

文章编号: 1000-5641(2018)06-0001-11

好氧反硝化菌及其在污水处理和环境修复中的研究进展

丁 钰^{1,2}, 张婷月^{1,2}, 黄民生^{1,2}, 何 岩^{1,2}, 曹承进^{1,2}

(1. 华东师范大学 生态与环境科学学院, 上海 200241;

2. 华东师范大学 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200241)

摘要: 好氧反硝化菌由于其可以进行同步硝化反硝化的独特优势, 给传统生物脱氮带来了新思路. 本文综述了好氧反硝化菌的分离方法、种类及其影响因素, 从电子传递瓶颈理论和酶学理论两方面探讨了好氧反硝化作用机理, 介绍了它们在污水处理和环境修复方面的应用. 研究表明, 温度、溶解氧(DO)、碳源、碳氮比和pH值对好氧反硝化过程影响明显, 且好氧反硝化菌在适宜条件下都有高效的脱氮效率. 不过, 目前好氧反硝化菌在环境修复应用方面仍有着效果不稳定等不足, 和实验室研究有着一定的差距, 需要进一步的探究. 系统总结了好氧反硝化菌的分离方法、种类、反应机理、影响因素以及污水处理和环境修复中的应用.

关键词: 好氧反硝化菌; 生物脱氮; 环境生物修复

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **DOI:** 10.3969/j.issn.1000-5641.2018.06.001

Aerobic denitrifiers and the state of research in their use for sewage treatment and environmental remediation

DING Yu^{1,2}, ZHANG Ting-yue^{1,2}, HUANG Min-sheng^{1,2},
HE Yan^{1,2}, CAO Cheng-jin^{1,2}

(1. School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China;

2. Shanghai Key Laboratory for Urban Ecological Processes and Eco-Restoration, East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: The use of aerobic denitrifying bacteria has introduced a new concept to traditional biological nitrogen removal given its unique advantages for simultaneous nitrification and denitrification. This paper reviewed the separation methods of aerobic denitrifiers as well as their respective types and influencing factors. The mechanism of aerobic denitrification is explored from the perspective of electron transfer bottleneck theory

收稿日期: 2018-06-01

基金项目: 国家科技重大专项(2014ZX07101012, 2017ZX07207001); 上海市普陀区高层次人才科研创新项目(2014-A-18); 地理信息科学教育部重点实验室开放研究基金(KLGIS2016A03)

第一作者: 丁 钰, 男, 硕士研究生, 研究方向为水环境治理与修复. E-mail: 1462634613@qq.com.

通信作者: 黄民生, 男, 教授, 博士生导师, 研究方向为水环境治理与修复.

E-mail: mshuang@des.ecnu.edu.cn.

and enzymology; meanwhile, the applications for wastewater treatment and environmental remediation are also introduced. Studies have shown that: temperature, dissolved oxygen (DO), carbon source, the carbon to nitrogen ratio, and pH value all have effects on the aerobic denitrification process; and aerobic denitrifying bacteria have efficient nitrogen removal efficiency under suitable conditions. However, at present, aerobic denitrifying bacteria still have insufficient impact for environmental remediation applications. There is a gap between laboratory results and engineering applications, so further investigation is needed. This paper systematically summarizes the separation methods, types, reaction mechanisms, influencing factors, and applications of aerobic denitrifying bacteria in wastewater treatment and environmental remediation.

Keywords: aerobic denitrifier; biological denitrification; environmental bioremediation

0 引言

污水中含有过量的氮素, 导致水体富营养化进而影响水资源利用和水生态安全, 所以减少污水中氮排放量, 降低水中氮含量是必要的^[1]. 传统生物脱氮方法认为生物脱氮由硝化作用和反硝化作用组成, 两个部分相互独立又要协同完成, 每一部分所参与的微生物和环境条件完全不同, 硝化反应需要自养细菌在好氧条件下完成, 反硝化反应需要异养细菌在严格缺氧/厌氧条件下完成.

反硝化是氮素生物地球化学循环的重要环节. 长期以来厌养反硝化细菌曾被认为是反硝化过程的唯一承担者. 然而, 自 1980 年以来, 随着 Meiberg 等在 *Hyphomicrobium* X 氧化二甲胺/三甲胺过程发现具有好氧反硝化功能的菌株^[2]以及 Robertson 等在废水脱硫和反硝化系统中首次分离出一株好氧反硝化菌 *Thiosphaera pantotropha* (现名脱氮副球菌 *Paracoccus denitrificans*)^[3], 越来越多的证据表明好氧反硝化菌在生态系统氮素循环中起着不容忽视的作用^[4], 而且一部分好氧反硝化菌有同步硝化反硝化功能^[5], 给传统生物脱氮带来了新的思路. 本文系统总结了好氧反硝化菌的分离方法、反应机理、影响因素以及污水处理和环境修复中的应用.

1 好氧反硝化菌的分离

好氧反硝化菌为专性或兼性好氧细菌, 在自然界中含量少, 很难成为自然环境中优势菌种, 给好氧反硝化菌的分离带来了极大的难度. 好氧反硝化菌的分离方法主要有以下几种.

1.1 持续曝气法

在细菌的反硝化过程中, 硝酸盐 (NO_3^-) 和氧气 (O_2) 都能作为电子传递过程中电子的最终受体, 好氧反硝化菌可以同时利用 NO_3^- 和 O_2 . 利用该特征, 持续往以硝酸盐为单一氮源的反硝化培养基中通入氧气, 使细菌处于好氧环境中, 氧分子抑制了厌氧条件下发挥作用的酶, 使得专性厌氧菌和兼性厌氧菌生命活动受到抑制, 从而使好氧反硝化菌在竞争中处于优势地位^[6]. Honda 等人利用持续曝气法在培养基中曝气一段时间, 筛选出一株肠球菌, 该菌株可以在有氧条件下进行反硝化脱氮^[7]. 但是这种方法具有筛选时间长、不易于筛选出单一纯化菌种的缺点.

1.2 呼吸抑制剂法

呼吸抑制剂法通过在持续曝气的培养基中加入呼吸抑制剂来筛选出好氧反硝化菌。该方法用持续曝气来抑制厌氧和兼性厌氧菌的生长,通过加入某种可以阻断电子流向其他电子受体的呼吸抑制剂,使电子流向氧气和硝酸盐,来抑制其他好氧菌,从而分离出好氧反硝化菌^[8]。孔庆鑫等选择氰化钾(KCN)作为呼吸抑制剂对富集源进行初筛,之后复筛,筛选出一株高效菌Y2-1-1^[9]。在呼吸抑制法中,选择合适的呼吸抑制剂是该方法的关键,由于菌种培养的不同阶段需要的呼吸抑制剂和不同分离源所需要的呼吸抑制剂都可能不同,给分离过程带来了极大的不便。

1.3 酸碱指示剂法

酸碱指示剂法是通过在培养基中加入酸碱指示剂反映出菌株生命活动过程中pH变化,来筛选出特定产酸或者产碱的菌。通常应用于筛选好氧反硝化菌的酸碱指示剂是溴百里酚蓝(BTB),BTB的pH变色范围是6.0~7.6,颜色由黄色到绿色到蓝色。该方法就是利用细菌在反硝化过程中pH值会升高的特点,在好氧条件下用加入了BTB的培养基培养细菌,好氧反硝化菌会在其周围产生一圈蓝色光晕,从而将其分离出^[9]。李秀婷等人用BTB培养基从污水处理池的活性污泥中初筛出22株好氧反硝化菌株^[10]。

1.4 滴加试剂法

该方法是在培养液中滴加格里斯试剂、二苯胺试剂和奈氏试剂,3种指示剂分别能指示亚硝氮、硝氮和氨氮的变化^[11],从而分离出脱氮效率高的反硝化菌株。开始时在以硝氮为唯一氮源的培养基中加入1—2滴格里斯试剂,可以检测亚硝酸盐的存在,如溶液立即变成棕色或粉红色,说明该溶液中具有好氧反硝化作用的细菌,过程中生成了亚硝酸盐。若无颜色变化,再加入二苯胺试剂,若培养液变为蓝色,则说明硝酸盐并没有被还原,溶液中无反硝化细菌;若无色,则表示硝酸盐和刚生成的亚硝酸盐都被还原成氮氧化物,说明该溶液中具有较强好氧反硝化功能的细菌^[12]。周立祥等人在好氧条件下采用滴加试剂法,从土壤中分离到3株好氧反硝化菌,均属于假单胞菌属^[13]。朱晓宇等采用该方法,分别从水稻土和活性污泥中分离到1株好氧反硝化菌(ZW23和ZW27),经鉴定分别为假单胞菌属类产碱杆菌和假单胞菌属门多萨菌,脱氮速率分别达到约21.72和22.31 mg/(L·h)^[14]。不过这种方法适合筛选反硝化过程中有明显亚硝酸盐积累的菌株,不具有普遍适用性,且在分离精度上有较大的误差。

1.5 固液交替培养法

该方法是将液体培养基培养和固体培养基筛选结合,进行多次筛选,不断地划线分离纯化,再通过好氧环境培养,分离出需要的好氧反硝化菌株,再纯化再培养,然后通过测其硝氮去除率来筛选出具有较高脱氮效率的纯种好氧反硝化菌株。此方法可以筛选出高效的纯菌株,但过程复杂,重复操作多,工作量较大。

以上各方法都有一定的缺陷,现在实验中多采用各方法组合的综合筛选法,可以较快地找到高效目标单菌株。Yao等人用BTB培养基在好氧环境中经过固液交替培养分离纯化得到了一株在低温下具有好氧反硝化功能的菌株不动杆菌HA2^[15]。黄廷林等用选择培养基通过持续曝气法和逐步驯化培养法从贫营养水源水库中分离出一株好氧反硝化菌A14^[16]。

2 好氧反硝化菌的种类

好氧反硝化菌的研究从20世纪80年代开始,之后国内外研究者在好氧反硝化领域进行了长期的深入研究,越来越多的新型好氧反硝化菌从自然环境和污水处理系统中分离出

来(见表1). 从表1可以看出, 很多菌属都具有好氧反硝化能力, 例如副球菌属(*Paracoccus*)、假单胞菌属(*Pseudomonas*)、不动杆菌属(*Acinetobacter*)和芽孢杆菌属(*Bacillus*). 从近些年国内外的研究报道可以看出, 虽然在自然环境中, 好氧反硝化菌不是优势菌, 但使用合适方法可以进行分离和富集^[17].

表 1 已分离好氧反硝化菌种类及来源

Tab. 1 Source and species of isolated aerobic denitrifiers

属	种属	来源	年份
不动杆菌属 <i>Acinetobacter</i>	不动杆菌 <i>Acinetobacter</i> sp. YB	养猪废水处理系统中 SBR 池的活性污泥	2014 ^[18]
	不动杆菌 <i>Acinetobacter</i> sp. Y16	松花江 江水	2013 ^[19]
	不动杆菌 <i>Acinetobacter</i> sp. HNR	MBR 活性污泥	2010 ^[20]
	不动杆菌 <i>Acinetobacter</i> sp. HA2	城市污水处理系统 中二沉池污泥	2013 ^[21]
假单胞菌属 <i>Pseudomonas</i>	施氏假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>stutzeri</i> sp. PCN1	垃圾渗滤液处理系统 中生物曝气滤池	2014 ^[22]
	施氏假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>stutzeri</i> sp. T13	城市污水处理 厂活性污泥	2012 ^[23,24]
	施氏假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>stutzeri</i> sp. T1	太湖梅梁湾	2013 ^[25]
	施氏假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>stutzeri</i> sp. ZF31	枣庄市周村 饮用水水库	2015 ^[26]
	恶臭假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>putida</i> AD-21	活性污泥	2008 ^[27]
	恶臭假单胞菌 <i>Pseudonocardia</i> <i>ammonioxydans</i> H9T	海岸沉积物	2008 ^[28]
	产碱假单胞菌 <i>Pseudomonas</i> <i>alcaligenes</i> AS-1	猪场废水 处理系统	2001 ^[29]
	假单胞菌 <i>P. brassicacearum</i> sp. LZ-4	石化公司污水 出口废水	2016 ^[30]
	托拉斯假单胞杆菌 <i>P. tolaasii</i> sp. Y-11	稻田沉积物	2016 ^[31]
	农杆菌属 <i>Agrobacterium</i> sp. LAD9	垃圾渗滤液处理 系统中生物处理器	2011 ^[32]
无色杆菌属 <i>Achromobacter</i>	无色杆菌 <i>Achromobacter</i> sp. GAD3	垃圾渗滤液处理 系统中生物处理器	2011 ^[32]
丛毛单胞菌属 <i>Comamonas</i>	丛毛单胞菌 <i>Comamonas</i> sp. GAD4	垃圾渗滤液处理 系统中生物处理器	2011 ^[32]
气单胞菌属 <i>Aeromonas</i>	气单胞菌 <i>Aeromonas</i> sp. HN-02	实验室规模的 CASS 反应器中活性污泥	2014 ^[33]
副球菌属 <i>Paracoccus</i>	善变副球菌 <i>Paracoccus</i> <i>versutus</i> sp. LYM	海底污泥	2013 ^[34]
属 <i>Diaphorobacter</i>	<i>Diaphorobacter</i> sp. SL-205 T	活性污泥, 稻田土壤, 大豆根瘤	2017 ^[35]
弧菌属 <i>Vibrio</i>	魔鬼弧菌 <i>Vibrio diabolicus</i> sp. SF16	厦门市集美港 沉积物	2015 ^[36]
	弧菌 <i>Vibrio</i> sp. Y1-5	中国胶州湾表层沉积物	2017 ^[37]

续表 1

属	种属	来源	年份
小棒状杆菌属 <i>Quabacterium parvum</i>	小棒状杆菌 <i>Quabacterium</i> parvum sp. B6	柏林饮水 系统	1999 ^[38]
贪铜菌属 <i>Cupriavidus</i>	贪铜菌 <i>Cupriavidus</i> sp. S1	焦化废水	2016 ^[39]
节杆菌属 <i>Arthrobacter</i>	节杆菌 <i>Arthrobacter</i> arilaitensis sp. Y-10	稻田沉积物	2017 ^[40]
副球菌属 <i>Paracoccus</i>	脱氮副球菌 <i>Paracoccus</i> denitrificans ISTOD1	污水处理厂 活性污泥	2017 ^[41]
肠杆菌属 <i>Enterobacter</i>	阴沟肠杆菌 <i>Enterobacter</i> cloacae CF-S27	污水区	2017 ^[42]
芽孢杆菌属 <i>Bacillus</i>	蜡样芽孢杆菌 <i>Bacillus</i> cereus GS-5	生物反应器 生物膜	2017 ^[43]
	嗜甲基芽孢杆菌 <i>Bacillus methylotrophicus</i> L7	污水	2012 ^[44]
	枯草芽孢杆菌 <i>Bacillus subtilis</i>	粪便处理系统	2005 ^[45]
	地衣芽孢杆菌 <i>Bacillus licheniformis</i>	粪便处理系统	2005 ^[45]
	海杆菌属 <i>Marinobacter</i> sp. NNA5	生物滤池中的 生物膜	2016 ^[46]
	粪产碱杆菌 <i>Alcaligenes</i> faecalis sp. NR	MBR 活性污泥	2012 ^[47-48]
产碱杆菌 <i>Alcaligenes</i>	反硝化产碱菌 <i>Alcaligenes denitrificans</i> T25	稻田沉积物	1999 ^[49]
<i>Microvirgula</i> 属	<i>M. aerodenitrificans</i>	环境样品	2000 ^[50]
陶厄氏菌属 <i>Thauera</i>	陶厄氏菌 <i>Thauera</i> rnechernichensis sp. nov.	垃圾渗滤液 处理系统	1999 ^[51]
柠檬酸菌属 <i>Citrobacter</i>	异型枸橼酸杆菌 <i>Citrobacter diversus</i>	猪场废水 处理系统	2001 ^[52]
硫杆菌属 <i>Thiobacillus</i>	<i>Thiobacillus</i> sp.	环境样品	2000 ^[50]
苍白杆菌属 <i>Ochrobactrum</i>	人苍白杆菌 <i>Ochrobactrum</i> anthropi T23	稻田沉积物	1999 ^[49]
单胞菌属 <i>Sphingomonas</i>	<i>Sphingomonas</i> sp.	环境样品	2000 ^[50]
普罗维登斯菌属 <i>Providencia</i>	雷氏普罗威登斯菌 <i>Providencia rettgeri</i> YL	膜生物反应器	2005 ^[53]

3 好氧反硝化反应机理

3.1 电子传递瓶颈理论

Robertson 等在废水脱硫和反硝化系统中首次分离出一株好氧反硝化菌 *Thiosphaera pantotropha* (现名脱氮副球菌 *Paracoccus denitrificans*), 随后提出电子传递瓶颈理论来解释好氧反硝化反应机理. 他们把研究重点放在细菌的电子传递上, 对于传统反硝化细菌的电子传递而言, 在细胞色素 c(Cyt c) 和细胞色素 aa3(Cyt aa3) 传递中存在传递瓶颈, 从而使电子不能同时流向 O_2 和 NO_3^- , 而在好氧反硝化过程中, 打破了这种瓶颈, 使电子可以同时流向 O_2 和 NO_3^- . 从而解除了 O_2 对反硝化过程的竞争抑制作用, 可以在好氧环境中进行反硝化过程^[3].

随后, Kong 等提出了新的好氧反硝化电子传递模型, 认为可能存在一条新的电子传递链, 该电子传递链可以以醌氢类为电子供体, 通过不受氧气抑制的硝酸盐还原酶 (Nar) 和亚硝酸盐还原酶 (Nir) 将电子传递给硝酸盐, 从而可以在好氧条件下把硝酸盐还原^[54]. 该发现补充和发展了 Robertson 等人的电子传递理论.

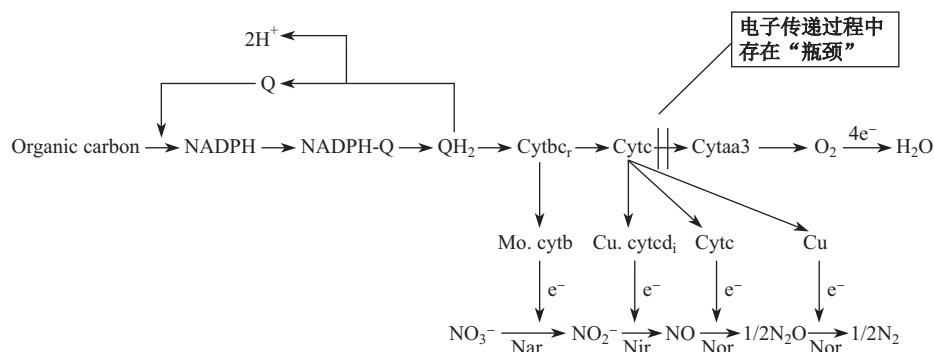


图1 好氧反硝化菌的反硝化作用过程及途径示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the denitrification process and pathway of aerobic denitrifiers

3.2 酶学理论

研究者们尝试从好氧反硝化酶系统来解释好氧反硝化现象, 提出了酶学理论. 微生物进行反硝化过程需要4种酶: 硝酸盐还原酶 (Nar)、亚硝酸盐还原酶 (Nir)、一氧化氮还原酶 (Nor) 和一氧化二氮还原酶 (Nos), 其中硝酸盐还原酶 (Nar) 包含两种: 膜结合硝酸盐还原酶 (M-Nar) 及周质硝酸盐还原酶 (P-Nar). 前者和细胞膜结合, 而后者存在于细胞质膜和细胞壁之间^[56]. Bell 等将分离得到的好氧反硝化菌 *T. pantotropha* 分别在好氧条件和缺氧条件下培养, 对两种酶进行研究. 结果发现膜结合硝酸盐还原酶 (M-Nar) 只在缺氧或厌氧条件下表达, 而周质硝酸盐还原酶 (P-Nar) 在好氧和缺氧、厌氧条件下均可以表达, 其中好氧条件更适宜该酶的表达^[57]. 实验证明了正是硝酸盐还原酶的种类差异导致了好氧反硝化菌和普通反硝化菌的区别, 好氧反硝化的发生是由于周质硝酸盐还原酶 (P-Nar) 的存在和表达.

和厌氧反硝化菌不同, 好氧反硝化菌拥有两种硝酸盐还原酶, 使 O₂ 和 NO₃⁻ 可以同时被还原, O₂ 对好氧反硝化过程不再起到竞争抑制作用, 好氧反硝化得以实现.

4 好氧反硝化的影响因素

好氧反硝化菌由于其独特的优势而被广泛关注, 目前对好氧反硝化的研究还处于实验室阶段, 人们从自然界中分离出多种好氧反硝化菌, 但是由于该类菌对环境要求苛刻及其特殊性, 研究好氧反硝化的影响因素及其优化条件对优化好氧反硝化系统设计及其工程应用显得尤为重要.

一般来说, 影响好氧反硝化的因素有温度、溶解氧、碳源、碳氮比和 pH 值等, 这些因素都是影响好氧反硝化菌生长及其反应速率的重要因素. 其中, 温度是影响所有微生物生长、繁殖及其生理活性的重要因素, 有机碳源种类和浓度会影响好氧反硝化的反应速率, 在一定范围内碳源浓度的升高会加快好氧反硝化的速率, pH 值通过影响酶活性来影响好氧反硝化速率, 这些因素对于不同菌种的影响程度不同.

4.1 温度

过高和过低温度都会抑制好氧反硝化过程, 对于大多数好氧反硝化菌, 最适温度范围为 25~37 °C. Ren 等发现对于好氧反硝化菌 *Acinetobacter* sp. YB 而言, 在 37 °C 下获得的 NH₄⁺-N 去除率最高, 微生物的生长速率也随着温度的升高而升高^[18]. 但也有特殊情况, 一些

好氧反硝化菌就不受低温的影响. 在已经发现的好氧反硝化菌中, 也有少数被证明是嗜低温菌. Yao 等发现一株异养硝化-好氧反硝化菌在温度低至 10 °C 时仍能保持相对高的生长速率, 没有滞后阶段, 且 20 °C 为最适生长温度^[21]. 从表 2 可以看出大多数好氧反硝化菌在较宽的温度范围内 (25~37 °C) 保持着较高的活性和脱氮效率, 这有利于好氧反硝化菌在环境中的竞争, 在有温度波动的实际废水中更具有应用价值, 且嗜低温好氧反硝化菌的发现也为好氧反硝化菌在低温地区的应用打下了基础.

表 2 部分好氧反硝化菌在优化条件下脱氮效果

Tab. 2 The nitrogen removal performance of aerobic denitrification bacteria under optimal conditions

菌种	影响因素优化条件					脱氮效果
	碳源	碳氮比	温度/°C	pH	DO/(mg·L ⁻¹)	
不动杆菌 <i>Acinetobacter</i> sp. YB	丁二酸盐	15	37	7.5	7.1	NO ₂ ⁻ -N 85.67%; NO ₃ ⁻ -N 99.05%; NH ₄ ⁺ -N 99.91% ^[18]
施氏假单胞菌 <i>Pseudomonas stutzeri</i> sp. ZF31		6.68	27.72	8.23	2.93	TN 90.96% ^[26]
气单胞菌 <i>Aeromonas</i> sp. HN-02		2.3~11	30	7		TN 86.5% ^[33]
魔鬼弧菌 <i>Vibrio diabolicus</i> sp. SF16	丁二酸盐	10		8		NH ₄ ⁺ -N 97.14%; TN 73.92% ^[36]
弧菌 <i>Vibrio</i> sp.Y1-5		15~17	25.0~35.0	6~9	4.5	TN 80% ^[37]
贪铜菌 <i>Cupriavidus</i> sp. S1	丙酮酸盐	12~28			4.37	NH ₄ ⁺ -N 10.43 mg/(L·h); NO ₃ ⁻ -N 8.64 mg/(L·h); NO ₂ ⁻ -N 8.36 mg/(L·h) ^[39]
嗜甲基芽孢杆菌 <i>Bacillus methylotrophicus</i> L7		6~15	37	7		NH ₄ ⁺ -N 51.58 mg/(L·d); NO ₂ ⁻ -N 5.81 mg/(L·d) ^[44]
海杆菌 <i>Marinobacter</i> sp. NNA5		4~15	35	7.5	6.08	NO ₃ ⁻ -N 112.8 mg/(L·d) ^[46]
粪产碱杆菌 <i>Alcaligenes faecalis</i> sp. NR	柠檬酸盐	10			4.37	TN 81.2% ^[47-48]

4.2 溶解氧 (DO)

溶解氧的浓度不仅决定了好氧反硝化菌的有无, 而且还影响了其丰度和生理活性. 前文提到反硝化过程涉及 4 种酶, 这 4 种酶的合成和活性均受到溶解氧的影响, 其中对氧的耐受程度最高的是硝酸盐还原酶^[5]. 有实验表明, 当溶解氧浓度低于 0.2 mg/L 时一氧化二氮还原酶受到抑制^[52], 而硝酸盐还原酶在溶解氧浓度高于 4 mg/L 时受到抑制^[58], 可以看出溶解氧浓度会对反硝化过程的路径及其产物造成影响.

好氧反硝化菌种类繁多, 不同的好氧反硝化菌对溶解氧的耐受程度不同, 如表 2 所示, 大多数好氧反硝化菌的最佳溶解氧浓度在 2~7 mg/L 之间, 一些好氧反硝化菌在 6~7 mg/L 时仍表现出很强的反硝化能力, 展现出对氧很强的耐受性, 这也更体现了好氧反硝化的优势. Huang 等发现对好氧反硝化菌柠檬酸杆菌属 *Citrobacter diversu* sp. 而言, 该菌属的细胞生长速率和反硝化速率随着溶解氧浓度的升高呈现先上升后下降的趋势, 在溶解氧浓度为 5 mg/L 时反硝化速率最高^[52]. 总之, DO 浓度对好氧反硝化过程是一个非常重要的影响因素, 在一定范围内 DO 浓度的增加会促进好氧反硝化过程.

4.3 碳源种类及碳氮比

碳源给细菌的生命活动提供能量的同时也给好氧反硝化过程提供了电子供体, 所以它同时影响了好氧反硝化菌的生长和脱氮效率. 好氧反硝化菌可利用的主要碳源有葡萄糖、乙酸钠、丁二酸钠和柠檬酸钠等, 少数也能利用某些难降解有机物^[59]. 好氧反硝化菌的碳源利用多样性有利于其在微生物系统中取得竞争优势, 有利于好氧反硝化菌在实际废水处理中的应用. 从表 2 可以看出, 不同的好氧反硝化菌有着不同的最佳利用碳源, 但是大多数利用乙酸钠、丁二酸钠、柠檬酸钠这一类小分子碳源时都有着更好的脱氮效率. Chen 等对好氧反硝化菌 *Agrobacterium* sp. LAD9 进行了碳源的影响因素实验, 发现和葡萄糖、蔗糖这类大分子碳源相比, 丁二酸钠和柠檬酸钠为碳源时好氧反硝化菌生长速率更快^[59]. 由此可以推测可能是小分子碳源的结构简单, 更容易被好氧反硝化菌利用, 从而有利于好氧反硝化菌的生长和生命活动. 除了少数特例之外, 大多数好氧反硝化菌被证明更适应小分子碳源.

大多数好氧反硝化菌都是异养菌, 通常需要外加碳源提供电子, 若碳源不足则会导致电子供体不足, 所以碳氮比对好氧反硝化过程影响明显. 如表 2 所示, 好氧反硝化菌可利用的碳氮比范围较广, 好氧反硝化菌的宽广碳氮比适应范围有利于其在实际工程中的应用. 有研究表明, 对好氧反硝化菌 *Pseudonocardia ammonioxydans* H9T 而言, 碳氮比在 2~12 范围内, 反硝化效果和碳氮比成正比^[28]. 可以看出, 对于好氧反硝化菌而言, 低碳氮比会导致碳源不足, 电子供体不足, 反硝化过程不彻底, 所以在一定范围内随着碳氮比增高反硝化效果增强, 而在高碳氮比条件下, 碳氮比成了非限制因素, 对反硝化效果影响不明显.

4.4 pH 值

pH 值是影响反硝化过程的一个重要因素, 对于好氧反硝化过程亦是如此. Guo 等发现好氧反硝化菌 *P. Stutzeri* strain T1 在中性和碱性环境中有利于好氧反硝化过程^[25]. 在微生物的反硝化过程中, 细胞会产生碱性物质使环境中 pH 值升高, 而 pH 值升高又可以加速氨氮的氧化去除, 所以维持微生物环境中合适的 pH 值是非常重要的.

5 好氧反硝化菌在污水处理和环境修复中的应用

针对传统厌氧反硝化的缺点, 越来越多的研究者们专注于新型脱氮技术的研究. 好氧反硝化作为新型脱氮技术的一种重要处理方法, 和传统反硝化相比拥有很多优势: 脱氮过程中好氧反硝化菌的加入使同步硝化反硝化 (SND) 变为了现实, 极大地节省了反应器的占地面积, 降低了设施的建设成本和运营成本; 好氧反硝化菌多为异养硝化-好氧反硝化菌, 相比于传统脱氮过程中的自养硝化细菌, 生长繁殖更迅速, 反应器启动更快, 且对外界环境的适应性更强. 所以, 好氧反硝化具备很高的应用价值和前景, 具有广阔的应用空间.

5.1 污水生物处理

5.1.1 生物膜法

李佳等利用接种了好氧反硝化菌 LJ12 的人工快速渗滤系统 (CRI) 处理含氮废水, 按照淹水期和落干期比例 1:3 间歇式布水, 水力负荷 1.0 m/d 持续进水, 经过 7 d 的适应期之后, 化学需氧量 (COD) 去除率 83%, NH_4^+-N 去除率 92%, 总氮 (TN) 去除率 71%, 达到了较好的脱氮效果^[60]. 邓康等利用好氧反硝化菌强化的曝气生物滤池 (BAF) 工艺处理含氮废水, 在碳氮比为 67、DO 浓度为 3.5 mg/L 的条件下, 挂膜成功后氮去除率大于 90% 且几乎没有亚硝酸盐的累积^[61]. 夏四清等用悬浮载体生物膜反应器 (SCBR) 处理含氮废水时实现了同步硝化反硝化 (SND), 在最佳碳氮比条件下, 装置运行稳定后 COD 去除率能够达到 90% 以上, 脱氮效率超过 83.3%^[62]. 生物膜法具有让好氧反硝化菌更容易挂膜和固定化的优势, 因此在好氧反硝化菌的污水生物处理应用中占了主导地位, 且在诸多实验室小试中, 好氧反硝化菌在生物膜装置中的脱氮效果都达到了良好的预期, 目前实验研究中也出现了越来越多的适合好氧反硝化的生物膜

装置.生物膜法虽然在实验室小试中取得了良好的效果,不过由于成本高、调料堵塞问题以及耐冲击负荷不强等因素,也给好氧反硝化菌的应用带来了一定困难.

5.1.2 活性污泥法

Pai在稻田沉积物中分离得到一株好氧反硝化菌种,并将其接种到活性污泥中强化污水脱氮,实验室条件下TN去除率可以达到50%^[49].Bouchez将分离得到的好氧反硝化菌 *Microvirgula aerodenitrificans* 采用海藻酸钠包埋技术固定化并结合连续流反应器(TR)处理城镇污水,控制DO浓度在5.3 mg/L;流量在5 L/d的条件下,该菌可以在反应器中大量繁殖,且在7~37 d内氮去除率26.8%^[63].刘雪洁用接种了好氧反硝化菌(假单胞菌属施氏假单胞菌)的膜生物反应器(SBR)处理含氮废水,控制条件在C/N为10,DO浓度小于2 mg/L,水力停留时间(HRT)为24 h下,运行稳定后COD去除率可以达到100%,TN去除率稳定分布在30%~40%之间,平均36.83%^[64].Yang等将分离得到的好氧反硝化菌 *Acinetobacter junii* YB接种到SBR池中处理高氮废水,采用HRT为24 h、污泥保留时间20 d、每12 h循环的控制条件,并与空白对照组对比,发现接种了好氧反硝化菌的实验组的 NH_4^+-N 去除率相比空白组从93.75%提高到99.71%,TN去除率则从75.89%提高到94.29%^[65].可以看出,好氧反硝化菌应用于活性污泥法处理污水取得了一定效果,不过由于固定化等不足,在实验室小试中,活性污泥法总的来看比生物膜法在脱氮效果方面略显不足.由于活性污泥法在大型污水处理方面的优势,好氧反硝化菌在活性污泥法方面的应用有着更广阔的前景,需要更进一步研究.

5.2 河湖原位修复

好氧反硝化不仅仅可以运用于污水生物处理,同样可以适用于河湖原位修复.丁炜等用河道型固定化生物膜反应装置原位修复微污染水体,投加好氧反硝化菌 *Pseudomonas* sp.菌剂后,硝氮积累明显减少,TN去除率提升10%左右^[66].针对贫营养微污染水源地水质脱氮,黄廷林等发明了扬水曝气-生物膜组合系统,其中投加好氧反硝化菌群制成的菌剂,装置运行期间硝氮、总氮、高锰酸盐指标(COD_{Mn})及总有机碳(TOC)去除率分别达到72.3%、71.3%、32.3%及34.8%,稳定期水质满足地表水环境III类水标准要求^[67].相比于污水处理,河湖原位修复的环境条件更多样,不可控性也增加,不同的环境条件需要与之相适应的不同的好氧反硝化菌,同时在自然环境中,对好氧反硝化菌的竞争性和处理效果的稳定性要求更高.

6 存在问题与展望

目前的研究表明,好氧反硝化菌在自然界中广泛存在,研究人员也分离出了多株高效脱氮的好氧反硝化菌,对水质条件及水质变化耐受性强,可利用碳源多,可以实现同步硝化反硝化,在工程应用方面极具价值和前景.随着对好氧反硝化菌的研究深入,好氧反硝化菌在生物脱氮方面表现出良好的优势和潜力,但在脱氮效果稳定性、菌的固定化及温室气体排放等方面仍有待进一步研究.

(1) 目前对好氧反硝化菌剂的研究主要在液体菌剂阶段,液体菌剂不利于长期保存,而固体菌剂例如粉末和胶囊在工程中更方便使用,这可以作为好氧反硝化菌剂研究的一个重点方向.

(2) 好氧反硝化的实现使得同步硝化反硝化成为现实,但两者的作用机理关系并不相同,仍有待探究.

(3) 在研究好氧反硝化菌适用的碳源方面,尝试筛选出更廉价易得的碳源来替代实验室常用碳源,提高好氧反硝化菌在这些碳源下的脱氮效率,降低应用成本.

(4) 好氧反硝化装置效果稳定性问题及菌的固定化问题有待进一步研究.

(5) 目前的研究集中在模拟废水的小试,与实际废水和小规模工程应用仍有较大差距.

[参 考 文 献]

- [1] AHN Y H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review [J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(8): 1709-1721.
- [2] MEIBERG J B M. Effect of dissolved oxygen tension on the metabolism of methylated amines in *hyphomicrobium* x in the absence and presence of nitrate evidence for aerobic denitrification [J]. *J Gen Microbiol*, 1980, 120(2): 453-463.
- [3] ROBERTSON L A, VAN NIEL E W, TORREMANS R A, et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of thiosphaera pantotropha [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54(11): 2812-2818.
- [4] 李平, 张山, 刘德立. 细菌好氧反硝化研究进展 [J]. *微生物学杂志*, 2005(1): 60-64.
- [5] 丁炜, 朱亮, 徐京, 等. 好氧反硝化菌及其在生物处理与修复中的应用研究进展 [J]. *应用与环境生物学报*, 2011(6): 923-929.
- [6] PATUREAU D, BERNET N, DELGENES J P, 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.
- [7] HONDA N, HIRAI M, ANO T, et al. Antifungal effect of a heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis* [J]. *Biotechnology Letters*, 1998, 20(7): 703-705.
- [8] FRETTE L, GEJLSBJERG B, WESTERMANN P. Aerobic denitrifiers isolated from an alternating activated sludge system [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 1997, 24(4): 363-370.
- [9] 孔庆鑫. 一株新型脱氮微生物的分离鉴定及其脱氮机制 [D]. 北京: 解放军军事医学科学院, 中国人民解放军军事医学科学院, 2004.
- [10] 李秀婷, 徐国华, 汪苹, 等. 好氧反硝化菌的分离及脱氮特性研究 [J]. *食品工业科技*, 2010(5): 127-130.
- [11] 李卓棣. 农业微生物学实验技术 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1996.
- [12] 乔楠, 刘文超, 张贺. 一株好氧反硝化菌的异养硝化及脱氮性能 [J]. *化工进展*, 2010(4): 767-771.
- [13] 周立祥, 黄峰源, 王世梅. 好氧反硝化菌的分离及其在土壤氮素转化过程中的作用 [J]. *土壤通报*, 2006, 3(43): 430-435.
- [14] 朱晓宇, 王世梅, 梁剑茹, 等. 两株高效好氧反硝化细菌的分离鉴定及其脱氮效率 [J]. *环境科学学报*, 2009(1): 111-117.
- [15] YAO S, NI J R, 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.
- [16] 黄廷林, 张丽娜, 张海涵, 等. 一株贫营养异养硝化-好氧反硝化菌的筛选及脱氮特性 [J]. *生态环境学报*, 2015(1): 113-120.
- [17] 王薇, 蔡祖聪, 钟文辉, 等. 好氧反硝化菌的研究进展 [J]. *应用生态学报*, 2007(11): 2618-2625.
- [18] REN X Y, YANG L, LIANG X. The characteristics of a novel heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium, *Acinetobacter junii* YB [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 171: 1-9.
- [19] HUANG X F, LI W G, ZHANG D Y, 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.
- [20] ZHAO B, HE Y L, HUGHES J, et al. Heterotrophic nitrogen removal by a newly isolated *Acinetobacter calcoaceticus* HNR [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(14): 5194-5200.
- [21] YAO S, NI J R, 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.
- [22] ZHENG M S, 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.
- [23] LI A, GAI Z, CUI D, et al. Genome sequence of a highly efficient aerobic denitrifying bacterium, *pseudomonas stutzeri* T13 [J]. *Journal of Bacteriology*, 2012, 194(20): 5720.
- [24] MA F, SUN Y L, LI A, et al. Activation of accumulated nitrite reduction by immobilized *Pseudomonas stutzeri* T13 during aerobic denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 187: 30-36.
- [25] GUO L Y, CHEN Q K, FANG F, et al. Application potential of a newly isolated indigenous aerobic denitrifier for nitrate and ammonium removal of eutrophic lake water [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 142: 45-51.
- [26] HUANG T L, GUO L, ZHANG H H, et al. Nitrogen-removal efficiency of a novel aerobic denitrifying bacterium, *Pseudomonas stutzeri* strain ZF31, isolated from a drinking-water reservoir [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 196: 209-216.
- [27] KIM M, JEONG S Y, YOON S J, et al. Aerobic denitrification of *Pseudomonas putida* AD-21 at different C/N ratios [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2008, 106(5): 498-502.
- [28] AHMAD N U D, XU H Y, CHEN L, et al. Enhanced biological nutrient removal by the alliance of a heterotrophic nitrifying strain with a nitrogen removing ecosystem [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(2): 216-223.
- [29] SU J J, LIU B Y, LIN J, et al. Isolation of an aerobic denitrifying bacterial strain NS-2 from the activated sludge of piggery wastewater treatment systems in Taiwan possessing denitrification under 92% oxygen atmosphere [J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2001, 91(5): 853-860.
- [30] YU X, JIANG Y M, HUANG H Y, et al. Simultaneous aerobic denitrification and Cr(VI) reduction by *Pseudomonas brassicacearum* LZ-4 in wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 221: 121-129.

- [31] HE T X, LI Z L, SUN Q, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Pseudomonas tolaasii* Y-11 without nitrite accumulation during nitrogen conversion [J]. Bioresource Technology, 2016, 200: 493-499.
- [32] CHEN Q, NI J R. Heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by novel isolated bacteria [J]. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 2011, 38(9): 1305-1310.
- [33] CHEN M X, WANG W C, 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.
- [34] SHI Z, ZHANG Y M, ZHOU J T, et al. Biological removal of nitrate and ammonium under aerobic atmosphere by *Paracoccus versutus* LYM [J]. Bioresource Technology, 2013, 148: 144-148.
- [35] ZHANG S S, SUN X B, FAN Y T, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Diaphorobacter polyhydroxybutyrativorans* SL-205 using poly (3-hydroxybutyrate- co -3-hydroxyvalerate) as the sole carbon source [J]. Bioresource Technology, 2017, 241: 500-507.
- [36] DUAN J M, FANG H D, 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.
- [37] LI Y T, WANG Y R, FU L, et al. Aerobic-heterotrophic nitrogen removal through nitrate reduction and ammonium assimilation by marine bacterium *Vibrio* sp. Y1-5 [J]. Bioresource Technology, 2017, 230: 103-111.
- [38] KALMBACH S, MANZ W, WECKE J, et al. *Aquabacterium* gen. nov., with description of *Aquabacterium citratiphilum* sp. nov., *Aquabacterium parvum* sp. nov. and *Aquabacterium commune* sp. nov., three in situ dominant bacterial species from the Berlin drinking water system [J]. International Journal of Systematic Bacteriology, 1999, 49 Pt 2: 769.
- [39] SUN Z Y, LYU Y K, LIU Y X, et al. Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a novel metal resistant bacterium *Cupriavidus* sp. S1 [J]. Bioresource Technology, 2016, 220: 142-150.
- [40] HE T X, XIE D T, LI Z L, et al. Ammonium stimulates nitrate reduction during simultaneous nitrification and denitrification process by *Arthrobacter arilaitensis* Y-10 [J]. Bioresource Technology, 2017, 239: 66-73.
- [41] MEDHI K, SINGHAL A, CHAUHAN D K, et al. Investigating the nitrification and denitrification kinetics under aerobic and anaerobic conditions by *Paracoccus denitrificans* ISTOD1 [J]. Bioresource Technology, 2017, 242: 334-343.
- [42] PADHI S K, TRIPATHY S, MOHANTY S, et al. Aerobic and heterotrophic nitrogen removal by *Enterobacter cloacae* CF-S27 with efficient utilization of hydroxylamine [J]. Bioresource Technology, 2017, 232: 285-296.
- [43] ROUT P R, BHUNIA P, DASH R R. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater using *Bacillus cereus* GS-5 strain exhibiting heterotrophic nitrification, aerobic denitrification and denitrifying phosphorous removal [J]. Bioresource Technology, 2017, 244: 484-495.
- [44] ZHANG Q L, LIU Y, AI G M, et al. The characteristics of a novel heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium, *Bacillus methylotrophicus* strain L7 [J]. Bioresource Technology, 2012, 108: 35-44.
- [45] KIM J K, PARK K J, CHO K S, et al. Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains [J]. Bioresource Technology, 2005, 96(17): 1897-1906.
- [46] LIU Y, AI G M, MIAO L L, et al. *Marinobacter* strain NNA5, a newly isolated and highly efficient aerobic denitrifier with zero N₂O emission [J]. Bioresource Technology, 2016, 206: 9-15.
- [47] ZHAO B, AN Q, HE Y L, et al. N₂O and N₂ production during heterotrophic nitrification by *Alcaligenes faecalis* strain NR [J]. Bioresource Technology, 2012, 116: 379-385.
- [48] ZHAO B, TIAN M, AN Q, et al. Characteristics of a heterotrophic nitrogen removal bacterium and its potential application on treatment of ammonium-rich wastewater [J]. Bioresource Technology, 2017, 226: 46-54.
- [49] PAI S L, CHONG N M, CHEN C M. Potential applications of aerobic denitrifying bacteria as bioagents in wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 1999, 68(2): 179-185.
- [50] PATUREAU D, ZUMSTEIN E, DELGENES J P, et al. Aerobic denitrifiers isolated from diverse natural and managed ecosystems [J]. Microbial Ecology, 2000, 39(2): 145-152.
- [51] SCHOLTEN E, LUKOW T, AULING G, et al. *Thauera mechernichensis* sp nov., an aerobic denitrifier from a leachate treatment plant [J]. International Journal of Systematic Bacteriology, 1999, 49(3): 1045-1051.
- [52] HUANG H K, TSENG S K. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2001, 55(1): 90-94.
- [53] TAYLOR S M, HE Y, ZHAO B, et al. Heterotrophic ammonium removal characteristics of an aerobic heterotrophic nitrifying-denitrifying bacterium, *Providencia rettgeri* YL [J]. J Environ Sci (China), 2009, 21(10): 1336-1341.
- [54] KONG Q X, WANG X W, JIN M, et al. Development and application of a novel and effective screening method for aerobic denitrifying bacteria [J]. Fems Microbiology Letters, 2006, 260(2): 150-155.
- [55] 黄菲菲. 异养硝化-好氧反硝化菌的筛选与脱氮性能研究 [D]. 南京: 南京理工大学, 2013.

- [17] 李振灵, 丁彦礼, 白少元, 等. 潜流人工湿地基质结构与微生物群落特征的相关性[J]. 环境科学, 2017, 38(9): 3713-3720.
- [18] SVEHLA P, JENICEK P, HABART J, et al. Use of the accumulation of nitrite in biological treatment of waste water[J]. Chemicke Listy, 2009, 103(3): 255.
- [19] 邓志强, 李旭辉, 阎百兴, 等. 富营养化水体中芦苇和菖蒲浮床氮净化能力比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(11): 2258-2263.
- [20] 魏佳明, 崔丽娟, 李伟, 等. 表流湿地细菌群落结构特征[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4357-4365.
- [21] TRUU M, JUHANSON J, TRUU J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands[J]. Science of The Total Environment, 2009, 407(13): 3958-3971.
- [22] XIN X, HE J, WANG Y, et al. Role of aeration intensity on performance and microbial community profiles in a sequencing batch reaction kettle (SBRK) for wastewater nutrients rapid removal[J]. Bioresource Technology, 2016, 201: 140-147.
- [23] 颜薇芝, 张汉强, 余从田, 等. 1 株异养硝化好氧反硝化不动杆菌的分离及脱氮性能[J]. 环境工程学报, 2017(7): 4419-4428.
- [24] HE Y, ZHOU G, ZHAO Y. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of "Old" landfill leachates[J]. Environmental Engineering Science, 2007, 24(8): 1084-1094.
- [25] CHEN Y, ZHAO Z, PENG Y, et al. Performance of a full-scale modified anaerobic/anoxic/oxic process: High-throughput sequence analysis of its microbial structures and their community functions[J]. Bioresource Technology, 2016, 220: 225-232.

(责任编辑: 张 晶)

(上接第 11 页)

- [56] BELL L C, RICHARDSON D J, FERGUSON S J. Periplasmic and membrane-bound respiratory nitrate reductases in *Thiosphaera pantotropha*. The periplasmic enzyme catalyzes the first step in aerobic denitrification [J]. FEBS letters, 1990, 265(1-2): 85-87.
- [57] KUMAR M, LIN J. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-Strategies and issues [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 178(1-3): 1-9.
- [58] BAEK S, YIN C, LEE S. Aerobic nitrate respiration by a newly isolated phenol-degrading bacterium, *Alcaligenes* strain P5 [J]. Biotechnology Letters, 2001, 23(8): 627-630.
- [59] CHEN Q, NI J R. Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2012, 113(5): 619-623.
- [60] 李佳. CRI 系统好氧反硝化脱氮实验研究 [D]. 成都: 西南交通大学, 2016.
- [61] 邓康, 黄少斌, 胡婷. 曝气生物滤池好氧反硝化脱氮的研究 [J]. 环境科学, 2010(12): 2945-2949.
- [62] XIA S Q, LI J X, WANG R C, et al. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry [J]. Biochemical Engineering Journal, 2010, 49(3): 370-378.
- [63] BOUCHEZ T, PATUREAU D, DELGENÈS J P, et al. Successful bacterial incorporation into activated sludge flocs using alginate [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(2): 1031-1032.
- [64] 刘雪洁. MBR 中异养硝化—好氧反硝化脱氮性能的研究 [D]. 辽宁 大连: 大连理工大学, 2014.
- [65] YANG L, REN Y X, LIANG X, et al. Nitrogen removal characteristics of a heterotrophic nitrifier *Acinetobacter junii* YB and its potential application for the treatment of high-strength nitrogenous wastewater [J]. Bioresource Technology, 2015, 193: 227-233.
- [66] 丁炜. 固定化微生物原位修复受污染饮用水源水研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [67] 黄廷林, 王莹, 李娜, 等. 原位投菌技术修复微污染源水的中试研究 [J]. 环境工程学报, 2012(7): 2256-2260.

(责任编辑: 张 晶)