

DOI: 10.11766/trxb202505210232

CSTR: 32215.14. trxb202505210232

郭琪睿, 张英华, 陈美淇, 刘子涵, 景航, 王敬, Ahmed S. Elrys, 蔡祖聪, 程谊. 有机肥配施生物硝化抑制剂对旱作土壤硝化及氧化亚氮排放的影响[J]. 土壤学报, 2025,

GUO Qirui, ZHANG Yinghua, CHEN Meiqi, LIU Zihan, JING Hang, WANG Jing, Ahmed S Elrys, CAI Zucong, CHENG Yi. Effects of Biological Nitrification Inhibitor Application on Nitrification Rate and Nitrous Oxide Emission in Upland Soils Amended with Organic Fertilizer[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025,

有机肥配施生物硝化抑制剂对旱作土壤硝化及氧化亚氮排放的影响*

郭琪睿¹, 张英华¹, 陈美淇¹, 刘子涵^{1,2,3}, 景航^{1,2,3}, 王敬⁴, Ahmed S. Elrys^{5,6}, 蔡祖聪^{1,2,3}, 程谊^{1,2,3,7,8†}

(1. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 2. 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023; 3. 南京师范大学虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210023; 4. 南京林业大学林草学院、水土保持学院, 南京 210037; 5. 海南大学热带作物学院, 海口 570228; 6. 埃及扎加齐克大学农学院土壤科学系, 扎加齐克城 44511; 7. 德国吉森大学农业生态与气候影响研究中心, 吉森 35392; 8. 江西省农业科学院土壤肥料与资源环境研究所, 南昌 330200)

摘要: 添加生物硝化抑制剂是抑制农田土壤硝化速率和温室气体氧化亚氮(N_2O)排放的有效措施, 但在有机肥施用下其效果与作用机理尚不清楚。以农田旱作红壤和黑土为研究对象, 采用微宇宙好氧培养实验, 设置两种有机肥施水平(鸡粪, $N\ 0$ 和 $100\ mg\cdot kg^{-1}\ soil$)与三种生物硝化抑制剂添加量(1,9-癸二醇, 0 、 $1\ 000$ 和 $2\ 000\ mg\cdot kg^{-1}\ soil$), 测定培养期间无机氮浓度和 N_2O 排放量; 同步采用实时荧光定量 PCR 技术, 分析培养结束后氮转化过程微生物基因丰度。结果表明: 无论有机肥施用与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著抑制两种土壤的净硝化速率($P<0.05$), 硝化抑制率随添加量的增加而增加。在有机肥施用下, 添加高浓度的 1,9-癸二醇使黑土净硝化速率降低 79%, 甚至使红壤的净硝化速率由正转为负。与硝化相反, 无论有机肥施用与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著刺激两种土壤的 N_2O 排放($P<0.05$), 且仅在黑土中, 刺激程度随添加量的增加而增加。在红壤中, 无论有机肥施用与否, 添加 1,9-癸二醇均显著降低氨氧化古菌(AOA)和氨氧化细菌(AOB) *amoA* 基因丰度($P<0.05$), 且降低程度随添加量的增加而增加, 而黑土中的降低效果则显著弱于红壤。无论有机肥施用与否, 仅在红壤中添加高浓度 1,9-癸二醇才可显著降低典型反硝化微生物基因丰度。偏最小二乘回归分析表明, 有机肥配施生物硝化抑制剂, 净矿化速率、AOA 和 AOB *amoA* 基因丰度是影响净硝化速率的关键因子, 而净硝化和净矿化速率是影响 N_2O 排放的关键因子; 净硝化速率与 N_2O 排放量呈显著负相关($P<0.05$), 表明反硝化而不是硝化是 N_2O 排放的关键途径。综上, 有机肥配施生物硝化抑制剂可显著降低红壤与黑土的硝化速率, 但会刺激 N_2O 排放。因此, 在旱作农田中应用生物硝化抑制剂时, 应合理选择其种类与用量, 以避免其在抑制硝化的同时刺激 N_2O 排放。

关键词: 旱作土壤; 生物硝化抑制剂; 硝化作用; 氧化亚氮

中图分类号: S154.1; X51

文献标志码: A

* 国家自然科学基金项目(42425705, U24A20632, 42150410380)和江西省“双千计划”(S2021DQKJ0001)共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42425705, U24A20632, 42150410380) and the Innovative and Entrepreneurial Talents Project of Jiangxi Province (No. S2021DQKJ0001)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: ycheng@njnu.edu.cn

作者简介: 郭琪睿(2001—), 女, 安徽界首人, 硕士研究生, 主要从事土壤氮素循环及其生态环境效应研究。E-mail: qirui0110@163.com

收稿日期: 2025-05-21; 收到修改稿日期: 2025-08-18; 网络首发日期(www.cnki.net):

<http://pedologica.issas.ac.cn>

Effects of Biological Nitrification Inhibitor Application on Nitrification Rate and Nitrous Oxide Emission in Upland Soils Amended with Organic Fertilizer

GUO Qirui¹, ZHANG Yinghua¹, CHEN Meiqi¹, LIU Zihan^{1, 2, 3}, JING Hang^{1, 2, 3}, WANG Jing⁴, Ahmed S. Elrys^{5, 6}, CAI Zucong^{1, 2, 3}, CHENG Yi^{1, 2, 3, 7, 8†}

(1. School of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2. Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China; 3. Key Laboratory of Virtual Geographic Environment (Nanjing Normal University), Ministry of Education, Nanjing 210023, China; 4. College of Forestry and Grassland, College of Soil and Water Conservation, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 5. College of Tropical Crops, Hainan University, Haikou 570228, China; 6. Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Zagazig University, Zagazig 44511, Egypt; 7. Liebig Centre of Agroecology and Climate Impact Research, Justus Liebig University Giessen, Giessen 35392, Germany; 8. Soil and Fertilizer & Resources and Environmental Institute, Jiangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanchang 330200, China)

Abstract: 【Objective】 Application of biological nitrification inhibitors (BNIs) is an effective strategy to suppress nitrification rates and mitigate nitrous oxide (N₂O) emissions in agricultural soils. However, how the addition of BNIs affects soil nitrification rate and N₂O emission under organic fertilizer application remains unclear. 【Method】 The microcosm aerobic incubation experiment was conducted using upland red and black soils, with two levels of organic fertilizer (chicken manure: N 0 and 100 mg·kg⁻¹ soil) and three levels of BNIs addition (1,9-decanediol: 0, 1,000, and 2,000 mg·kg⁻¹ soil). During the incubation, concentrations of inorganic nitrogen (N) and N₂O emissions were measured, and quantitative PCR was employed to analyze microbial gene abundances related to N transformation. 【Result】 The addition of 1,9-decanediol significantly decreased the net nitrification rate in both soils regardless of organic fertilizer input ($P<0.05$), exhibiting a dose-dependent suppression effect. Specifically, with organic fertilizer input, high concentrations of 1,9-decanediol decreased the net nitrification rate in black soil by 79% and even shifted the net nitrification rate in red soil from positive to negative. In contrast to nitrification, the addition of 1,9-decanediol either low or high concentrations significantly elevated N₂O emissions in both soils, irrespective of organic fertilizer input ($P<0.05$). Also, a dose-dependent stimulation of N₂O emissions occurred only in black soil. In red soil with and without organic fertilizer input, 1,9-decanediol significantly reduced the abundance of ammonia-oxidizing archaea (AOA) and bacteria (AOB) *amoA* genes ($P<0.05$), with greater suppression at higher doses. In contrast, the suppressive effect in black soil was significantly weaker than in red soil. Regardless of organic fertilizer application, only high dosage of 1,9-decanediol significantly reduced the abundance of key denitrifying genes in red soil. In addition, partial least squares regression analysis indicated that under organic fertilizer plus BNIs treatment, net N mineralization rate and AOA/AOB *amoA* abundances were identified as primary determinants of nitrification rates, while net nitrification and mineralization rates were key drivers of N₂O emissions. Net nitrification rate was significantly negatively correlated with N₂O emissions ($P<0.05$), suggesting that denitrification rather than nitrification is the major pathway of N₂O production. 【Conclusion】 Combined application of organic fertilizer with biological nitrification inhibitor significantly reduced nitrification rates in red and black soils, but significantly enhanced N₂O emissions. Therefore, rational selection of BNIs types and application rates is critical to avoid paradoxically stimulating N₂O emissions while suppressing nitrification in upland agricultural soils.

Key words: Upland soils; Biological nitrification inhibitors; Nitrification; Nitrous oxide

氮肥是农业生产中实现作物高产、保证粮食安全的关键因素。而我国农田当季氮肥利用率仅为 30%~40%，其他未被作物吸收的氮素易通过硝化-反硝化、淋溶作用、氨挥发等多种途径流失，造成地表水体富营养化、地下水硝酸盐污染等生态环境问题^[1-2]。我国乃至全球

主要的氮肥品种是含酰胺态氮的尿素和各类铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 肥, 极易经硝化作用转变为易损失的确态氮 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 又可经过反硝化作用产生强温室气体氧化亚氮 (N_2O) [3-4], 进一步加剧温室效应[5]。因此, 硝化作用与农田氮素损失与利用密切相关, 合理抑制硝化过程是农田氮素高效管理的关键途径。

施用硝化抑制剂是抑制硝化和减少 N_2O 排放的有效措施之一[6]。其主要通过影响氨单加氧酶的活性抑制硝化过程并降低该过程产生的 N_2O ; 同时, 由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转变为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的过程受到抑制, 反硝化作用底物 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度降低, 从而间接减少 N_2O 排放[7]。因其来源不同, 硝化抑制剂可分为化学合成硝化抑制剂 (SNIs) 与生物硝化抑制剂 (BNIs)。目前, SNIs 主要有双氰胺 (DCD)、3,4-二甲基吡唑磷酸盐 (DMPP)、2-氯-6-三氯甲基吡啶 (Nitrapyrin) 等[8]。如德国 BASF 公司生产的恩泰克复合肥就是一类包含 DMPP 的稳定性长效复合肥。大量研究证实 SNIs 能提高氮肥利用率并在抑制硝化过程的同时减少 N_2O 排放[9-10]。然而, SNIs 的抑制效果易受到土壤类型和农田管理措施的影响[9], 且当前在农业生产中能够规模化应用的 SNIs 品种稀少, 多数属于化工产品, 使用 SNIs 不仅提高了农业生产成本, 且还不易降解, 对于环境和食品安全存在着潜在危险[11]。植物源的 BNIs 则较好规避了化学污染的问题, 成为提高氮素利用效率和减少环境污染的替代方案[8-12]。

近年来, 在牧草、粮食作物中逐渐分离鉴定出 BNIs, 并证实其具有硝化抑制功能[13-15], 因此可以作为氮肥增效减排的新策略[8-16]。当前鉴定出的 BNIs 主要包括: 高粱源的的对羟基苯丙酸甲酯[17]、黄酮类樱花素和苯醌类高粱酮[18]; 臂形草源的环状二萜臂形草内酯[19]; 水稻源的脂肪醇类 1,9-癸二醇[20]和丁香酸[21]。其中, 脂肪醇类 1,9-癸二醇是首个在粮食作物中发现的 BNIs, 其对碱性潮土、中性水稻土及酸性红壤均有硝化抑制效果, 甚至已经优于农牧业中普遍应用的 DCD[22]。然而, 现有研究多关注土壤中施用 BNIs 对化肥氮硝化作用与 N_2O 排放的影响[23], 对有机肥施用下其应用效果与机制鲜有报道。我国已将有机肥替代化肥作为化肥使用量零增长目标的主要措施之一[24]。在等氮量下, 有机肥与化肥相比可减少 N_2O 排放[25], 且其肥效释放缓慢, 后效性长[26]。此外, 有机肥施用可改变土壤 pH 并提高碳有效性, 进而影响微生物丰度和群落变化[27], 这使得有机肥施用下 BNIs 对土壤氮转化和 N_2O 排放的影响与化肥施用下存在差异。因此, 亟需探明有机肥施用下 BNIs 对土壤硝化作用和 N_2O 排放的影响及其潜在的微生物机制。

本研究以我国两种典型农田旱作土壤 (红壤和黑土) 为研究对象, 通过微宇宙好氧培养试验, 探究有机肥配施生物硝化抑制剂对典型农田旱作土壤硝化作用与 N_2O 排放的影响及其微生物机制, 为农业生产中的氮肥高效管理和温室气体减排提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为我国典型农田旱作红壤和黑土, 分别采自江西省鹰潭市 ($28^{\circ}15'\text{N}$, $116^{\circ}55'\text{E}$) 和黑龙江省绥化市 ($47^{\circ}25'\text{N}$, $126^{\circ}46'\text{E}$)。鹰潭市属于亚热带湿润季风气候, 年平均气温 17.6°C , 年平均降水量 1795 mm 。绥化市属于温带大陆性季风气候, 年平均气温 3.4°C , 年平均降水量 511 mm 。于 2022 年 4 月采集土壤样品 ($0\sim 20\text{ cm}$), 随机选取 5 个 $4\text{ m}\times 4\text{ m}$ 的样方, 在样方中随机取 5 点取样混合, 过 2 mm 筛后分装。部分风干用于土壤理化性质测定, 部分 4°C 储存用于培养实验。各土壤基本理化性质见表 1。

供试肥料为商品有机肥鸡粪, 风干过 60 目筛备用。供试生物硝化抑制剂为 1,9-癸二醇 ($\text{C}_{10}\text{H}_{22}\text{O}_2$, 无锡药明康德)。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Soil basic physical and chemical properties

土壤类型 Soil type	pH	土壤有机碳	全氮	碳氮比 C/N	铵态氮	硝态氮	土壤质地 Texture		
		SOC/ (g·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)	黏粒 Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%
红壤 Red soil	4.80	6.33	0.64	9.88	1.68	9.32	9.40	51.6	39.0
黑土 Black soil	6.01	27.5	2.06	13.3	1.65	33.5	6.64	49.7	43.7

1.2 试验设计

采用室内培养方式,对两种土壤在不施用有机肥(M0)和施用有机肥(M1, N 100 mg·kg⁻¹土)的基础上,分别设置:①不添加硝化抑制剂(CK);②低浓度 1,9-癸二醇(1,9-DL, 1 000 mg·kg⁻¹土);③高浓度 1,9-癸二醇(1,9-DH, 2 000 mg·kg⁻¹土),共计 6 个处理,每个处理设置 3 个重复。有机肥用量根据两种土壤的田间施氮量及激发氮转化的阈值确定^[23, 28], 1,9-癸二醇的用量则参考其他添加生物硝化抑制剂的土壤培养试验含量范围设置^[13]。

取 20 g(以干重计)土壤样品放入锥形瓶,摇匀后密封,置于(25±1)℃恒温培养箱中培养。预培养两天后, M1 处理称入有机肥并与土壤样品充分混匀,随后对添加抑制剂处理用移液管均匀加入 1,9-癸二醇溶液。加去离子水调节土壤含水量至 60%田间最大持水量(WHC)。试验分为破坏性取样和非破坏性取样两组进行。第一组试验在锥形瓶封口膜上扎 4 个小孔使空气流通,继续(25±1)℃恒温培养。培养期间每隔 3 d 使用称重法补充水分,保持土壤含水量在 60% WHC。在培养的 1、4、7、14、28 d 进行破坏性取样用于土壤无机氮含量测定,同时对第 28 天样品进行土壤微生物丰度分析。第二组试验用橡皮塞密封,培养条件及取样时间与第一组相同,每次采集气体前,具塞密闭 24 h,然后使用 50 mL 注射器反复抽提锥形瓶中的气体 5 次,以混匀气体,而后取 25 mL 气体注入已抽真空的气瓶(容量为 22.5 mL),用于测定 N₂O 浓度。气体采样完成后,对锥形瓶进行 10 min 曝气处理,然后继续培养,并每隔两天曝气 10 min 以确保好氧环境,同时补充损失的水分。

1.3 土壤理化性质与 N₂O 浓度测定

土壤 pH 采用 pH 计测定(土水质量比为 1:2.5);土壤含水量采用烘干法测定;土壤有机碳含量采用油浴-K₂Cr₂O₇ 滴定法测定;土壤全氮含量采用凯氏消煮法测定;土壤质地采用激光粒度仪(Mastersizer 3000, 英国)测定。土壤无机氮(NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N)用 1 mol·L⁻¹ KCl 浸提,随后采用 San++连续流动分析仪(Skalar, 荷兰)测定浸提液中的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度。气体样品中的 N₂O 浓度使用气相色谱仪(Agilent 7890A, 美国)测定。

1.4 DNA 提取和实时荧光定量 PCR

称取 0.5 g 新鲜土壤样品,对于每个土壤样本,使用 Fast DNA Spin Kit Soil(MP Biomedicals, LLC)试剂盒和 Fast Prep® 24 bead-beating instrument(Qbiogene, Inc.)细胞裂解仪提取土壤微生物总 DNA,步骤按照试剂盒中的说明有序进行。荧光实时定量 PCR 扩增反应在 CFX96TM Real-Time System(Bio-Rad Laboratories Inc., Hercules, CA, 美国)上进行,对样品 DNA 中的氨氧化古菌(AOA)和氨氧化细菌(AOB) *amoA* 功能基因以及 *nirK*、*nirS* 和 *nosZ* 反硝化基因定量。AOA 和 AOB *amoA* 功能基因以及 *nirK*、*nirS* 和 *nosZ* 反硝化功能基因定量的混合体系的配置及标准曲线参照 Huang 等^[29]建立,扩增效率达 95.0%~95.7%。

1.5 数据处理

用相邻培养时间点的无机氮差值计算不同培养时间段的土壤净矿化速率(R_M, mg·kg⁻¹·d⁻¹)和净硝化速率(R_N, mg·kg⁻¹·d⁻¹),计算公式如下:

$$R_M = \frac{(N_{\text{铵}} + N_{\text{硝}})_t - (N_{\text{铵}} + N_{\text{硝}})_{t_0}}{t} \quad (1)$$

$$R_N = \frac{(N_{\text{铵}})_t - (N_{\text{铵}})_{t_0}}{t} \quad (2)$$

式中, $(N_{\text{铵}} + N_{\text{硝}})_t$ 和 $(N_{\text{铵}} + N_{\text{硝}})_{t_0}$ 分别为培养 t d 和 0 d 时铵态氮和硝态氮之和, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;

$(N_{\text{硝}})_t$ 和 $(N_{\text{硝}})_{t_0}$ 分别为培养 t d 和 0 d 时硝态氮含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; t 为培养天数, d。

气体 N_2O 排放速率 F ($\text{N} \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$):

$$F = \rho \times \frac{28}{44} \times \frac{V}{W} \times \frac{dc}{dt} \times \frac{273}{273+T} \times 24 \quad (3)$$

式中, ρ 为标准状态下 N_2O 的密度 ($1.96 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$); 28/44 为 N_2O -N 换算系数; V 为培养瓶有效体积 (m^3); W 为培养瓶的干土重 (kg); dc/dt 为单位时间内锥形瓶内气体浓度增加量 ($\mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$); T 为培养时的温度 ($^{\circ}\text{C}$), 24 用于单位转换。 N_2O 累积排放量通过相邻两次气体平均排放速率与排放时间的乘积累加计算得出。

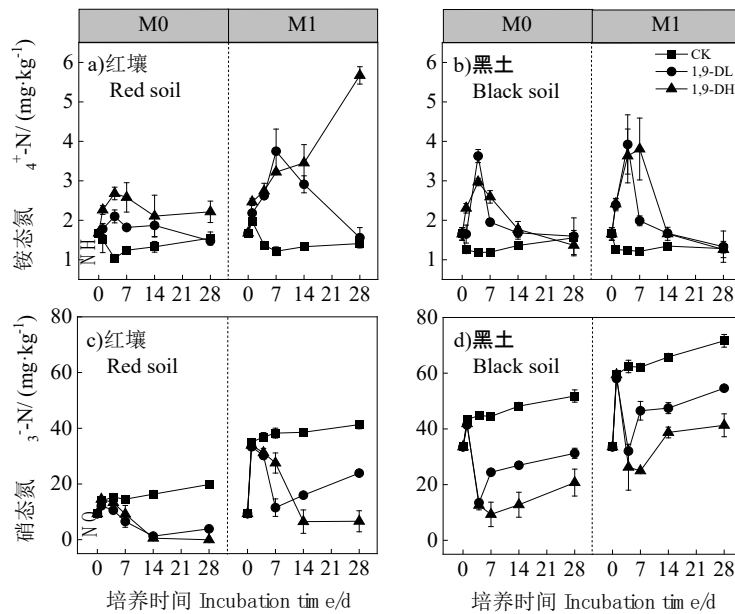
数据采用 IBM SPSS Statistics 16.0 (SPSS Inc., 美国) 软件进行单因素方差分析 (ANOVA)。使用 SIMCA 13.0 (Umetrics, 瑞典) 构建偏最小二乘法回归模型, 并计算了变量对预测的重要性值 (VIP)。相关性分析及图表用 Origin 2024 和 Excel 制作。

2 结 果

2.1 土壤无机氮含量变化

无论土壤类型和有机肥施用与否, CK 处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随培养时间延长均呈现下降后增加的趋势; 而除红壤中施用有机肥的高浓度 1,9-癸二醇处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随培养时间延长而逐渐增加外, 其余 1,9-癸二醇处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量整体先上升, 于 4~7 d 达到峰值, 此后逐渐下降至培养末期。无论土壤类型和有机肥施用与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均可增加土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量 (图 1a、图 1b)。

无论有机肥施用与否, 两种土壤类型下 CK 处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养时间延长持续增长, 培养周期内 CK 处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均高于添加 1,9-癸二醇处理; 且在两种土壤中, 有机肥施用下 CK 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均高于无有机肥施用下 CK 处理 (图 1c、图 1d)。在红壤中, 无论有机肥施用与否, 培养的 0~7 d 内, 1,9-癸二醇处理使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养时间呈上升后下降的趋势, 培养 7 d 后其在 CK 处理中最高, 其次在低浓度 1,9-癸二醇处理, 最低在高浓度 1,9-癸二醇处理; 培养末期 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在施用有机肥的 CK 处理中达到最大值, 此时与施用有机肥的 CK 处理相比, 低、高浓度 1,9-癸二醇处理下的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别降低 17.5 和 34.8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 1c)。而在黑土中, 无论有机肥施用与否, 培养的 0~4 d 内, 1,9-癸二醇处理使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养时间呈上升后下降的趋势; 培养末期 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在施用有机肥的 CK 处理中达到最大值, 此时与施用有机肥的 CK 处理相比, 低、高浓度 1,9-癸二醇使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别降低 17.0 和 30.3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 1d)。



注: M0, 不施用有机肥; M1, 施用有机肥; CK, 不添加 1,9-癸二醇; 1,9-DL, 添加低浓度 1,9-癸二醇; 1,9-DH, 添加高浓度 1,9-癸二醇。不同字母表示处理间显著差异 ($P < 0.05$)。下同。Note: M0, No organic fertilizer; M1, Organic fertilizer applied; CK: No 1,9-decanediol; 1,9-DL: Low-dose 1,9-decanediol; 1,9-DH: High-dose 1,9-decanediol. Different letters indicate significant differences between treatments ($P < 0.05$). The same below.

图 1 不同处理下红壤和黑土铵态氮和硝态氮含量变化

Fig. 1 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content in red soil and black soil under different treatments

2.2 土壤净硝化速率

无论有机肥施用与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著抑制两种土壤的 28d 平均净硝化速率 ($P < 0.05$, 图 2)。在有机肥施用下, 相较于未添加 1,9-癸二醇的 CK 处理, 添加低浓度的 1,9-癸二醇使红壤净硝化速率降低 56%, 高浓度的 1,9-癸二醇使红壤的净硝化速率由正转为负, 而使黑土净硝化速率分别降低 44% 和 79%, 这表明硝化抑制率随添加量的增加而增加。而在无有机肥施用下, 1,9-癸二醇添加后两种土壤的净硝化速率均由正转变为负, 且其绝对值随添加量的增加而增大, 这表明 1,9-癸二醇添加促进净硝态氮同化。总体而言, 无论土壤类型和有机肥添加与否, 添加 1,9-癸二醇均可降低土壤净硝化速率, 在无有机肥施用下, 甚至使整个系统的净硝化速率变为负值, 发生了硝态氮的净同化 (图 2)。

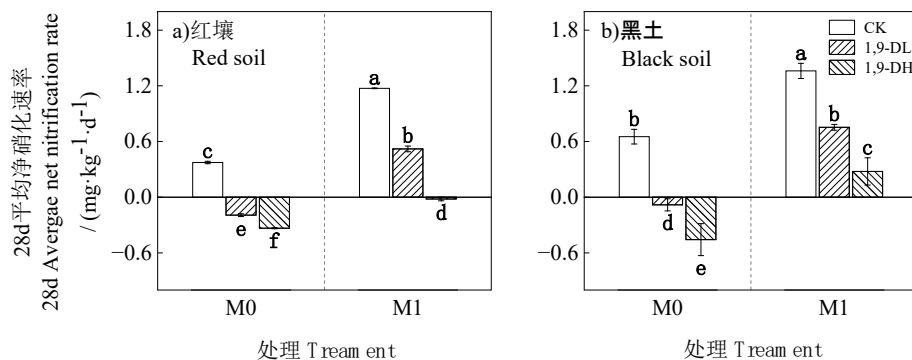


图 2 不同处理下红壤和黑土净硝化速率变化

Fig. 2 Net nitrification rate in red soil and black soil under different treatments

2.3 N₂O 排放特征

无论土壤类型和有机肥施用与否,各处理 N₂O 排放通量变化规律相似(图 3a、图 3b),即排放峰值均出现在第一天,随后排放速率迅速下降,并维持在较低水平。无论有机肥施用与否,添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著刺激两种土壤的 N₂O 排放($P<0.05$),但仅在黑土中,刺激程度随 1,9-癸二醇添加量的增加而增加(图 3d)。在红壤中,各处理 N₂O 累积排放量变化范围为 N 1.72~15.45 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,不施有机肥下 1,9-癸二醇添加量对 N₂O 排放的影响无显著差异,而施有机肥下 1,9-癸二醇添加量越高 N₂O 累积排放量越低,有机肥配施低浓度 1,9-癸二醇处理下 N₂O 累积排放量达到最高值,为 15.45 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 3c)。黑土中各处理 N₂O 累积排放量的变化范围为 0.92~46.58 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,且无论有机肥施用与否, N₂O 累积排放量均随 1,9-癸二醇添加量的增加而显著增加($P<0.05$),有机肥配施高浓度 1,9-癸二醇使 N₂O 累积排放量达最高值,为 46.58 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 3d)。

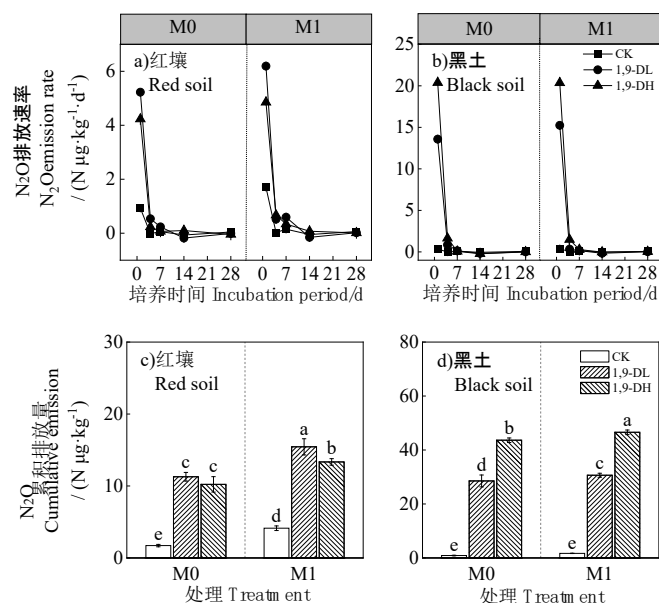


图 3 不同处理下红壤和黑土 N₂O 排放速率与累积排放量

Fig. 3 N₂O emission rate and cumulative N₂O emission in red soil and black soil under different treatments

2.4 氮转化过程微生物基因丰度变化

在红壤中, 无论有机肥施用与否, 添加 1,9-癸二醇显著降低 AOA 和 AOB *amoA* 基因丰度 ($P<0.05$), 且降低程度随添加量的增加而增加 (图 4a、图 4c), 施有机肥处理下的低、高浓度 1,9-癸二醇处理使 AOA *amoA* 基因丰度相较于 CK 处理分别降低 3%和 10%, 同时使 AOB *amoA* 基因丰度相较于 CK 处理分别降低 2%和 14%。而在黑土中添加低、高浓度 1,9-癸二醇对 AOA 与 AOB *amoA* 基因丰度的降低效果均显著弱于红壤 (图 4b、图 4d)。无论有机肥施用与否, 仅在红壤中添加高浓度 1,9-癸二醇才可降低反硝化微生物(*nirK*, *nirS* 和 *nosZ*) 基因丰度 (图 4e、图 4g、图 4i), 有机肥配施高浓度的 1,9-癸二醇可使反硝化微生物 (*nirK*, *nirS* 和 *nosZ*) 基因丰度相较于 CK 处理分别降低 4%、1%和 2%。而在黑土中, 无论是否施用有机肥, 添加低、高浓度 1,9-癸二醇对 *nirK*, *nirS* 和 *nosZ* 基因丰度均无显著影响 (图 4f、图 4h、图 4j)。

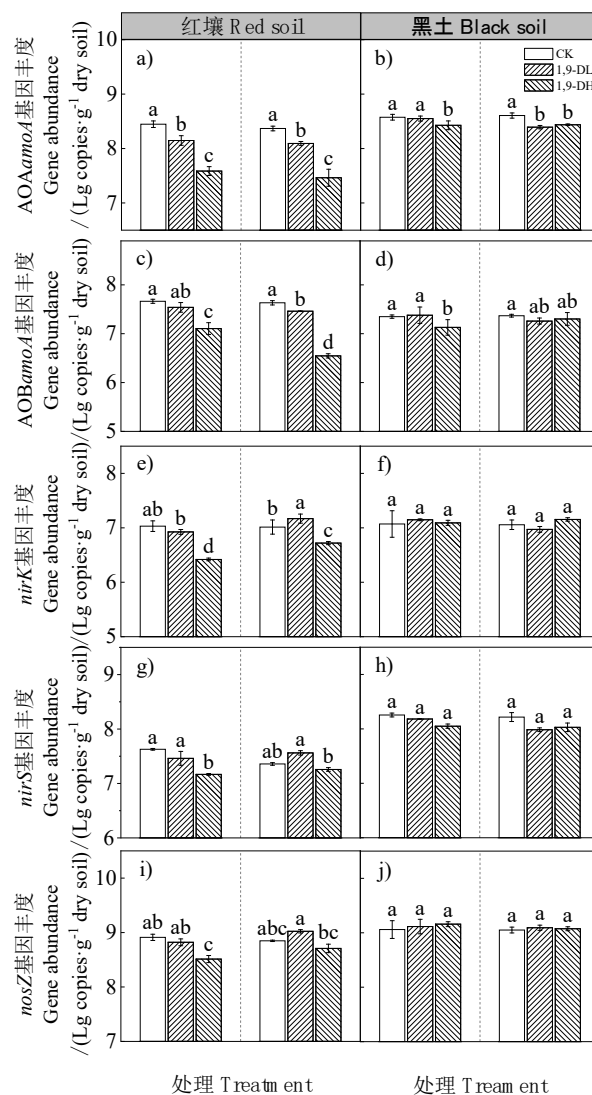
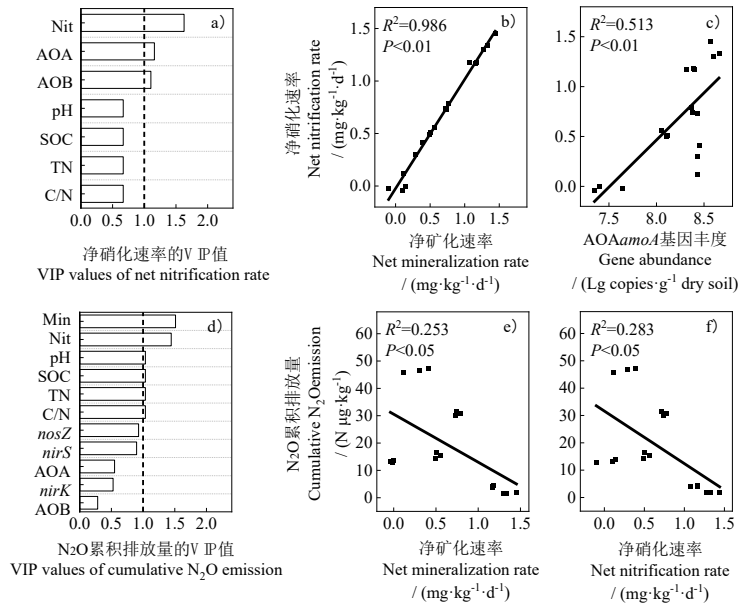


图 4 不同处理下红壤和黑土 AOA *amoA* (a-b)、AOB *amoA* (c-d) 基因丰度和 *nirK* (e-f)、*nirS* (g-h)、*nosZ* (i-j) 基因丰度

Fig. 4 Abundance of AOA *amoA* (a-b), AOB *amoA* (c-d), *nirK* (e-f), *nirS* (g-h), and *nosZ* (i-j) genes in red soil and black soil under different treatments

2.5 净硝化速率及 N₂O 累积排放量影响因子

如图 5 所示, 对有机肥施用下添加 1,9-癸二醇土壤的净硝化速率和 N₂O 累积排放量与理化性质、基因丰度进行了偏最小二乘回归分析及皮尔逊相关性分析。结果表明, 土壤净硝化速率及氨氧化微生物基因丰度是影响净硝化速率的关键因子 (VIP>1); 净矿化速率、净硝化速率和土壤理化性质 (如 pH, SOC) 是影响 N₂O 累积排放量的关键因子 (VIP>1)。净硝化速率与净矿化速率和 AOA *amoA* 基因丰度呈极显著正相关 ($P<0.01$), N₂O 累积排放量与净矿化速率和净硝化速率呈显著负相关 ($P<0.05$)。



注: Nit, 净硝化速率; AOA, 氨氧化古细菌; AOB, 氨氧化细菌; SOC, 土壤有机碳; TN, 全氮; C/N, 碳氮比; Min, 净矿化速率; *nosZ*、*nirS*、*nirK*, 反硝化微生物基因。Note: Nit, net nitrification rate; AOA, Ammonia-oxidizing archaea; AOB, Ammonia-oxidizing bacteria; SOC, soil organic carbon; TN, total nitrogen; C/N, carbon to nitrogen ratio; Min, net mineralization rate; *nosZ*, *nirS*, *nirK*, denitrification functional genes.

图 5 有机肥配施生物硝化抑制剂处理下土壤净硝化速率、N₂O 累积排放量的偏最小二乘回归分析 (a、b) 与相关性分析 (b-c、e-f)

Fig. 5 Partial least squares regression analysis of soil net nitrification rates and cumulative N₂O emissions (a, b), along with correlation analysis (b-c, e-f), under combined application of organic fertilizers with BNIs

3 讨论

3.1 有机肥配施生物硝化抑制剂对不同类型土壤硝化作用的影响

在本研究中, 无论有机肥施用与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著抑制两种土壤的净硝化速率 ($P<0.05$)。无论土壤类型, 在有机肥施用下硝化抑制率随 1,9-癸二醇添加量的增加而增加, 这与 Lu 等^[13]研究结果一致, 三种典型农田土壤中 1,9-癸二醇添加量越高, 其硝化抑制效果越显著。且本研究中, 在有机肥施用下, 低浓度 1,9-癸二醇添加即可使红壤和黑土的净硝化速率降低 44%~56%, 抑制效果与常见 SNIs 相当^[30-31]。通常而言, SNIs 抑制效果受土壤类型、氮肥管理及微生物群落特征的共同影响, 在酸性土中的硝化抑制效果劣于碱性土, 这与其主要作用于 AOB 而非 AOA 有关^[32]。而本研究发现, 在酸性红壤中添加 1,9-癸二醇较在近中性黑土中可保持更优的硝化抑制效果, 这可能归因于其能有效降低红壤中

AOA 和 AOB *amoA* 基因丰度, 并且作用效果随浓度增加而增强 (图 4a、图 4c)。同时有研究指出, 另一种 BNIs-羟基苯丙酸甲酯 (MHPP) 亦能通过降低 AOA 和 AOB *amoA* 基因丰度和活性来抑制土壤硝化^[33]。可见, BNIs 同时具有降低 AOA 和 AOB *amoA* 基因丰度的潜力。在本研究中, 向黑土中添加 1,9-癸二醇对 AOA 与 AOB *amoA* 基因丰度的抑制效果显著弱于红壤, 而回归分析表明 (图 5a), AOA 而不是 AOB 是影响净硝化速率的更关键因子。这可能是由于在酸性条件下, AOA 较 AOB 更活跃, 成为硝化作用的主要驱动者^[23]; 而中性土壤中, AOB 是硝化作用的主要驱动者, BNIs 对 AOB 的抑制效果较弱^[33]。相对于 SNIs, BNIs 对 AOA 的调控作用在酸性土壤上更好^[13, 34], 这表明 BNIs 对硝化作用的调控与土壤类型及其硝化主导的微生物类群密切相关。

值得注意的是, 在无有机肥施用下, 1,9-癸二醇添加后两种土壤的净硝化速率由正转变为负, 且随添加量的增加负值越小 (图 2)。同样地, 在有机肥施用下, 1,9-癸二醇添加到两种土壤后也观察到 NO_3^- -N 含量随培养时间下降的情况, 而不添加的对照则无此现象。通常在农田旱作系统中, 土壤 NO_3^- -N 消耗的主要过程是硝态氮同化和反硝化, 且均是碳限制的微生物过程^[35-36]。1,9-癸二醇本身就是一种碳源, 其加入极可能通过刺激土壤硝态氮同化和反硝化来降低 NO_3^- -N 含量^[37-38]。由于硝态氮同化是保氮过程而反硝化是氮损失的过程, 因此将来的研究需要进一步确定 1,9-癸二醇添加后消失 NO_3^- -N 的具体去向, 尽可能避免出现刺激反硝化氮损失的现象。以上表明无论有机肥施用与否, 添加 1,9-癸二醇均会促进土壤中 NO_3^- -N 的消耗, 因而, 1,9-癸二醇对土壤硝化过程的抑制效率有可能被高估。

3.2 有机肥配施生物硝化抑制剂对不同类型土壤 N_2O 排放的影响

本研究发现无论施用有机肥与否, 添加低、高浓度的 1,9-癸二醇均显著刺激两种土壤的 N_2O 排放, 而显著降低硝化速率 ($P<0.05$)。已有研究表明 BNIs 对土壤 N_2O 的排放有可能刺激^[39], 也有可能抑制^[40-42]。土壤 N_2O 排放主要来自硝化和反硝化过程, 净硝化速率与 N_2O 排放量呈显著负相关 ($P<0.05$, 图 5f), 这表明硝化很可能不是 N_2O 排放的关键途径。正如前文所述, 反硝化通常是碳限制的^[35-36], 本研究中 1,9-癸二醇的添加量为 1 000 和 2 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ soil (相当于 C 680 和 1 360 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ soil)^[13], 在此高碳量添加下, 植物源 BNIs 作为碳源的功能可能较明显, 促进反硝化微生物的生长并促进 N_2O 排放, 从而抵消其抑制硝化引起的 N_2O 减排效果^[43]。同样, 在施用有机肥及高浓度 1,9-癸二醇的红壤中, NH_4^+ -N 含量呈现出随培养时间延长而逐渐增加的现象 (图 1a), 这很可能也是因有机肥及 1,9-癸二醇作为碳源显著促进了有机氮的矿化, 加上 1,9-癸二醇添加显著抑制了硝化作用, 进而共同导致了 NH_4^+ -N 含量的增加。但是, 本研究表明无论有机肥施用与否, 在红壤中添加高浓度 1,9-癸二醇可降低反硝化微生物 (*nirS*, *nirK* 和 *nosZ*) 基因丰度, 而在黑土中添加低、高浓度 1,9-癸二醇对其均无显著影响。可见, 基于 DNA-qPCR 测定的微生物丰度并未能完全反映实际参与反硝化过程的活性微生物类群动态, 应进一步考虑利用 RT-PCR (reverse transcripts-PCR) 测定活性功能类群丰度^[44-45]。因此, 关于 1,9-癸二醇影响不同农田旱作土壤 N_2O 排放的微生物机制问题还需进一步探索, 并明确 N_2O 排放途径。

4 结 论

无论是否施用有机肥, 生物硝化抑制剂 1,9-癸二醇的添加可显著降低红壤和黑土的净硝化速率, 且添加量越高抑制效果越明显。有机肥配施生物硝化抑制剂可能通过降低 AOA *amoA* 基因丰度来调控土壤硝化作用, 但作用效果还受到土壤 pH 等性质的调控。此外, 添加生物硝化抑制剂显著增加了两种土壤的 N_2O 排放, 这可能与作为碳源刺激反硝化过程排放 N_2O 有关。综上, 生物硝化抑制剂的氮肥增效减排效果受土壤类型及氨氧化微生物显

著影响, 且与其用量密切相关, 较高剂量的 BNIs 可变成碳源刺激反硝化而加速 N_2O 产生。本实验在一定程度上明确了生物硝化抑制剂对土壤硝化作用与 N_2O 排放的影响及其机制, 未来可通过田间实验进一步评估其增产减排实际应用效果, 并通过微宇宙实验测定 N_2O 排放的微生物途径。

参考文献 (References)

- [1] Zeng H Q, Zhu Y Y, Wang H Y, et al. Biological nitrification inhibitor—A new strategy for controlling nitrogen loss from farmland[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(2): 382-388. [曾后清, 朱毅勇, 王火焰, 等. 生物硝化抑制剂——一种控制农田氮素流失的新策略[J]. *土壤学报*, 2012, 49(2): 382-388.]
- [2] Yu F, Shi W M. Nitrogen use efficiencies of major grain crops in China in recent 10 years[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(6): 1311-1324. [于飞, 施卫明. 近 10 年中国大陆主要粮食作物氮肥利用率分析[J]. *土壤学报*, 2015, 52(6): 1311-1324.]
- [3] Gao J C, Li Q, Zhu P, et al. Effects of organic substitution of chemical fertilizer on nitrogen transformation related enzyme activities in black soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2024, 55(1): 140-148. [高纪超, 李强, 朱平, 等. 长期化肥有机替代对黑土氮转化相关酶活性的影响[J]. *土壤通报*, 2024, 55(1): 140-148.]
- [4] Coskun D, Britto D T, Shi W M, et al. Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition[J]. *Nature Plants*, 2017, 3: 17074.
- [5] Fowler D, Coyle M, Skiba U, et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 20130164.
- [6] Wang S W, Shan J, Xia Y Q, et al. Different effects of biochar and a nitrification inhibitor application on paddy soil denitrification: A field experiment over two consecutive rice-growing seasons[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 593/594: 347-356.
- [7] Wu D, Senbayram M, Well R, et al. Nitrification inhibitors mitigate N_2O emissions more effectively under straw-induced conditions favoring denitrification[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 104: 197-207.
- [8] Lu Y F, Shi W M. Progress in research and agricultural application prospect of biological nitrification inhibitors[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(3): 545-557. [陆玉芳, 施卫明. 生物硝化抑制剂的研究进展及其农业应用前景[J]. *土壤学报*, 2021, 58(3): 545-557.]
- [9] Abalos D, Jeffery S, Sanz-Cobena A, et al. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 189: 136-144.
- [10] Sun H J, Min J, Shi W M, et al. Effects of nitrification inhibitor on rice production and ammonia volatilization in paddy rice field[J]. *Soils*, 2015, 47(6): 1027-1033. [孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 硝化抑制剂施用对水稻产量与氨挥发影响[J]. *土壤*, 2015, 47(6): 1027-1033.]
- [11] Woodward E E, Hladik M L, Kolpin D W. Nitrapyrin in streams: The first study documenting off-field transport of a nitrogen stabilizer compound[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2016, 3(11): 387-392.
- [12] Lu Y F, Shi W M. Rhizospheric chemical signals and soil nutrient transformation[J]. *Biotechnology Bulletin*, 2020, 36(9): 14-24. [陆玉芳, 施卫明. 根际化学信号物质与土壤养分转化[J]. *生物技术通报*, 2020, 36(9): 14-24.]
- [13] Lu Y F, Zhang X N, Jiang J F, et al. Effects of the biological nitrification inhibitor 1, 9-decanediol on nitrification and ammonia oxidizers in three agricultural soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2019, 129: 48-59.
- [14] Sun L, Lu Y F, Yu F W, et al. Biological nitrification inhibition by rice root exudates and its relationship with nitrogen-use efficiency[J]. *New Phytologist*, 2016, 212(3): 646-656.
- [15] Zhang X N, Lu Y F, Yang T, et al. Factors influencing the release of the biological nitrification inhibitor 1, 9-decanediol from rice (*Oryza sativa* L.) roots[J]. *Plant and Soil*, 2019, 436(1): 253-265.
- [16] Coskun D, Britto D T, Shi W M, et al. Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition[J]. *Nature Plants*, 2017, 3: 17074.
- [17] Zakir H A K M, Subbarao G V, Pearse S J, et al. Detection, isolation and characterization of a root-exuded compound, methyl

- 3-(4-hydroxyphenyl) propionate, responsible for biological nitrification inhibition by sorghum (*Sorghum bicolor*)[J]. New Phytologist, 2008, 180(2): 442-451.
- [18] Subbarao G V, Nakahara K, Ishikawa T, et al. Biological nitrification inhibition (BNi) activity in sorghum and its characterization[J]. Plant and Soil, 2013, 366(1): 243-259.
- [19] Subbarao G V, Nakahara K, Hurtado M P, et al. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures[J]. PNAS, 2009, 106(41): 17302-17307.
- [20] Sun L, Lu Y F, Yu F W, et al. Biological nitrification inhibition by rice root exudates and its relationship with nitrogen-use efficiency[J]. New Phytologist, 2016, 212(3): 646-656.
- [21] Lu Y F, Zhang X N, Ma M K, et al. Syringic acid from rice as a biological nitrification and urease inhibitor and its synergism with 1, 9-decanediol[J]. Biology and Fertility of Soils, 2022, 58(3): 277-289.
- [22] Sun L, Lu Y F, Yu F W, et al. Biological nitrification inhibition by rice root exudates and its relationship with nitrogen-use efficiency[J]. New Phytologist, 2016, 212(3): 646-656.
- [23] Ma M K, Lu Y F, Wang F J, et al. Effects and mechanisms of different biological nitrification inhibitors on N₂O emissions from red paddy soil[J]. Soils, 2024, 56(1): 19-27. [马明坤, 陆玉芳, 王方嘉, 等. 不同生物硝化抑制剂对红壤性水稻土 N₂O 排放的影响及其机制[J]. 土壤, 2024, 56(1): 19-27.]
- [24] Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China. Circular of the Ministry of Agriculture on the issuance of the action plan for zero growth in fertilizer use by 2020[EB/OL]. [2025-05-10]. https://zzys.moa.gov.cn/gzdt/201505/t20150525_6309954.htm. [中华人民共和国农业农村部. 农业部关于印发《到 2020 年化肥使用量零增长行动方案》的通知[EB/OL]. [2025-05-10]. https://zzys.moa.gov.cn/gzdt/201505/t20150525_6309954.htm.]
- [25] Zhang M, Li B, Xiong Z Q. Effects of organic fertilizer on net global warming potential under an intensively managed vegetable field in southeastern China: A three-year field study[J]. Atmospheric Environment, 2016, 145: 92-103.
- [26] Zhang Y F, Jiang Z G, Du Y Y, et al. Effects of different fertilization schemes on vegetable yield and nitrogen loss from vegetable fields[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2011, 31(5): 54-58. [张颖飞, 蒋治国, 堵燕钰, 等. 不同施肥模式对蔬菜产量及菜地氮流失的影响[J]. 水土保持通报, 2011, 31(5): 54-58.]
- [27] Mo Y F, Shen Y X, He B, et al. The response characteristics of soil microbial biomass carbon and nitrogen contents to organic fertilizer by Metaanalysis[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2024(6): 89-101. [莫艳芳, 申云鑫, 贺彪, 等. 基于整合分析土壤微生物量碳、氮含量对有机肥施用的响应特征[J]. 中国土壤与肥料, 2024(6): 89-101.]
- [28] Lang M, Yuan X H, Li P. Effects of different nitrogen application levels on net nitrogen transformation rate and greenhouse gas emission in cropland black soil[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2022, 38(31): 93-100. [郎漫, 袁晓航, 李平. 不同施氮水平对农田黑土净氮转化速率和温室气体排放的影响[J]. 中国农学通报, 2022, 38(31): 93-100.]
- [29] Huang X Q, Liu L L, Wen T, et al. Changes in the soil microbial community after reductive soil disinfestation and cucumber seedling cultivation[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100(12): 5581-5593.
- [30] Liu Q. Nitrification inhibition effects of nitrification inhibitors on soil and their microbial mechanisms[D]. Shihezi, Xinjiang: Shihezi University, 2011. [刘倩. 硝化抑制剂对土壤的硝化抑制效应及其微生物作用机理[D]. 新疆石河子: 石河子大学, 2011.]
- [31] Ma L, Liang X Y, Li D J, et al. Inhibitory effects of nitrification inhibitors combined with different nitrogen fertilizers on soil nitrification process[J]. Soils, 2024, 56(4): 726-734. [马丽, 梁雄英, 李冬佳, 等. 硝化抑制剂与不同氮肥配施对土壤硝化过程的抑制效果[J]. 土壤, 2024, 56(4): 726-734.]
- [32] Nardi P, Akutsu M, Pariasca-Tanaka J, et al. Effect of methyl 3-4-hydroxyphenyl propionate, a Sorghum root exudate, on N dynamic, potential nitrification activity and abundance of ammonia-oxidizing bacteria and archaea[J]. Plant and Soil, 2013, 367(1): 627-637.
- [33] Liu Y L, Chen Z M, Zhang N, et al. Mitigation of N₂O emissions by different nitrification inhibitors in Mollisols of Northeast China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2023, 29(6): 991-1001. [刘玉莲, 陈增明, 张楠, 等. 不同硝化抑制剂对黑土 N₂O 的减排效果[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(6): 991-1001.]

- [34] Liu T L, Ren J Q, Wang T Y, et al. Relative contribution of bacteria and Archaea to soil nitrification in neutral paddy soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018, 49(5): 1091-1096. [刘天琳, 任佳琪, 王天佑, 等. 中性紫色水稻土硝化作用中细菌和古菌的相对贡献[J]. 土壤通报, 2018, 49(5): 1091-1096.]
- [35] Cheng Y, Wang J, Wang J Y, et al. The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO_3^- immobilization: A meta-analysis[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2017, 115: 357-363.
- [36] Wang J Y, Chadwick D R, Cheng Y, et al. Global analysis of agricultural soil denitrification in response to fertilizer nitrogen[J]. Science of the Total Environment, 2018, 616/617: 908-917.
- [37] Ma Y, Jones D L, Wang J Y, et al. Relative efficacy and stability of biological and synthetic nitrification inhibitors in a highly nitrifying soil: Evidence of apparent nitrification inhibition by linoleic acid and linolenic acid[J]. European Journal of Soil Science, 2021, 72(6): 2356-2371.
- [38] Subbarao G V, Arango J, Masahiro K, et al. Genetic mitigation strategies to tackle agricultural GHG emissions: The case for biological nitrification inhibition technology[J]. Plant Science, 2017, 262: 165-168.
- [39] Xie L, Liu D Y, Müller C, et al. *Brachiaria humidicola* cultivation enhances soil nitrous oxide emissions from tropical grassland by promoting the denitrification potential: A ^{15}N tracing study[J]. Agriculture, 2022, 12(11): 1940.
- [40] Barth G, von Tucher S, Schmidhalter U. Influence of soil parameters on the effect of 3, 4-dimethylpyrazole-phosphate as a nitrification inhibitor[J]. Biology and Fertility of Soils, 2001, 34(2): 98-102.
- [41] Lam S K, Suter H, Davies R, et al. Direct and indirect greenhouse gas emissions from two intensive vegetable farms applied with a nitrification inhibitor[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018, 116: 48-51.
- [42] Lu Y F, Wang F J, Min J, et al. Biological mitigation of soil nitrous oxide emissions by plant metabolites[J]. Global Change Biology, 2024, 30(5): e17333.
- [43] Langerica-Fuentes A, Manrubia M, Giles M E, et al. Effect of model root exudate on denitrifier community dynamics and activity at different water-filled pore space levels in a fertilised soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018, 120: 70-79.
- [44] Chen S M, Kuramae E E, Jia Z J, et al. Stable isotope probing reveals compositional and functional shifts in active denitrifying communities along the soil profile in an intensive agricultural area[J]. Science of the Total Environment, 2024, 907: 167968.
- [45] Zhong L, Wang Y Z, Li M. Research progress of nitrifying and denitrifying microbial communities in grasslands[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2018, 34(3): 128-133. [钟磊, 王一喆, 李鸣. 草地硝化和反硝化微生物功能群研究进展[J]. 中国农学通报, 2018, 34(3): 128-133.]

(责任编辑: 卢 萍)