

好氧反硝化微生物学机理与应用研究进展

郭焱 张召基* 陈少华

(中国科学院城市污染物转化重点实验室 中国科学院城市环境研究所 福建 厦门 361021)

摘要: 近年来, 关于好氧反硝化过程的研究主要集中在三个方面: 分别是好氧反硝化菌株的分离和脱氮性能表征, 好氧反硝化微生物的应用潜力分析, 以及好氧反硝化过程的机理研究。好氧反硝化菌株分布范围广泛, 可从多种环境中分离得到, 种属以 *Pseudomonas* sp.、*Alcaligenes* sp. 和 *Paracoccus* sp. 为主。好氧反硝化菌株及菌群在实验室条件下表现出优良的耐冷、耐盐特性, 并具有可降解毒性有机物及 N_2O 减排的潜力。关于好氧反硝化过程的机理研究表明, 虽然硝酸盐作为电子受体的竞争力比氧气弱, 但反硝化作为辅助电子传递途径, 可提高产能效率, 防止 NAD(P)H 的过量积累。因此, 硝酸盐可与氧气同时参与微生物的新陈代谢, 即发生好氧反硝化现象。未来除了继续分离更新更好的好氧反硝化菌株外, 应加强对好氧反硝化机理及实际生物强化方面的研究。

关键词: 好氧反硝化, 脱氮, 低温脱氮, N_2O 减排, 机理研究

Microbiology and potential application of aerobic denitrification: a review

GUO Yan ZHANG Zhao-Ji* CHEN Shao-Hua

(Key Laboratory of Urban Pollutant Conversion, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen, Fujian 361021, China)

Abstract: In recent years, aerobic denitrification researches focused on three fields: isolation and performance of aerobic denitrification strains, potential applications of aerobic denitrification microorganisms, and aerobic denitrifying mechanism. Aerobic denitrification strains are widely distributed in several environments. Functional species were mostly selected from *Pseudomonas* sp., *Alcaligenes* sp. and *Paracoccus* sp. In lab-scale tests, some aerobic denitrification microorganisms showed excellent psychrotolerant or haloduric property, and other strains had great potential on biodegradation of toxicant, or N_2O emission reduction. Mechanism result of aerobic denitrification indicated that the competitiveness of nitrate was weaker than oxygen as an electron acceptor, whereas denitrification process could still occur as an assistant electron transport pathway to prevent the overload of NAD(P)H. Therefore, nitrate and oxygen

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 51208491); Natural Science Foundation of Fujian Province (No. 2014J05067); Natural Science Foundation of Ningbo City (No. 2013A610187)

*Corresponding author: Tel: 86-592-6190529; E-mail: zjzhang@iue.ac.cn

Received: January 04, 2016; **Accepted:** February 25, 2016; **Published online** (www.cnki.net): February 25, 2016

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(No. 51208491); 福建省自然科学基金青年基金项目(No. 2014J05067); 宁波市自然科学基金项目(No. 2013A610187)

*通讯作者: Tel: 86-592-6190529; E-mail: zjzhang@iue.ac.cn

收稿日期: 2016-01-04; **接受日期:** 2016-02-25; **优先数字出版日期**(www.cnki.net): 2016-02-25

could simultaneously participate in metabolism of microorganisms. However, researches on mechanisms and practical bioaugmentation of aerobic denitrification microorganisms are still insufficient, and more researches and process tests should be carried out in the future.

Keywords: Aerobic denitrification, Nitrogen removal, Psychrotolerant denitrification, N_2O emission reduction, Mechanism research

脱氮是污水处理的一个重要目标,生物法脱氮以其经济性好、处理效率高等优点成为污水处理厂最常用的脱氮工艺^[1]。传统的生物脱氮工艺为好氧硝化和厌氧反硝化相结合(A/O 工艺)^[2],即氨态氮在好氧条件下被自养的亚硝化菌和硝化菌转化为硝酸盐,再在厌氧条件下被异养的反硝化菌转化为 N_2O 和 N_2 等气态产物,实现废水中氮的去除。

然而,传统的 A/O 脱氮工艺具有较多的局限之处。首先,硝化和反硝化由于生境不同,需分别在不同的反应器内进行^[3],因此反应器建设成本较高;其次,硝化过程受有机物负荷影响较大^[4],当进水有机物浓度较高时,会严重影响硝化菌的活性和脱氮效果^[5];第三,传统脱氮微生物生长速率较慢^[6],活性较低,在低温、高盐等特殊条件下脱氮效果会大幅降低^[7]。

近年来,一些新型高效的生物脱氮工艺逐步引起关注。好氧反硝化作为一种新兴的脱氮技术,相比传统生物脱氮工艺,大部分的好氧反硝化菌同时具有异养硝化的能力,可同时实现废水中有机物和氮的去除^[8]。因此无需另建厌氧反应器,运行和维护的费用较低^[9],且在处理过程中基本没有硝酸盐和亚硝酸盐的积累^[10]。此外,好氧反硝化菌生长快、活性高^[11-12],具有良好的应用前景。

目前,关于好氧反硝化过程的研究主要集中在以下三个方面:(1) 好氧反硝化菌株的分离鉴定与脱氮性能表征;(2) 好氧反硝化过程的应用潜能分析;(3) 好氧反硝化过程的机理研究。本文将从这三个方面综述近年来的研究成果,并对今后的研究方向进行展望。

1 好氧反硝化菌株的分离与生理生化特性研究

自 1983 年第一株具有异养硝化-好氧反硝化功

能的菌株 *Thiosphaera pantotropha* 报道以来^[13],研究人员不断地从环境中分离出多株具有好氧反硝化功能的菌株。这些菌株大多分离自活性污泥或污水处理系统中,多数为革兰氏阴性细菌,常见种属为 *Pseudomonas* sp.、*Alcaligenes* sp.、*Bacillus* sp.和 *Paracoccus* sp.等。

近年来,研究人员逐渐从一些新的环境和新的种属中分离得到异养硝化-好氧反硝化菌株,如表 1 所示。例如,Kundu 等^[14]首次从屠宰废水中分离出一株具有异养硝化-好氧反硝化能力的 *Chryseobacterium* sp. R31,经过 48 h 的培养,可达到 95.9%的氨氮去除率;Zhang 等^[15]发现了 *Bacillus methylotrophicus* L7,是第一株革兰氏阳性的异养硝化-好氧反硝化菌;Chen 等^[16]和 Chen 等^[17]分别研究了此前研究较少的 *Agrobacterium* sp. 和 *Rhodococcus* sp.,表明这些菌属中同样拥有可进行异养硝化-好氧反硝化能力的微生物。这些发现不断丰富着我们对好氧反硝化菌的认识。

异养硝化-好氧反硝化过程中各种酶的表达一直是研究者们关注的热点。其中,异养硝化阶段参与的酶有氨单加氧酶和羟胺氧化酶。Ji 等^[18]对 *Pseudomonas stutzeri* 的研究表明,*Pseudomonas stutzeri* 分两类,其中一类因为缺少氨单加氧酶而无法进行异养硝化,只具有好氧反硝化作用。参与好氧反硝化的酶主要有硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶、一氧化氮还原酶和氧化亚氮还原酶。越来越多的研究表明,参与好氧反硝化过程的酶基本都存在于细胞周质中,如由 *napAB* 编码的周质硝酸盐还原酶 *NapAB*^[19-20],由 *nirS* 编码的 *cd1* 亚硝酸盐还原酶等^[16,19]。

一直以来,关于异养硝化-好氧反硝化过程的影响因素研究主要集中在碳源、C/N、溶解氧(Dissolved oxygen, DO)、pH、温度等方面。已有的

研究结果表明,大部分菌株的最佳碳源为丁二酸钠^[10,14-16],也有部分菌株在乙酸钠^[16,21]或葡萄糖^[14-15]作碳源时效果最好。大部分异养硝化-好氧反硝化菌株在较高的C/N条件下可达到最好的生长速率和脱氮效率,最佳C/N一般为8-15^[14,22-23]。但是也有研究者分离出一些贫营养菌株,可在C/N为2时达到最好的脱氮效果^[7]。DO的研究多以摇瓶实验的转速或顶空氧气饱和度来表征,最适摇瓶转速一般为120-150 r/min (DO约为4-6 mg/L)^[15],最适顶空氧气饱和度为15%-30%^[22]。此外,大部分菌株在中性偏碱的pH条件下活性最高^[6,15,24],最适温度为25-37 °C^[6,15]。

近年来,研究人员对影响好氧反硝化菌生长和脱氮效果的一些其他因素展开了研究。Chen等^[6]研究了多种因素对 *Aeromonas* sp. HN-02 的冲击影响,其中包括极端pH、低温和重金属冲击。菌株HN-02可适应pH 4.0-10.0的环境,优于此前报道的大部分好氧反硝化菌。2 mg/L的Cu²⁺对菌株的影响非常大,但相同浓度的Zn²⁺则基本无影响,表明

菌株对Cu²⁺更敏感。Shi等^[27]研究了Fe²⁺对 *Paracoccus versutus* LYM的影响。结果表明,当Fe²⁺存在时,菌株LYM对NH₄⁺和NO₃⁻的去除有小幅的提升,同时可降低NO₂⁻的积累,表明Fe²⁺对菌株生长有促进作用。

综合来看,目前关于好氧反硝化菌分离与表征的研究多集中在不同菌株的分离、脱氮性能表征和影响因素讨论三方面,对不同好氧反硝化菌株之间共性及机理的研究较少。以后的研究除了继续分离更新更好的菌株之外,对好氧反硝化菌共性和机理的研究也有待加强。

2 好氧反硝化菌应用潜力分析

好氧反硝化菌生长速度快,对很多特殊废水均有优良的脱氮效果。目前好氧反硝化菌在应用方面的研究主要集中在以下四个方面,分别是低温脱氮、耐盐脱氮、对毒性物质的降解和N₂O减排等。

2.1 低温生物脱氮

环境温度低于10 °C时,微生物的活性和生长

表1 近5年(2011-2015)分离出的一些异养硝化-好氧反硝化菌株
Table 1 Some heterotrophic nitrification and aerobic denitrification stains isolated in recent 5 years (2011-2015)

种属 Species	来源 Source	年份 Year
<i>Brevibacterium</i> yy7	A ² /O wastewater treatment plant	2011 ^[25]
<i>Psychrobacter</i> sp. S1-1	Biological aerated filter	2011 ^[10]
<i>Pseudomonas stutzeri</i> YZN-001	Piggery waste water treatment system	2011 ^[26]
<i>Agrobacterium</i> sp. LAD9	Landfill leachate treatment system	2011 ^[16]
<i>Rhodococcus</i> sp. CPZ24	Swine wastewater	2012 ^[17]
<i>Bacillus methylotrophicus</i> L7	Wastewater sample	2012 ^[15]
<i>Paracoccus versutus</i> LYM	Seabed sludge	2013 ^[27]
<i>Halomonas campisalis</i> ha3	Saline-alkali lake	2013 ^[28]
<i>Acinetobacter</i> sp. HA2	Psychrotrophic consortium	2013 ^[29]
<i>Acinetobacter</i> sp. Y16	Songhua River	2013 ^[7]
<i>Chryseobacterium</i> sp. R31	Slaughterhouse wastewater	2014 ^[14]
<i>Pseudomonas stutzeri</i> PCN-1	Biological aerated filter	2014 ^[30]
<i>Aeromonas</i> sp. HN-02	CASS reactor	2014 ^[6]
<i>Klebsiella pneumonia</i> EGD-HP19-C	Industrial wastewater	2014 ^[31]
<i>Pseudomonas stutzeri</i> C3	Wastewater treatment plant	2015 ^[18]
<i>Vibrio diabolicus</i> SF16	Marine sediment	2015 ^[20]
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> PCN-2	Landfill leachate treating reactor	2015 ^[32]
<i>Diaphorobacter</i> sp. PD-7	Coking-plant wastewater ponds	2015 ^[33]
<i>Alcaligenes faecalis</i> C16	Aeration tank	2015 ^[34]

速率会大幅降低,从而使污水脱氮的效果受到影响。相比于传统脱氮工艺,异养硝化-好氧反硝化菌具有较好的低温脱氮效果。Zou 等^[35]将驯化得到的低温硝化菌群与好氧反硝化菌群结合使用,10 °C 下以铵盐作为氮源时,反应 24 h 时氨氮去除率达到 100%,48 h 时总氮去除率达到 80%。Yao 等^[36]在有氧条件下对活性污泥进行短期低温驯化,得到具有低温脱氮效果的异养硝化-好氧反硝化菌群。10 °C 下,在以铵盐为氮源时,该菌群可以达到 2.44 mg N/(L·h)的脱氮速率,且没有硝酸盐和亚硝酸盐的积累。该脱氮速率相较此前文献中报道的一些硝化菌群落^[37]和好氧颗粒污泥^[38]的低温脱氮速率有了极大的提升。以硝酸盐为氮源时,该菌群的硝酸盐去除速率可达 7.68 mg N/(L·h),高于此前研究中的一些厌氧反硝化菌在低温下对硝酸盐的去除速率^[39-41]。

此外,Yao 等^[29]从该菌群中分离出一株 *Acinetobacter* sp. HA2,在 10 °C 下,分别以铵盐和硝酸盐为氮源时,去除率分别可达到 100% (反应时间 25 h)和 80% (反应时间 34 h)。表明菌株 HA2 具有良好的低温脱氮潜力。

Wang 等^[42]研究了短期逐渐降温(温度依次为 25、15、10、5 °C)对好氧反硝化菌群脱氮性能和群落结构的影响。结果表明,好氧反硝化菌群在 4 个温度下均能实现 95%以上的硝酸盐去除率和 80%以上的 COD 去除率。15 °C 时反硝化菌群的比脱氮速率最高,为 15.33 mg N/(g SS·h)。通过群落分析得知,菌群中的好氧反硝化菌主要来自 *Proteobacteria*、*Bacteroidetes* 和 *Firmicutes*。温度降低对好氧反硝化菌丰度的影响不大,丰度最高的菌属为 *Pseudomonas*。表明经过驯化的好氧反硝化菌群在低温下可保持较高的活性,从而实现优良的脱氮效果。

2.2 耐盐生物脱氮

部分异养硝化-好氧反硝化菌在盐度较高时仍具有较好的脱氮能力。Guo 等^[28]从盐碱湖污泥样品中分离出一株 *Halomonas campisalis* ha3,在 NaCl 含量为 4%时达到最大反硝化速率,且在 NaCl 含量

为 20%时仍能存活。

Duan 等^[20]从海洋沉积物中分离出一株 *Vibrio diabolicus* SF16,当盐度为 1%–5%时,对氨氮的去除率可达 92%以上(反应时间 48 h)。将该菌株接种到盐度为 3%的生物过滤反应器中,对氨氮和总氮的去除率比不接种的反应器分别高 65.5%和 47.2%,表明该菌株具有良好的耐盐脱氮能力。

2.3 毒性物质的生物降解与转化

异养硝化-好氧反硝化菌生长快、活性高,相比传统的脱氮菌,具有更强的毒性物质降解与转化能力。Lu 等^[43]从膜生物反应器中分离出一株 *Serratia* sp. LJ-1,可同时降解苯酚和去除氨氮(起始浓度分别为 400 mg/L 和 100 mg/L),并在 300 h 后均达到 90%以上的去除率。通过氮平衡分析,消耗的氨氮有约 54%转化为氮气。表明菌株 LJ-1 对苯酚具有优良的降解能力。

Ge 等^[33]分离得到一株 *Diaphorobacter* sp. PDB3,可在好氧条件下同时降解苯酚和转化硝酸盐。当苯酚浓度为 1 400 mg/L,硝酸盐浓度为 165 mg/L 时,反应 85 h 后可完全降解苯酚,对硝酸盐去除率可达 91.5%,表明菌株 *Diaphorobacter* sp. PDB3 具有十分优良的苯酚降解能力。

He 等^[32]从垃圾渗滤液处理反应器中分离得到一株 *Pseudomonas aeruginosa* PCN-2。初始 NO_3^- 浓度为 200 mg/L,初始 Cr(VI)浓度为 5 mg/L 时,该菌株在好氧条件下培养 9.5 h 后可完全去除 NO_3^- ,并在 13.5 h 后去除约 90%的 Cr(VI)。转化后的 Cr(III)均为有机态,其中有 68%以上为可溶的有机态 Cr(III),剩下的 Cr(III)为不可溶有机态或被吸附在细胞上。表明该菌株具有良好的 Cr(VI)转化能力。

2.4 N_2O 减排

由于 N_2O 还原酶对氧气浓度非常敏感,因此早期研究者们分离出的异养硝化-好氧反硝化菌的气体产物大多为 N_2O ^[44-45]。近年来,研究者们逐渐分离出一些以 N_2 为气体产物的异养硝化-好氧反硝化菌^[17,27]。这些菌株的 N_2O 产率非常低^[30],甚至有些 *Pseudomonas stutzeri* 能以 N_2O 为底物进行好氧反硝

化^[46], 这为 N_2O 减排提供了新的思路。

Miyahara 等^[46]研究了 *Pseudomonas stutzeri* TR2 在 O_2 、 NO_2^- 和 N_2O 同时存在时菌株对 3 种底物的利用效率。结果表明, 在 O_2 消耗完之前就已经开始了 N_2O 的消耗, 而且很快就消耗完毕。在初始 O_2 浓度为 3% 时, 将菌株 TR2 添加到序批式膜生物反应器中进行碳源受限模拟实验, 结果显示, 添加了 TR2 的反应器的 N_2O 产量要远低于对照组, 表明 TR2 具有良好的 N_2O 减排能力。

Zheng 等^[30]从生物滤池中分离出一株 *Pseudomonas stutzeri* PCN-1, 可以 N_2O 为底物进行反硝化。初始 N_2O 浓度为 39.4 mg/L 时, PCN-1 可以在 4 h 内达到 98.1% 的去除率。以硝酸盐为底物时, 在顶空 O_2 浓度不大于 50% 情况下, 脱氮效率基本不受影响, 而且反应结束后没有 NO 和 N_2O 的积累。将 PCN-1 接种到普通活性污泥中后, 可显著提升总氮去除效果, 并降低 N_2O 产量, 表明 PCN-1 具有良好的 N_2O 减排潜力。

3 好氧反硝化过程机理分析

好氧反硝化过程中的电子传递途径如图 1 所示。Chen 等^[19]研究了有氧呼吸和反硝化过程中的电子传递, 从生物能学和动力学两个方面分析了氧气和硝酸盐作为电子受体时的竞争力。分析结果显示, 硝酸盐在生物能学和动力学方面均不占优势, 因此当氧气存在时, 微生物总是倾向于使用氧气作为电子受体。

然而 Robertson 等^[47]对异养硝化-好氧反硝化菌 *Thiosphaera pantotropha* 的研究表明, 在氧气和硝酸盐同时存在时, *Thiosphaera pantotropha* 可同时利用氧气和硝酸盐且生长速率更快。Patureau 等^[48]通过 COD 的消耗计算了好氧反硝化菌群在不同 DO

和碳氮负荷条件下有氧呼吸和反硝化消耗有机物的比例。结果显示, 在不同 DO 条件下, 硝酸盐都有消耗。DO 升高, 有氧呼吸消耗 COD 的比例逐渐上升, 反硝化消耗 COD 的比例逐渐下降并趋于稳定。在 DO 为 1.7–6.3 mg/L 时, 硝酸盐的去除率为 31% 左右, 反硝化消耗 COD 的比例稳定在 10%–15%。这个结果表明, 反硝化可在好氧条件下发生。当 DO 较低时, 提升 DO 浓度会显著降低反硝化消耗 COD 的比例; 但当 DO 逐渐上升并超过一定浓度时(文中为 1.7 mg/L), 提升 DO 对反硝化所占的比例基本无影响。此外, 文中对好氧反硝化菌株 *M. aerodenitrificans* 的研究得到了相同的规律, 但反硝化消耗 COD 的比例相比上述的好氧反硝化菌群要更小。以上研究均证明, 氧气和硝酸盐可以同时作为电子受体参与到微生物的新陈代谢过程中。

Huang 等^[49]认为, 氧气和硝酸盐同时存在时, 反硝化作为辅助电子传递途径, 是对有氧呼吸的补充, 可防止 NAD(P)H 的大量积累。此外, 细胞色素的氧化还原水平会控制电子流向不同的细胞色素, 以此确定电子是否足够发生反硝化。因此, 电子可同时流向氧气和硝酸盐, 反硝化确实有在好氧条件下发生的可能。

Chen 等^[50]研究了连续培养时不同稀释度和 DO 浓度对菌株 *Pseudomonas aeruginosa* 电子传递过程的影响, 并通过对莫诺方程各个参数的求解来讨论氧气对反硝化的抑制作用。结果表明, 在不同的稀释度和 DO 浓度下, 电子都会同时传递给氧气和硝酸盐。在稀释度较低时, 随着 DO 的上升, 电子传递给氧气的比例逐渐上升。但随着稀释度的提高, DO 对电子传递比例的影响逐渐下降。莫诺方程的

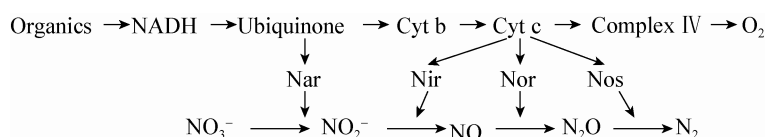


图 1 好氧反硝化过程中的电子传递^[32]

Figure 1 Electron transport chain of aerobic denitrification^[32]

求解结果显示, DO 的莫诺常数非常低, 只有 0.004 mg/L, 即当 DO 小于 0.004 mg/L 时, 提高 DO 会使电子传递给氧气的比例显著提升; 但 DO 超过两倍莫诺常数(0.008 mg/L)后, 提高 DO 对电子传递分配比例的影响十分微弱。该结果与 Patureau 等^[48]的研究相一致, 即 DO 只在浓度较低时会显著影响电子在氧气和硝酸盐之间的分配; 当 DO 高于一定值时, 电子在氧气与硝酸盐之间的分配比基本趋于稳定, 不再随 DO 的变化而改变。但由于不同研究人员用到的好氧反硝化微生物与研究方法各不相同, 因此具体的 DO 阈值也有所差别。

Chen 等^[50]认为微生物的呼吸链高度分支化, 这个复杂的呼吸链允许微生物构建一个最具能效的途径来适应环境条件, 而不仅仅是一个简单的能量传递途径。当微生物对能量的需求较少时, 由于氧气的电子亲和力高于硝酸盐, 微生物会更倾向于选择氧气作为电子受体; 当微生物对能量的需求较大时, 硝酸盐作为电子受体的竞争力提升, 电子传递给硝酸盐的比例会增大。此外, 当环境中硝酸盐浓度较高时, 会提升潜在的离子运输驱动力, 使微生物倾向于提升硝酸盐作为电子受体的比例。

综上所述, 虽然硝酸盐对电子的竞争能力弱于氧气, 但硝酸盐仍可与氧气一起参与到微生物的新陈代谢中, 即发生好氧反硝化现象。从电子传递的角度来讲, 当 DO 浓度较低时, 提升 DO 对电子传递给氧气和硝酸盐的分配比例影响较大; 随着 DO 的提升, 电子在氧气和硝酸盐之间的分配比例趋于稳定。但是高 DO 浓度会对微生物反硝化酶的合成与活性造成影响^[47], 因此会降低反硝化的效率。

此外, 好氧反硝化过程中还有一些新的途径未被发现或证实, 比如 NO 的歧化作用^[19,51]等。近年来, 关于好氧反硝化菌代谢机理的研究成果较少, 有待进一步深入研究。

4 总结与展望

目前关于好氧反硝化菌的研究多集中在不断分离更新更好的菌株, 以及研究各种因素对菌株脱氮性能的影响等方面。不同的菌株除了脱氮性

能存在差异外, 对碳源、碳氮比、温度和 DO 等环境因素的要求也各不相同。不同好氧反硝化菌株之间的差异和共同点, 以及存在这些共性和差异的原因尚不明确, 需要更进一步的研究。

关于好氧反硝化机理方面的研究虽然取得了一定的进展, 但更深层次的研究仍然较为缺乏。早期的研究多集中于通过反应器进出水中碳氮浓度的变化来推测好氧反硝化发生的机理, 发现微生物确实可以同时利用氧气和硝酸盐进行新陈代谢过程。但从分子生物学角度研究微生物在好氧环境下反硝化各功能基因的表达条件, 以及在该表达过程中微生物内部各种基因的调控, 与普通反硝化功能基因表达存在着什么相同与差异仍不明确, 需要进行大量的研究。

关于异养硝化-好氧反硝化应用方面的研究多集中在特殊环境下, 好氧反硝化菌株或菌群脱氮性能的考察, 使用好氧反硝化菌进行实际生物强化的研究较少。实验室条件下效果优良的菌株或菌群, 在接种到活性污泥后有时并不能得到预期的结果^[52]。但不可否认的是, 这些在实验室条件下表现优良的菌株及菌群拥有巨大的实际应用潜力。因此, 研究菌株或菌群在接种进入活性污泥后的长期表现及工艺调控, 对于实现有效的生物强化是必不可少的。

除此之外, 好氧反硝化菌的研究还可从以下几个方面进行: (1) 好氧反硝化菌具有较高的有机物降解效率, 其降解难降解有机物的潜力有待发掘。(2) 好氧反硝化微生物往往要求较高的 C/N 和碳氮负荷, 但也有一些好氧反硝化菌株在较低的 C/N 和碳氮负荷下具有优良的脱氮效果, 这些菌株的脱氮特性及应用潜力有待深入研究。(3) 废水处理过程中脱氮和除磷往往需要同步进行, 怎样将好氧反硝化工艺与除磷工艺进行耦合并优化处理效果, 仍需要更多的尝试与探索。

参考文献

- [1] Khardenavis AA, Kapley A, Purohit HJ. Simultaneous nitrification and denitrification by diverse *Diaphorobacter* sp.[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, 77(2): 403-409
- [2] Bernat K, Wojnowska-Baryła I. Carbon source in aerobic

- denitrification[J]. Biochemical Engineering Journal, 2007, 36(2): 116-122
- [3] Oguz MT, Robinson KG, Layton AC, et al. Concurrent nitrite oxidation and aerobic denitrification in activated sludge exposed to volatile fatty acids[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2007, 97(6): 1562-1572
 - [4] Takebe F, Hirota K, Nodasaka Y, et al. *Brevibacillus nitrificans* sp. nov., a nitrifying bacterium isolated from a microbiological agent for enhancing microbial digestion in sewage treatment tanks[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2012, 62(Pt 9): 2121-2126
 - [5] Gilmore K, Husovitz K, Holst T, et al. Influence of organic and ammonia loading on nitrifier activity and nitrification performance for a two-stage biological aerated filter system[J]. Water Science and Technology, 1999, 39(7): 227-234
 - [6] Chen MX, Wang WC, Feng Y, et al. Impact resistance of different factors on ammonia removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium *Aeromonas* sp. HN-02[J]. Bioresource Technology, 2014, 167: 456-461
 - [7] Huang XF, Li WG, Zhang DY, et al. Ammonium removal by a novel oligotrophic *Acinetobacter* sp. Y16 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification at low temperature[J]. Bioresource Technology, 2013, 146: 44-50
 - [8] Ji B, Yang K, Zhu L, et al. Aerobic denitrification: A review of important advances of the last 30 years[J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2015, 20(4): 643-651
 - [9] Zheng HY, Liu Y, Sun GD, et al. Denitrification characteristics of a marine origin psychrophilic aerobic denitrifying bacterium[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(11): 1888-1893
 - [10] Chen Q, Ni JR. Heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by novel isolated bacteria[J]. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 2011, 38(9): 1305-1310
 - [11] Joo HS, Hirai M, Shoda M. Improvement in ammonium removal efficiency in wastewater treatment by mixed culture of *Alcaligenes faecalis* No. 4 and L1[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2007, 103(1): 66-73
 - [12] Lü YK, Wang X, Liu BK, et al. Isolation and characterization of heterotrophic nitrifying strain W1[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2012, 20(5): 995-1002
 - [13] Robertson LA, Kuenen JG. *Thiosphaera pantotropha* gen. nov. sp. nov., a facultatively anaerobic, facultatively autotrophic sulphur bacterium[J]. Journal of General Microbiology, 1983, 129(9): 2847-2855
 - [14] Kundu P, Pramanik A, Dasgupta A, et al. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Chryseobacterium* sp. R31 isolated from abattoir wastewater[J]. BioMed Research International, 2014, 2014: 436056
 - [15] Zhang QL, Liu Y, Ai GM, et al. The characteristics of a novel heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium, *Bacillus methylotrophicus* strain L7[J]. Bioresource Technology, 2012, 108: 35-44
 - [16] Chen Q, Ni JR. Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2012, 113(5): 619-623
 - [17] Chen PZ, Li J, Li QX, et al. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by bacterium *Rhodococcus* sp. CPZ24[J]. Bioresource Technology, 2012, 116: 266-270
 - [18] Ji B, Yang K, Wang HY, et al. Aerobic denitrification by *Pseudomonas stutzeri* C3 incapable of heterotrophic nitrification[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2015, 38(2): 407-409
 - [19] Chen JW, Strous M. Denitrification and aerobic respiration, hybrid electron transport chains and co-evolution[J]. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics, 2013, 1827(2): 136-144
 - [20] Duan JM, Fang HD, Su B, et al. Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater[J]. Bioresource Technology, 2015, 179: 421-428
 - [21] Joo HS, Hirai M, Shoda M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2005, 100(2): 184-191
 - [22] Kim JK, Park KJ, Cho KS, et al, Bajpai R. Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains[J]. Bioresource Technology, 2005, 96(17): 1897-1906
 - [23] Zhao B, He YL, Zhang XF. Nitrogen removal capability through simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Bacillus* sp. LY[J]. Environmental Technology, 2010, 31(4): 409-416
 - [24] Zheng HY, Liu Y, Gao XY, et al. Characterization of a marine origin aerobic nitrifying-denitrifying bacterium[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2012, 114(1): 33-37
 - [25] Wan CL, Yang X, Lee DJ, et al. Aerobic denitrification by novel isolated strain using NO₂-N as nitrogen source[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(15): 7244-7248
 - [26] Zhang JB, Wu PX, Hao B, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the bacterium *Pseudomonas stutzeri* YZN-001[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(21): 9866-9869
 - [27] Shi Z, Zhang Y, Zhou JT, et al. Biological removal of nitrate and ammonium under aerobic atmosphere by *Paracoccus versutus* LYM[J]. Bioresource Technology, 2013, 148: 144-148
 - [28] Guo Y, Zhou XM, Li YG, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by a novel *Halomonas campisalis*[J]. Biotechnology Letters, 2013, 35(12): 2045-2049
 - [29] Yao S, Ni JR, Ma T, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature by a newly isolated bacterium, *Acinetobacter* sp. HA2[J]. Bioresource Technology, 2013, 139: 80-86
 - [30] Zheng MS, He D, Ma T, et al. Reducing NO and N₂O emission during aerobic denitrification by newly isolated *Pseudomonas stutzeri* PCN-1[J]. Bioresource Technology, 2014, 162: 80-88
 - [31] Pal RR, Khardenavis AA, Purohit HJ. Identification and monitoring of nitrification and denitrification genes in *Klebsiella pneumoniae* EGD-HP19-C for its ability to perform heterotrophic nitrification and aerobic denitrification[J]. Functional & Integrative Genomics, 2015, 15(1): 63-76
 - [32] He D, Zheng MS, Ma T, et al. Interaction of Cr (VI) reduction and denitrification by strain *Pseudomonas aeruginosa* PCN-2 under aerobic conditions[J]. Bioresource Technology, 2015, 185: 346-352
 - [33] Ge QL, Yue XP, Wang GY. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at high initial phenol concentration by isolated bacterium *Diaphorobacter* sp. PD-7[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2015, 23(5): 835-841
 - [34] Liu YX, Wang Y, Li Y, et al. Nitrogen removal characteristics of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* C16[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2015, 23(5): 827-834
 - [35] Zou SQ, Yao S, Ni JR. High-efficient nitrogen removal by coupling enriched autotrophic-nitrification and aerobic-denitrification consortiums at cold temperature[J]. Bioresource Technology, 2014, 161: 288-296
 - [36] Yao S, Ni JR, Chen Q, et al. Enrichment and characterization of a bacteria consortium capable of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature[J]. Bioresource Technology, 2013, 127: 151-157
 - [37] Yang Q, Peng YZ, Liu XH, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(23): 8159-8164
 - [38] Bao RL, Yu SL, Shi WX, et al. Aerobic granules formation and nutrients removal characteristics in sequencing batch airlift reactor (SBAR) at low temperature[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(2/3): 1334-1340
 - [39] Kim YS, Nayve FRP, Nakano K, et al. Screening and characterization of facultative psychrophilic denitrifiers for treatment of nitrate contaminated groundwater using starch-based

- biodegradable carriers[J]. Environmental Technology, 2002, 23(9): 1017-1026
- [40] Nakajima-Kambe T, Okada N, Takeda M, et al. Screening of novel cellulose-degrading bacterium and its application to denitrification of groundwater[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2005, 99(4): 429-433
- [41] Vacková L, Srb M, Stloukal R, et al. Comparison of denitrification at low temperature using encapsulated *Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens* and mixed culture[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(7): 4661-4666
- [42] Wang YY, Zhang ZJ, Qiu L, et al. Effect of temperature downshifts on biological nitrogen removal and community structure of a lab-scale aerobic denitrification process[J]. Biochemical Engineering Journal, 2015, 101: 200-208
- [43] Lu J, Jin Q, He YL, et al. Simultaneous removal of phenol and ammonium using *Serratia* sp. LJ-1 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2014, 225: 2125
- [44] Blagodatsky SA, Kesik M, Papen H, et al. Production of NO and N₂O by the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis parafaecalis* under varying conditions of oxygen saturation[J]. Geomicrobiology Journal, 2006, 23(3/4): 165-176
- [45] Matsuzaka E, Nomura N, Nakajima-Kambe T, et al. A simple screening procedure for heterotrophic nitrifying bacteria with oxygen-tolerant denitrification activity[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2003, 95(4): 409-411
- [46] Miyahara M, Kim SW, Fushinobu S, et al. Potential of aerobic denitrification by *Pseudomonas stutzeri* TR2 to reduce nitrous oxide emissions from wastewater treatment plants[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010, 76(14): 4619-4625
- [47] Robertson LA, van Niel EW, Torremans RA, et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1988, 54(11): 2812-2818
- [48] Patureau D, Bernet N, Delgenès JP, et al. Effect of dissolved oxygen and carbon-nitrogen loads on denitrification by an aerobic consortium[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2000, 54(4): 535-542
- [49] Huang HK, Tseng SK. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 55(1): 90-94
- [50] Chen F, Xia Q, Ju LK. Competition between oxygen and nitrate respirations in continuous culture of *Pseudomonas aeruginosa* performing aerobic denitrification[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2006, 93(6): 1069-1078
- [51] Hu SH, Zeng RJ, Haroon MF, et al. A laboratory investigation of interactions between denitrifying anaerobic methane oxidation (DAMO) and anammox processes in anoxic environments[J]. Scientific Reports, 2015, 5: 8706
- [52] Herrero M, Stuckey DC. Bioaugmentation and its application in wastewater treatment: a review[J]. Chemosphere, 2015, 140: 119-128