

# Dominant Factors of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia (DNRA) in Activated Sludge System: A Comment

Xinyan Zhang<sup>1,2\*</sup>, Dangcong Peng<sup>2</sup>, Qiong Wan<sup>1</sup>, Kai Ju<sup>1</sup>, Na Wang<sup>1</sup>, Yan Zhang<sup>1</sup>

<sup>1</sup>School of Architecture and Civil Engineering, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an Shaanxi

<sup>2</sup>School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an Shaanxi

Email: [zhangxinyan126@163.com](mailto:zhangxinyan126@163.com)

Received: Feb. 26<sup>th</sup>, 2018; accepted: Mar. 13<sup>th</sup>, 2018; published: Mar. 20<sup>th</sup>, 2018

---

## Abstract

Ammoniation-nitrification-denitrification is always the main way to remove nitrogen from wastewater for activated sludge. However, the theory neglects the impact of dissimilatory nitrate reduction to ammonia (DNRA) during nitrogen removal process. The review presents the impacts of DNRA on nitrogen removal, main mechanisms of major substrate and environmental factors on DNRA, and species identification. The main impact of C/N, types and concentration of carbon source, sulfide, Fe<sup>2+</sup>, cathode potentials *et al.* on DNRA is that could change the value of electron donor/electron acceptor. Then supply of electron donor/electron acceptor, nitrogen source, pH and temperature were identified as key environmental controls that whether nitrate will be reduced through DNRA, denitrification or Anammox. Further studies focus on the competitive mechanism of DNRA and denitrification, community structure, interaction of substrate and environmental factors, signal transfer between microbial population as well as other nitrogen transformation process decoupling in activated sludge system and other biosocial nitrogen removal.

## Keywords

Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia (DNRA), Biological Nitrogen Removal, Activated Sludge, Nitrogen Transformation Path

---

# 活性污泥中硝酸盐异化还原成铵(DNRA)过程及其影响因素

张新艳<sup>1,2\*</sup>, 彭党聪<sup>2</sup>, 万琼<sup>1</sup>, 鞠凯<sup>1</sup>, 王娜<sup>1</sup>, 张岩<sup>1</sup>

\*通讯作者。

<sup>1</sup>西安科技大学, 建筑与土木工程学院, 陕西 西安

<sup>2</sup>西安建筑科技大学, 环境与市政工程学院, 陕西 西安

Email: zhangxinyan126@163.com

收稿日期: 2018年2月26日; 录用日期: 2018年3月13日; 发布日期: 2018年3月20日

## 摘要

现有理论认为氨化-硝化-反硝化是活性污泥生物脱氮的主要途径,忽略了硝态氮异化还原成铵(DNRA)作用。本文从DNRA作用对脱氮的影响、DNRA的主要影响因素、菌属及种群鉴定等方面进行综述,阐述了C/N、碳源种类和浓度、硫化物、 $\text{Fe}^{2+}$ 、阴极电压等对DNRA的影响根本原因是电子供体和电子受体的比例问题,影响DNRA与反硝化及Anammox过程竞争的主要因素是电子供体/电子受体、氮源种类、污泥龄、温度和pH,提出了今后应在活性污泥生物脱氮系统对DNRA与反硝化的竞争机理、二者在各工艺系统中的种群丰度、基质和环境因素交互作用、微生物种群间信号传递以及其他氮素转化过程耦联等方面亟需深入研究。

## 关键词

硝酸盐异化还原成铵(DNRA), 生物脱氮, 活性污泥, 氮的转化途径

Copyright © 2018 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



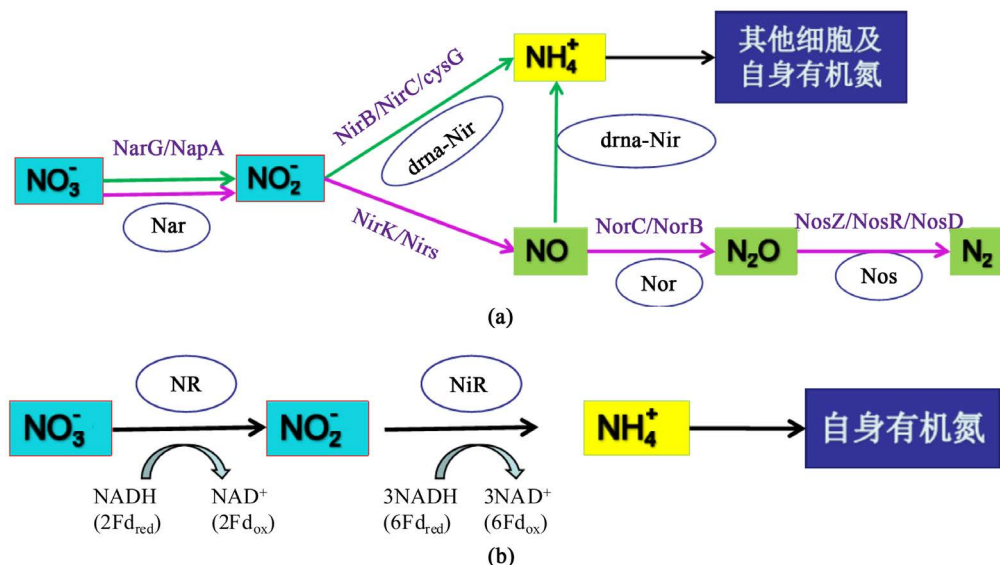
Open Access

## 1. 引言

活性污泥法生物脱氮主要是通过氨化-硝化-反硝化将污水中各种形式的氮转化为氮气逸出。硝态氮在污水生物处理系统中的转化途径主要有3种:一是通过反硝化作用转化为氮气,实现污水脱氮以及氮的循环(如图1(a));二是通过硝态氮异化还原成铵(Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia, DNRA)作用转化为氨(如图1(a));三是通过硝态氮同化(Nitrate Assimilation, NA)作用转化为细胞(活性污泥)组分(蛋白质)(如图1(b))。其中第一种和第三种途径是污水生物脱氮的目标,需要强化,而在生长所需氮源充足的情况下,第二种途径应尽量避免。目前的研究普遍认为,脱氮效率不高的主要因素是反硝化碳源不足,缺氧和厌氧停留时间过短,导致反硝化不彻底。张新艳、郭瑜等研究中发现[1][2],DNRA作用普遍存在于活性污泥系统和其他生物脱氮系统中[3],这种现象之前也被Kaspar和Flippin证实[4][5],应对DNRA在活性污泥法中扮演的角色和地位进行深入研究,丰富生物脱氮机理。

## 2. 活性污泥中DNRA作用的研究意义

DNRA反应过程如图1所示,细菌通过硝态氮异化还原酶NaR将 $\text{NO}_3^-$ 转化为 $\text{NO}_2^-$ ,再通过亚硝态氮还原酶(NiR)将 $\text{NO}_2^-$ 还原为 $\text{NH}_4^+$ 。DNRA中亚硝态氮还原酶NiR酶是一种胞浆周围酶,由nrfA基因编码,而非反硝化细菌中的NirS基因酶编码。Darwin等人(1993)[6]发现,细菌在有氧生长过程中,nrfA启动子的表现几乎完全被抑制,在没有亚硝态氮或硝态氮的无氧生长过程中部分诱导,只有在亚硝态氮的无氧生长过程中才被完全诱导。通过DNRA过程生成的 $\text{NH}_4^+$ 既可以为DNRA细菌提供生长所需氮源,



**Figure 1.** Mechanism of nitrate transformation pathways: (a) Denitrification and DNRA; (b) Assimilatory  
**图 1.** 硝态氮代谢途径及主要机理: (a) 反硝化作用和硝酸盐异化还原成铵(DNRA)作用; (b) 同化作用

又可以将释放到胞外, 其他细菌在生长氮源( $\text{NH}_4^+$ )缺乏的时候, 可以利用产生的  $\text{NH}_4^+$  进行生长。

活性污泥法是污水处理中普遍应用的一种方法, 对于三段法的反硝化部分、高硝态氮工业废水处理等区域, 氨氮作为微生物生长常用的氮源十分缺乏。三段法包括除碳、硝化和反硝化三部分, 分别有相应的沉淀池和污泥回流系统, 三个系统独立运行。用于脱氮的后置反硝化工艺, 通常会遇到碳源和氮源不足的问题, 需要投加氨氮作为氮源、甲醇作为碳源以保证微生物生长及反硝化。国防工业炸药、多晶硅电池等工业废水含有高浓度的硝态氮, 几乎没有氨氮, 常采用活性污泥法进行废水处理, 需要投加氨氮维持活性污泥的正常生长。陈海蓉等人[7]和杜丽平等[8]以硝态氮为唯一氮源, 研究了温度、C/N、pH 等因素对污水活性污泥反硝化的影响, 发现温度和 C/N 对脱氮效果影响很大, 这些因素和 DNRA 作用有直接关系, 说明这些系统中存在 DNRA 作用, 通过关键因素的调整, 可以使一定比例的硝态氮发生 DNRA 作用产生氨, 为反硝化等功能菌正常生长提供氮源, 其余进行反硝化, 保证在较高的脱氮效率条件下, 节省氮源投加成本。从另一方面来讲, 在城市污水脱氮工艺中, 如果较多的  $\text{NO}_3^-$  不是通过反硝化从水体中去除, 而是通过 DNRA 作用转化为  $\text{NH}_4^+$ , 则会影响工艺的脱氮效率。因此, 控制硝态氮进行 DNRA 作用的比例的非常重要。

## 2. 硝酸盐异化还原成铵作用的菌属

DNRA 细菌包括专性厌氧、兼性厌氧、微嗜氧和好氧菌[9] [10] [11] [12], 这几种菌的电子传递链均不同, 其中以兼性厌氧菌较为普遍, 好氧菌以 *Bacillus* 较多, 而 *Bacillus* 的一些种是反硝化菌[13]。Burgin 和 Hamilton 证明异养菌和化能自养菌均有部分菌可以发生 DNRA 作用[13] [14], 黄灿等人发现, 真菌也能发生 DNRA 作用[15]。Seenivasagan 等人对硝态氮污染的地表水和土壤样品进行鉴别分析, 指出 77% 的菌属具有 DNRA 作用, 具有 DNRA 功能的细菌有肠杆菌科 Enterobacteriaceae (DW-27), *Bacillus* sp. (DS-29), *Bacillus* sp. (DS-31), *Bacillus* sp. (DS-45), *Bacillus* sp. (DS-46), and *Bacillus* sp. (DS-47) [16]等。Rajakumar 等人[17]和 Zhang 等人[18]研究证明芽孢杆菌属是 DNRA 的优势菌, 但芽孢杆菌中既有异养硝化菌, 又有好氧反硝化菌[19]。Castro-Barros *et al.* (2017)发现 Anammox 自养菌中 Candidatus “Brocadia

*fulgida*”可以发生 DNRA 作用,  $\text{NO}_3^-$  发生部分 DNRA 作用生成  $\text{NO}_2^-$ , 然后和  $\text{NH}_4^+$  发生 Anammox 作用, 即利用 DNRA-Anammox 联合作用脱氮[20]。Candidatus “*Brocadia fulgida*”在污水厂非常常见, 可以作为部分 DNRA-anammox 工艺的菌种。一些硫细菌具有 DNRA 功能[21] [22] [23], 化能无机自养细菌可以利用还原性硫化物作为电子供体, 还原  $\text{NO}_3^-$  为  $\text{NH}_4^+$  [24], DNRA 作用是硫细菌的一种次生代谢。具有  $\text{NO}_3^-$  储存功能的细菌主要有 *Thioploca*, *Beggiatoa* and *Thiomargarita* [25] [26], 而这种功能菌可能是海洋沉积物中广泛存在的一个特色[25]。因此, DNRA 细菌不但在缺氧环境中与反硝化作用竞争氮源, 还能存在于好氧和微好氧环境中, 影响硝化作用, 从整体上影响着生物脱氮效果。

与能够进行反硝化作用的细菌一样, 目前能够进行 DNRA 作用的细菌非常多, 能够进行 16rS 寡核苷酸鉴定的种群较少, 这给功能菌的鉴定带来了困难。研究者发现, 反硝化细菌和 DNRA 细菌可以通过功能基因(*nirs* 编码  $\text{NO}_2^-$  还原为  $\text{NO}$  的基因、*nosZ* 编码  $\text{N}_2\text{O}$  还原为  $\text{N}_2$  的基因和 *nirA* 编码  $\text{NO}_2^-$  还原为  $\text{NH}_4^+$  的基因)进行分子生物学鉴定。由于这种基因都是诱导性基因, 在一些富集反硝化或 DNRA 细菌的批式反应器中, 暂时改变环境条件, 即使在利于 DNRA 或反硝化的环境条件下, 也不能立即发生较高的反应速率[27] [28]。在批式试验中, 虽然 COD/N 值很高, 但是生长过程  $\text{NO}_3^-$  丰富, 系统不会发生 DNRA 过程[27]。van den Berg 等人(2015) [27]认为这些主要是因为不缺乏作为电子受体的  $\text{NO}_3^-$  所引起的。本研究认为, 由于反硝化及 DNRA 细菌的功能基因具有诱导性, 在一个连续稳定的适宜环境中能够诱导其功能基因, 观测到相应的反应; 在批式试验中则不容易诱导出来, 也不能被观测到。如果系统中原来就含有相当比例的 DNRA 及反硝化细菌, 改变其环境和基质条件(C/N)、温度和 pH 等, 则会使  $\text{NO}_3^-$  朝着有利于其微生物种群生存的环境条件方向转化[11] [12] [29]。

### 3. 硝酸盐异化还原成铵对系统脱氮的贡献

在 DNRA 作用对系统硝态氮转化途径贡献方面, 许多学者也进行了深入的研究(见表 1)。在国际方面, Huygens 等人报道在氮源缺乏的热带雨林中, DNRA 的速率是反硝化速率的三倍, 甚至 99%的氮通过 DNRA 途径还原[30]。Nizzoli 等人发现在低洼的湖泊中有 3%~15%的硝态氮发生 DNRA 作用, 远低于海底底泥(80%~100%) [31]。Chen 等人发现, 土壤含水率从 30%增加到 70%时, DNRA 过程还原的硝态氮占总氮的比例由 16.7%上升到 92.9% [32]。Mekala 和 Nambi 报道, 当土壤湿度达到 80%, 有机质丰富且还原性环境(C/N 为 5.53, ORP 为 -125 mV)时, DNRA 过程较为剧烈[33]。Zhang 等人研究发现在中碱性土壤中, 高达 98%的  $\text{NO}_3^-$  发生 DNRA 作用[34]。Winkler 等人的研究结果表明, Anammox 细菌可以有效地在环境温度下竞争 COD, 可以在 COD 较低的情况下有效地去除硝态氮[35]。Chen 等人研究了高山草地中 DNRA 作用, DNRA 作用不产生  $\text{N}_2\text{O}$ , 且对硝态氮的转化量是反硝化作用的 1/3 [36]。Baggs 等人报道 DNRA 作用也会产生  $\text{N}_2\text{O}$  气体[37], 其产生量远低于反硝化过程。在国内方面, 邓峰煜等人报道长江口 DNRA 过程占硝态氮总还原量的 3%~45% [29]。林啸等人研究了河口区氮循环, 硝态氮消耗以反硝化为主,  $\text{N}_2\text{O}$  的产生主要是反硝化和 DNRA 过程的贡献, 而在长江口滨岸沉积物-水气界面  $\text{N}_2\text{O}$  的排放可能主要是 DNRA 的贡献[38]。贺纪正和张丽梅报道 DNRA-Anammox 耦合作用导致的土壤中氮损失较多[39]。陈韬等人研究了生物滞留系统中  $\text{NO}_3^-$  转化途径, 在有、无丹麦当下, 反硝化、DNRA、微生物  $\text{NO}_3^-$  同化和植物吸收分别占到总硝态氮量的 32.7%、10.4%、24.2%、12.3%和 21.6%、19.5%、19.4%、0% [40]。以上研究均是生态系统中的 DNRA 过程, 在污水生物处理方面, 也有部分学者展开了研究。Scott 等人报道在人工淡水湿地中, DNRA 过程占硝态氮总量的 5%~15% [41], 而 Jahangir 等人发现在地下水下方的人工湿地里, DNRA 和反硝化分别还原了 40%~63%和 14%~16%进水中的  $\text{NO}_3^-$  [3]。Xie 等人研究了厌氧酸化反应器中反硝化和 DNRA 对酸化作用的影响, 发现当 C/N 从 30 增加到 152 时, 通过反硝化作用去除的硝态氮从 85.5%降到 43.7%, 而 DNRA 作用从 14.5%增加到 56.3%; 当 C/N 为 50 时, DNRA



**Table 1.** Contribution of DNRA to the total  $\text{NO}_3^-$  reduction in various biological environments**表 1.** 不同生态环境条件下 DNRA 过程对系统  $\text{NO}_3^-$  还原的贡献

Lcation	DNRA contribution to total $\text{NO}_3^-$ reduction (%)	reference
氮源缺乏的热带雨林	75%~99%	Huygens <i>et al.</i> , 2007 [30]
人工淡水湿地	5%~15%	Scott <i>et al.</i> , 2008 [40]
低洼的湖泊	3%~15%	Nizzoli <i>et al.</i> , 2010 [31]
海底底泥	80%~100%	Karlson <i>et al.</i> , 2005 [46]
大陆架	<0.02%	Trimmer and Nicholls, 2009 [47]
海湾	43%~68% 4%~11%	Gardner <i>et al.</i> , 2006 [48] Hou <i>et al.</i> , 2012 [49]
土壤	16.7%~92.9%	Chen <i>et al.</i> , 2015 [32] [36]
厌氧酸化反应器	14.5%~56.3%	Xie <i>et al.</i> , 2015 [42]
河底底泥	3%~45%	邓峰煜, 2016 [29]
氮缺乏的活性污泥系统	12%~13%	张新艳, 2014 [1]
红树林	12%~99%	Fernandes <i>et al.</i> , 2012 [50]; Molnal <i>et al.</i> , 2013 [51]
中国东海大陆架	26 (20~31)	Song <i>et al.</i> , 2013 [52]
中碱性大米田地	98	Zhang <i>et al.</i> , 2015 [34]
湖泊底泥	98	Gilbert <i>et al.</i> , 1997 [53]
河口	11~91	Dong <i>et al.</i> , 2009, 2011 [54] [55]

与反硝化速率的比例为 0.6 [42]。Zhang 等人研究了阴极电位对 DNRA 作用的影响，在初始  $\text{NO}_3^-$  浓度为 100 mg/L，阴极电位从 -0.3 降到 -1.1 V 时，DNRA 进水中  $\text{NO}_3^-$  的转化率从 10.76 上升到 35.06%，反硝化转化了进水  $\text{NO}_3^-$  总量的 63.42 降到 44.33% [43]。在张新艳等人研究表明在 COD 为 1400 mg/L，硝态氮为 250 mg/L 时的活性污泥缺氧/好氧(A/O)系统和完全缺氧系统中，如图 2 所示，12%~13%的硝态氮通过 DNRA 作用生成氨氮，然后被其他细菌转化为细胞中的有机氮，84%~87%的硝态氮通过反硝化作用去除 [1]。以上结果表明在较低的 C/N (5.6)下，系统中 12%~13%的硝态氮发生 DNRA 作用。如果进一步提高 C/N 或改变其他环境条件，DNRA 对脱氮的影响可能会增加。因此活性污泥系统中 DNRA 作用并不能忽略，亟需进一步深入研究。

Tiedge 等人报道细菌发生 DNRA 作用可以形成氨氮供细胞合成，提高环境 pH 值，去除发酵过程形成的有害物质[44]。而陶怡乐等人报道 DNRA 过程主要目的不是进一步将产生的氨转化为供自身利用的有机氮，而是产能和减少对细胞有毒害作用的  $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$  [45]。DNRA 过程合成  $\text{NH}_4^+$  是否用于细胞合成取决于群体生存机制，如果微生物群体缺少生存所需氮源( $\text{NH}_4^+$ )，即使环境因子不太适合，DNRA 细菌也会优先合成  $\text{NH}_4^+$ 供自身及其他细菌生长。

#### 4. 硝态氮异化还原成铵作用的影响因素

长期以来，国内外学者对海洋、河流、湖泊等地表水以及土壤中 DNRA 作用的影响因素进行了大量的研究。研究者普遍认为 DNRA 与环境因素关系密切，C/N 比、pH、亚硝态氮和硝态氮浓度、土壤中的含水率、有机物(脂肪酸)的种类和浓度、温度、 $\text{Fe}^{2+}$ 和硫化物浓度等均是影响反硝化和 DNRA 竞争的因素 [10] [36] [39] [45] [56]。有机物和  $\text{NO}_3^-$  负荷以及温度是 Annomox、反硝化和 DNRA 这三种过程竞争主要

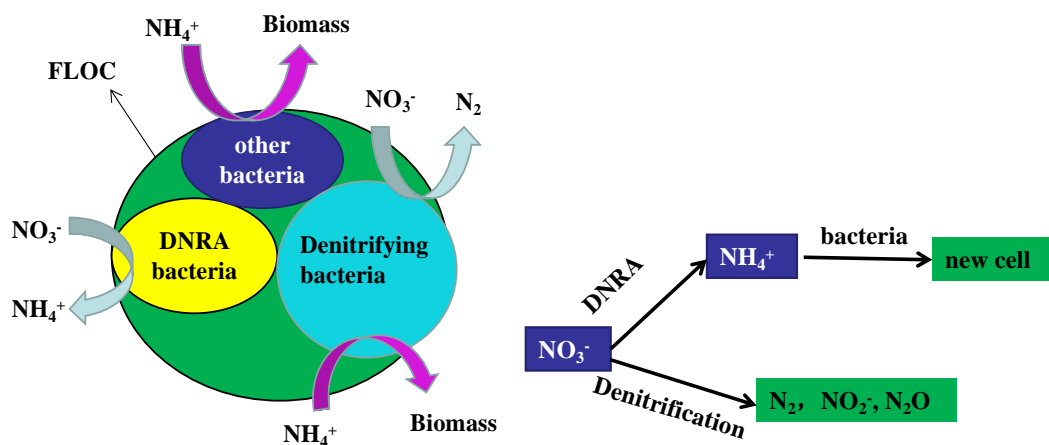


Figure 2. Reduction pathways of  $\text{NO}_3^-$  in denitrifying activated sludge

图 2. 活性污泥反硝化系统中硝态氮转化途径

影响因素[12] [57], 调整 C/N 能够有效控制  $\text{NO}_3^-$  的主要转化途径在这三种反应中切换。

Anammox 系统中 C/N 为 1.1 时, 发生部分 DNRA, 厌氧氨氧化细菌将  $\text{NO}_3^-$  转化为  $\text{NO}_2^-$ ; 在 C/N 为 0.6 时, 发生自养完全 DNRA 作用[20]。当  $\text{NH}_4^+$  存在时, 会抑制 DNRA 作用将  $\text{NO}_3^-$  转化为  $\text{NH}_4^+$ , 而是转化为  $\text{NO}_2^-$ 。当无  $\text{NH}_4^+$  存在时, Anammox 细菌会将  $\text{NO}_3^-$  转化为  $\text{NH}_4^+$ , 即刻被利用[58]。(当 COD/N 为 7.7 时, 90% 的  $\text{NO}_3^-$  发生 DNRA 作用, 而 10% 的  $\text{NO}_3^-$  发生反硝化作用。C/N 较高,  $\text{NO}_3^-$  浓度也较高时, 占优势的仍然是反硝化作用。 $\text{NO}_3^-$  缺乏是 DNRA 作用占优势的制约因素[27]。 $\text{NO}_3^-$  缺乏成为制约系统种群生长的因素(即生长基质)时, DNRA 转为优势菌, 微生物竞争的是生存限制性基质  $\text{NO}_3^-$  及基质亲和力  $\mu_{\max}/K_s$  [59] [60]。

Schmidt 等人发现, DNRA 过程的产物氨氮浓度与土壤中 C/N 比、孔隙率和亚硝态氮浓度成正比, 尤其是小分子有机物, 有利于 DNRA 作用[61]。提高 C/N、碳源丰富、增加小分子碳源有助于提高 DNRA 作用的发生势, DNRA 速率明显加快[62] [63] [64]。Fazzolari 等人报道碳源丰富(C/N 大于 4)有利于 DNRA 作用[62], 韦宗敏报道在 C/N 为 2~10 时, DNRA 都可以发生[13]。

氮源条件也是影响 DNRA 作用的重要因素。氨氮存在条件下,  $\text{NO}_2^-$  转化为  $\text{NH}_4^+$  要比  $\text{NO}_3^-$  转化为  $\text{NO}_2^-$  困难(得到较多的电子), 因此反硝化异养菌会占优势[27] [65] [66] [67]。在生长氮源( $\text{NH}_4^+$ )长期缺乏的环境, 即使环境条件(电子受体、pH 和温度)不利于 DNRA 过程, 也会诱导部分  $\text{NO}_3^-$  发生 DNRA 作用 [1], 这主要是微生物群体生存机制导致的, 而且微生物会利用胞外环境中一切可以利用的  $\text{NH}_4^+$  合成细胞物质。当 C/N 较低时, 氮源由  $\text{NO}_3^-$  代替  $\text{NO}_2^-$  时, Anammox 细菌会对  $\text{NO}_2^-$  的竞争占相对优势[27] [68], 反之, 反硝化对  $\text{NO}_3^-$  的竞争占优势[20]。以  $\text{NO}_3^-$  为最终电子受体时, DNRA 作用处于优势; 而以  $\text{NO}_2^-$  为最终电子受体时, 反硝化处于优势; 即使在发酵基质和硫化物存在条件下, 低 pH 值环境或还原铜环境条件下, 反硝化也占优势[12]。Kraft 等人研究发现较低的污泥龄有利于反硝化作用, 而较长的污泥龄则有利于 DNRA 作用。但是经过长时间的演变, 反硝化作用重新成为优势。当进一步延长污泥龄, DNRA 作用又重新成为优势[10]。这些研究者认为反硝化细菌与 DNRA 细菌竞争同样的基质, 有相同的硝酸盐还原酶(NapAB), 因此对于硝态氮具有相近的亲和力, 世代时间不同导致两种细菌对亚硝态氮代谢稍有差异[10]。如图 1 所示, 亚硝态氮如果进行反硝化作用只需 3 个电子, 而进行 DNRA 作用则需要 6 个电子, 在多种电子供体的环境中, 亚硝态氮还原酶(Nir)受到电子供应瓶颈(基质亲和力  $\mu_{\max}/K_s$ )的影响, 这是 DNRA 速率较低的主要原因。

蒋然和李召旭认为高盐环境下的沉积物中更有利于 DNRA 作用[69]。Laverman 等人(2007) [70]和 Gibling 等人(2010) [71]也证明, 高盐环境有利于 DNRA 作用, 但盐度对 DNRA 作用的影响的机理至今还不清楚。普遍的理论认为,  $\text{SO}_4^{2-}$  在高盐环境下经硫酸盐还原菌转化为低价态硫和硫化物。当硫化物为电子供体时, 提高硫化物浓度或改变 pH 值, 会降低  $\text{NO}_2^-$  产生速率, 从而使 DNRA 作用优于反硝化作用。部分硫细菌和铁细菌利用硫化物和二价铁为 DNRA 过程提供电子, 从而促进 DNRA 作用[48] [49] [72] [73] [74]。Brundet & Garcia-Gil (1996)报道, 当悬浮液中  $\text{NO}_3^-$  和各种形式的硫化物比较充足的情况下,  $\text{NH}_4^+$  产生的速率与  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{H}_2\text{S}$  消耗的速率一致[75], 导致  $\text{NO}_3^-$  浓度较低, 且硫化物还能为 DNRA 作用提供电子供体, 尽管 DNRA 的半饱和常数  $K_m$  高于反硝化细菌, DNRA 仍处于优势[76]。

Zhang 等人利用电解方法产生电子, 研究 DNRA 和反硝化的竞争, 发现当提高阴极电压(即增加电子供体)时, 芽孢杆菌的 DNRA 作用增强, 反硝化作用减弱; 增加硝态氮浓度, DNRA 作用减弱, 反硝化作用增强[43]。韦宗敏报道, 碳源不同, DNRA 作用所对应的最佳 C/N 不同(琥珀酸钠、柠檬酸钠和酒石酸钾钠为碳源时) [11], 碳源的氧化状态与 DNRA 过程所适宜的 C/N 有关。

Matheson 等人认为高 C/N 比导致系统 DO 及氧化还原电位(ORP)发生改变, 而 ORP 是依靠曝气( $\text{N}_2/\text{O}_2$ )来改变, 因此 ORP 才是 DNRA 发生的根本因素[77]。还原性环境(多数是有机物较多, 电子受体较少导致)、低 DO、高 C/N 比, 氮源缺乏、降低阴极电位、有硫化物及  $\text{Fe}^{2+}$  存在, 均是使基质中的电子供体增加, 降低  $\text{NO}_3^-$  得电子的屏障, 促进  $\text{NO}_3^-$  向电子转移更多的途径即 DNRA 作用发展。从另外一方面来说, 即使有机物不甚丰富, 电子供体增加(可以通过减少  $\text{NO}_3^-$ 、降低阴极电位、添加硫化物及  $\text{Fe}^{2+}$ , 降低环境 DO), 可以有效地增加 DNRA 细菌竞争电子的能力, 降低适宜 DNRA 过程的最低 C/N 值。

因此, 影响 DNRA 与 Anammox 及反硝化竞争优劣的主要因素是电子供体、温度和 pH。温度和 pH 均与酶最佳活性的环境条件相关。DNRA 作用在亚热带河口、海洋区域占绝对优势[47] [48] [49] [50]。殷士学报道 DNRA 过程可以发生于 pH 5.0~8.0 之间的环境中[13], 而韦宗敏报道 DNRA 过程在 pH 6.0~10.0 都可以发生, 在 7.0 时速率达到最高[11]。DNRA 作用在 30°C 达到最高, Anammox 和反硝化过程的最佳温度分别是 12°C 和 24°C [11]。

## 5. 问题和展望

DNRA 作用的研究多集中在生态环境中如河流、湖泊和海洋等地表水底泥和土壤及消化污泥中, 在活性污泥脱氮系统及其他生物脱氮系统中研究较少。如  $\text{A}^2\text{O}$  系统中的厌氧池和氧化沟工艺前段的厌氧选择池, 有较高的有机物浓度及回流污泥带来的少量的  $\text{NO}_3^-$ , 具有较高的 C/N; 在电池、炸药等工业废水生物处理中, 有较高的有机物及  $\text{NO}_3^-$ , 缺少细菌生长所需的氮源(氨氮)。因此, 活性污泥系统中存在较多的适宜 DNRA 细菌生存的环境, DNRA 过程对硝态氮的转化率能够达到 12% 以上, 因此对于提高活性污泥的脱氮效率, DNRA 作用不可忽略, 亟待深入细致的研究。

1) 尽管关于 DNRA 在自然生态系统中报道较多, 但这些影响因素对于活性污泥及其他生物脱氮系统中 DNRA 作用是否适用、因素之间交互机制、对 DNRA、Anammox 和反硝化细菌影响的根本原因还未探讨清楚, 可以通过建立富集 DNRA 细菌的反应器, 进一步研究氮的转化途径的控制策略, 必要时通过生物添加来提高脱氮效率, 降低氮源投加成本。

2) 尽管有关于 DNRA 污泥的富集培养、脱氮除碳性能和污泥组分等相关报道, 但是 DNRA 污泥的性质研究还不全面, DNRA 污泥微观结构、种群分布、DNRA 细菌与其他细菌之间是否存在协同作用及微生物之间的信号传递、DNRA 细菌在不同环境中是否还扮演其他功能菌等方面, 亟待进一步研究。

3) DNRA 过程在一些污水处理单元, 如人工湿地、污泥消化、厌氧酸化反应器及反硝化系统中有一些报道, DNRA 细菌和反硝化细菌在活性污泥系统及其他生物脱氮系统中的种群丰度鲜有报道, DNRA

作用在各种生物脱氮系统的贡献也不清楚,因此 DNRA 过程在活性污泥法各处理单元对脱氮的影响仍需要更多的研究。

## 基金项目

西安科技大学培育基金(2014039), 西安科技大学博士启动金(2015QDJ009), 国家自然科学基金(51509200)。

## 参考文献

- [1] 张新艳. 剩余污泥缺氧——好氧与单独好氧消化技术研究[D]: [博士学位论文]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
- [2] 郭瑜, 彭党聪, 张新艳, 等. 硝态氮为唯一氮源时异养微生物增长特性[J]. 环境工程学报, 2014, 8(3): 882-886.
- [3] Jahangir, M.M.R., Fenton, O., Müller, C., Harrington, R., Johnston, P. and Richards, K.G. (2017) *In Situ* Denitrification and DNRA Rates in Groundwater Beneath an Integrated Constructed Wetland. *Water Research*, **111**, 254-264. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.015>
- [4] Kaspar, H.F., Tiedje, J.M. and Firestone, R.B. (1981) Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in Digested Sludge. *Canadian Journal of Microbiology*, **27**, 878-885. <https://doi.org/10.1139/m81-139>
- [5] Flippin, T.H., Moye, D. and Eckenfelder, W.W. (2002) Benefits of Using Nitrate as Nutrient in Activated Sludge Treatment System in Proceedings of the Water Environment Federation, Industrial Wastes. Water Environment Federation.
- [6] Darwin, A., Hussain, H., Griffiths, L., Grove, J., Sambongi, Y., Busby, S. and Cole, J. (1993) Regulation and Sequence of the Structural Gene for Cytochrome C552 from *Escherichia coli*: Not a Hexahaem but a 50kDa Tetrahaem Nitrite Reductase. *Molecular Microbiology*, **9**, 1255-1265. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.1993.tb01255.x>
- [7] 陈海蓉, 陆曦, 孙晓丹, 徐炎华. 多晶硅电池硝氮废水的处理工艺[J]. 南京工业大学学报(自然科学版), 2010, 32(3): 83-87.
- [8] 杜丽平, 闻建平, 张涛, 吕箐. 反硝化处理硝氮废水的动力学研究 [J]. 化工环保, 2003, 23(1): 1-6.
- [9] Sgouridis, F., Heppell, C.M., Wharton, G., Lansdown, K. and Trimmer, M. (2011) Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) in a Temperate Re-Connected Floodplain. *Water Research*, **45**, 4909-4922. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.037>
- [10] Kraft, B., Tegetmeyer, H.E., Sharma, R., Klotz, M.G., Ferdelman, T.G., Hettich, R.L., Geelhoed, J.S. and Strous, M. (2014) Nitrogen Cycling the Environmental Controls That Govern the End Product of Bacteria Nitrate Respiration. *Science*, **345**, 676-679. <https://doi.org/10.1126/science.1254070>
- [11] 韦宗敏. 微好氧环境中硝酸盐异化还原为铵的影响研究[D]: [硕士学位论文]. 广州: 华南理工大学, 2012.
- [12] 刘佳. 微生物好氧硝酸盐还原产铵研究[D]: [硕士学位论文]. 成都: 四川大学, 2007.
- [13] 殷士学, 沈其荣. 缺氧土壤中硝态氮还原菌的生理生态特征[J]. 土壤学报, 2003, 40(4): 624-630.
- [14] Burgin, A.J. and Hamilton, S.K. (2007) Have We Overemphasized the Role of Denitrification in Aquatic Ecosystems? A Review of Nitrate Removal Pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**, 89-96. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[89:HWOTRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[89:HWOTRO]2.0.CO;2)
- [15] 黄灿, 何清明, 鄢红东, 等. 真菌异化硝酸盐还原机理的研究进展[J]. 微生物学通报, 2009, 36(7): 1052-1057.
- [16] Seenivasagan, R., Rajakumar, S., Kasimani, R. and Ayyasamy, P.M. (2014) Screening of Assimilatory and Dissimilatory Denitrifying Microbes Isolated From Nitrate-Contaminated Water And Soil. *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, **44**, 586-597. <https://doi.org/10.1080/10826068.2013.835734>
- [17] Rajakumar, S., Ayyasamy, P.M., Shanthi, K., Thavamani, P., Velmurugan, P., Song, Y.C. and Lakshmanaperumalsamy, P. (2008) Nitrate Removal Efficiency of Bacterial Consortium (*Pseudomonas* sp. KW1 and *Bacillus* sp. YW4) in Synthetic Nitrate-Rich Water. *Journal of Hazardous Materials*, **157**, 553-563. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.020>
- [18] Zhang, W., Li, X., Liu, T. and Li, F. (2012) Enhanced Nitrate Reduction and Current Generation by *Bacillus* sp. in the Presence of Iron Oxides. *Journal of Soils Sediments*, **12**, 354-365. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0460-2>
- [19] Jiao-Tong, S. (2009) Nitrogen Removal through Heterotrophic Nitrification and Aerobic Denitrification by Heterotrophic Nitrifier of *Bacillus* sp. LY. *3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2009*, Beijing, 11-13 June 2009, 1-605.
- [20] Castro-Barros, C.M., Jia, M., van Loosdrecht, M.C.M., Volcke, E.I.P. and Winkler, M.K.H (2017). Evaluating the Po-



- tential for Dissimilatory Nitrate Reduction by Anammox Bacteria for Municipal Wastewater Treatment. *Bioresource Technology*, **233**, 363-372. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.063>
- [21] King, D. and Nedwell, D.B. (1985) The Influence of Nitrate Concentration upon the End-Products of Nitrate Dissimilation by Bacteria in Anaerobic Salt Marsh Sediment. *FEMS Microbiology Ecology*, **1**, 23-28. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.1985.tb01127.x>
- [22] Jørgensen, K.S. (1989) Annual Pattern of Denitrification and Nitrate Ammonification in Estuarine Sediment. *Applied Environmental Microbiology*, **55**, 1841-1847.
- [23] Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N. and Sloth, N.P. (1996) Nitrification, Denitrification, and Nitrate Ammonification in Sediments of Two Coastal Lagoons in Southern France. *Hydrobiologia*, **329**, 133-141. <https://doi.org/10.1007/BF00034553>
- [24] Schedel, M. and Truper, H.G. (1980) Anaerobic Oxidation of Thiosulfate and Elemental Sulfur in *Thiobacillus denitrificans*. *Archives of Microbiology*, **124**, 205-210. <https://doi.org/10.1007/BF00427728>
- [25] Schulz, H.Z. and Jørgensen, B.B. (2001) Big Bacterica. *Annual Review of Microbiology*, **55**, 105-137. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.55.1.105>
- [26] Graco, M., Farias, L., Molina, V., Gutierrez, D. and Nielsen P.L. (2001) Massive Developments of Microbial Mats Following Phytoplankton Blooms in a Naturally Eutrophic Bay: Implication for Nitrogen Cycling. *Limnology and Oceanography*, **46**, 821-832. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.4.0821>
- [27] van den Berg, E.M., van Dongen, U., Abbas, B. and van Loosdrecht, M.C.M. (2015) Enrichment of DNRA Bacteria in a Continuous Culture. *International Society for Microbial Ecology*, **9**, 2153-2161. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.26>
- [28] Behrendt, A., Tarre, S., Beliaevski, M., Green, M., Klatt, J., De Beer, D., et al. (2014) Effect of High Electron Donor Supply on Dissimilatory Nitrate Reduction Pathways in a Bioreactor for Nitrate Removal. *Bioresource Technology*, **171**, 291-297. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.073>
- [29] 邓峰煜. 长江口硝酸盐异化还原过程及其影响因素研究[D]: [硕士学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2016.
- [30] Huygens, D., Rutting, T., Boeckx, P., Cleemput, O.V., Godoy, R. and Muller, C. (2007) Soil Nitrogen Conservation Mechanisms in a Pristine South Chilean *Nothofagus* Forest Ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**, 2448-2458. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.04.013>
- [31] Nizzoli, D., Carraro, E., Nigro, V. and Viaroli, P. (2010) Effect of Organic Enrichment and Thermal Regime on Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) in Hypolimnetic Sediments of Two Lowland Lakes. *Water Research*, **44**, 2715-2724. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.002>
- [32] Chen, Z., Ding, W., Xu, Y., Müller, C., Rütting, T., Yu, H., Fan, J., Zhang J. and Zhu T. (2015) Importance of Heterotrophic Nitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in a Cropland Soil: Evidences from a <sup>15</sup>N Tracing Study to Literature Synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, **91**, 65-75. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.026>
- [33] Mekala, C. and Nambi, M. (2017) Understanding the Hydrologic Control of N Cycle: Effect of Water Filled Pore on Heterotrophic Nitrification, Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium Mechanisms in Unsaturated Soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, **202**, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.04.005>
- [34] Zhang, J., Lan, T., Müller, C. and Cai, Z. (2015) Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) Plays an Important Role in Soil Nitrogen Conservation in Neutral and Alkaline But Not Acidic Rice Soil. *Soils Sediments*, **15**, 523-531. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1037-7>
- [35] Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R. and van Loosdrecht, M.C.M. (2012) Integration of Anammox into the Aerobic Granular Sludge Process for Main Stream Wastewater Treatment at Ambient Temperatures. *Water Research*, **46**, 136-144. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.034>
- [36] Chen, Z., Wang, C., Gschwendtner, S., Willibald, G., Unteregelsbacher, S., Lu, H., Kolar, A., Schloter, M., Butterbach-Bahl, K. and Dannenmann, M. (2015) Relationships between Denitrification Gene Expression, Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium and Nitrous Oxide and Dinitrogen Production in Montane Grassland Soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **87**, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.030>
- [37] Baggs, E.M. (2011) Soil Microbial Sources of Nitrous Oxide: Recent Advances in Knowledge, Emerging Challenges and Future Direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **3**, 321-327. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.011>
- [38] 林啸. 典型河口区氮循环过程和影响机制研究[D]: [博士学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2011.
- [39] 贺纪正, 张丽梅. 土壤氮素转化的关键微生物过程及机制[J]. 微生物学通报, 2013, 40(1): 98-108.
- [40] 陈韬, 邹子介, 李剑洋. 生物滞留系统中 N<sup>15</sup>O<sub>3</sub> 的迁移转化及丹麦草对此过程的影响研究[J]. 环境工程, 2017, 35(4): 60-64.

- [41] Scott, J.T., McCarthy, M.J., Gardner, W.S. and Doyle, R.D. (2008) Denitrification, Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium, and Nitrogen Fixation along a Nitrate Concentration Gradient in a Created Freshwater Wetland. *Biogeochemistry*, **87**, 99-111. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9171-6>
- [42] Xie, L., Ji, C., Wang, R. and Zhou, Q. (2015) Nitrate Reduction Pathway in an Anaerobic Acidification Reactor and Its Effect on Acid Fermentation. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **119**, 95-100. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2014.05.027>
- [43] Zhang, W., Zhang, Y., Su, W., Jiang, Y., Su, M., Gao, P. and Li, D. (2014) Effects of Cathode Potentials and Nitrate Concentrations on Dissimilatory Nitrate Reductions by *Pseudomonas alcaliphila* in Bioelectrochemical Systems. *Journal of Environmental Sciences*, **26**, 885-891. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60460-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60460-X)
- [44] Tiedje, J.M. (1988) Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium. John Wiley and Sons, New York, 210-212.
- [45] 陶怡乐, 温东辉. 细菌硝酸盐异化还原成铵过程及其在河口生态系统中潜在地位与影响[J]. 微生物学通报, 2016, 43(1): 172-181.
- [46] Karlson, K., Hulth, S., Ringdahl, K. and Rosenberg, R. (2005) Experimental Recolonisation of Baltic Sea Reduced Sediments: Survival of Benthic Macrofauna and Effects on Nutrient Cycling. *Marine Ecology Progress Series*, **294**, 35-49. <https://doi.org/10.3354/meps294035>
- [47] Trimmer, M. and Nicholls, J.C. (2009) Production of Nitrogen Gas via Anammox and Denitrification in Intact Sediment Cores along a Continental Shelf to Slope Transect in the North Atlantic. *Limnology and Oceanography*, **54**, 577-589. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.2.0577>
- [48] Gardner, W.S., McCarthy, M.J., An, S., Sobolev, D., Sell, K.S. and Brock, D. (2006) Nitrogen Fixation and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) Support Nitrogen in Texas Estuaries. *Limnology and Oceanography*, **51**, 558-568. [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0558](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0558)
- [49] Hou, L., Liu, M., Carini, S.A. and Gardner, W.S. (2012) Transformation and Fate of Nitrate near the Sediment—Water Interface of Copano Bay. *Continental Shelf Research*, **35**, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.01.004>
- [50] Fernandes, S.O., Bonin, P.C., Michotey, V.D., Garcia, N. and Lokabharathi, P. (2012) Nitrogen Limited Mangrove Ecosystems Conserve N through Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium. *Scientific Reports*, **2**, Article Number: 419. <https://doi.org/10.1038/srep00419>
- [51] Molnar, N., Welsh, D.T., Marchand, C., Deborde, J. and Meziane, T. (2013) Impacts of Shrimp Farm Effluent on Water Quality, Benthic Metabolism and N-Dynamics in a Mangrove Forest (New Caledonia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **117**, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.012>
- [52] Song, G.D., Liu, S.M., Marchant, H., Kuypers, M.M.M. and Lavik, G. (2013) Anammox, Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in the East China Sea Sediment. *Biogeosciences*, **10**, 6851-6864. <https://doi.org/10.5194/bg-10-6851-2013>
- [53] Gilbert, F., Souchu, P., Bianchi, M. and Bonin, P. (1997) Influence of Shellfish Farming Activities on Nitrification, Nitrate Reduction to Ammonium and Denitrification at the Water-Sediment Interface of the Thau Lagoon, France. *Marine Ecology Progress Series*, **151**, 143-153. <https://doi.org/10.3354/meps151143>
- [54] Dong, L.F., Smith, C.J., Pappaspyrou, S., Stott, A., Osborn, A.M. and Nedwell, D.B. (2009) Changes in Benthic Denitrification, Nitrate Ammonification, and Anammox Process Rates and Nitrate and Nitrite Reductase Gene Abundances along an Estuarine Nutrient Gradient (the Colne Estuary, United Kingdom). *Applied and Environmental Microbiology*, **75**, 3171-3179. <https://doi.org/10.1128/AEM.02511-08>
- [55] Dong, L.F., Sobey, M.N., Smith, C.J., Rusmana, I., Phillips, W., Stott, A., Osborn, A.M. and Nedwell, D.B. (2011) Dissimilatory Reduction of Nitrate to Ammonium, Not Denitrification or Anammox, Dominates Benthic Nitrate Reduction in Tropical Estuaries. *Limnology and Oceanography*, **56**, 279-291. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.1.0279>
- [56] 胡晓婷, 程吕, 林贤彪, 等. 沉积物硝酸盐异化还原过程的温度敏感性与影响因素——以长江口青草沙水库为例[J]. 中国环境科学, 2016, 36(9): 2624-2632.
- [57] Hardison, A.K., Algarb, C.K., Giblin, A.E. and Rich, J.J. (2015) Influence of Organic Carbon and Nitrate Loading on Partitioning between Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) and N<sub>2</sub> Production. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **164**, 146-160. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2015.04.049>
- [58] Algar, C. and Vallino, J. (2014) Predicting Microbial Nitrate Reduction Pathways in Coastal Sediments. *Aquatic Microbial Ecology*, **71**, 223-238. <https://doi.org/10.3354/ame01678>
- [59] Healey, F. (1980) Slope of the Monod Equation as an Indicator of Advantage in Nutrient Competition. *Microbial Ecology*, **5**, 281-286. <https://doi.org/10.1007/BF02020335>
- [60] Kuenen, J.G. and Johnson, O.J. (2009) Continuous Cultures (Chemostats). In: Schaechter, M., Ed., *Encyclopedia of Microbiology*, Elsevier, Oxford, 130-147. <https://doi.org/10.1016/B978-012373944-5.00112-7>

- [61] Schmidt, C.S., Richardson, D.J. and Baggs, E.M. (2011) Constraining the Conditions Conducive to Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in Temperate Arable Soils. *Soil Biology & Biochemistry*, **43**, 1607-1611. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.015>
- [62] Fazzolari, E., Nicolardot, B. and Germon, J.C. (1998) Simultaneous Effects of Increasing Levels of Glucose and Oxygen Partial Pressure on Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in Repacked Soil Cores. *European Journal of Soil Biology*, **34**, 47-52. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(99\)80006-5](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(99)80006-5)
- [63] Wan, Y., Ju, X., Ingwersen, J., Schwarz, U., Stange, C.F., Zhang, F. and Streck, T. (2009) Gross Nitrogen Transformations and Related Nitrous Oxide Emissions in an Intensively Used Calcareous Soil. *Soil Science Society of America Journal*, **73**, 102-112. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0419>
- [64] Rütting, T., Boeckx, P., Müller, C. and Klemmedtsson, L. (2011) Assessment of the Importance of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium for the Terrestrial Nitrogen Cycle. *Biogeosciences*, **8**, 1779-1791. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1779-2011>
- [65] Kartal, B., Kuypers, M.M.M., Lavik, G., Schalk, J., den Camp, H.J.M.O., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2007) Anammox Bacteria Disguised as Denitrifiers: Nitrate Reduction to Dinitrogen Gas via Nitrite and Ammonium. *Environmental Microbiology*, **9**, 635-642. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2006.01183.x>
- [66] Kartal, B., Rattray, J., van Niftrik, L.A., van de Vossenberg, J., Schmid, M.C., Webb, R.I., Schouten, S., Fuerst, J.A., Damste, J.S.S., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2007) *Candidatus "Anammoxoglobus propionicus"* a New Propionate Oxidizing Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, **30**, 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2006.03.004>
- [67] Kartal, B., van Niftrik, L., Rattray, J., van de Vossenberg, J.L.C.M., Schmid, M.C., Damste, J.S.S., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2008) *Candidatus "Brocadia fulgida"*: An Autofluorescent Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacterium. *FEMS Microbiology Ecology*, **63**, 46-55. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2007.00408.x>
- [68] Mozumder, M.S.I., Picioreanu, C., van Loosdrecht, M.C.M. and Volcke, E.I.P. (2014) Effect of Heterotrophic Growth on Autotrophic Nitrogen Removal in a Granular Sludge Reactor. *Environmental Technology*, **35**, 1027-1037. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.859711>
- [69] 蒋然, 李召旭. 典型河口区硝态氮短程还原成铵的活性氮积累途径研究进展[J]. 水资源保护, 2014, 30(4): 10-13.
- [70] Laverman, A.M., Canavan, R.W., Slomp, C.P., *et al.* (2007) Potential Nitrate Removal in a Coastal Freshwater Sediment (Haringvliet Lake, the Netherlands) and Response to Salinization. *Water Research*, **41**, 3061-3068. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.002>
- [71] Giblin, A.E., Weston, N.B., Banta, G.T., *et al.* (2010) The Effects of Salinity on Nitrogen Losses from an Oligohaline Estuarine Sediment. *Estuaries and Coasts*, **33**, 1054-1068. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9280-7>
- [72] Weber, K.A., Picardal, F.W. and Roden, E.E. (2001) Microbially Catalyzed Nitrate-Dependent Oxidation of Biogenic Solid-Phase Fe(II) Compounds. *Environmental Science and Technology*, **35**, 1644-1650. <https://doi.org/10.1021/es0016598>
- [73] Wong, B. and Lee, D. (2011) Sulfide Enhances Methanogenesis in Nitrate-Containing Methanogenic Cultures [J]. *Bioresource Technology*, **102**, 2427-2432. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.121>
- [74] Lu, W., Zhang, H. and Shi, W. (2013) Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in an Anaerobic Agricultural Soil as Affected by Glucose and Free Sulfide. *European Journal of Soil Biology*, **58**, 98-104. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.07.003>
- [75] Roberts, K.L., Kessler, A.J., Grace, M.R. and Cook, P.L.M. (2014) Increased Rates of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) under Oxidic Conditions in a Periodically Hypoxic Estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **133**, 313-324. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.02.042>
- [76] Brunet, R.C. and Garcia-Gil, L.J. (1996) Sulfide-Induced Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia in Anaerobic Freshwater Sediment. *FEMS Microbiology Ecology*, **21**, 131-138. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1996.tb00340.x>
- [77] Matheson, F., Nguyen, M., Cooper, A., Burt, T. and Bull, D. (2002) Fate of <sup>15</sup>N-Nitrate in Unplanted, Planted and Harvested Enrichment of DNRA Bacteria in Continuous Culture. *Ecological Engineering*, **19**, 249-264. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00093-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00093-9)

**知网检索的两种方式：**

1. 打开知网页面 <http://kns.cnki.net/kns/brief/result.aspx?dbPrefix=WWJD>  
下拉列表框选择：[ISSN]，输入期刊 ISSN：2164-5485，即可查询
2. 打开知网首页 <http://cnki.net/>  
左侧“国际文献总库”进入，输入文章标题，即可查询

投稿请点击：<http://www.hanspub.org/Submission.aspx>

期刊邮箱：[aep@hanspub.org](mailto:aep@hanspub.org)