

引用:王晶,韩继磊,李宁,等. 微生物氮同化回收废水中氮的研究进展[J]. 聊城大学学报(自然科学版), 2025, 38(5): 792-803.

Citation: WANG Jing, HAN Jilei, LI Ning, ZHANG Wenmei, QIN Xu, FAN Xiangyu, HUANG Zhaosong. Microbial nitrogen assimilation: a new nitrogen recovery strategy from wastewater[J]. Journal of Liaocheng University (Natural Science Edition), 2025, 38(5): 792-803.

文章编号 1672-6634(2025)05-0792-12

DOI 10.19728/j.issn1672-6634.2024120007

微生物氮同化回收废水中氮的研究进展

王晶¹, 韩继磊², 李宁², 张文梅¹, 秦旭¹, 樊祥宇¹, 黄兆松¹

(1. 济南大学 生物科学与技术学院, 山东 济南 250022; 2. 东营华泰化工集团有限公司, 山东 东营 257000)

摘要 近年来,随着工业化和城市化的加速,废水中氮的排放量显著增加,对水体环境和生态系统构成严重威胁。因此,开发有效的氮回收技术对于减少环境污染和保护生态平衡具有重要意义。微生物氮同化作为一种新兴的废水处理技术,因其环境友好和成本效益等优点,受到了广泛关注。本文综述含氮废水处理方法及其机制、利用氮同化途径同化废水中的氮相关研究、以及相关环境和经济效益分析,同时探讨了当前技术面临的挑战和未来发展方向,通过案例研究和实践应用的讨论,旨在提出一种可行的、环境友好的废水中氮回收新途径,为未来的研究和实际应用提供参考和启示。

关键词 微生物氮同化; 废水处理; 氮回收; 环境效益; 经济价值

中图分类号 X703

文献标志码 A

开放科学(资源服务)标识码(OSID)



Microbial nitrogen assimilation: a new nitrogen recovery strategy from wastewater

WANG Jing¹, HAN Jilei², LI Ning², ZHANG Wenmei¹, QIN Xu¹,
FAN Xiangyu¹, HUANG Zhaosong¹

(1. Faculty of Biological Sciences and Technology, University of Jinan, Jinan 250022, China;
2. Dongying Huatai Chemical Group Co., Ltd, Dongying 257000, China)

Abstract In recent years, with the acceleration of industrialization and urbanization, the discharge of nitrogen in wastewater has significantly increased, posing a severe threat to aquatic environments and ecosystems. Therefore, developing effective nitrogen recovery technologies is crucial for reducing environmental pollution and protecting ecological balance. Compared with the traditional nitrogen removal processes, microbial nitrogen assimilation, as an emerging wastewater treatment technology, has garnered widespread attention due to its environmental friendliness and cost-effectiveness. This paper reviews nitrogen-containing wastewater treatment methods and their mechanisms, studies the assimilation of nitrogen in wastewater through nitrogen assimilation pathways, and analyzes the associated environmental and economic benefits. Additionally, the challenges faced by current technologies and future development direc-

收稿日期: 2024-12-12

基金项目: 国家自然科学基金项目(32471614); 东营市科技创新重大专项项目(2023ZDZX01)资助

通信作者: 黄兆松, 男, 汉族, 博士, 副教授, 研究方向: 资源与环境微生物、污水生物处理及资源化, E-mail: bio_huangzs@ujn.edu.cn; 樊祥宇, 男, 汉族, 博士, 副教授, 研究方向: 环境病毒组, E-mail: fxysnd@126.com.

tions are discussed. Through case studies and discussions on practical applications, this review aims to propose a feasible and environmentally friendly new approach to nitrogen recovery in wastewater, offering references and insights for future research and practical applications.

Keywords microbial nitrogen assimilation; nitrogen recovery; wastewater treatment; environmental benefits; economic value

0 引言

氮是自然界中生命不可或缺的元素,参与蛋白质和核酸的构成,对生态系统的健康发挥至关重要的作用。然而,随着社会快速发展,自然环境中的氮循环过程已经遭到了严重的扰乱。当氮以超过自然界循环能力的速率进入水体时,就会造成氮污染进而引发一系列生态和环境问题^[1]。氮污染的来源复杂多样,主要包括点源排放和非点源排放(图1)。点源排放如污水处理厂和工业企业的直接排放,相对容易监管和控制。而非点源排放,如农田径流、城市雨水径流等,则更加难以控制,因为它们涉及广泛的地理区域和多种污染来源。这使得氮污染的管理和治理变得更加复杂和困难。

氮污染不仅对水体环境和生态系统造成严重的负面影响,还可能对人类健康造成威胁,因此开发有效的氮污染控制和治理技术显得尤为重要。传统的生物处理方法,如活性污泥法和生物滤池,虽然也在处理废水中的氮化合物方面发挥了一定的作用,但这些方法在处理高浓度氮废水时效率较低,且对操作条件要求较为严格。此外,它们可能需要较长的处理时间,并且在某些情况下也难以完全避免二次污染的问题。因此,传统生物法的这些局限性促使我们探索更有效的氮去除技术。近年来,被忽视的微生物氮同化技术逐渐进入人们视野,微生物通过其生物代谢过程中的氮同化作用,将无机氮转化为细胞蛋白质等有机物,从而实现废水中氮的有效回收和资源化利用。其高效、低成本、无二次污染等特点,不仅能够减轻对环境的负担,还有助于循环利用和资源的可持续管理,所以,微生物氮同化可能成为解决氮污染问题的有效途径之一。本文综述含氮废水处理法及氮同化研究,剖析其环境与经济效益,探讨面临的微生物稳定性、规模化经济、生物质处理及机制理解等挑战,并针对这些问题指明未来微生物菌株选育、工艺优化及生物质高值化利用等研究方向,为该技术在废水处理中的应用提供参考。

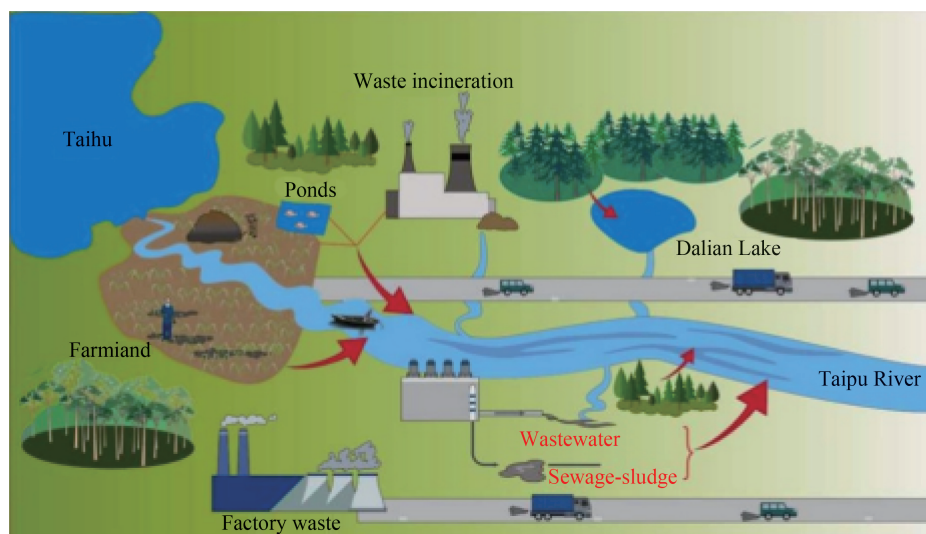


图1 氮污染的来源^[2]

Fig. 1 Sources of nitrogen pollution^[2]

1 含氮废水处理方法

在处理废水中的氮污染问题时,物理、化学方法是重要的选择之一。这些方法可以预处理或者部分处理废水中的氮,然后联合生物法完全去除,这些方法具有各自独特的优势和局限性。

1.1 物理法

在废水处理的众多方法中,物理法依靠物理过程和设备来去除或分离水中的氮化合物,因其简易、直接的处理方式而受到重视。这类方法包括吸附、膜分离、电絮凝技术^[3]等,针对不同的废水特性和处理需求提供多样化的解决方案。尽管物理法在某些情况下能有效去除水中的氮化合物,它们通常面临一些局限性和挑战。例如,吸附法在吸附剂饱和后需要更换或再生,增加了处理成本^[4];膜分离技术虽然效率高,但可能遭受膜阻塞和长期运营成本高昂的问题^[5];电絮凝技术具有操作简便、无需添加大量化学药剂、反应速度相对较快等优点。然而,它也存在一些局限性,例如电极容易腐蚀需要定期更换,这在一定程度上增加了处理成本和维护难度^[6]。这些物理处理方法各承其责,为实现废水中氮的高效去除提供了可靠的技术支持。然而,每种方法都有其适用范围和限制,合理选择和综合运用这些方法,是提高废水处理效率和经济性的关键。

1.2 化学法

化学法在废水处理中通过直接的化学反应转化或去除水中的氮化合物,成为处理氮污染的一项重要技术。不同于主要依赖物理过程 and 设备的物理法,化学法利用添加的化学药剂改变水中氮化合物的化学性质,实现其从水体中去除或转化成无害形式的目的。主要的化学处理技术包括化学沉淀、芬顿法(Fenton)、离子交换和催化氧化等,尽管化学法在去除水中氮化合物方面效果显著,它们却存在一些不可忽视的缺点。首先,化学处理过程中可能会使用大量化学药剂,不仅增加了处理成本,还可能引入新的环境污染问题。其次,某些化学反应产生的副产品需要额外处理,可能会导致二次污染。此外,对于处理反应的控制要求较高,一旦操作不当,可能会影响去除效率或造成安全隐患,例如 Huanjun Bao 等人^[7]在利用电化学氧化技术在处理高盐度有机铵氮废水时发现,虽然高浓度的 Cl^- 可以提高有废水中有机污染物和铵氮的去除效果,但同时也会产生如高氯酸盐这样的毒氯副产物,使得需要对这些副产物的形成机理和去除策略进行更多的研究,这无疑增加了含氮废水处理难度。再如 Nibedita Pani 等人^[8]利用 Fenton 法去除染料中间体制造中的 COD 和铵氮,发现 Fenton 工艺可以去除 75.8% 的 COD 和 78.6% 的铵氮,然而 Fenton 法不仅需要酸性的 pH 条件,而且需要较高的化学投入,如大量使用 H_2O_2 和 Fe^{2+} 。因此,虽然化学法在废水处理中具有独特优势,但在实际应用过程中需要仔细考虑其潜在缺点,并寻求综合解决方案以优化整体处理效果和降低环境影响。

综合来看处理含氮废水时,物理方法简单易操作、无化学添加且成本较低,但效率低下且无法完全去除氮化合物;相比之下,化学方法高效除氮、效果稳定且适用范围广,但需要处理化学药剂、操作复杂且可能产生二次污染物。在实际应用时多用于废水的预处理阶段,相关从业者需根据具体要求和限制联合其他方法,以实现最佳的处理效果和成本效益。

1.3 生物法

在废水处理过程中,微生物对氮的去除和回收是两个重要但不同的概念。氮去除主要指通过各种生物过程将废水中的无机氮转化为氮气(N_2)或其他形态,以减少对水体造成的富营养化风险。而氮回收则更侧重于利用生物生长,将无机氮转化为有机形式,如氨基酸、蛋白质等,进而成为微生物细胞的一部分,实现氮资源的有效利用和回收。生物法在废水处理中主要依靠微生物的代谢作用来实现氮的转化与去除。其过程可分为多种不同的途径,其中较为常见且重要的硝化-反硝化过程、厌氧氨氧化、异养硝化-好氧反硝化、短程硝化-反硝化、短程硝化-厌氧氨氧化以及硫自养反硝化等,这些过程具有独特的反应机制和适用条件,在含氮废水处理中发挥着关键作用。

1.3.1 硝化-反硝化过程。硝化是一个好氧过程,包括两个步骤,如图 2:首先在亚硝化细菌的作用下将铵氮(NH_4^+-N)转化为亚硝酸盐氮(NO_2^--N),然后在硝化细菌的作用下将 NO_2^--N 转化为硝酸盐氮(NO_3^--N)。这一过程能将废水中的铵氮转化为硝酸盐。反硝化通常是一个厌氧过程,通过具有反硝化能力的微生物,将 NO_2^--N 最终还原为 N_2 。这一过程需要有机碳作为电子供体,通过一系列的中间产物如 NO_2^--N 、一氧化氮(N_2O)和二氧化氮(NO_2),最终生成 N_2 排放到大气中。在传统的硝化-反硝化过程中需要对废水中氮污染物进行多阶段处理,需要两个或多个反应器,分别进行硝化和反硝化,而且 NH_4^+-N 转化为 N_2 时产生的 N_2O 等气态产物,会对大气环境造成极大危害,如王书杰^[10]等人研究发现,硝化-反硝化过程在 DO 低于 1.5 mg/L 且碳源不充足时,会产生 N_2O ,从而污染大气环境。因此研究者们通过探索新方法,如同步硝化反硝化(SND)即在单一反应器内同时进行硝化和反硝化过程,从而实现氮的去除,简化系统设计,通过优化操作

条件,减少 N_2O 的生成,降低建设和运行成本。再如 Hang Ma^[11] 等人在反硝化过程中使用 Fe(II) 盐作为沉淀剂,证实了在反硝化过程中适当添加 Fe(II) 盐可以增强总氮(Total Nitrogen, TN)的去除,反硝化率在添加 Fe(II) 后增加了 12.6%。

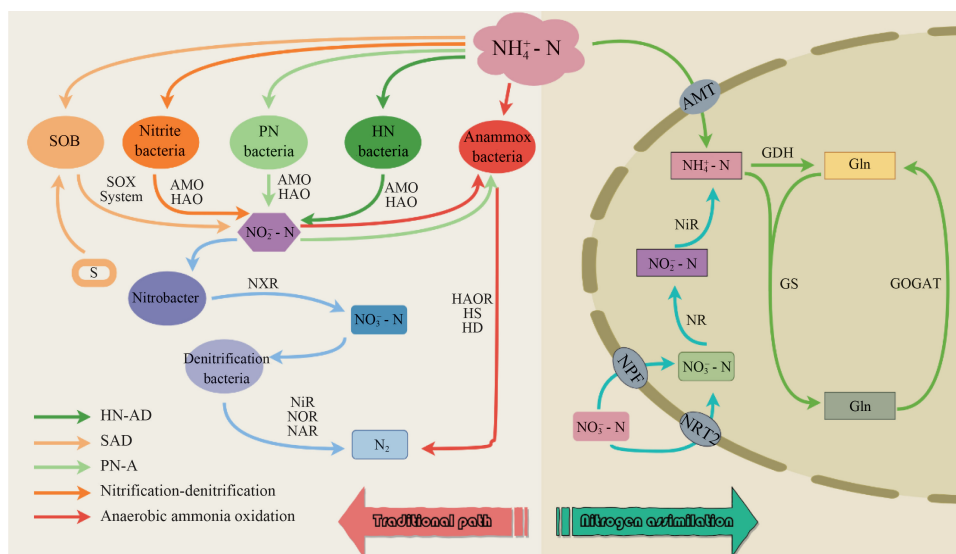


图2 传统微生物脱氮和氮同化机制流程图

Fig. 2 Flow chart of mechanism of microbial nitrogen removal and assimilation

1.3.2 厌氧氨氧化。厌氧氨氧化(Anaerobic ammonium oxidation, Anammox)起源于1995年, Anammox是一种目前较为有效的生物氮去除机制,它通过特定的细菌群落(称为 Anammox 细菌)在无氧条件下,直接将 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 转化为 N_2 。这一过程不需要外加有机碳源,相比传统的硝化-反硝化过程,能显著降低废水处理的运行成本和能源消耗。然而 Anammox 对于环境条件要求严格,溶解氧(DO)、盐度和温度都是影响其过程的主要因素^[12]。Wang 等人^[13] 在研究中使用移动床生物膜反应器(MBBR)在低温条件下处理含氮废水时发现, Anammox 细菌的丰度显著下降,其中 *Candidatus Brocadia* 这一关键的 Anammox 细菌属的相对丰度从 20.1%大幅下降至 9.4%。这些结果表明,低温环境对 Anammox 细菌的生长和活性不利,进而可能影响整个系统的氮去除效率。然而,实际废水处理中,废水温度通常较低,尤其是在高纬度地区,废水温度可能低于 10℃,这使得 Anammox 的实际应用受到了限制。而且厌氧氨氧化细菌是一类自养菌, Anammox 过程在有机物含量较低的污水中才能发挥显著作用,一旦有机物含量过高则会限制其效果,例如 Shen L-D 等人^[14] 研究发现 *Candidatus kuenenia stuttgartiensis* 厌氧氨氧化菌株在处理污水时受到有机物含量的显著抑制,只有在可生物降解有机物含量低的条件下, Anammox 才逐渐成为主导。

1.3.3 异养硝化-好氧反硝化。自1980年代发现异养硝化-好氧反硝化(Heterotrophic nitrification-Aerobic denitrification, HN-AD)过程以来, HN-AD 菌群以其更高的生长速率,对环境的适应性更好,并且在有氧条件下具有同时去除氮和 COD 的能力,一直是生物脱氮领域的热点。HN 是在有机碳源存在的条件下,由异养细菌将铵氮转化为亚硝酸盐的过程。AD 则是在好氧条件下,通过好氧反硝化细菌将亚硝酸盐进一步转化为氮气,这一过程可以在单一反应器中同时进行硝化和反硝化,提高了氮去除的效率和速率。Kun-nan Song 等人^[15] 利用 HN-AD 途径在一项研究中氮去除效率达到 90%以上,展示了此技术在提高废水处理效能方面的巨大潜力。在 HN-AD 过程中适合的碳源以及碳氮比对其影响较大,如 Xin Gu^[16] 等人从处理生活垃圾填埋场渗滤液的生物废水处理站中分离到一种可以进行 HN-AD 工艺的新菌株,以柠檬酸钠为碳源,碳氮比为 40:1 达到 97.3±1.2%的氮去除效果,但是如此高的碳氮比例无疑增加了实际应用时的成本投入。

1.3.4 短程硝化-反硝化。短程硝化-反硝化(Partial Nitrification-Denitrification, PN-D)是指在同一反应器中进行部分硝化和反硝化过程,只将铵氮部分转化为亚硝酸盐,然后直接进行反硝化。这一过程减少了硝酸盐的形成,能够节省氧气和有机碳源的消耗,从而降低废水处理的成本。She Z 等人^[17] 利用 PN-D 途径,在序批式活性污泥法反应器(Sequencing Batch Reactor, SBR)中实现了超过 98%的铵氮和总氮的去除。但如何使得硝化这一步骤稳定的产生亚硝酸盐氮,是 PN-D 途径在实际应用中的一大难题。相关研究提出关于

如何稳定生成亚硝酸盐的因素,例如温度、pH 值、适当的 DO 水平、高游离氨(FA)浓度,Hou J 等人^[18]通过使用改进的间歇曝气控制(曝气 20 min/不曝气 100 min)并在曝气过程中降低 DO 浓度,在闭式循环水处理系统(Closed circulation water system)中成功稳定地实现了亚硝酸盐积累,出水中的亚硝酸盐可积累至总氧化氮的 70%以上。

1.3.5 短程硝化-厌氧氨氧化。短程硝化-厌氧氨氧化(Partial Nitrification-Anammox, PN-A)是指氨氧化为亚硝酸盐后,氨氧化细菌以铵氮和亚硝酸盐为共同的底物继续进行氨氧化过程。PN-A 过程是通过自养的氨氧化细菌(AOB)和厌氧氨氧化细菌相互作用完成的,而这两种细菌对于环境的适应性不同,因此这种过程在实际应用中需要面对温度、DO 以及限制亚硝酸盐氧化菌(NO_B)活性等问题。如 Liu X 等人^[19]发现 AOB 可以在 0.16~5.00 mg/L 的溶解氧水平下进行 PN 过程,但前提是 DO 水平必须高于 AOB 的最小溶解氧浓度(DO_{min}),同时低于 NO_B 的 DO_{min},以确保 NO_B 被洗出或活性受到抑制,从而实现亚硝酸盐的积累,并保证 AOB 可以基本消耗完系统内的溶解氧,使得厌氧氨氧化细菌的生存,继续进行亚硝酸盐的转化。此外 Zhang 等人^[20]报道了一种亚硝酸盐积累达到完全厌氧氨去除(CAARON)的过程,并证实通过异步添加乙酸盐的方式对反应器性能进行了优化,这使得反应器中的细菌硝酸盐与亚硝酸盐转化率(NTR)达到 97.4%,厌氧氨氧化脱氮贡献率为 85.8%。研究证明,相关菌株更倾向于对可溶性碳源的利用和吸收,这是利用有机物控制厌氧氨氧化细菌的另一种方法。

1.3.6 硫自养反硝化(SAD)。硫自养反硝化(Sulfur-Autotrophic Denitrification, SAD)是一种微生物代谢过程,参与这一过程的细菌不需要有机碳源,而是直接利用无机物质(如硫化物)作为能量来源。其中特定的细菌,通常是硫化细菌(SOB)如 *Comamonadaceae*、*Thiobacillus*、*Sulfurimonas*, SOB 在缺氧条件下利用无机硫化物作为电子供体,将 NO₃⁻-N 还原成 NO₂⁻-N,然后进一步还原成 N₂。常见的硫化物包括元素硫(S₀)、硫酸盐(SO₄²⁻)等。虽然硫自养反硝化不依赖化学添加剂,对环境友好,能够利用无机硫化物作为能源,不需要额外的有机碳源,但是与使用有机碳源的异养反硝化相比,硫自养反硝化的过程较慢而且实现硫自养反硝化需要精细的工艺控制,包括硫基质的选择、溶解氧、pH 和温度的调节。此外, SAD 工艺还需要定期更换硫基质,工程量较大。

基于以上分析与讨论,采用上述方法与途径的相关内容汇总如表 1。

表中不同研究的结果差异反映了实际废水处理的复杂性和多样性。各处理途径在不同的实验条件和废水来源下表现出不同的性能,这提示在实际应用中,需要根据具体的废水水质、处理规模和环境条件等因素选择最合适的处理方法或组合工艺。例如,在处理低碳氮比废水时,可能需要考虑采用能够有效利用有限碳源进行反硝化的工艺,如同步硝化反硝化或添加特定的碳源;而对于高浓度氮废水,如 PNA 在处理较高浓度的 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 时表现出较好的效果,可能是更优的选择。同时,研究间的差异也为进一步研究不同处理途径的优化条件和协同作用提供了方向,例如探索如何通过调节环境因素或添加辅助物质来提高各工艺的稳定性和效率。

1.3.7 氮同化。在氮同化过程中,微生物首先通过特定的转运系统将无机氮从环境中吸收进入细胞内。这一步骤需要能量的投入,能量通常来源于微生物的代谢活动。当无机氮进入细胞,其中大部分就会被转化为氨,氨是合成氨基酸和其他含氮组成物的基础。合成的氨基酸进一步参与蛋白质合成,而蛋白质不仅是细胞结构的主要成分,也参与细胞的各种功能活动,包括酶的活性和信号传递等。并且,含氮基团还会被用于合成核酸和其他细胞必需的含氮分子。

起初研究者认为废水中氮的去除通过传统的硝化-反硝化、厌氧氨氧化等途径转化为 N₂ 释放到大气中。然而近些年研究发现,被人们忽视的氮同化途径在微生物处理废水中的氮污染方面也起着至关重要的作用。它不仅涉及微生物将废水中的无机氮形式包括铵氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮转化为自身细胞组成的有机氮,如蛋白质和核酸,而且这一过程对于环境的保护以及氮回收具有深远意义(图 3)。通过氮同化,微生物可以有效去除废水中的氮,减少氮对水体的污染,还能同时增强微生物的生长能力,为生物质能源的生产提供丰富的原料,例如 Min Deng 等人^[33]利用周期性的微生物蛋白回收(RMP),将氮素利用率提高到输入氮素的 40%以上,并减少了近 50%的气态氮损失,这不仅减少了对环境的影响,还进一步降低了废水处理的成本,而且此技术有望发展为一种成本效益高、生态友好的水产养殖系统。

表 1 传统方法处理含氮废水的相关研究

Tab. 1 Studies related to the treatment of nitrogenous wastewater by traditional methods

Nitrogen metabolism avenues	Inlet COD /(mg · L ⁻¹)	Inlet NH ₄ ⁺ -N/ NO ₃ ⁻ -N/NO ₂ ⁻ -N/(mg · L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N /TN removal efficiency/%	Related Literature
Nitrification-denitrification	354. 0	30. 0/NA/NA	100. 0/ 62. 6	[21]
Nitrification-denitrification	30 356. 0	968. 0/NA/NA	96. 0/95. 7	[22]
Anaerobic ammonia oxidation	0	50. 0/NA/60. 0	100/100	[23]
Anaerobic ammonia oxidation	0	150. 0/35. 0/200. 0	98. 0/98. 7	[24]
HNAD	4 000. 0	500. 0/NA/NA	99. 6/68. 3	[25]
HNAD	6 000. 0	600. 0/NA/NA	85. 8/76. 3	[26]
PND	1 500. 0	100. 0/NA/NA	98. 0/50. 2~71. 2	[27]
PND	300. 0	50. 0/NA/NA	98. 0/22. 3	[18]
PNA	1 200. 0~3 000. 0	70. 0/NA/70. 0	100. 0/90. 0	[28]
PNA	777. 6	814. 7/2. 8/0. 9	99. 0/98. 1	[29]
SAD	40. 0	NA/40. 0/NA	NA/90. 0	[30]
SAD	23. 6	10. 0/4. 0/0. 2	NA/84. 0	[31]
SAD	NA	5. 0/60. 0/NA	100/100	[32]

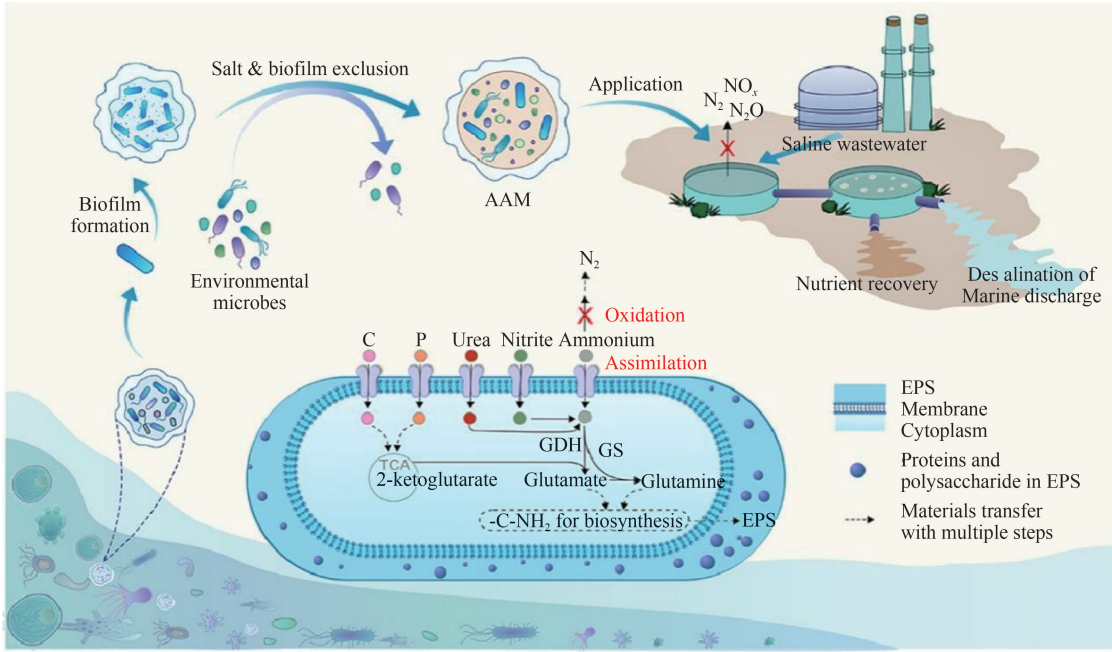


图 3 微生物系统中的氮同化与资源回收机制^[34]

Fig. 3 Mechanisms of nitrogen assimilation and resource recovery in microbial systems^[34]

2 氮同化途径去除废水中的氮

2.1 微藻处理废水中的氮

微藻在废水处理中的应用主要利用其强大的光合作用和对氮、磷等营养盐的高需求性,微藻通过吸收废水中的无机氮(如 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N),将其转化为生物质,同时释放氧气,为废水中的其他生物处理过程如好氧硝化提供所需的氧。在微藻处理废水中氮的应用中,选择合适的微藻种类至关重要。一些常用的微藻包括螺旋藻(*Spirulina*)、衣藻(*Chlorella*)、硅藻(*Diatoms*)和扁藻(*Scenedesmus*)等,它们因其快速的生长速度和较高的氮去除效率而使其广泛研究和应用。特别是螺旋藻和衣藻,不仅能有效去除氮磷,还能积累高价值的生物质,如蛋白质和脂肪酸,进一步提高废水处理的经济学价值。微藻处理废水中的氮通常采用开放池或光生物反应器系统。开放池简单、成本较低,适合于大规模的废水处理,但受环境条件影响较大,

控制较为困难。光生物反应器能提供更精确的环境控制,如光照、温度和 pH 值,从而优化微藻的生长和氮去除效率,但建设和运营成本相对较高。为了提高微藻处理废水中氮的效率,研究者探索了多种优化策略,包括光照强度和周期、CO₂ 供给量、pH 控制以及营养盐比例的调整等^[35]。适宜的光照和 CO₂ 供给可以显著增加微藻的光合作用效率和生物质生产,而适当的 pH 控制和营养盐比例调整则有利于氮的去除和吸收。

2.2 微藻-细菌联合体

微藻-细菌联合体系统在废水处理中通过结合微藻的光合作用和细菌的异养代谢作用,形成了一个高效的废水处理机制。在这一联合体系统中,微藻不仅提供氧气支持细菌的有机物分解,同时也利用细菌产生的 CO₂ 进行光合作用,形成一个自给自足的微生态系统。微藻与细菌之间的相互作用是微藻-细菌联合体系统高效运作的关键,微藻通过光合作用产生氧气,为好氧细菌的生长提供所需的氧。细菌则通过分解废水中的有机物质产生 CO₂,供微藻光合作用使用^[36]。此外,细菌还能通过其代谢过程直接或间接地参与氮的转化过程,如通过硝化和反硝化过程去除氮化合物。这种协同作用大大增强了系统对废水中氮和有机物的处理能力。微藻-细菌联合体系统的设计和运行需要考虑多种因素,以确保微藻和细菌之间有效的相互作用和系统的稳定运行。这包括:选择适宜的微藻和细菌种类,如 *Chlorella sorokiniana*、*Chlorella vulgaris*、*Scenedesmus* sp.、*Tetraselmis indica* 等藻类在废水处理中可以很好的去除 COD、BOD、TN、NH₄⁺-N 和 TP 并且可以处理过程中回收脂质、蛋白质等生物质;控制系统的光照条件,根据 Sun 等人^[37]研究,光照强度影响微藻的生产力和光合作用效率,微藻在特定的光照强度下可以去除更多的溶解有机碳,并且在不同的光照强度下,可以观察到不同的氮和磷的去除效率。调节进水的负荷和营养比例,以及维持适宜的 pH 和温度等。通过优化这些条件,可以最大化系统的氮去除效率和生物质产量。

2.3 光合细菌

光合细菌在废水处理技术中占据了独特的位置,特别是在氮去除和有机物质分解方面。这些微生物能够在无氧或微氧环境下,通过利用光能将无机氮化合物转化为有机物^[38],同时还能分解废水中的有机污染物。光合细菌的这种能力源于它们独特的光合作用系统,该系统不仅能够捕获太阳能,还能在缺氧条件下高效运作,使得光合细菌成为处理缺氧或厌氧废水中氮污染的理想选择^[39]。光合细菌的种类繁多,包括 *Rhodospseudomonas palustris* P1、*Methylococcus capsulatus*、*Rhodobacter sphaeroides* 等,这些细菌能够在光照条件下利用废水中的硫化物、铵氮及硝酸盐氮等无机物作为电子供体进行光合作用。在处理含氮废水的过程中,光合细菌通过其特有的代谢途径,不仅能够有效去除氮化合物,还能降解有机物,从而减轻废水的污染负担。

在实际应用中,利用光合细菌处理废水通常采用光生物反应器,这种反应器设计能够最大限度地利用光照,优化光合细菌的生长和代谢条件。为了提高光合细菌的处理效率,研究人员还会探索不同的培养条件,如 pH 值、温度、光照强度以及废水中的氮和有机物的初始浓度等,以寻找最适宜光合细菌生长和氮去除的条件。如 Qin Zhou 等人^[40]在利用耐氨光合细菌菌株(ISASWR2014)处理高浓度氮废水,研究发现溶解氧与光照强度都对 ISASWR2014 处理废水中的 NH₄⁺-N 有较大影响,随后在含有 NH₄⁺-N 约 7 000 mg/L 的鸡粪废水中使用 ISASWR2014 证明了光合细菌在实际情况下可以去除 66.3% 的 COD 和 83.2% 的 NH₄⁺-N。

2.4 好氧异养微生物

好氧异养微生物在废水处理领域中发挥着不可或缺的作用,尤其在氮同化的过程中表现出色。这些微生物以废水中的有机物作为能源,在充足的氧气供应下生长繁衍,期间高效地将铵氮和硝酸盐等氮化合物同化为自身的生物分子,如蛋白质和核酸。这一能力不仅在减少废水中的氮浓度方面起到关键作用,避免了对水体环境的潜在危害,而且也显著地降低了有机污染物的水平^[41]。其中氮同化作为一种新兴途径,正在慢慢进入人们的视野,利用微生物氮同化途径处理废水中的氮具有诸多优点,包括环保、低成本、高效性、生物多样性促进、可持续性和减少次生污染的特点。这种方法依靠微生物自然的氮同化功能,在较低温度和压力下操作,不仅减少了对环境的污染,而且有助于维持水体生态平衡^[42]。氮同化这一机制不仅能有效降低废水中无机氮的含量,从而减少对水体的污染和防止富营养化现象,还能将无机氮转化为微生物生物质的有机形式,如蛋白质,促进微生物的生长。这种转化过程提高了废水处理的附加价值,因为产生的微生物生物质可以进一步用于生产生物肥料、生物能源等,实现废水中氮资源的有效回收和利用。此外,好氧异养微生物

的氮同化过程易于与现有废水处理技术整合,增强了处理系统的可操作性和经济效益。因此,通过利用好氧异养微生物进行氮同化,不仅可以有效净化废水,还为资源的循环利用和可持续环境管理提供了一种有效途径^[43]。

尽管利用生物氮同化处理废水中的氮具有诸多优点,但也存在一些潜在的缺点。其中包括处理效率受环境条件和微生物活性影响而有所波动;操作过程相对较长,需要一定的时间来完成氮的转化过程;在处理高浓度废水时可能需要大量生物负荷,增加系统复杂性和运行成本;此外,对微生物生长环境的要求较为苛刻,需要定期监测和调节以维持处理效果。这些因素限制了生物氮同化作为废水处理方法的全面应用,需要在实际应用中慎重考虑和解决。

基于以上讨论将好氧异养微生物通过氮同化途径处理含氮废水相关研究汇总如表 2。

表 2 利用氮同化途径处理含氮废水的相关研究

Tab. 2 Studies related to the treatment of nitrogenous wastewater using the nitrogen assimilation pathway

Bacterial Strain	Wastewater sources	Wastewater composition					Nitrogen removal and recovery efficiency							Related Literature
		total organic carbon	total nitrogen	ammonia nitrogen	nitrate nitrogen	carbon to nitrogen ratio	Total Nitrogen Removal /%	Ammonia nitrogen removal rate/%	Nitrate nitrogen removal /%	Total Nitrogen Removal Rate $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$	Ammonia nitrogen removal rate $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$	Nitrate nitrogen removal rate $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$	Nitrogen assimilation as a percentage/%	
<i>Pseudomonas</i> sp. XS-18	water treatment plant	573	88.07	38.07	50	6.5	67.1	23.6	99	292.08	0	292.08	77	[44]
<i>Vibrio</i> sp. LV-Q1	Synthetic wastewater	1 200	100	100	-	12	95	100	-	126.67	133.33	0	53.4	[45]
<i>Pseudomonas chloritidismutans</i> K14	Synthetic wastewater	1 000	100	100	-	10	99.8	99.8	-	150.48	150.48	0	100	[46]
<i>Paracoccus</i> sp. FDN-02	Synthetic wastewater	800	50	50	-	16	84	96.62	-	151.51	151.51	0	100	[47]
<i>Rhodococcus erythropolis</i> Y10	Synthetic wastewater	1 500	100	100	-	15	97.1	97.1	-	64.56	64.56	0	100	[48]

综合表 2 的数据,在利用好氧异养微生物进行氮同化处理废水时,需要综合考虑菌株特性、废水成分和处理条件等多方面因素。通过对这些因素的深入研究和优化,可以提高氮同化的效率和稳定性,降低处理成本。例如,可以根据特定废水的特点筛选出高效的菌株,并通过调节废水的碳氮比、控制培养条件(如温度、pH 值、溶解氧等)来创造有利于微生物生长和氮同化的环境。同时,进一步研究不同菌株之间的协同作用以及与其他处理工艺的组合方式,有望开发出更高效、经济的废水氮处理技术,为实际工程应用提供支持。

3 环境效益与经济价值

3.1 环境效益

铵氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮等无机氮转化为微生物自身的有机氮,如蛋白质和核酸等。这一过程有效减少了废水中氮的含量,从而极大地降低了其流入自然水体后引发富营养化的可能性,有力地保护了水生生态系统的生物多样性和生态平衡。

在处理过程中,微生物氮同化产生的生物质具有重要的环境意义。这些生物质的收集和利用能够进一步减少环境污染。与传统化学和物理处理方法不同,微生物方法在运行过程中无需大量使用化学药剂和消耗高额能源。传统化学沉淀法需要添加大量化学试剂,这不仅增加了处理成本,还可能因化学反应产生新的污染物;物理吸附法中的吸附剂在饱和后如处理不当也会成为二次污染源。相比之下,微生物氮同化技术凭借微生物自身的代谢功能,在相对温和的条件下实现氮的转化,显著降低了处理过程对环境的负面影响,体现了其环境友好的特性。从温室气体排放的角度来看,微生物氮同化技术也具有优势。在一些传统的生物脱氮过程中,如硝化-反硝化过程,会产生氧化亚氮(N_2O)等温室气体。氧化亚氮的温室效应远高于二氧化碳,对全球气候变暖有着不可忽视的影响。而微生物氮同化过程主要是将氮转化为微生物生物质,减少了气态氮的排放,从而在一定程度上有助于缓解温室气体排放带来的环境压力,对全球气候变化的应对具有积极

意义。在生态系统的物质循环和能量流动方面,微生物氮同化技术促进了氮元素在生态系统中的良性循环。微生物将废水中的无机氮同化后,这些氮元素随着微生物的生长繁殖进入食物链的更高层级,实现了氮元素的再利用,提高了氮资源的利用效率,减少了对大气中固氮的能量消耗,有利于维持生态系统的可持续发展。

微生物氮同化技术在减少水体富营养化风险、降低环境污染、减少温室气体排放以及促进生态系统物质循环等多个方面展现出显著的环境效益。随着对环境保护要求的不断提高和对可持续发展的追求,进一步深入研究和推广微生物氮同化技术具有重要的现实意义和广阔的应用前景。

3.2 经济价值

微生物氮同化技术与传统生物法在经济价值方面存在诸多差异,在实际应用中,污水处理厂可能会根据处理规模、出水标准、水质特点、运行成本等因素选择合适的生物处理途径,或者采用多种工艺的组合来达到更好的处理效果。例如厌氧-缺氧-好氧加厌氧-好氧工艺(A²/O+A/O)、氧化沟工艺、序批式反应器(SBR)、膜生物反应器(MBR)等。这些处理工艺,其中大部分能源消耗来自于曝气,中国城市一天大约会产生 1.75 亿立方米的污水,假如按照不同工艺完全处理这些污水,这些工艺仅在能耗方面的成本如表 3 所示,其中 1 kWh 的预算成本为 0.8 元,很显然这将是一笔庞大的开支。

表 3 污水处理厂中不同工艺耗能成本预算

Tab. 3 Budgeting the energy consumption costs of different processes in wastewater treatment plants

工艺名称	特点	平均单位能耗 /(kWh·m ⁻³)	成本预算 /(万元·d ⁻¹)	来源
A ² /O + A/O	主流工艺,处理效率、资本投资、 运维成本等综合考虑因素较多	0.307	4 306	[49]
氧化沟	主流工艺,设备简单、易管理,无需二沉池, 但曝气设备能耗较传统曝气池工艺高	0.276	3 864	[49]
序批式 反应器(SBR)	主流工艺,节省占地,自控程度高, 易于模块式扩建,但设备闲置率高	0.280	3 920	[49]
膜生物 反应器(MBR)	新兴工艺,占地面积小、处理效率高, 但设备维护费用及能耗较高	0.589	8 246	[49]
氮同化技术	新兴技术路径,占地面积小, 处理效率高,可进行生物质回收	0.200	3 500	本文

相比之下,微生物氮同化技术(以异养同化细菌为例)在经济价值上具有显著优势。根据推算,在能耗方面,异养同化细菌利用废水中的有机物进行代谢,其所需的 DO(2~4 mg/L)相对于传统方法尤其是硝化阶段的 DO(0.16~5 mg/L)^[50]节省 20%~30%,节约了能源成本 364 万元/d。在生物质回收利用方面,微生物氮同化产生的微生物生物质具有潜在的经济价值。例如,这些生物质可用于生产生物肥料,若每 4 万吨废水产生的生物质能制成 2 吨生物肥料,每吨生物肥料市场售价 1 500 元,那么氮同化技术的收益可达 1 312.5 万元/天。从长期运营和大规模应用来看,微生物氮同化技术的设备维护成本也相对较低。其处理系统相对简单,设备数量和复杂程度低于传统生物法,减少了设备故障的概率和维修的工作量。

微生物氮同化技术在运营成本、设备投资和生物质回收利用等方面相较于传统生物法具有明显的经济价值优势,为废水处理行业提供了一种更具经济效益的解决方案。

4 挑战与展望

4.1 面临的主要技术挑战

微生物氮同化技术在废水处理中虽然展现出巨大潜力,但在实际应用过程中仍面临一系列技术挑战。微生物处理系统的稳定性和效率受多种因素影响,如微生物种群的稳定性、环境条件(pH、温度、DO)的控制以及废水中有毒有害物质的影响。特别是在处理高浓度或复杂成分的工业废水时,这些因素可能导致微生物活性的抑制,从而影响氮同化效率。

现有微生物氮同化技术在规模化应用中存在经济性问题。尽管微生物方法能够减少化学药剂的使用,

降低环境影响,但是在大规模应用中,系统建设和运营成本、生物质回收利用的成本效益比仍是需要克服的难题。此外,微生物生物量的处理和利用也是一个挑战,需要开发更经济有效的方法来处理和利用产生的生物质,以提高系统的整体经济性。

最后,对于微生物氮同化机制的理解仍有待深入。虽然已有研究揭示了微生物在氮同化中的作用机制,但是对于特定微生物菌株、微生物群落之间的相互作用以及在复杂废水条件下的适应机制等方面的研究仍不充分。这限制了微生物氮同化技术的优化和创新。

4.2 未来研究方向

针对现有的挑战,未来的研究将致力于优化微生物氮同化技术在废水中的应用。或许我们可以通过选育或基因工程改造微生物菌株,提升其对有害物质的耐受性和氮同化效率。此外,对处理工艺和环境条件的深入研究,如调节废水的碳氮比,采用间歇曝气等技术,来提高氮同化的效率和系统的稳定性。生物质的低值化利用也是未来研究的重要方向,通过开发新的转化技术,将微生物氮同化所产生的生物质转化为生物燃料、生物塑料等高价值产品,增强废水处理技术的经济可行性。

随着集成化和模块化系统设计的发展,可以预期未来的微生物氮同化处理技术将更加灵活和高效,适应不同规模和类型的废水处理需求。同时,通过利用系统生物学、生态工程学等跨学科的方法,对微生物氮同化系统进行全面评估和优化,有望进一步提升处理效率,降低成本。

综上所述,虽然微生物氮同化技术在废水处理中面临诸多挑战,但通过持续的研究和技术创新,有望克服这些障碍,实现环境 and 经济双重效益的提升。未来的研究将更加注重系统的稳定性、经济性以及可持续性,推动微生物处理技术在废水处理领域的广泛应用。

5 结论

在探索微生物氮同化技术处理废水中氮的过程中,我们不仅见证了该技术在环保和资源回收方面的巨大潜力,也面对了实际应用中的诸多挑战。

通过深入分析微藻-微藻-细菌联合体、光合细菌以及好氧异养微生物等生物系统在氮同化中的作用机理和应用效果,本文揭示了微生物处理技术在提高氮同化效率、降低运营成本以及促进环境可持续性方面的重要价值。尽管面临系统稳定性、微生物耐受性以及生物质高值化利用等技术挑战,未来研究的方向已经明确,指向了通过微生物菌株的改良、工艺优化、以及跨学科科技的集成应用,进一步提升废水处理技术的效能和经济性。展望未来,随着科技进步和环保要求的不断提高,微生物氮同化技术有望成为解决水资源 and 环境保护问题的重要手段,为实现可持续发展目标贡献力量。

参 考 文 献

- [1] 邓焕广, 张智博, 刘涛, 等. 城市河岸带绿地 N_2O 和 CH_4 排放对硝态氮输入的短期响应研究[J]. 聊城大学学报(自然科学版), 2020, 33(2): 97-104.
- [2] LI Y, TU Y, SUN T, et al. Source apportionment of organic carbon and nitrogen in sediments from river and lake in the highly urbanized Changjiang Delta[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 478: 135590.

表 4 主要符号对照表

Tab. 4 Main symbol comparison

Abbreviation	Full title
NO_3^- -N	Nitrate nitrogen
NO_2^- -N	Nitrite nitrogen
NH_4^+ -N	Ammonium nitrogen
Glu	Glutamate
Gln	Glutamine
SOB	Sulfur-oxidizing bacteria
HN	Heterotrophic nitrification
AD	Aerobic denitrification
PN	Partial nitrification
SOX	Sulfur oxidation multienzyme
AMO	Ammonia monooxygenase
HAO	Hydroxylamine oxidoreductase
NXR	Nitrite oxidoreductase
NiR	Nitrite reductase
NOR	Nitric oxide reductase
NAR, NR	Nitrate reductase
HAOR	Hydroxylamine oxidoreductase
HS	Hydrazine synthase
HD	Hydrazine dehydrogenase
AMT	Ammonium transporter
NPF, NRT2	Nitrate transporter
GS	Glutamine synthetase
GDH	Glutamate dehydrogenase
GOGAT	Glutamate synthase

- [3] 邵世星, 赵建华, 唐思璐, 等. 常温电催化非均相催化氧化技术在污水处理中的应用[J]. 聊城大学学报(自然科学版), 2022, 35(3): 49-55.
- [4] 司源, 袁娜, 厉晓宇, 等. 耐受废旧电池微生物的筛选及吸附性能的研究[J]. 聊城大学学报(自然科学版), 2011, 24(4): 95-99.
- [5] NURE J F, NKAMBULE T T I. The recent advances in adsorption and membrane separation and their hybrid technologies for micropollutants removal from wastewater[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2023, 126: 92-114.
- [6] TEGLADZA I D, XU Q, XU K, et al. Electrocoagulation processes; a general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2021, 146: 169-189.
- [7] BAO H, WU M, MENG X, et al. Application of electrochemical oxidation technology in treating high-salinity organic ammonia-nitrogen wastewater[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(5): 110608.
- [8] PANI N, TEJANI V, ANANTHA-SINGH T S, et al. Simultaneous removal of COD and ammoniacal nitrogen from dye intermediate manufacturing industrial wastewater using fenton oxidation method[J]. *Applied Water Science*, 2020, 10(2): 366.
- [9] CHOJNACKA K, SKRZYPCZAK D, SZOPA D, et al. Management of biological sewage sludge; fertilizer nitrogen recovery as the solution to fertilizer crisis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 326: 116602.
- [10] 王书杰, 吴彦宏. 外源有机碳对同步硝化反硝化过程 N_2O 释放的影响[J]. 中国新技术新产品, 2022, 20: 59-62.
- [11] MA H, GAO X, CHEN Y, et al. Fe(II) enhances simultaneous phosphorus removal and denitrification in heterotrophic denitrification by chemical precipitation and stimulating denitrifiers activity[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 287: 117668.
- [12] 周海妙. 厌氧氨氧化技术的影响因素及其在废水中的应用[J]. 广州化工, 2024, 52(11): 132-134.
- [13] WANG H, CHEN H, CHEN L, et al. Deciphering the effect of temperature reduction on the biofilm in partial nitrification-anammox system; Insights from microbial community to metabolic pathways[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(3): 110022.
- [14] SHEN L D, HU A H, JIN R C, et al. Enrichment of anammox bacteria from three sludge sources for the startup of monosodium glutamate industrial wastewater treatment system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 199: 193-199.
- [15] SONG K, GAO Y, YANG Y, et al. Performance of simultaneous carbon and nitrogen removal of high-salinity wastewater in heterotrophic nitrification-aerobic denitrification mode[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(3): 109682.
- [16] GU X, LENG J, ZHU J, et al. Influence mechanism of C/N ratio on heterotrophic nitrification-aerobic denitrification process[J]. *Biore-source Technology*, 2022, 343: 126116.
- [17] SHE Z, ZHAO L, ZHANG X, et al. Partial nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor treating high-salinity wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 288: 207-215.
- [18] HOU J, XIA L, MA T, et al. Achieving short-cut nitrification and denitrification in modified intermittently aerated constructed wetland [J]. *Biore-source Technology*, 2017, 232: 10-17.
- [19] LIU X, KIM M, NAKHLA G. A model for determination of operational conditions for successful shortcut nitrification[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24: 3539-3549.
- [20] ZHANG Z Z, CHENG Y F, ZHU B Q, et al. Achieving completely anaerobic ammonium removal over nitrite (CAARON) in one single UASB reactor; synchronous and asynchronous feeding regimes of organic carbon make a difference[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 342-350.
- [21] BAI X, MCKNIGHT M M, NEUFELD J D, et al. Nitrogen removal pathways during simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal under low temperature and dissolved oxygen conditions[J]. *Biore-source Technology*, 2022, 354: 127177.
- [22] LIN Z, ZHOU J, HE L, et al. High-temperature biofilm system based on heterotrophic nitrification and aerobic denitrification treating high-strength ammonia wastewater: nitrogen removal performances and temperature-regulated metabolic pathways[J]. *Biore-source Technology*, 2022, 344: 126184.
- [23] LI M, LI D, HAN F, et al. Enhancement of anaerobic ammonia oxidation process composed of mixed sludge without additional deoxidation by sulfur autotrophic denitrification under mainstream conditions[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(5): 110902.
- [24] CHI W, YANG H, ZHANG S, et al. Nitrogen removal performance and bacterial flora analysis of a partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation-denitrification system treating rare earth element tailings wastewater[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(3): 107961.
- [25] ZHANG Q, LIANG S, TAN S, et al. MBBR start-up with HN-AD bacteria inoculation: comparative analysis in simulated and real wastewater for performance, microbial characteristics, and nitrogen removal mechanism[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 58: 104786.
- [26] ZHANG Q, QIN S, YUAN C, et al. A novel biofilm reactor startup with HN-AD bacteria inoculation for high ammonia-salt wastewater

- treatment; performance, microbial characteristics and salt-tolerant mechanism[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 59: 105032.
- [27] NGUYEN HD, BABEL S. Bioelectricity recovery through isolation and removal of nitrogen from wastewater by shortcut nitrification-denitrification in a coupled microbial fuel cell system[J]. *Fuel*, 2024, 359: 130497.
- [28] ZHANG Y, GONG H, ZHU D, et al. A two-stage partial nitritation-denitrification/anammox (PN-DN/A) process to treat high-solid anaerobic digestion (HSAD) reject water: verification based on pilot-scale and full-scale projects[J]. *Water Research X*, 2024, 22: 100213.
- [29] YAN Y, LIANG H, WANG Z, et al. Attaining superior nitrogen removal from integrated mature landfill leachate and kitchen waste digestion liquid via a two-stage partial nitrification/anammox (PN/A) process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 480: 148352.
- [30] LI D, ZHANG J, YU J, et al. Synergistic denitrification and Mn cycle driven by sulfur autotrophy significantly enhanced nitrogen removal[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(3): 112917.
- [31] XU F, PENG Y, GU X, et al. Revealing sulfur-iron coupling mechanism for enhanced autotrophic denitrification in ecological floating beds[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 402: 130800.
- [32] LIU H, ZENG W, MENG Q, et al. An integrated system combining Tetrasphaera-dominated enhanced biological phosphorus removal with sulfur autotrophic denitrification to enhance biological nutrients removal[J]. *Science of The Total Environment*, 2024, 915: 169957.
- [33] DENG M, DAI Z, SONG K, et al. Integrating microbial protein production and harvest systems into pilot-scale recirculating aquaculture systems for sustainable resource recovery: linking nitrogen recovery to microbial communities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(24): 16735-16746.
- [34] ZHANG M, HAN F, LI Y, et al. Nitrogen recovery by a halophilic ammonium-assimilating microbiome: a new strategy for saline wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2021, 207: 117832.
- [35] 刘彩, 刘道辰, 陈诗越, 等. 附着硅藻的研究进展[J]. *聊城大学学报(自然科学版)*, 2013, 26(3): 47-51.
- [36] ZHANG X, JI B, TIAN J, et al. Development, performance and microbial community analysis of a continuous-flow microalgal-bacterial biofilm photoreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 338: 117770.
- [37] SUN L, LEI Y, LI H. Exploring the fundamental factors behind algal-bacterial symbiosis and their impact on ecological interactions[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 893412.
- [38] 陆亚萍, 姚敏. 湖泊硅藻在古环境重建中的应用研究[J]. *聊城大学学报(自然科学版)*, 2015, 28(1): 45-49.
- [39] PUYOL D, BARRY E M, HÜLSEN T, et al. A mechanistic model for anaerobic phototrophs in domestic wastewater applications: photo-anaerobic model (PAnM)[J]. *Water Research*, 2017, 116: 241-253.
- [40] ZHOU Q, ZHANG G, ZHENG X, et al. Biological treatment of high NH_4^+ -N wastewater using an ammonia-tolerant photosynthetic bacteria strain (ISASWR2014)[J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2015, 23(10): 1712-1715.
- [41] LOU L, LUO H, FANG J, et al. The advance of heterotrophic nitrification aerobic denitrification microorganisms in wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology Reports*, 2023, 22: 101495.
- [42] MAO J, ZHAO R, LI Y, et al. Nitrogen removal capability and mechanism of a novel low-temperature-tolerant simultaneous nitrification-denitrification bacterium *Acinetobacter kyonggiensis* AKD4[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2024, 15: 1349152.
- [43] 黄文明, 尹梦丽, 陈煜, 等. 一株高效同化氨氮霉菌的筛选及其代谢组分析[J]. *微生物学报*, 2024, 64(1): 161-173.
- [44] YAN L, WANG C, JIANG J, et al. Nitrate removal by alkali-resistant *Pseudomonas* sp. XS-18 under aerobic conditions: performance and mechanism[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344: 126175.
- [45] GAO Z, WANG Y, CHEN H, et al. Biological nitrogen removal characteristics and mechanisms of a novel salt-tolerant strain *Vibrio* sp. LV-Q1 and its application capacity for high-salinity nitrogen-containing wastewater treatment[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 59: 105098.
- [46] HOU P, SUN X, FANG Z, et al. Simultaneous removal of phosphorous and nitrogen by ammonium assimilation and aerobic denitrification of novel phosphate-accumulating organism *Pseudomonas chloritidis* K14[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 340: 125621.
- [47] YANG B, QIN Y, HE X, et al. The removal of ammonia nitrogen via heterotrophic assimilation by a novel *Paracoccus* sp. FDN-02 under anoxic condition[J]. *Science of The Total Environment*, 2022, 810: 152236.
- [48] REN J, TANG J, MIN H, et al. Nitrogen removal characteristics of novel bacterium *Klebsiella* sp. TSH15 by assimilatory/dissimilatory nitrate reduction and ammonia assimilation[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 394: 130184.
- [49] HE Y, ZHU Y, CHEN J, et al. Assessment of energy consumption of municipal wastewater treatment plants in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 228: 399-404.
- [50] 高晗. 短程硝化联合厌氧氨氧化处理老龄垃圾渗滤液研究进展[J]. *辽宁化工*, 2024, 53(10): 1594-1597.