

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.23.016

活性污泥系统中 S/N 对硝酸盐异化还原过程的影响

王晓婷^{1,2}, 李晓玲¹, 芦昭霖³, 张鹏程¹

(1. 长安大学建筑工程学院 住房和城乡建设部给水排水重点实验室, 陕西 西安 710061;

2. 西安市二次供水管理中心, 陕西 西安 710016; 3. 中国市政工程西南设计研究总院有限公司, 四川 成都 610036)

摘 要: 硝酸盐异化还原成铵(DNRA)作为硝酸盐异化还原途径的重要过程而备受关注,为研究活性污泥系统中硫对硝酸盐异化还原过程(反硝化和 DNRA 过程)的影响,以硫化钠为电子供体、硝酸盐为电子受体,在活性污泥系统中分析控制不同 S/N 的效果。当 S/N=1.0 时,系统主要进行硫自养反硝化;当 S/N 分别为 1.3、1.5、1.7、2.0 时,系统同时发生硫自养反硝化和 DNRA 过程,且 DNRA 所占的百分比(P_{DNRA})在 S/N=1.7 时最大,说明活性污泥硫自养反硝化体系中电子供体充足时会出现 DNRA 过程,且 P_{DNRA} 随电子供体/受体的比例不同而发生改变。系统中的氧化还原电位(ORP)对硝酸盐还原过程有一定的指示作用,ORP 值越低越有利于 DNRA 的发生。微生物测定结果表明, *Thiobacillus*、*Hydrogenophilaceae*、*Pseudoxanthomonas* 和 *Burkholderiaceae* 是与硫自养反硝化和 DNRA 过程相关的主要菌群,进一步确定了 DNRA 过程的发生。

关键词: 硫自养反硝化; S/N; 硝酸盐异化还原成铵; 氧化还原电位; 菌群分析

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)23-0095-06

Effect of S/N Ratio on Dissimilatory Nitrite Reduction Process in Activated Sludge System

WANG Xiao-ting^{1,2}, LI Xiao-ling¹, LU Zhao-lin³, ZHANG Peng-cheng¹

(1. Key Laboratory for Water-supply and Drainage <Ministry of Housing and Urban-rural Development>, School of Civil Engineering, Chang'an University, Xi'an 710061, China; 2.

Xi'an Secondary Water Supply Management Center, Xi'an 710016, China; 3. Southwest Municipal Engineering Design & Research Institute of China, Chengdu 610036, China)

Abstract: Dissimilatory nitrite reduction to ammonia (DNRA), an important component of nitrate dissimilatory reduction pathway, has attracted much attention. To explore the effect of sulfur on denitrification and DNRA process in activated sludge system, effect of different S/N ratio on nitrate dissimilation reduction pathway in activated sludge system was analyzed by using sodium sulfide as electron donor and nitrate as electron acceptor. When S/N ratio was 1.0, sulfur autotrophic denitrification process was dominated in the system. When S/N ratios were 1.3, 1.5, 1.7 and 2.0, respectively, both sulfur autotrophic denitrification and DNRA processes occurred simultaneously in the system, and the proportion of DNRA (P_{DNRA}) reached the maximum when S/N ratio was 1.7. The

results indicated that DNRA occurred when the electron donor was sufficient in the activated sludge sulfur autotrophic denitrification system, and the P_{DNRA} changed with the ratio of electron donor to acceptor. Oxidation-reduction potential (ORP) of the system could indicate the nitrate reduction process to some extent, and lower ORP was more beneficial to DNRA occurrence. *Thiobacills*, *Hydrogenophilaceae*, *Pseudoxanthomonas* and *Burkholderiaceae* were main microbial community of the process of sulfur autotrophic denitrification and DNRA, further confirming the occurrence of DNRA process.

Key words: sulfur autotrophic denitrification; S/N ratio; dissimilatory nitrite reduction to ammonia (DNRA); oxidation-reduction potential (ORP); microbial community analysis

硝酸盐还原作用包括同化作用和异化还原,其在生态环境中具有重要作用。其中同化作用是指硝酸盐被微生物还原为铵(NH_4^+)后直接进入生物体内同化为生物量(自身有机氮);而异化还原是指将硝酸盐还原为氮气(N_2)或铵的过程,即通常所说的反硝化过程和硝酸盐异化还原成铵过程(DNRA)。

以 S^{2-} 、 S^0 、 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ 和 SO_3^{2-} 等还原态硫为电子供体,将硝酸盐中的氮还原为氮气,并产生 SO_4^{2-} 的生物化学过程称为硫自养反硝化,其优点主要有:以硫作为电子供体,避免了有机物残留;不需要外加有机碳源,运行成本大大降低;细胞产量较低使得污泥生成量较少,降低了污泥处理成本^[1]。

DNRA是将硝酸盐还原成 NH_4^+ 的过程,以 NH_4^+ 的最终生成作为其发生的重要标志。越来越多的研究表明,DNRA是一种不可忽视的氮循环途径,普遍存在于海洋、内陆水域以及土壤系统中^[2]。Pandey等人^[3]测量湿润土壤中的DNRA发现,硝酸盐转化为 NH_4^+ 的比例超过总氮还原率的90%。影响DNRA的主要因素是电子供体和电子受体的比例^[4],Yin等人^[5]通过冗余分析指出,有机物和亚硝酸盐会明显刺激有关微生物的代谢活动,且硫化物会促进DNRA途径的发生。Li等人^[6]研究了亚铁和亚砷酸盐共同作为电子供体从水中去除硝酸盐的过程,发现 $\text{Fe}(\text{II})$ 几乎在6 d内发生了氧化,其中29%的 $\text{As}(\text{III})$ 被去除,而硝酸盐则减少了44%。芦昭霖等人^[7]在生物膜系统中研究硫氮比对硝酸盐异化还原成铵过程的影响,发现S/N过高时,硫自养硝酸盐反硝化反应器中会出现DNRA现象,其中在S/N=1.5时DNRA现象最明显。目前有关DNRA现象的研究还大多停留在自然生态系统中,污水处理相关领域的研究尚不完善^[2]。事实上,电子供体的不同也会对污水系统中硝酸盐去除路径产生影响^[8]。基于以上问题,笔者以硫化钠为电子供

体、硝酸盐为电子受体,探究硫自养反硝化体系中不同S/N对硝酸盐异化还原途径的影响。

1 材料和方法

1.1 试验装置

试验采用的活性污泥取自西安邓家村污水处理厂的二沉池配水井,采用A-O-A模式运行,污泥初始pH值为7.8,初始污泥浓度为3 406 mg/L,反应器采用2 L的有机玻璃烧杯,内径为130 mm,采用锡箔纸进行避光处理,以防止光合细菌和藻类的繁殖^[9]。使用恒温磁力搅拌器搅拌,转速控制在350~450 r/min,温度控制在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。反应器内放置pH、DO、氧化还原电位(ORP)探头实时监测数据。试验用水利用氮气吹脱,使DO小于0.3 mg/L。

1.2 试验方法

试验进水为人工模拟污水,水力停留时间(HRT)为2 h,主要成分: NaNO_3 (180 mg/L)、 KH_2PO_4 (350 mg/L)、 NaHCO_3 (400 mg/L)、微量元素(2 mL/L)。控制S/N为1.0、1.3、1.5、1.7、2.0,相应的硫化钠投加量分别为515、671、775、877、1 030 mg/L。试验之前,先使用去离子水反复冲洗活性污泥2~3次,以避免上一阶段残留成分对试验的影响,向反应器中加入1.95 L、温度约为 25°C 、 $\text{DO} < 0.3$ mg/L的去离子水开始试验。先将人工模拟进水药剂完全溶解于50 mL的烧杯中,再快速加入反应器,搅拌均匀。试验单次取样为20 mL的泥水混合物,使用离心机将活性污泥与水样分开,再用定性滤纸和孔径为 $0.45\ \mu\text{m}$ 的滤头进行过滤以去除样品中的污泥颗粒。

1.3 分析项目及方法

总氮、硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮、硫化物和硫酸盐均采用《水和废水监测分析方法》(第4版)进行测定,pH值和DO使用便携式多参数水质分析仪测定,ORP使用ORP计测定。在反应器各稳定运行周

期内取 20 mL 搅拌均匀的活性污泥,通过 16S rRNA 高通量基因测序检测活性污泥中的微生物组成。

NH_4^+ 的生成是 DNRA 过程是否发生的重要标志,但采用纳氏试剂分光光度法测定 NH_4^+ 会受到硫化物的影响,硫化物浓度越高与 NH_4^+ 的测定结果偏差越大^[10],而随着反应的进行硫化物不断被消耗,对 NH_4^+ 的影响也逐渐减轻,故为保证分析的准确性均采用无硫化物影响的出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 进行计算。

DNRA 过程的理论占比以系统中出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的平均值占初始投加 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度平均值的百分比进行计算,见式(1)。

$$P_{\text{DNRA}} = \frac{\Delta C_{\text{NH}_4^+ - \text{N}}}{C_{\text{NO}_3^- - \text{N}}} \quad (1)$$

式中: P_{DNRA} 为 DNRA 过程在反应中的百分比,%; $\Delta C_{\text{NH}_4^+ - \text{N}}$ 为系统中生成的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度平均值,mg/L; $C_{\text{NO}_3^- - \text{N}}$ 为初始投加的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度平均值,mg/L。

2 结果与讨论

2.1 S/N 对硫自养反硝化的影响

图 1 为不同 S/N 下各组分浓度随时间的变化。由图 1(a)可以看出,当 $\text{S/N} = 1.0$ 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水浓度为 $(3.09 \pm 0.37) \text{ mg/L}$,导致少量铵生成的原因包括异养污泥为适应自养环境引起的内源性衰变或系统存在少量 DNRA 现象,系统中主要发生硫自养反硝化作用,但亚硝酸盐存在积累,考虑可能存在电子供体不足的情况,故继续投加电子供体(硫化物)。其中,当 $\text{S/N} = 1.3$ 时,反硝化速率最快,反应期间消耗的 S^{2-} 浓度高于产生的 SO_4^{2-} 浓度,这是由于硫化物在反应中先氧化成如硫代硫酸钠等中间化合物^[11-12],再氧化成硫酸盐。出水氨氮为 $(3.89 \pm 2.40) \text{ mg/L}$,此时铵的生成证明了此比例下主要发生硫自养反硝化过程,但伴随 DNRA 现象。

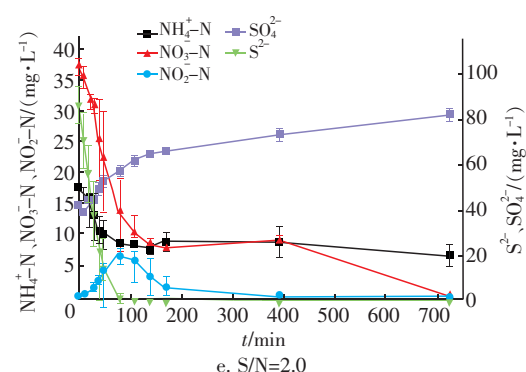
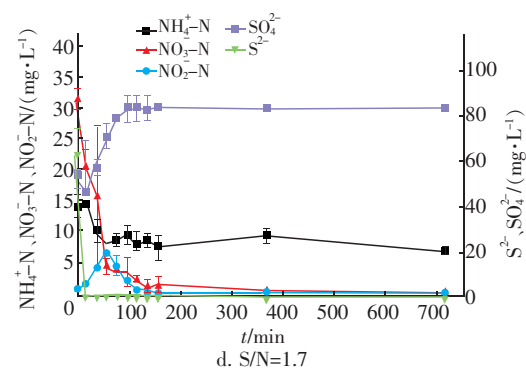
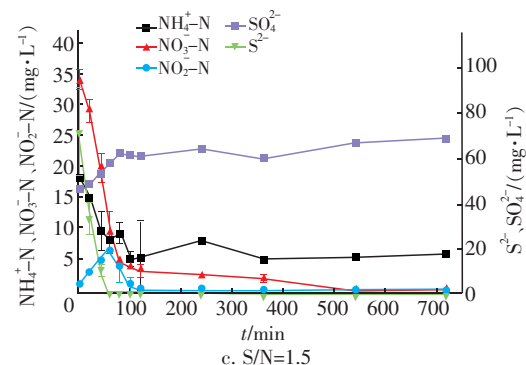
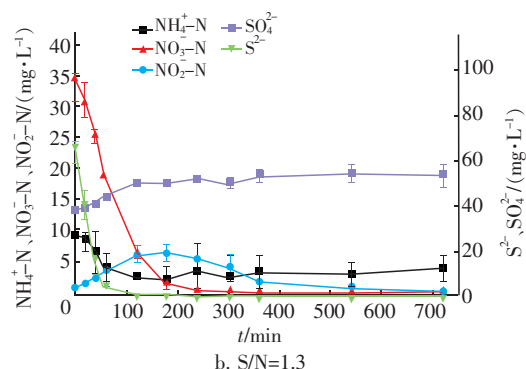
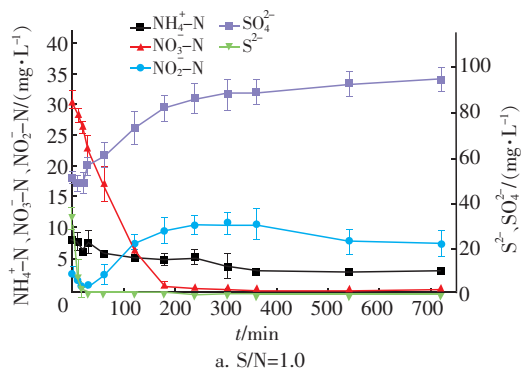


图 1 不同 S/N 下各组分浓度随时间的变化

Fig. 1 Variation of concentration of each component at different S/N ratios

由于活性污泥在适应硫化物浓度逐渐升高的过程中存在衰亡,因此当 $\text{S/N} = 1.5$ 时污泥浓度由开始的 3406 mg/L 降低至 2875 mg/L ,污泥浓度降低

导致反应速率下降。出水氨氮为 (5.83 ± 0.50) mg/L,说明在此试验条件下发生了 DNRA 过程。

当 $S/N = 1.7$ 时,污泥浓度为 2 547 mg/L, SO_4^{2-} 的初始浓度为 52.2 mg/L,此时 SO_4^{2-} 初始浓度较高可能与洗泥不彻底导致的硫酸盐持续积累有关。推测硫化物浓度的增加抑制了反硝化作用,从而驱动部分电子从 S^{2-} 转移到 NH_4^+ [13],出水 $NH_4^+ - N$ 浓度为 (6.76 ± 0.83) mg/L,系统内发生 DNRA 过程。

当 S/N 分别为 1.3、1.5、1.7、2.0 时, DNRA 的理论占比 P_{DNRA} 分别为 11.2%、17.2%、21.4%、17.7%。随着硫化物增加,适量的电子供体可以促进 DNRA 过程发生,而当 S/N 为 2.0 时, P_{DNRA} 低于 S/N 为 1.7 时的 P_{DNRA} ,分析原因,可能是由于随着 S/N 值的增加,系统中的污泥浓度逐渐下降造成的 ($S/N = 2.0$ 时污泥浓度为 2 225 mg/L)。当 $S/N > 1.7$ 时 DNRA 占比最高,相似条件下芦昭霖等 [7] 使用生物膜进行硫自养反硝化研究时发现, P_{DNRA} 在 $S/N = 1.5$ 时最高,相比活性污泥絮体,微生物在生物膜填料上聚集停留的时间更久、生态位更丰富、微生物的种群丰度更高,导致活性污泥的 P_{DNRA} 峰值后移至 $S/N = 1.7$ 。

2.2 不同 S/N 过程中 ORP 的变化

氧化还原电位 ORP 受系统中氧化还原物质种类、反应速率的影响 [14]。图 2 为不同 S/N 下 ORP 随时间的变化。

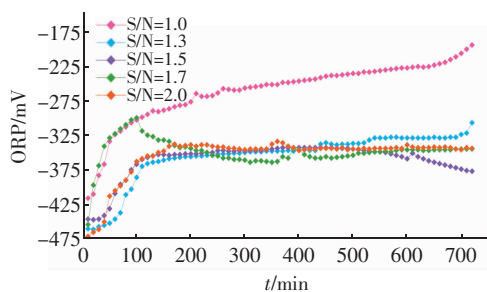


图2 不同 S/N 下 ORP 随时间的变化

Fig. 2 Variation of ORP at different S/N ratios

从图 2 可以看出,当 $S/N = 1.0$ 时,系统中主要发生反硝化作用,但由于 S^{2-} 供应不足,硝酸盐有积累,ORP 表现出持续上升趋势。当提高硫化物浓度至 $S/N = 1.3$ 时,前 100 min 内主要以硝酸盐作为电子受体,一部分实现了完全自养反硝化,一部分进行短程自养反硝化,系统中有明显的亚硝酸盐积累现象, S^{2-} 的消耗导致 ORP 在 100 min 内快速上升;而在 100 ~ 400 min 时,系统内积累的亚硝酸盐进一步

被还原,ORP 缓慢上升并趋于稳定。当 $S/N = 1.7$ 时,ORP 先上升再下降,并在 100 min 时出现了明显的膝点,主要原因是由于反硝化过程的结束,使得系统内的硫酸盐不再继续增加所致,这与 Kim 等人 [15] 的研究结果一致。而当电子供体过量时,ORP 的下降膝点会被掩盖 [14],在本试验 $S/N = 2.0$ 的系统中也得到了证实,ORP 没有出现明显的膝点。相比于芦昭霖等人 [7] 使用生物膜进行的硫自养反硝化研究中, S/N 分别为 1.3、1.5、1.7 条件下均出现了 $NO_3^- - N$ 膝点,而活性污泥条件下仅在 $S/N = 1.7$ 时出现了膝点,且膝点 ORP 值 (-301 mV) 高于相同条件下生物膜系统中的 ORP (-390 mV),这说明生物膜条件下 ORP 的膝点更为明显,体系内的还原性更强,更有利于 DNRA 过程的发生。研究发现,当 ORP 为 0 ~ 120 mV 时,更有利于反硝化作用的发生;当 ORP 为 $-340 \sim -225$ mV 时,更有利于 DNRA 作用的发生 [16]。以上结果说明,当 $S/N = 1.0$ 时系统中主要发生反硝化反应,而当 S/N 为 1.3、1.5、1.7、2.0 时,ORP 较低且存在较高的 $NH_4^+ - N$ 积累,发生 DNRA 过程。

3 微生物结构分析

不同 S/N 条件下菌群属水平的相对丰度如图 3 所示。

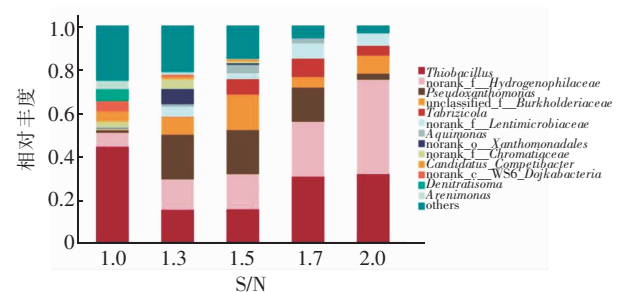


图3 不同 S/N 条件下微生物的群落结构(属水平)

Fig. 3 Microbial community structure at different S/N ratios (genus)

从图 3 可知,不同 S/N 条件下, *Thiobacillus*、*Hydrogenophilaceae* 和 *Pseudoxanthomonas* 为主要优势菌群,其中 *Thiobacillus* 为硫杆菌属,是专性自养微生物,可将硫化物氧化成元素硫、硫代硫酸盐等硫化物的中间产物,并能够以这些中间产物作为底物。*Thiobacillus* 的最高相对丰度在 $S/N = 1.0$ 时达到 44.07%。*Hydrogenophilaceae* 为嗜氢菌属,属 *Hydrogenophilalia* 科,可使用分子氧和硝酸盐作为末端电子受体,其中许多菌种常出现于反硝化过程中,

有利于氮转移速率的提升,其相对丰度随着硫化物投加比例的增加由 6.44% ($S/N = 1.0$) 分别增至 14.06% ($S/N = 1.3$)、16.28% ($S/N = 1.5$)、25.31% ($S/N = 1.7$)、43.60% ($S/N = 2.0$)。*Pseudoxanthomonas* 可以将亚硝酸盐还原为氧化亚氮,并可以将 S^{2-} 转化为 SO_4^{2-} ,由于电子供体不足导致菌群缺少可转化的物质,其相对丰度在 $S/N = 1.0$ 时最小,为 1.16%。

本试验中,除了 *Thiobacillus*、*Hydrogenophilaceae* 和 *Pseudoxanthomonas* 之外,相对丰度较高的 *Burkholderiaceae* 是反硝化主要功能菌群之一,是出现在 S/N 分别为 1.3、1.5、1.7 和 2.0 条件下的优势菌种。研究显示,隶属于 *Burkholderiaceae* 的许多属都与硫代谢和氮循环密切相关,如 *Caballeronia*^[17]、*Paraburkholderia* 可以进行生物固氮作用,*Lautropia* 下的唯一物种 *Lautropia mirabilis* 能够还原硝酸盐与亚硝酸盐,*Limnobacter* 具有氧化硫代硫酸盐的能力。*Chromatiaceae* 能够使用元素硫、硫化物、硫代硫酸盐作为电子供体,在 $S/N = 1.0$ 和 $S/N = 1.3$ 时的相对丰度分别为 2.77%、4.44%。而当 $S/N = 1.7$ 和 $S/N = 2.0$ 时发现了相对丰度分别为 0.09% 和 1.01% 的 *Betaproteobacteria*,它包括大量自养菌属,能够将硫化物作为电子供体、硝酸盐作为电子受体,通过反硝化作用去除硝酸盐,且许多菌种都属于重氮营养菌,在固氮方面至关重要,这从另一方面解释了该两种条件下出水 $NH_4^+ - N$ 明显高于其他条件的原因。根据这些菌属的特性进行分析计算,发现与氮转移相关菌属的相对丰度随着 S/N 的增加而持续上升,当 S/N 为 1.0、1.3、1.5、1.7、2.0 时,相对丰度分别为 55.07%、62.16%、68.15%、76.34%、87.18%,可见硫化物有利于此类菌群的生长,且在该过程中氮转移的性能也明显提升。

4 结论

① 在硫自养反硝化体系中,随着 S/N 的变化,在 S/N 为 1.3、1.5、1.7、2.0 条件下会发生 DNRA 过程,DNRA 过程的理论占比分别为 11.2%、4.9%、21.4%、17.7%,当 $S/N = 1.7$ 时 P_{DNRA} 最大。DNRA 过程的发生与反硝化密不可分,在活性污泥硫自养反硝化体系中,电子供体相对充足时容易出现 DNRA 过程。

② ORP 对系统的反应有一定的指示作用,当 S/N 为 1.3、1.5、1.7、2.0 时,ORP 值在 -350 mV 以

下,较低的氧化还原电位一方面印证了体系中具有充足的电子供体,另一方面体现出 DNRA 过程的发生对还原过程的需求高于反硝化过程,即 ORP 值越高越有利于反硝化的发生,越低越有利于 DNRA 作用的发生。

③ 在不同 S/N 条件下进行微生物的群落结构分析,结果表明 *Thiobacills*、*Hydrogenophilaceae*、*Pseudoxanthomonas* 和 *Burkholderiaceae* 为主要菌群,微生物群落分析进一步验证了 DNRA 过程的发生,说明这些微生物不仅是硫自养反硝化过程的重要菌群,更是硝酸盐异化还原过程的指示菌群。

参考文献:

- [1] 何巧冲. 基于不同电子供体反硝化技术处理硝酸盐污染水研究[D]. 北京:中国地质大学(北京),2019.
HE Qiaochong. Multiple Electron Donors-based Denitrification Processes for Nitrate-contaminated Water Treatment[D]. Beijing:China University of Geosciences (Beijing),2019(in Chinese).
- [2] WANG S Y, LIU C L, WANG X X, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in traditional municipal wastewater treatment plants in China: widespread but low contribution[J]. Water Research, 2020, 179: 115877.
- [3] PANDEY C B, SRIVASTAVA R C, SINGH R K. Soil nitrogen mineralization and microbial biomass relation, and nitrogen conservation in humid-tropics [J]. Soil Science Society of America Journal, 2009, 73 (4): 1142 - 1149.
- [4] PANDEY A, SUTER H, HE J Z, et al. Nitrogen addition decreases dissimilatory nitrate reduction to ammonium in rice paddies [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2018, 84 (17): 1 - 14.
- [5] YIN G Y, HOU L J, LIU M, et al. DNRA in intertidal sediments of the Yangtze Estuary [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2017, 122 (8): 1988 - 1998.
- [6] LI X F, SARDANS J, HOU L J, et al. Dissimilatory nitrate/nitrite reduction processes in river sediments across climatic gradient: influences of biogeochemical controls and climatic temperature regime[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019, 124 (7): 2305 - 2320.
- [7] 芦昭霖, 李晓玲, 苟文均, 等. S/N 对自养硝酸盐异化还原成铵过程的影响[J]. 环境工程, 2019, 37 (12):

- 17-21.
- LU Zhaolin, LI Xiaoling, GOU Wenjun, *et al.* Effect of S/N on process of autotrophic dissimilatory nitrate reduction to ammonium [J]. *Environmental Engineering*, 2019, 37(12): 17-21 (in Chinese).
- [8] BURGIN A J, HAMILTON S K. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5(2): 89-96.
- [9] LV X M, SHAO M F, LI J, *et al.* Nitrate removal with lateral flow sulphur autotrophic denitrification reactor [J]. *Environmental Technology*, 2014, 35 (21/24): 2692-2697.
- [10] 李念, 乔蓉. 浅谈硫化物对水中氨氮测定的干扰及其消除办法[J]. *金属材料与冶金工程*, 2019, 47(1): 49-64.
- LI Nian, QIAO Rong. The interference of sulphide in the determination of ammonia nitrogen in water and its elimination method[J]. *Metal Materials and Metallurgy Engineering*, 2019, 47(1): 49-64 (in Chinese).
- [11] MORAES B S, SOUZA T S O, FORESTI E, *et al.* Effect of sulfide concentration on autotrophic denitrification from nitrate and nitrite in vertical fixed-bed reactors[J]. *Process Biochemistry*, 2012, 47(9): 1395-1401.
- [12] DOLEJS P, PACL K L, MACA J, *et al.* Effect of S/N ratio on sulfide removal by autotrophic denitrification [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, 99(5): 2383-2392.
- [13] BRUNET R C, GARCIA-GIL L J. Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1996, 21(2): 131-138.
- [14] 杜海峰. 硫自养反硝化处理模拟地下水硝酸盐研究[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2014.
- DU Haifeng. Study the Removal of Sulfur Autotrophic Denitrification for Simulation Groundwater Nitrate[D]. Shijiazhuang: Hebei University of Science and Technology, 2014 (in Chinese).
- [15] KIM J H, CHEN M X, KISHIDA N, *et al.* Integrated real-time control strategy for nitrogen removal in swine wastewater treatment using sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 2004, 38(14/15): 3340-3348.
- [16] 陈韬, 李剑沣, 邹子介, 等. 氧化还原电位和 pH 对生物滞留系统硝酸盐异化还原为氨作用的影响[J]. *科学技术与工程*, 2018, 18(4): 368-373.
- CHEN Tao, LI Jianfeng, ZOU Zijie, *et al.* Effects of redox potential and pH on the effect of dissimilatory nitrate reduction to ammonium in bioretention system [J]. *Science Technology and Engineering*, 2018, 18(4): 368-373 (in Chinese).
- [17] PURI A, PADDA K P, CHANWAY C P, *et al.* Can naturally-occurring endophytic nitrogen-fixing bacteria of hybrid white spruce sustain boreal forest tree growth on extremely nutrient-poor soils? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 140: 107642.
- 作者简介: 王晓婷(1995-), 女, 山东肥城人, 硕士, 主要研究方向为污水生物脱氮技术。
E-mail: 958756104@qq.com
收稿日期: 2020-09-02
修回日期: 2020-10-25

(编辑: 任莹莹)

节约每一滴水, 回收每一滴水,
让每一滴水多循环一次