盾已成为污水生物脱氮领域的重要研究内容。

铁氨氧化过程(Feammox)是近些年来新发现的生物脱氮过程。在厌氧和含铁的环境下,微生物以三价铁 Fe(Ⅲ) 为电子受体,以铵(NH₄⁺)为电子供体来实现铵态氮(NH₄⁺-N)的氧化,同时将 Fe(Ⅲ) 还原为二价铁 Fe(Ⅱ)^[2-3]。铁氨氧化过程在自然界氮循环中具有重要作用,且广泛分布于各种不同的生态环境中。铁氨氧化菌作为一种自养菌,能够在厌氧条件下将 NH₄⁺ 转化为氮气(N₂)、硝酸根(NO₃⁻)或亚硝酸根(NO₂⁻),具有不需要有机碳源、无需曝气、污泥产量低、能减少 N₂O 生成量^[4]等优点。铁氨氧化过程的反应机制可以通过富集培养铁氨氧化菌种或驯化铁氨氧化污泥的方式进行研究^[5-6]。此外,亦有研究将富含铁氨氧化菌的污泥接种到传统的污水生物脱氮反应器中以探究基于铁氨氧化反应的脱氮效率^[7-8]。然而,铁氨氧化过程仍存在问题亟待解决,如铁元素如何实现循环利用、如何提高其反应效率等。在对已有研究进行深入分析的基础上,对铁氨氧化过程应用于污水脱氮中存在的问题及挑战进行了探讨,并指出未来铁氨氧化过程可能的研究重点和方向。

1 铁氨氧化过程及相关微生物的发现

1.1 铁氨氧化过程的发现及可能产物

2005年,Clement等^[2]在研究河岸森林沉积物中的铁和氮循环过程时发现NO₂⁻和Fe(Ⅱ)的产生,并推测这可能是由于NH₄⁺和Fe(Ⅲ)发生了反应所致,反应方程式如下:



2006年,Sawayama等^[9]向固定床反应器中投加

NH₄⁺和乙二胺四乙酸铁钠[Fe(Ⅲ)EDTA-Na]进行氨氧化实验,发现NH₄⁺被氧化为NO₂⁻,Fe(Ⅲ)被还原为Fe(Ⅱ)。同时,NH₄⁺的氧化量和Fe(Ⅲ)的还原量呈现同步增减趋势。Sawayama等首次明确提出该过程是微生物驱动的铁氨氧化过程。Yang等^[10]通过热力学分析认为铁氨氧化的产物可以是NO₂⁻、NO₃⁻或N₂。当产物为N₂时,反应能获得最大能量。以Fe(OH)₃为电子受体的铁氨氧化反应方程式及各个过程的吉布斯自由能^[11]见表1。

表1 以Fe(OH)₃为电子受体的铁氨氧化反应的吉布斯自由能

Tab. 1 Gibbs free energy produced by Feammox with Fe(OH)₃ as electron acceptor kJ · mol⁻¹

化学反应方程式	ΔG
3Fe(OH) ₃ + 5H ⁺ + NH ₄ ⁺ → 3Fe ²⁺ + 9H ₂ O + 0.5N ₂	-245
6Fe(OH) ₃ + 10H ⁺ + NH ₄ ⁺ → 6Fe ²⁺ + 16H ₂ O + NO ₂ ⁻	-164
8Fe(OH) ₃ + 14H ⁺ + NH ₄ ⁺ → 8Fe ²⁺ + 21H ₂ O + NO ₃ ⁻	-207

2014年,Ding等^[12]利用同位素示踪技术首次证实稻田土壤中存在铁氨氧化过程,N₂是稻田土壤铁氨氧化反应的主要产物。Li等^[13]在研究长江口潮间带湿地土壤NH₄⁺与Fe(Ⅲ)之间的动态关系时,通过同位素示踪技术证明了铁氨氧化反应的存在。2015年,Huang等^[7]在森林湿地中采取泥样,通过分离纯化得到一株具有氨氧化和铁还原功能的酸微菌,并将其命名为A6菌。A6菌的分离鉴定,为铁氨氧化过程的研究提供了微生物基础。

铁氨氧化过程作为一种新型的生物脱氮过程,其最终产物可能是NO₂⁻、NO₃⁻或N₂,但是目前并不清楚反应条件和反应产物之间的联系,尚缺少对铁氨氧化过程产物进行调控的策略和方法。

1.2 铁氨氧化菌的探索

铁还原菌是指通过氧化电子供体同时耦联Fe(Ⅲ)还原,从这一过程中获取能量,合成细胞物质的一类微生物。自然界中存在很多铁还原菌种,能与甲烷氧化、腐殖质还原及有机物矿化等过程结合,铁氨氧化菌从本质上是一类能驱动氨氧化的铁还原菌。

目前,在自然界中已发现多种能驱动铁氨氧化过程的微生物种类。Huang等^[7]在铁还原条件下,研究森林湿地中铵态氮的氧化时,借助PCR-

DGGE、16S rRNA、454 焦磷酸测序技术和实时荧光定量 PCR 技术 (qPCR) 发现了铁氨氧化过程, 酸微菌科 (*Acidimicrobiaceae*) 在氧化过程中起主要作用。Ding 等^[14] 在研究麦-稻田轮作区的厌氧氨氧化和铁还原之间的关联时, 借助 qPCR, 发现地杆菌属 (*Geobacter spp.*) 丰度较高, 可能是驱动铁氨氧化过程的主要菌种。Yao 等^[15] 在研究富营养化湖泊底泥中的厌氧氨氧化和铁还原之间的关联时, 借助 qPCR 技术对湖泊底泥中的微生物进行分析, 发现地杆菌科 (*Geobacteraceae*)、希瓦氏菌属 (*Shewanella spp.*) 和酸微菌科的丰度较高, 并认为这几类菌驱动了湖泊底泥中的铁氨氧化反应。丁帮璟^[16] 在研究太湖贡湖湾河岸带铁氨氧化反应机制时, 采用高通量测序技术对土壤中的微生物进行分析, 发现河岸带中驱动铁氨氧化作用的铁氨氧化菌主要为厌氧粘细菌属 (*Anaeromyxobacter sp.*) 和地杆菌属。

除了自然条件, 污水生物处理系统中也发现存在铁氨氧化菌。Sawayama 等^[9] 在厌氧生物膜反应器中, 以 $\text{Fe(III)} - \text{EDTA}$ 作为电子受体, NH_4^+ 为电子供体, 探究 NH_4^+ 去除效果时, 对出水中的微生物群落进行 BLAST 同源性检测, 发现有 9 个序列和微小杆菌属 (*Exiguobacterium sp.*) 相近, 并认为该菌是驱动铁氨氧化过程的主要作用菌种。Zhou 等^[5] 在研究 AQDS (9,10-蒽醌-2,6-二磺酸) 和生物炭作为电子穿梭体对铁氨氧化反应的影响时, 借助 Illumina 测序技术, 发现地杆菌属是驱动铁氨氧化过程的主要微生物。吴胤等^[8] 将在韶关大宝山中分离纯化得到的铁氨氧化菌落^[3] 接种到生物膜反应器中, 成功启动了基于铁氨氧化过程的生物脱氮反应器。借助 PCR 扩增测序技术及 BLAST 同源性检索, 对反应器内微生物群落进行分析, 发现酸微菌属 (*Acidimicrobium sp.*) 和微小杆菌属在生物膜上富集。反应器内的铁氨氧化过程可能是由这两种微生物共同驱动的结果。

根据目前铁氨氧化菌菌种的报道, 目前只有一种酸微菌属的 A6 菌种被分离纯化出来, 在污水处理过程中还没有分离出单一的铁氨氧化菌种。自然界中能驱动氨氧化的铁还原菌, 由于其生存环境相对污水较好, 可能难以耐受污水中的多种污染物质, 使其活性受到抑制。

2 铁氨氧化反应电子传递机制

铁还原菌利用 Fe(III) 作为电子受体, 然而, pH

值 >4 时, 含铁化合物如水铁矿等是不溶解的, 这给微生物利用 Fe(III) 带来了困难。学者们提出了“电子穿梭体机制”来解释一些固体物质不能进入细胞内, 而作为胞外电子受体的机理。该理论的核心观点是: 铁还原菌不能直接利用固态的铁氧化物, 而是可溶性的外部电子穿梭体作为电子载体完成向 Fe(III) 的电子转移。电子穿梭体是一类能充当电子载体, 可逆参与氧化还原反应的物质, 按照其来源可以分为内生和外生电子穿梭体。其中内生电子穿梭体是由微生物产生并分泌到细胞外的具有电子传递功能的物质; 外生电子穿梭体是环境中自然存在或人工合成的一些能接受和给出电子的氧化还原物质, 其中醌类物质和腐殖酸是微生物胞外电子传递过程中应用最广泛的外生电子穿梭体。醌类物质在胞外呼吸菌的作用下接受电子还原成氢醌, 这些氢醌被胞外电子受体如铁氧化物氧化成相应的半醌, 最后氧化为醌, 醌类物质就是以这样的形式循环参与电子传递^[17]。

目前已有研究表明, 铁氨氧化过程的发生机制也遵循“电子供体—微生物—电子穿梭体—电子受体”这一电子传递理论^[18], 醌类物质和腐殖酸能促进铁氨氧化反应。Zhou 等^[5] 在探究电子穿梭体在铁氨氧化过程中的作用时, 发现 AQDS 和生物炭能够提高铁氨氧化过程的反应效率, 并增加 N_2 的生成量。通过与没有添加电子穿梭体的空白对照组和添加生物炭的实验组进行对比, AQDS 的促进作用更为明显, N_2 的生成量相比空白对照组提高了 319%。Yang 等^[19] 发现 AQDS 在铁氨氧化菌、 NH_4^+ 和三氧化二铁 (Fe_2O_3) 之间起到了电子穿梭体的作用, 促进了铁氨氧化菌对 NH_4^+ 的氧化。Guan 等^[20] 在探究红树林沉积物中的铁氨氧化反应时, 发现加入石墨烯和 AQS (9,10-蒽醌-2-磺酸) 后, NH_4^+ 的氧化量相比未加电子穿梭体的对照组分别提高了 31% 和 56%。易博^[21] 在探究稻田土壤中的铁氨氧化过程时, 发现生物炭和 AQDS 均能明显提高铁氨氧化过程的反应速率。铁氨氧化菌胞外电子传递过程见图 1。

铁氨氧化菌为厌氧型自养细菌, 产率和比增殖速率均较低, 其氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的速率并不高, 不能快速完成脱氮过程。目前的研究已经证明一些醌类物质可以作为电子穿梭体促进铁氨氧化反应, 用于提高铁氨氧化处理污水的效率。

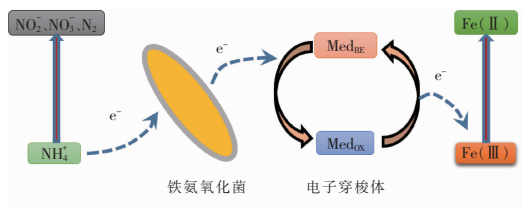


图1 铁氨氧化胞外电子传递模型

Fig.1 Model of extracellular electron transport for Feammox

3 基于铁氨氧化的污水脱氮研究

Sawayama 等^[9]在厌氧生物膜反应器中,以 $\text{Fe(III)}-\text{EDTA}$ 作为电子受体, NH_4^+ 为电子供体,在反应器出水中检测到了 NO_2^- 和 Fe^{2+} ,实现了反应器内的铁氨氧化过程,是铁氨氧化过程应用于污水生物处理的首次实践。Huang 等^[7]将分离出的具有铁氨氧化功能的微生物样品接种到连续流厌氧生物膜反应器中,进水保持 NH_4^+-N 为 60 mg/L、pH 值为 4~5,运行 150 d 后实现了 64.5% 的 NH_4^+ 去除率。吴胤等^[8]将实验室纯化培养的铁氨氧化菌液接种到生物膜反应器内进行脱氮实验,以 Fe(OH)_3 作为 Fe(III) 的来源,进水 NH_4^+-N 保持在 75 mg/L, pH 值在 4.5~5.0,对出水中产物进行检测和氮元素平衡分析。发现 NH_4^+ 被氧化为 N_2 和 NO_3^- ,经过 90 d 的运行,氨氮的最高转化率达到 33.78%;在 10~60 d 内总氮的去除率最大为 22.6%,而在

60 d 后, NH_4^+ 主要被氧化为 NO_3^- ,总氮去除率几乎为 0。刘志文^[22]将铁氨氧化菌进行固定化,制成磁性壳聚糖凝胶体,加入到连续流生物反应器,保持进水 NH_4^+-N 为 60 mg/L、pH 值在 4.5 左右,反应器成功运行后,对出水中的产物进行检测和氮元素平衡分析。发现 NH_4^+ 主要被氧化为 NO_3^- ,有少量 NH_4^+ 被氧化为 N_2 ;反应器运行 64 d 后, NH_4^+-N 的转化率达到 40.71%,总氮去除率为 12% 左右。吴悦溪等^[6]利用普通活性污泥驯养铁氨氧化污泥,并将其接种到厌氧序批间歇式 ASBR 反应器中,进水 NH_4^+-N 在 50 mg/L 左右, Fe(III) 在 30 mg/L 左右[投加 FeCl_3 提供 Fe(III)],在反应器运行 117 d 后,对一个典型周期 24 h 内铁素和氮素转化进行分析,发现 NH_4^+-N 主要转化为 NO_3^- 和 N_2 , NH_4^+-N 最大转化率达到 54%。Li 等^[23]将厌氧氨氧化污泥接种到血清瓶中,加入含 NH_4^+-N 为 100 mg/L 和 Fe(III) 为 20 mg/L 的合成废水,其中 Fe(III) 由 FeCl_3 提供,成功启动了铁氨氧化过程。 NH_4^+-N 主要转化为 NO_3^- 和 N_2 ,并实现 71.8% 的 NH_4^+-N 转化率和 50% 的总氮去除率。李海晖^[24]通过将铁氨氧化菌接种到血清瓶中,研究了其对生活污水、工业废水及农业源污水(钦州市小榄江水)中氮的去除效果,结果见表 2。

表2 3类污水中 NH_4^+-N 的转化率和产物Tab.2 Conversion rate and product of NH_4^+-N in three kinds of wastewater

项 目	$\text{NH}_4^+-\text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	产物	NH_4^+-N 转化率/%	总氮去 除率/%	反应时 间/d	$\text{Fe(III)}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
钦州市河西污水厂污水	203.94	NO_3^- 和 N_2	40.05	21.6	10	60
广州沥滘污水厂污水	53.08	NO_3^- 和 N_2	78.18	70.5	10	60
汕尾市废旧硫铁矿废水	67.94	N_2	44.64	44.3	10	70
钦州市小榄江水	86.78	NO_2^- 和 N_2	12.90	6.1	10	60
汕尾市大湖镇氧化塘污水	36.10	NO_3^- 和 N_2	5.18	4.2	10	60

从已有的研究看来,大量学者在研究铁氨氧化的脱氮能力时,多使用人工合成废水, NH_4^+-N 大都保持在 50~100 mg/L 的范围内,实验中 NH_4^+-N 的转化率最高能达到 80% 左右,但由于 NH_4^+-N 并不是全部转化为 N_2 ,这导致最终废水中总氮的去除率并不高。

另一方面,实验中, Fe(III) 浓度低于 NH_4^+-N 浓度,当 NH_4^+-N 全部转化为 N_2 时, NH_4^+-N 和 Fe(III) 的物质的量之比最低,为 1:3;当产物为 NO_2^- 和 NO_3^- 时,其比值为 1:6 和 1:8。因此,

Fe(III) 浓度不高也可能影响了 NH_4^+-N 的转化率。但 Fe(III) 在中性环境中很容易生成低溶解态的矿物并覆盖在细胞表面,当这种无定型氧化物过量时会阻碍微生物的传质,进而阻碍细胞的营养吸收和代谢^[25-26]。姚海楠等^[27]探究不同 NH_4^+-N 浓度和 Fe(III) 浓度对铁氨氧化的影响时,发现当 Fe(III) 达到 500 mg/L 时,虽然仍有铁氨氧化发生,但污泥表面已经附着了大量珊瑚状沉积物,影响了细胞的传质过程。这表明,并不能简单地通过增加反应器内 Fe(III) 的浓度来提高 NH_4^+-N 的转化率。

4 铁氨氧化与其他反应耦合的脱氮过程

很多学者认为将 NH_4^+ 氧化为 N_2 可能不是由铁氨氧化这个单一过程完成的。Li 等^[23] 认为在厌氧氨氧化污泥中添加 Fe(III) 产生 N_2 , 可能是由铁氨氧化过程和厌氧氨氧化过程共同完成的。 NH_4^+ 先被铁氨氧化过程氧化成 NO_2^- , 而后 NO_2^- 和 NH_4^+ 进行厌氧氨氧化反应, 最终生成 N_2 。吴胤等^[8] 在对铁氨氧化生物膜反应器内的微生物群落分析后发现, 反硝化菌在反应器内具有很高的丰度, 生成的 N_2 一部分来自铁氨氧化过程, 另一部分则可能来自铁氨氧化过程生成的 NO_2^- 的反硝化过程。Huang 等^[7] 利用近红外光谱分析技术对铁氨氧化生物膜反应器中的微生物进行分析时, 也得到了类似的结论。Li 等^[28] 将铁氨氧化过程、厌氧氨氧化过程及铁盐反硝化(NDFO)过程结合, 通过向反应器中加入 Fe(III) 、 NH_4^+ 和 NO_3^- , 实现了污水中 NH_4^+ 和 NO_3^- 的同步去除。在这一过程中, NH_4^+ 和 Fe(III) 发生铁氨氧化反应生成 Fe(II) 及 NO_2^- 、 NO_3^- 和 N_2 , 同时, Fe(II) 与 NO_3^- 发生 NDFO 反应, Fe(II) 被氧化为 Fe(III) , NO_3^- 被还原为 NO_2^- 以及 N_2 , 最后 NO_2^- 和 NH_4^+ 发生厌氧氨氧化反应生成 N_2 。反应器在运行 62 d 后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率达到 67.6%, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率达到 58.8%, 总氮去除率达到 63.2%。这一过程不仅能够完成水中氮素的去除, 同时, 也实现了铁元素的循环利用。吴悦溪等^[6] 基于氮元素和铁元素平衡分析也得到了类似的结论。ASBR 反应器中生成的 N_2 是铁氨氧化过程、厌氧氨氧化过程和铁盐反硝化过程共同作用的结果, 其反应机理^[28] 如图 2 所示。

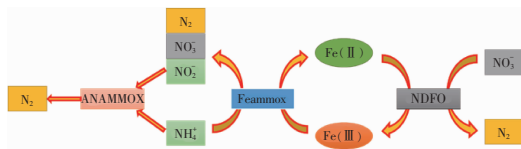


图2 铁氨氧化、厌氧氨氧化和铁盐反硝化联合反应示意

Fig. 2 Combined reaction of Feammox, ANAMMOX and NDFO

Yang 等^[29] 将铁氨氧化过程和铁盐反硝化过程结合, 铁氨氧化过程生成 Fe(II) 和 NO_x^- , 而铁盐反硝化过程则利用生成的 NO_x^- 将 Fe(II) 氧化为 Fe(III) , 并将 NO_x^- 转化为 N_2 。反应器经过 98 d 的运行, 总氮去除率达到了 90.1%。这一过程能够实现氮素的去除和铁元素的循环利用。

在污水生物处理反应器中, 由于活性污泥结构的复杂性, 铁氨氧化过程参与的脱氮过程生成的 N_2 , 可能并不是来自单一过程, 而更可能是来自多种过程的耦合, 铁氨氧化中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 并不是总是转化为 N_2 , 还可能向 NO_x^- 方向进行转化。另一方面, 利用铁氨氧化过程进行污水脱氮, 不可避免地要向污水中加入 Fe(III) 化合物, 这不仅会提高污水处理的成本, 含有 Fe(II) 的出水排入自然水体中也会造成污染, 同时 Fe(III) 过量积累时会导致反应器无法运行。将铁氨氧化和其他反应耦合实现污水中氮素的脱除和铁素的循环结合, 来解决铁氨氧化反应器中铁素需求问题, 这还需要进一步的探究。

5 挑战及展望

目前, 对铁氨氧化的代谢机制认识仍然比较宏观, 在将其应用到污水生物脱氮领域的过程中仍有许多问题亟待解决。首先, 铁氨氧化菌的分离纯化能为铁氨氧化的研究提供微生物基础, 目前已分离得到的纯种铁氨氧化菌还较少, 需要进一步探索铁氨氧化菌种, 尤其是在污水环境中。另一方面, 铁氨氧化过程的产物包括 N_2 、 NO_2^- 和 NO_3^- , 如何通过反应条件的控制来实现反应生成预期的产物, 以及在此基础上, 将铁氨氧化过程与其他反应结合完成快速高效的生物脱氮, 都是需要进一步研究的内容。此外, 铁氨氧化过程需要大量的 Fe(III) 投加, 而普通污水中 Fe(III) 浓度较低, 不可避免地要外加铁素, 这就导致了污水处理的成本增加, 并且铁素在反应器中过量沉积也会影响反应器的正常运行, 探寻铁素循环利用或回收的方法也是基于铁氨氧化的污水脱氮工艺未来的挑战之一。

参考文献:

- [1] 王琴, 王俊. 城市污水生物脱氮除磷技术研究综述[J]. 化工管理, 2013(12): 115-116.
Wang Qin, Wang Jun. Review on biological nitrogen and phosphorus removal technology of municipal sewage[J]. Chemical Enterprise Management, 2013(12): 115-116 (in Chinese).
- [2] Clement J C, Shrestha J, Ehrenfeld J, et al. Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron under anaerobic conditions in wetland soils[J]. Soil Biol Biochem, 2005, 37(12): 2323-2328.
- [3] Huang S, Chen C, Peng X C, et al. Environmental factors affecting the presence of *Acidimicrobiaceae* and

- ammonium removal under iron-reducing conditions in soil environments [J]. *Soil Biol Biochem*, 2016, 98: 148 – 158.
- [4] Ren Y, Huu H N, Guo W S, *et al.* New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems[J]. *Bioresour Technol*, 2020, 297: 122491.
- [5] Zhou G, Yang X, Li H, *et al.* Electron shuttles enhance anaerobic ammonium oxidation coupled to iron (III) reduction [J]. *Environ Sci Technol*, 2016, 50 (17): 9298 – 9307.
- [6] 吴悦溪, 曾薇, 刘宏, 等. Feammox 系统内氮素转化途径的研究[J]. *化工学报*, 2020, 71(5): 2265 – 2272.
- Wu Yuexi, Zeng Wei, Liu Hong, *et al.* Exploration of nitrogen transformation pathway in Feammox[J]. *CIESC Journal*, 2020, 71(5): 2265 – 2272 (in Chinese).
- [7] Huang S, Jaffé P R. Characterization of incubation experiments and development of an enrichment culture capable of ammonium oxidation under iron-reducing conditions [J]. *Biogeosciences*, 2015, 12 (3): 769 – 779.
- [8] 吴胤, 陈琛, 毛小云, 等. 基于 Feammox 的生物膜反应器性能研究[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(9): 3353 – 3362.
- Wu Yin, Chen Chen, Mao Xiaoyun, *et al.* Study on performance of the Feammox biofilm-reactor[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37 (9): 3353 – 3362 (in Chinese).
- [9] Sawayama S. Possibility of anoxic ferric ammonium oxidation[J]. *J Biosci Bioeng*, 2006, 101(1): 70 – 72.
- [10] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction[J]. *Nat Geosci*, 2012, 5(8): 538 – 541.
- [11] 钟小娟, 王亚军, 唐家桓, 等. 铁氨氧化: 新型的厌氧氨氧化过程及其生态意义[J]. *福建农林大学学报: 自然科学版*, 2018, 47(1): 1 – 7.
- Zhong Xiaojuan, Wang Yajun, Tang Jiahuan, *et al.* Feammox: A novel anammox process and ecological significance [J]. *Journal of Fujian Agriculture and Forestry University: Natural Science Edition*, 2018, 47 (1): 1 – 7 (in Chinese).
- [12] Ding L J, An X L, Li S, *et al.* Nitrogen loss through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction from paddy soils in a chronosequence[J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48(18): 10641 – 10647.
- [13] Li X F, Hou L J, Liu M, *et al.* Evidence of nitrogen loss from anaerobic ammonium oxidation coupled with ferric iron reduction in an intertidal wetland [J]. *Environ Sci Technol*, 2015, 49(19): 11560 – 11568.
- [14] Ding B J, Qin Y B, Luo W Q, *et al.* Spatial and seasonal distributions of Feammox from ecosystem habitats in the Wanshan region of the Taihu watershed, China [J]. *Chemosphere*, 2020, 239: 124742.
- [15] Yao Z B, Wang F, Wang C L, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation coupled to ferric iron reduction in the sediment of a eutrophic lake [J]. *Environ Sci Pollut Res*, 2019, 26(15): 15084 – 15094.
- [16] 丁帮璟. 太湖贡湖湾河岸带铁氨氧化 (Feammox) 脱氮机制的探究 [D]. 南京: 南京大学, 2018.
- Ding Bangjing. Insight into the Mechanism of Feammox from a Riparian Zone in Gonghu Bay, Taihu Lake [D]. Nanjing: Nanjing University, 2018 (in Chinese).
- [17] Li X M, Liu L, Liu T, *et al.* Electron transfer capacity dependence of quinone-mediated Fe(III) reduction and current generation by *Klebsiella pneumoniae* L17 [J]. *Chemosphere*, 2013, 92(2): 218 – 224.
- [18] 马金莲, 马晨, 汤佳, 等. 电子穿梭体介导的微生物胞外电子传递: 机制及应用 [J]. *化学进展*, 2015, 27 (12): 1833 – 1840.
- Ma Jinlian, Ma Chen, Tang Jia, *et al.* Mechanisms and applications of electron shuttle-mediated extracellular electron transfer [J]. *Progress in Chemistry*, 2015, 27 (12): 1833 – 1840 (in Chinese).
- [19] Yang Y F, Peng H, Niu J F, *et al.* Promoting nitrogen removal during Fe(III) reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) by adding anthraquinone – 2, 6 – disulfonate (AQDS) [J]. *Environ Pollut*, 2019, 247: 973 – 979.
- [20] Guan Q S, Zhang Y L, Tao Y R, *et al.* Graphene functions as a conductive bridge to promote anaerobic ammonium oxidation coupled with iron reduction in mangrove sediment slurries [J]. *Geoderma*, 2019, 352: 181 – 184.
- [21] 易博. 稻田土壤厌氧氨氧化协同铁还原为途径的气态氮素损失过程及其机理的研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2019.
- Yi Bo. Nitrogen Losses through Iron Reduction Coupled with Anaerobic Ammonium Oxidation from Paddy Soils [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2019 (in Chinese).
- [22] 刘志文. 厌氧铁氨氧化菌的固定化及其处理氨氮废水的研究 [D]. 广州: 广东工业大学, 2018.

- Liu Zhiwen. Study on the Treatment of Ammonium in Wastewater by Immobilized Feammox Bacteria [D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2018 (in Chinese).
- [23] Li X, Huang Y, Liu H, *et al.* Simultaneous Fe(III) reduction and ammonia oxidation process in Anammox sludge[J]. J Environ Sci, 2018, 64: 42–50.
- [24] 李海晖. 厌氧铁氨氧化反应在三类污水中对氨去除的探索[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- Li Haihui. Ammonium Oxidation under Iron-reducing Conditions in Three Different Wastewaters [D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2017 (in Chinese).
- [25] 陈鹏程. 水稻土亚铁氧化耦合硝酸盐还原的过程与机制[D]. 广州: 中国科学院研究生院, 2016.
- Chen Pengcheng. The Processes and Mechanisms of Circumneutral pH Anaerobic Fe(II) Oxidation Coupling to Nitrate Reduction in Paddy Soil [D]. Guangzhou: University of Chinese Academy of Sciences, 2016 (in Chinese).
- [26] 苏润华, 丁丽丽, 任洪强. 纳米零价铁(NZVI)对厌氧产甲烷活性、污泥特性和微生物群落结构的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3286–3296.
- Su Runhua, Ding Lili, Ren Hongqiang. Impact of nano zero-valent iron (NZVI) on methanogenic activity, physiological traits, and microbial community structure in anaerobic digestion[J]. Environmental Science, 2018, 39(7): 3286–3296 (in Chinese).
- [27] 姚海楠, 张立秋, 李淑更, 等. 厌氧铁氨氧化处理模拟垃圾渗滤液的影响因素研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39(9): 2953–2963.
- Yao Hainan, Zhang Liqui, Li Shugeng, *et al.* Study on the factors affecting simulated landfill leachate treatment by anaerobic ferric ammonia oxidation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, 39(9): 2953–2963 (in Chinese).
- [28] Li X, Yuan Y, Huang Y, *et al.* A novel method of simultaneous NH_4^+ and NO_3^- removal using Fe cycling as a catalyst: Feammox coupled with NAFO[J]. Sci Total Environ, 2018, 631/632: 153–157.
- [29] Yang Y F, Xiao C C, Lu J H, *et al.* Fe(III)/Fe(II) forwarding a new anammox-like process to remove high-concentration ammonium using nitrate as terminal electron acceptor[J]. Water Res, 2020, 172: 115528.



作者简介: 吴彦成(1986–), 男, 陕西绥德人, 工学硕士, 工程师, 研究方向为给排水系统优化及污水处理。

E-mail: 583686680@qq.com

收稿日期: 2020-04-17

坚持节水优先, 强化水资源管理