

不同硝化抑制剂与有机物料配施对棕壤 NH_3 和 N_2O 排放的影响^①

刘迎春^{1,2}, 钟新月¹, 张先凤^{1,2}, 杨文亮¹, 任国翠^{1,2}, 朱安宁^{1,2}, 信秀丽^{1,2*}

(1 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所)/封丘农业生态实验站, 南京 211135; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 为提高棕壤氮肥利用效率, 本研究利用室内培养试验, 探究了两种硝化抑制剂和两种有机物料对东北棕壤无机氮含量、 NH_3 和 N_2O 排放量以及氮转化相关酶活性的影响及其作用机理。供试外源有机物料采用腐植酸和生物炭; 供试硝化抑制剂为对羟基苯丙酸(MHPP)和 3,4-二甲吡唑磷酸盐(DMPP), 分别代表生物来源和化学合成硝化抑制剂; 试验同时使用脲酶抑制剂正丁基硫代磷酸三胺(NBPT)。试验共设置 7 个处理, 包括尿素(U)、尿素+DMPP+NBPT(UDN)、尿素+MHPP+NBPT(UMN)、尿素+DMPP+NBPT+腐植酸(UDNH)、尿素+MHPP+NBPT+腐植酸(UMNH)、尿素+DMPP+NBPT+生物炭(UDNB)、尿素+MHPP+NBPT+生物炭(UMNB)。结果表明: 抑制剂与有机物料能够通过改善土壤理化性质, 影响土壤氮转化相关酶活性以及硝化与反硝化过程, 进一步调节土壤 NH_3 挥发和 N_2O 排放。相较于 U 处理, DMPP 处理组净硝化抑制率峰值达 72.40%~89.04%, 高于 MHPP 处理组(9.63%~33.00%)。各施肥处理间的 NH_3 挥发总量差异显著, 表现为 UDNB>UMNB>UDN>UDNH>UMN>UMNH>U。与 U 处理相比, 添加生物炭显著提高了土壤 NH_3 挥发量, 增幅为 496.9%~579.7%。相反, 腐植酸具有降低土壤 NH_3 挥发损失的作用。土壤 N_2O 排放量主要受 NO_3^- -N 含量影响, 硝化抑制作用更强的 DMPP 处理组因较低的土壤 NO_3^- -N 含量, N_2O 排放量相比于 U 处理显著降低, 降幅为 44.83%~70.87%, 而 MHPP 处理组降幅为 1.82%~45.86%。综上所述, 在东北地区棕壤中施用 DMPP 减少了氮肥以 N_2O 形式的气态损失, 同时配施腐植酸减少了土壤 NH_3 挥发总量, 两者配施更有利于东北地区棕壤氮素固存。

关键词: 硝化抑制剂; 有机物料; 氮素转化; N_2O ; NH_3

中图分类号: S156.2 文献标志码: A

Effects of Different Nitrification Inhibitors Combined with Organic Materials on NH_3 and N_2O Emissions in Brown Soil

LIU Yingchun^{1,2}, ZHONG Xinyue¹, ZHANG Xianfeng^{1,2}, YANG Wenliang¹, REN Guocui^{1,2}, ZHU Anning^{1,2}, XIN Xiuli^{1,2*}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences / Fengqiu Agricultural Ecology Experimental Station, Nanjing 211135, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: To improve nitrogen utilization efficiency in brown soil, in this paper, based on a soil cultivation experiment, the effects of two nitrification inhibitors and two organic materials on the inorganic nitrogen contents, N_2O and NH_3 emissions, and nitrogen conversion related enzyme activities and their mechanisms in brown soil were studied. Humic acid and biochar were used as exogenous organic materials, hydroxyphenylpropanoic acid (MHPP) and 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) as biological sources and chemically synthesized nitrification inhibitors, respectively, and n-butylthiophosphate triamine (NBPT) as the urease inhibitor. Seven treatments were set up, including urea (U); Urea+DMPP+NBPT (UDN); Urea+MHPP+NBPT (UMN); Urea+DMPP+NBPT+humic acid (UDNH); Urea+MHPP+NBPT+humic acid (UMNH); Urea+DMPP+NBPT+Biochar (UDNB); Urea+MHPP+NBPT+Biochar (UMNB). The results showed that inhibitors and organic materials improved soil physicochemical properties, affected soil nitrogen conversion related enzyme activities and nitrification and denitrification processes, further regulated soil NH_3 volatilization and N_2O emissions. Compared to U, the peak net nitrification inhibition rate of the DMPP group

①基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA28020303, XDA28010302)资助。

* 通信作者(xlxin@issas.ac.cn)

作者简介: 刘迎春(2000—), 女, 安徽滁州人, 硕士研究生, 主要从事土壤养分循环与高效利用研究。E-mail: liuyingchun@issas.ac.cn

reached 72.40% to 89.04%, which was higher than that of the MHPP group (9.63% to 33.00%). There were significant differences in the total amounts of NH_3 volatilization among different fertilization treatments, with the order of $\text{UDNB} > \text{UMNB} > \text{UDN} > \text{UDNH} > \text{UMN} > \text{UMNH} > \text{U}$. Compared with U, the addition of biochar significantly increased soil NH_3 volatilization by 496.9% to 579.7%. On the contrary, humic acid had a tendency reducing soil NH_3 volatilization loss. Soil N_2O emission was mainly affected by the NO_3^- -N content. The DMPP group, which has a stronger nitrification inhibition effect, significantly reduced soil N_2O emissions due to lower soil NO_3^- -N content, with a decrease of 44.83% to 70.87%, while the MHPP group had a decrease of 1.82% to 45.86%. In summary, the application of DMPP in brown soil in Northeast China can reduce the gaseous loss of nitrogen fertilizer in the form of N_2O , while the combined application of humic acid can reduce the total volatilization of soil NH_3 , and their combination is more conducive to nitrogen sequestration in brown soil in Northeast China.

Key words: Nitrification inhibitor; Organic materials; Nitrogen transformation; N_2O ; NH_3

东北地区作为我国重要的商品粮基地,因侵蚀作用导致氮、磷、钾及有机质等土壤养分大量流失,耕地生产力严重退化^[1]。生物质炭和腐植酸是应用较多的提升土壤地力、改善土壤质量的外源有机物料^[2-3]。生物质炭具有疏松多孔、比表面积大、含碳丰富等特性^[4]。腐植酸同样为优质碳源,虽无生物质炭疏松多孔的结构与庞大的比表面积,但其作为生物刺激剂的一种,能够促进作物的自然生理代谢,增强营养物质的吸收及利用^[5]。

研究表明,辽宁省棕壤地区农田氮肥利用率不足 40%,约 20% 的氮肥可能以氨(NH_3)、氧化亚氮(N_2O)等气态形式损失^[6]。土壤 NH_3 挥发是由尿素快速分解导致 NH_4^+ 累积产生的。 NH_3 是大气中最重要的还原型活性氮,也是形成次生无机铵盐的重要气体前驱体^[7]。这类无机铵盐占 $\text{PM}_{2.5}$ 质量的 40%,会对大气质量和人类健康造成不利影响^[8]。 N_2O 是一种具有高增温潜势的温室气体,会对臭氧层造成破坏^[9]。虽然其在大气中的含量很低,但其温室效应是等质量 CO_2 气体的 265 倍^[10],具有较强的温室效应潜能,是农业源主要温室气体之一^[11]。因此,降低农田 NH_3 和 N_2O 排放对改善生态环境和农业生产具有重要意义。

目前,许多研究通过应用硝化抑制剂调控氮素在土壤中的转化进程,以降低土壤 NH_3 和 N_2O 排放^[12-13]。硝化抑制剂可以通过抑制硝化反应过程,延缓 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化,减少因 NO_3^- 累积过多而造成的 N_2O 排放量增加^[14]。Friedl 等^[15]与 Akiyama 等^[16]的研究均指出,3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)可以减少超过 50% 的土壤 N_2O 排放量。Meta 分析结果显示,硝化抑制剂双氰胺(DCD)和 DMPP 分别显著减少了 44.7% 和 47.6% 的土壤 N_2O 排放量^[17]。高粱根系分泌物中的对羟基苯丙酸甲酯(MHPP)是一种近期发现的新型生物硝化抑制剂,已被证实在降低 N_2O 排

放方面具有一定的效果^[18]。Yao 等^[19]研究指出,施用 MHPP 极大地降低了土壤 N_2O 排放速率的峰值,其 N_2O 总排放量比不施用 MHPP 低 79%。相比于 DCD 和 DMPP, MHPP 对紫色土 N_2O 产生速率表现出更强的抑制效果^[20]。但也有研究指出, MHPP 对 N_2O 的减排效果没有化学硝化抑制剂显著^[21]。且已有研究证明,单独施用硝化抑制剂易增加土壤 NH_3 挥发风险^[22]。然而,有机物料与硝化抑制剂配合施用对土壤氮素转化过程及氮素气态损失的影响尚不明确,值得进一步探讨。

基于以上,本研究以东北棕壤为研究对象,通过室内培养试验,探究了不同硝化抑制剂与不同有机物料配施对土壤氮素转化过程及 N_2O 、 NH_3 排放的影响及其机制,以期减少我国东北棕壤氮素气态损失、提高氮肥利用率提供科学依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试棕壤采自辽宁省铁岭市昌图县(42°48'33" N, 123°58'55"E)。该地属辽北低丘平原,中温带大陆性季风气候,日照充足,四季分明,雨热同季。利用梅花形采样法采集表层土壤(0~20 cm),晾晒风干,筛去砾石与植物根系等杂物,用四分法分样后研磨、过筛,取过 10 目和 100 目筛土样分别用于土壤培养试验及土壤基本理化性质测定。土壤基本理化性质见表 1。

供试脲酶抑制剂正丁基硫代磷酸三胺(NBPT)、生物来源硝化抑制剂对羟基苯丙酸甲酯(MHPP)由希恩思生物科技公司生产;化学合成硝化抑制剂 3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)由乐研公司生产。供试腐植酸由中向旭耀公司提供,为碱性腐植酸。供试生物质炭为在 500 °C 条件下由玉米秸秆采用限氧裂解技术制得。腐植酸、生物质炭基本性质见表 2。

表 1 供试土壤基本理化性质
Table 1 Physicochemical properties of tested soil

土壤类型	pH	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	碱解氮 (mg/kg)	NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	全磷 (mg/kg)	全钾 (g/kg)	速效钾 (mg/kg)
棕壤	5.04	18.20	1.08	122.65	14.75	24.51	471.26	25.17	158.44

表 2 腐植酸、生物质炭基本性质
Table 2 Basic properties of humic acid and biochar

有机物料	有机碳(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	比表面积(m ² /g)	孔隙度(cm ³ /g)	pH
腐植酸	204.10	25.75	30.83	10.43	2.38	0.000 63	9.17
生物质炭	193.53	3.29	3.30	22.86	3.27	0.016	9.35

1.2 试验设计

于 2023 年 6—10 月开展室内培养试验, 共设置 7 个不同处理, 分别为: 尿素(U)、尿素+DMPP+NBPT(UDN)、尿素+MHPP+NBPT(UMN)、尿素+DMPP+NBPT+腐植酸(UDNH)、尿素+MHPP+NBPT+腐植酸(UMNH)、尿素+DMPP+NBPT+生物质炭(UDNB)、尿素+MHPP+NBPT+生物质炭(UMNB)每个处理设置 3 个重复。其中, 尿素施用量为 N 0.5 g/kg, 生物质炭施用量为土壤质量的 1.2%, DMPP、MHPP、NBPT 和腐植酸的添加量分别为尿素氮量的 1%、5%、1% 和 100%。

试验前, 将 MHPP 用酒精溶解后均匀喷洒于尿素颗粒表面, 自然风干备用。试验过程具体为: 取过 10 目筛的风干土样补充水分(土壤含水率小于 20%)进行预培养, 预培养结束后测定土壤含水率。然后, 称取 240 g(干土重)土样, 按试验设计添加尿素、抑制剂等外源物质并充分混合均匀, 置于培养瓶中, 补充水分至 20% 土壤含水率(田间持水量 70%), 采集初始土样; 后用封口膜封口, 封口膜均匀扎 10 个小孔, 保证通气环境, 于恒温(25±2)℃遮光室内培养 110 d。其间, 每隔 2~5 d 用称重法补充各处理水分, 以保证瓶内水分含量保持在目标含水量。试验于培养后的第 3、5、8、12、18、30、51、70、90、110 天采集气体样品, 测定 N₂O 排放速率; 同时破坏性采样法采集土壤样品, 用于测定土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量, 计算土壤硝化抑制率。此外, 于培养前期(第 3、5、8、12、18、30 天)测定土壤尿素态氮含量及土壤酶活性, 并测定培养前 19 d 内的土壤 NH₃ 挥发量。

1.3 测定指标与方法

各指标测定遵循《土壤农业化学分析方法》^[23]。具体方法如下: 土壤尿素态氮含量采用乙酸汞浸提—分光光度法测定。土壤无机氮(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)含量通过 1 mol/L KCl 浸提, 分别采用靛酚蓝比色、紫外分光光度法测定。脲酶活性采用尿素-柠檬酸盐缓冲液培

养, 改良靛酚蓝比色法测定。依据双抗体夹心法原理^[24], 对硝化、反硝化过程中的 6 种酶包括氨单加氧酶、一氧化氮还原酶、羟胺氧化酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶以及氧化亚氮还原酶采用酶联免疫分析(ELISA)试剂盒(江苏酶免实业有限公司)进行处理, 酶标分析仪(Infinite F50)测定。

NH₃ 的采集与测定: 采用封闭式硫酸吸收法。用 10 mL 0.02 mol/L H₂SO₄ 累积吸收土壤培养过程中从土壤中挥发的 NH₃, 吸收时间根据 NH₃ 挥发规律在 24~72 h 之间调整, 使用靛酚蓝比色法测定吸收液中的 NH₄⁺-N 含量, 即为土壤 NH₃ 挥发量。N₂O 的采集与测定: 采用遮光培养法。采样前将培养瓶连接到真空泵上, 抽真空后通入空气, 重复 3 次, 使瓶内气体与大气相平衡; 采集初始气体样本作为背景值; 将培养瓶密封后置于 25℃ 恒温恒湿培养箱中黑暗密闭培养 6 h, 用 25 mL 针筒注射器反复 3 次抽提后, 采集 20 mL 气体注入真空瓶内, 使用气相色谱分析仪(Agilent 7890)测定 N₂O 浓度^[25]。

1.4 数据处理与分析

土壤 NH₃ 挥发速率:

$$E = c \times V \times t_s \times 10^3 / m \quad (1)$$

式中: E 为 NH₃ 挥发速率, μg/(kg·d)(以单质氮量计, 下同); c 为 NH₄⁺-N 测定浓度, mg/L; V 为测定样品的定容体积, mL; t_s 为分取倍数; 10^3 为换算系数; m 为土壤质量, g。

土壤 NH₃ 累积排放量:

$$M = E \times t \quad (2)$$

式中: E 为 NH₃ 挥发速率, μg/(kg·d), t 为每次连续测定的时间, d。

土壤 N₂O 排放速率:

$$F = \rho \times \Delta C / \Delta t \times 273.15 / (273.15 + T) \times V / m \quad (3)$$

式中: F 为 N₂O 挥发速率, μg/(kg·h)(以单质氮量计, 下同); ρ 为标准状态下 N₂O 的密度, 1.25 kg/m³; $\Delta C / \Delta t$ 为培养瓶内 N₂O 浓度变化率, 10⁹/h; V 为培

养瓶体积, m³; T 为环境气温, °C; m 为土壤质量, kg。

土壤 N₂O 累积排放量:

$$M = F_1 \times 24 + \sum_{i=2}^n (F_i + F_{i-1}) / 2 \times (t_i - t_{i-1}) \times 24 \quad (4)$$

式中: F_1 为培养第 1 天的 N₂O 排放速率; F_i 和 F_{i-1} 分别为培养时间 t_i 和 t_{i-1} 的 N₂O 排放速率。

土壤硝化抑制率:

$$N = (A - B) / A \times 100\% \quad (5)$$

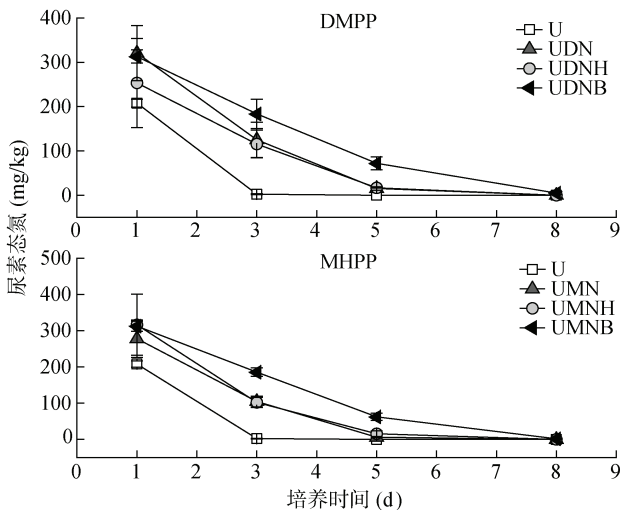
式中: N 为土壤硝化抑制率, %; A 为不添加硝化抑制剂处理土壤培养后 NO₃⁻-N 含量, mg/kg; B 为添加硝化抑制剂处理土壤培养后 NO₃⁻-N 含量, mg/kg。

采用 Excel 2021 和 SPSS 26.0 软件对数据进行处理与统计分析, 并采用 Duncan 法进行多重比较 ($P < 0.05$), 运用 Origin 2021 软件作图。

2 结果与分析

2.1 土壤中尿素态氮含量变化

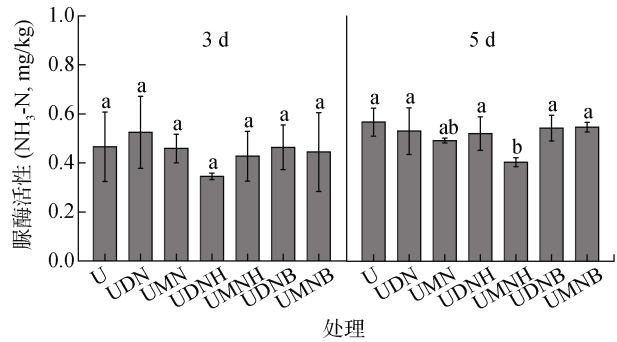
尿素施入土壤后的动态转化过程如图 1 所示。各处理土壤尿素态氮含量均随时间的推移逐渐下降, 在培养第 8 天时趋近于 0, 由此表明, 第 8 天时尿素态氮几乎分解完全。DMPP 处理组与 MHPP 处理组土壤尿素态氮含量变化趋势相近, 均延缓了尿素的分解过程。其中, UDNB、UMNB 处理在延缓尿素水解方面效果最佳。图 2 为各处理施肥后第 3、5 天的土壤脲酶活性对比图。第 3 天时, 各处理间脲酶活性无显著差异; 第 5 天时, 相较于 U 处理, 各处



(图中误差线表示 3 个重复的标准偏差; 下同)

图 1 不同处理下土壤尿素态氮含量的变化趋势

Fig. 1 Trend of soil urea nitrogen content under different treatments



(柱图上方不同小写字母表示不同处理间差异在 $P < 0.05$ 水平下显著)

图 2 各处理培养前期土壤脲酶活性变化

Fig. 2 Changes in soil urease activity during the early stage of cultivation under each treatment

理脲酶活性均有所下降, 其中 UMNH 处理下降达显著水平。

2.2 土壤中铵态氮和硝态氮含量变化

随着培养时间的推移, 各处理土壤 NH₄⁺-N 含量均表现出先增加后减少的趋势(图 3)。相较于 U 处理, UDN、UDNH、UDNB 处理培养期内土壤 NH₄⁺-N 含量始终处于较高水平。相较于 UDN 处理, UDNH、UDNB 处理进一步延缓了 NH₄⁺-N 的转化过程, UDNB 处理中期(30~90 d)效果较好, UDNH 处理后期(90 d 后)效果更为稳定。MHPP 处理组在延缓 NH₄⁺-N 转化方面效果不及 DMPP 处理组。在整个培养期间, MHPP 处理组的 NH₄⁺-N 含量与 U 处理接近, 一直处于较低水平, 且处理间差异不大。

土壤 NO₃⁻-N 含量随时间的推移呈现先上升后略微下降的趋势。相较于 U 处理, UDN、UDNH、UDNB 处理均抑制了土壤 NO₃⁻-N 的形成。结合表 3 可知, 在培养的第 18~30 天, UDN、UDNH、UDNB 处理对土壤硝化过程的抑制效率达到峰值, 为 72.40%~89.04%, 抑制效果表现为 UDNB > UDN > UDNH。UMN、UMNH、UMNB 处理对土壤 NO₃⁻-N 的抑制效果并不明显, 硝化抑制率峰值仅为 9.63%~33.00%(表 3)。值得注意的是, UMN 处理从培养的第 12 天起, 硝化抑制效果已接近于 0, 培养后期未见硝化抑制效果, 表明 MHPP 作用时间较短, 后期有机物料对硝化过程的影响更大。

2.3 土壤中氮素气态损失

各处理的 NH₃ 挥发速率总体呈现出先上升后下降的趋势(图 4)。单施尿素(U)土壤 NH₃ 挥发速率在培养第 5 天时达到峰值, 分别为 0.087 μg/(kg·d)。DMPP 处理组中, UDN、UDNH 处理的变化趋势相同, 土壤 NH₃ 挥发速率均在第 7 天时达到峰值,

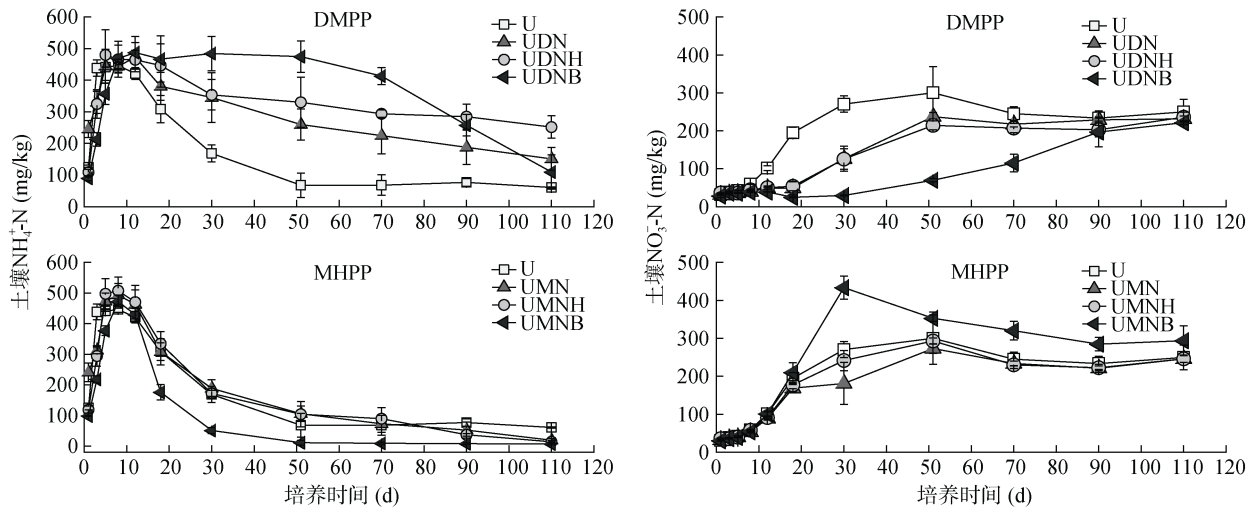


图 3 抑制剂与有机物料配施对土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 转化的影响

Fig. 3 The effect of combined application of inhibitors and organic materials on transformations of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N in soil

表 3 不同处理下的土壤硝化抑制率(%)
Table 3 Soil nitrification inhibition rates under different treatments

处理	3 d	5 d	8 d	12 d	18 d	30 d	51 d	70 d	90 d	110 d
UDN	8.76	13.91	33.16	51.94	74.80	53.34	21.01	11.29	1.93	7.34
UMN	3.97	6.14	10.03	12.41	13.41	33.00	9.02	4.61	5.28	1.58
UDNH	5.66	15.40	24.41	50.69	72.40	53.58	28.67	15.50	13.21	5.60
UMNH	8.31	6.21	1.97	10.31	8.99	10.59	2.40	6.10	4.70	1.47
UDNB	6.70	15.40	35.61	61.92	87.21	89.04	76.75	53.03	15.71	11.37
UMNB	6.39	7.04	9.63	0.61	-7.74	-60.45	-17.60	-30.67	-21.94	-17.61

为 0.098、0.096 μg/(kg·d); UDNB 处理土壤 NH₃ 挥发速率显著高于其余各处理, 且峰值时间出现推迟, 在第 9 天时达到峰值, 为 0.42 μg/(kg·d)。MHPP 处理组趋势与 DMPP 处理组相似, UMN、UMNH 处理 NH₃ 挥发速率均在第 7 天达到峰值, 分别为 0.092、0.095 μg/(kg·d); UMNb 处理在第 9 天达峰值, 为 0.44 μg/(kg·d)。结合土壤 NH₃ 排放总量可知(图 5), 相较于 U 处理, 各处理均增加了土壤 NH₃ 挥发损失风险。但 UDNH、UMNH 处理相较于 UDN、UMN 处理, 有降低 NH₃ 排放的趋势。相反的, UDNB、UMNB 处理显著提高了土壤 NH₃ 挥发量, 增幅为 496.92%、579.70%。由此表明, 腐植酸有降低土壤 NH₃ 挥发的趋势, 而生物质炭显著增加了土壤 NH₃ 挥发损失。

分析各处理施肥 110 d 内土壤 N₂O 排放速率的变化趋势(图 4)发现, 随着培养时间的推移, 各处理土壤 N₂O 排放速率总体均呈现先上升后下降的趋势。其中 U、UDN 处理土壤 N₂O 排放速率峰值均出现在第 18 天, 分别为 1.43、1.42 μg/(kg·h)。UDNH、UDNB 处理土壤 N₂O 排放速率峰值均后移至第 90 天, 分别为 0.54、0.38 μg/(kg·h)。结合

土壤 N₂O 排放总量(图 5)可知, 相较于 U 处理, DMPP 处理组各处理均显著降低了土壤 N₂O 排放量, 降幅为 44.83%~70.87%, 且 UDNB 处理与 UDN 处理之间差异达显著水平, 表明在施用抑制剂的基础上增施生物质炭可显著降低土壤 N₂O 排放总量。MHPP 处理组中, UMN、UMNH、UMNB 处理土壤 N₂O 排放速率均在第 18 天时出现峰值, 分别为 1.51、1.54 和 1.33 μg/(kg·h)。相较于 U 处理, UMN、UMNH、UMNB 处理土壤 N₂O 排放总量下降了 1.82%~45.86%, 其中 UMNb 处理与其他处理差异达显著水平。土壤总氮损失受 NH₃ 排放量的影响较大(图 5), 相较于 U 处理, UDN、UDNH 处理土壤总氮损失下降显著, UDNB、UMNB 处理土壤总氮损失显著提高。

2.4 土壤中氮转化相关酶活性变化

抑制剂与有机物料对培养第 30 天时土壤氮转化相关酶活性的影响如图 6 所示。氨单加氧酶、羟胺氧化酶是控制土壤硝化过程的主要酶。UDN、UDNH、UMNH 处理土壤氨单加氧酶活性显著高于 U 处理, 增幅为 25.14%~34.56%, 其余各处理氨单加氧酶活性均较 U 处理有所下降, 但差异未达显著

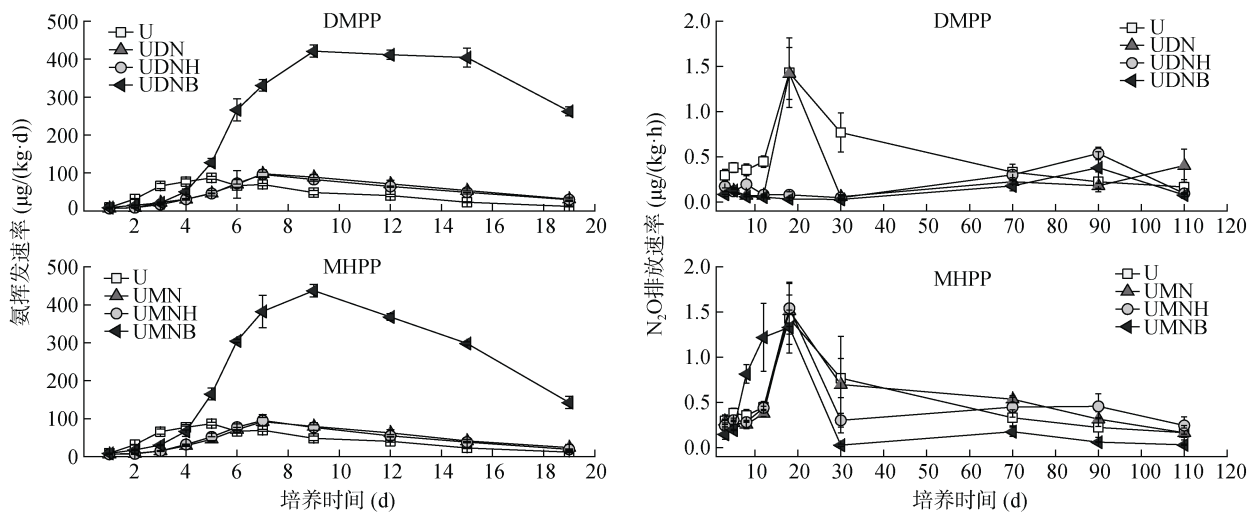
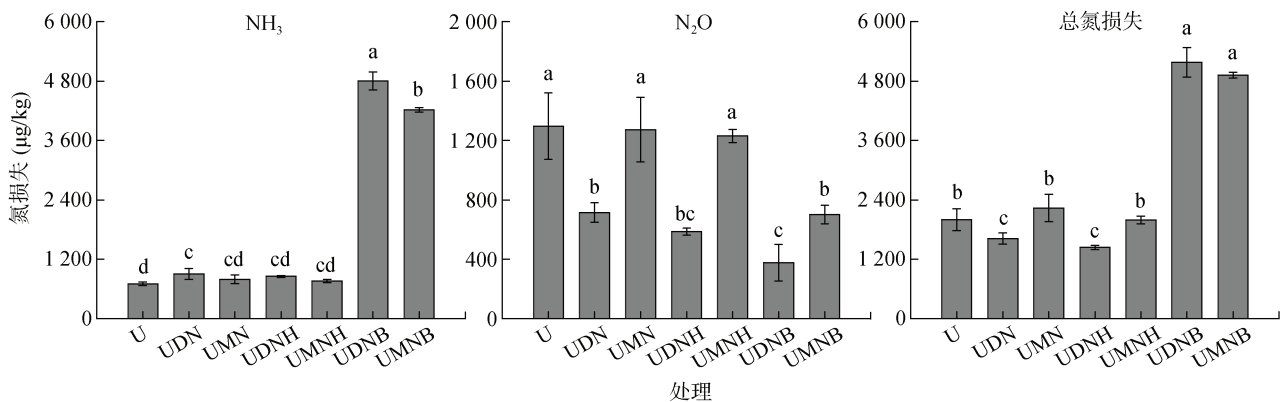
图 4 各处理土壤 NH_3 挥发速率及 N_2O 排放速率趋势Fig. 4 Trends of NH_3 volatilization rate and N_2O emission rate under each treatment

图 5 土壤气态氮损失总量对比

Fig. 5 Comparison of total loss of gaseous nitrogen in soil

水平。各处理脲酶活性与 U 处理无显著差异,但 UMNH、UDNB 处理土壤脲酶活性分别显著高于 UMN 和 UDN 处理。硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶、一氧化氮还原酶、氧化亚氮还原酶是控制土壤反硝化过程的关键酶。相较于 U 处理,除 UMNb 处理外,其余各处理土壤一氧化氮还原酶活性均有所上升,显著高于 UMNb 处理。UMNH 处理硝酸还原酶活性较 U 处理显著下降 41.67%,而 UDN、UDNH、UDNB 处理硝酸还原酶活性均显著高于 UMNH 处理。各处理土壤亚硝酸还原酶活性均显著低于 U 处理,降幅为 30.28%~57.80%。除 UDNH、UMNB 处理外,其余各处理氧化亚氮还原酶活性均显著低于 U 处理,降幅为 13.37%~55.35%。

3 讨论

本研究中,抑制剂与有机物料添加不仅延缓了尿素的分解过程,还抑制了土壤的硝化过程。其原因在

于除对照(U)外,其余各处理均施用脲酶抑制剂 NBPT, NBPT 通过抑制土壤中的脲酶活性抑制了尿素的水解过程^[26]。DMPP 处理组硝化抑制率普遍高于 MHPP 处理组。DMPP 作为化学合成硝化抑制剂,效果显著、作用时间长。而生物来源硝化抑制剂 MHPP 天然绿色,易被微生物降解利用,作用时间相对较短。且生物硝化抑制剂是植物-微生物根际互动中的特定化学信号物质,是植物根系感应到有利于硝化环境的因子后主动分泌的特定信号物质,用以调控根际硝化强度至适宜范围^[27]。本研究为纯土壤体系,缺乏作物与土壤的互作关系,一定程度上限制了 MHPP 的硝化抑制效果。

与对照相比,抑制剂添加提高了土壤 NH_3 挥发总量,其中 UDN 处理作用显著,这与已有研究结论相一致^[22]。腐植酸与抑制剂配施对土壤 NH_3 挥发无显著影响,但相比于单独施用抑制剂,腐植酸与抑制剂配施有降低土壤 NH_3 挥发损失的趋势。有研究

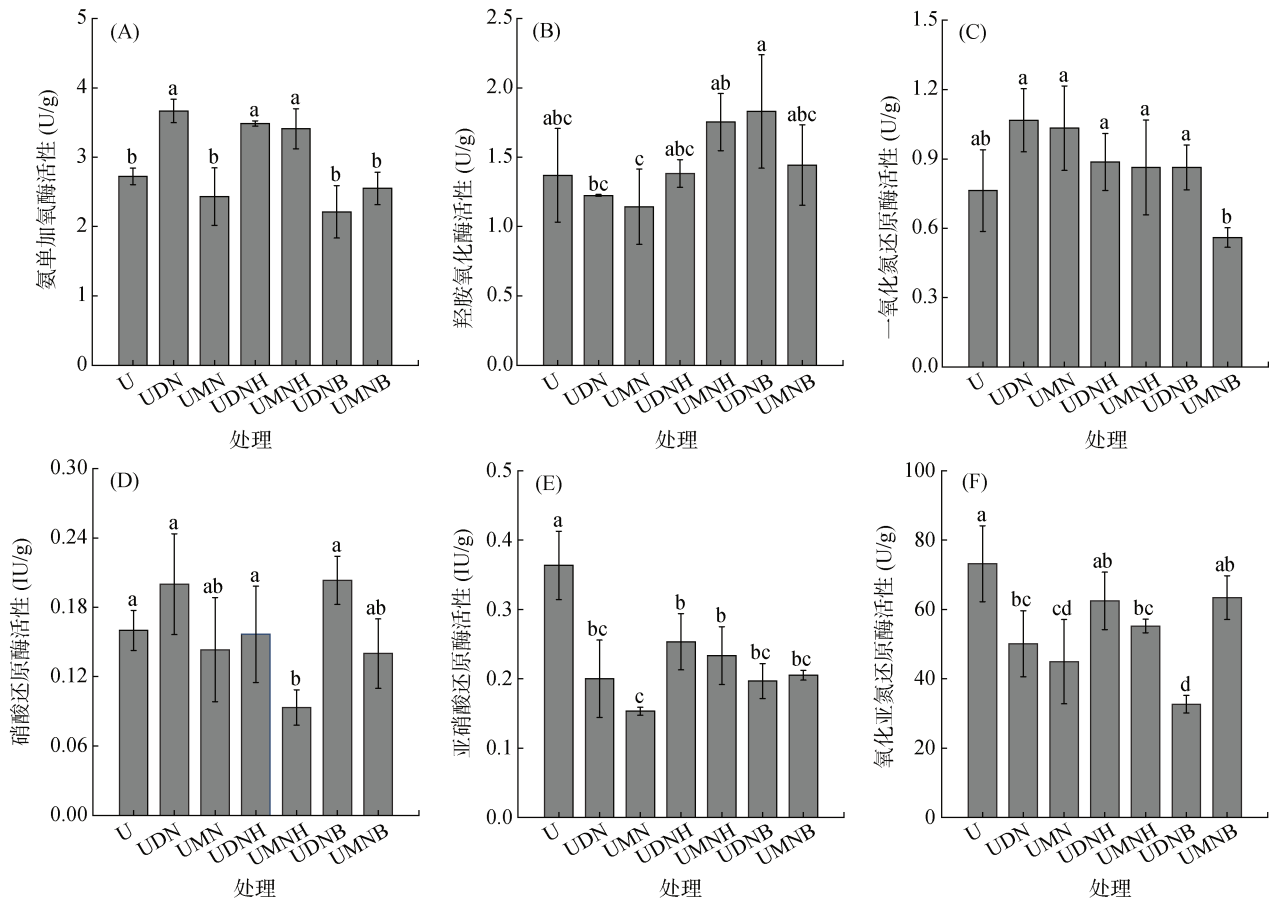


图 6 培养第 30 天土壤氮转化相关酶活性对比

Fig. 6 Comparison of nitrogen conversion related enzyme activities on 30th day of cultivation

表明，腐植酸能以生物或非生物方式与土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 结合，增强土壤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持作用，从而减少氮素以 NH_3 形式损失^[28]。腐植酸分子中的羧基也能够提高土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的保留量^[29]。生物质炭与抑制剂配施显著提高了土壤 NH_3 挥发总量，增幅为 496.9%~579.7%。土壤 NH_3 挥发量与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈正相关^[30]。本研究中，生物质炭与 DMPP 配施极大程度上抑制了土壤硝化过程的进行，土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著提高，进而导致生物质炭处理 NH_3 挥发量增加。此外，pH 是制约土壤 NH_3 排放的关键因素^[31]，二者之间呈正相关关系^[32]。强碱性生物质炭的添加提高了土壤 pH，致使 UDNB、UMNB 处理土壤 NH_3 挥发量显著提高。生物质炭具有巨大的比表面积与丰富的孔隙度(表 2)，施入土壤导致土壤容重降低，通气性增强，进一步加剧土壤 NH_3 的排放^[33]。

DMPP 单施以及与腐植酸配施相较于对照均显著降低了土壤 N_2O 排放总量，降幅分别为 44.83% 和 54.77%，而 MHPP 单施以及与腐植酸配施作用效果不显著，降幅仅分别为 1.82% 和 5.12%。土壤

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量是制约土壤 N_2O 排放的关键因素^[34]。因 DMPP 具有较强的硝化抑制作用，土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量一直处于较低水平， N_2O 排放速率显著降低；而 MHPP 对土壤硝化过程的抑制效果并不显著，土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量较高，以至于 N_2O 排放总量与对照处理差异不显著。此外，腐植酸还增加了土壤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持作用，降低了土壤硝化、反硝化过程中的氮素来源^[26-27]，进一步限制了土壤 N_2O 的产生。本研究中，DMPP、MHPP 单施以及 DMPP 与腐植酸配施，相较于对照，均显著降低了土壤亚硝酸还原酶活性。MHPP 与腐植酸配施在降低土壤亚硝酸还原酶活性的同时，显著降低了土壤硝酸还原酶活性。硝酸还原酶、亚硝酸还原酶是反硝化过程的关键酶^[35]，二者活性的降低抑制了土壤反硝化过程，减少了土壤 N_2O 的排放量。与对照相比，生物质炭与抑制剂配施显著降低了土壤 N_2O 排放总量，降幅为 45.86%~70.87%。前人研究表明，施用生物质炭可以降低反硝化产物中的 N_2O 占比^[36]，最高可使反硝化产物比 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2)$ 减少 83.6%^[37]。可能的机理是生物质炭能够改变与 N_2O 还原相关的微生物群落

和丰度^[38]；且生物质炭作为电子穿梭体，其还原性基团可以提供电子，促进微生物进行完全反硝化，降低土壤 N₂O 排放量^[39-40]。本研究中，生物质炭与抑制剂配施显著降低了土壤亚硝酸还原酶活性，抑制了土壤反硝化过程，降低了土壤 N₂O 的产生。此外，pH 是影响土壤 N₂O 排放的因素之一，生物质炭添加后土壤 pH 上升，促使反硝化过程向着有利于 N₂ 的方向改变^[41]，进而降低了土壤 N₂O 的排放总量。

4 结论

棕壤中氮素转化与气态损失对不同抑制剂与有机物料响应有明显差异。抑制剂不仅延缓了尿素态氮的分解，还抑制了土壤的硝化过程，且 DMPP 处理组效果优于 MHPP 处理组。抑制剂与有机物料能够通过改善土壤理化性质，影响土壤氮转化相关酶活性以及硝化与反硝化过程，进一步调节土壤 NH₃ 挥发和 N₂O 排放。相比于对照，抑制剂提高了土壤氮挥发损失。抑制剂与腐植酸配施相较于抑制剂单独施用有降低土壤 NH₃ 挥发总量的趋势，但与生物质炭配施显著提高土壤 NH₃ 挥发总量。土壤 N₂O 排放量主要受 NO₃⁻-N 含量影响，MHPP 处理组由于硝化抑制作用较弱，NO₃⁻-N 含量一直处于较高水平，致使土壤 N₂O 排放量较对照降幅并不显著。相反，DMPP 处理组由于较强的硝化抑制作用，显著降低了土壤 N₂O 排放。生物质炭与抑制剂配合施用较抑制剂单独施用进一步降低了土壤 N₂O 排放总量，腐植酸效果次之。但由于本试验为纯土壤体系，MHPP 作为生物来源硝化抑制剂，在有无作物的培养体系中可能表现出截然不同的效果，抑制剂、有机物料与作物的互作关系对土壤氮素转化的影响值得进一步研究。总体而言，在东北地区偏酸性棕壤中施用 DMPP 减少了氮肥以 N₂O 形式的气态损失，同时配施腐植酸减少了土壤 NH₃ 挥发总量，两者配合施用更有利于东北地区棕壤氮素固存。

参考文献：

- [1] 张新乐, 钱蕾, 鲍依临, 等. 黑土区田块尺度耕地质量遥感监测与评价[J]. 土壤通报, 2020, 51(6): 1303-1312.
- [2] Wang Q, Hu X H, Ma Y H, et al. Enhancing sugar beet yield and quality in Northeast China: Investigating the synergistic impact of sugar mill filter mud and biochar on black soil[J]. *Scientia Horticulturae*, 2024, 326: 112680.
- [3] Masmoudi S, Abid W, Medhioub K, et al. Compost derived from olive mill cake: Effects on isohumic soil quality based on humic acids characterization[J]. *Heliyon*, 2024, 10(16): e36456.
- [4] Adak E, Halder S, Koley B, et al. An overview of the importance of biochar in sustainable agriculture[J]. *Journal of Advances in Biology & Biotechnology*, 2024, 27(6): 924-937.
- [5] Olubisi O J, Dick D P, Ojo A O, et al. Impact of urea-intercalated-biochar on N-release in soil and humified soil organic matter[J]. *Journal of Sustainable Development*, 2023, 16(3): 79.
- [6] Su C X, Kang R H, Huang W T, et al. Temporal patterns of N₂O fluxes from a rainfed maize field in Northeast China[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2021, 9: 668084.
- [7] 李森, 遆超普, 彭凌云, 等. 不同区域旱地土壤氮挥发过程同位素 δ¹⁵N 变化规律[J]. 土壤学报, 2023, 60(3): 705-715.
- [8] Van Donkelaar A, Martin R V, Brauer M, et al. Global estimates of fine particulate matter using a combined geophysical-statistical method with information from satellites, models, and monitors[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(7): 3762-3772.
- [9] 杨钰, 赵永鉴, 宋晓桐, 等. 典型旱作农田土壤氧化亚氮排放的氨氧化微生物相对贡献[J]. 土壤学报, 2024, 61(5): 1398-1409.
- [10] Yuan X, Wang S L, Chen F S, et al. Non-additive effects of Chinese fir leaf litter mixtures of different ages on soil N₂O emissions in a monoculture plantation treated with N and P additions[J]. *Plant and Soil*, 2025, 512(1): 209-221.
- [11] 刘鑫慧, 李雅颖, 郑宁国, 等. 全球环境变化对土壤 N₂O 排放影响的研究进展[J]. 土壤通报, 2023, 54(1): 213-222.
- [12] Guo B L, Zheng X Z, Yu J H, et al. Liming and nitrification inhibitor affects crop N uptake efficiency and N loss through changing soil N processes[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2022, 58(8): 949-959.
- [13] 田发祥, 纪雄辉, 官迪, 等. 氮肥增效剂的研究进展[J]. 杂交水稻, 2020, 35(5): 7-13.
- [14] 杨柳青, 季加敏, 巨晓棠. 硝化/脲酶抑制剂对石灰性潮土 N₂O 减排效果及氮素转化的比较[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3): 605-612.
- [15] Friedl J, Scheer C, Rowlings D W, et al. Effect of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) on N-turnover, the N₂O reductase-gene nosZ and N₂O: N₂ partitioning from agricultural soils[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 2399.
- [16] Akiyama H, Morimoto S, Hayatsu M, et al. Nitrification, ammonia-oxidizing communities, and N₂O and CH₄ fluxes in an imperfectly drained agricultural field fertilized with coated urea with and without dicyandiamide[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(2): 213-223.
- [17] Yang M, Fang Y T, Sun D, et al. Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: A meta-analysis[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 22075.
- [18] Wang X, Bai J H, Xie T, et al. Effects of biological nitrification inhibitors on nitrogen use efficiency and

- greenhouse gas emissions in agricultural soils: A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 220: 112338.
- [19] Yao Y L, Zeng K, Song Y Z. Biological nitrification inhibitor for reducing N_2O and NH_3 emissions simultaneously under root zone fertilization in a Chinese rice field[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114821.
- [20] 赖晶晶, 兰婷, 王启, 等. 硝化抑制剂对紫色土硝化作用及 N_2O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(6): 1420–1428.
- [21] 周金泉, 张明超, 魏志军, 等. 高粱分泌硝化抑制物对羟基苯丙酸与质子泵的关系研究[J]. *土壤学报*, 2015, 52(3): 620–627.
- [22] 曾科, 王书伟, 朱文彬, 等. 不同硝化抑制剂对稻季 N_2O 排放、 NH_3 挥发和水稻产量的影响[J]. *土壤*, 2023, 55(3): 503–511.
- [23] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 156–249.
- [24] 李海涛, 谢春梅, 刘成前, 等. UV-B 增强后秸秆还田分解对土壤氮转化微生物及酶活性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(1): 111–121.
- [25] 华瑶, 陆玉芳, 高维常, 等. 生物硝化抑制剂对黔西南黄壤硝化作用及 N_2O 排放的影响[J]. *土壤*, 2023, 55(3): 512–519.
- [26] 史晓晴, 张鑫, 徐霄, 等. 脲酶抑制剂 NBPT 对水泡粪猪舍粪尿氮素转化及氨挥发的影响[J]. *中国农业大学学报*, 2024, 29(12): 165–173.
- [27] 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.
- [28] 周爽, 其力莫格, 谭钧, 等. 腐植酸提高土壤氮磷钾养分利用效率的机制[J]. *腐植酸*, 2015(2): 1–8.
- [29] Kasim S, Ahmed O H, Ab Majid N M, et al. Effect of organic based N fertilizer on dry matter (*Zea mays* L.), ammonium and nitrate recovery in an acid soil of Sarawak, Malaysia[J]. *American Journal of Applied Sciences*, 2009, 6(7): 1289–1294.
- [30] 史广宇, 吴贝贝, 胡嘉源, 等. 施加生物炭缓解土壤氮流失机理的研究进展[J]. *环境化学*, 2025, 44(1): 149–163.
- [31] Rosliza S, Ahmed O H, Ab Majid N M. Controlling ammonia volatilization by mixing urea with humic acid, fulvic acid, triple superphosphate and muriate of potash[J]. *American Journal of Environmental Sciences*, 2009, 5(5): 605–609.
- [32] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 206: 46–59.
- [33] 赵进, 赵旭, 王慎强, 等. 长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土肥力、固碳及氨挥发的影响[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(1): 176–184.
- [34] 张楠, 黎焯, 刘玉莲, 等. 有机肥组分特征对黑土 N_2O 排放的影响研究[J]. *土壤*, 2023, 55(1): 62–71.
- [35] 曹慧丽, 樊丹丹, 姚敏杰, 等. 土壤反硝化过程速率测定方法[J]. *应用与环境生物学报*, 2021, 27(4): 1102–1109.
- [36] Song Y Z, Li Y F, Cai Y J, et al. Biochar decreases soil N_2O emissions in Moso bamboo plantations through decreasing labile N concentrations, N-cycling enzyme activities and nitrification/denitrification rates[J]. *Geoderma*, 2019, 348: 135–145.
- [37] 高尚洁, 刘杏认, 徐春英, 等. 生物炭添加对土壤反硝化产物比的影响研究进展[J]. *中国农业气象*, 2024, 45(7): 777–785.
- [38] Fungo B, Chen Z, Butterbach-Bahl K, et al. Nitrogen turnover and $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ratio of three contrasting tropical soils amended with biochar[J]. *Geoderma*, 2019, 348: 12–20.
- [39] Pascual M B, Sánchez-Monedero M Á, Cayuela M L, et al. Biochar as electron donor for reduction of N_2O by *Paracoccus denitrificans*[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2020, 96(8): fiae133.
- [40] Yuan H J, Zhang Z J, Li M Y, et al. Biochar's role as an electron shuttle for mediating soil N_2O emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2019, 133: 94–96.
- [41] Luz M C, Angel M S, Asunción R, et al. Biochar and denitrification in soils: When, how much and why does biochar reduce N_2O emissions?[J]. *Scientific Reports*, 2013, 3(1): 1732.

(责任编辑: 于 飞)