

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.03.006

曾科, 王书伟, 朱文彬, 等. 不同硝化抑制剂对稻季 N₂O 排放、NH₃ 挥发和水稻产量的影响. 土壤, 2023, 55(3): 503–511.

不同硝化抑制剂对稻季 N₂O 排放、NH₃ 挥发和水稻产量的影响^①

曾科^{1,2}, 王书伟^{1,3}, 朱文彬^{1,2}, 田玉华¹, 尹斌^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要: 为了筛选出水稻生产中应用效果更佳硝化抑制剂, 在太湖地区开展水稻季田间小区试验, 尿素中分别添加化学合成硝化抑制剂 2-氯-6-三氯甲基吡啶(CP)和 3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)以及生物硝化抑制剂对羟基苯丙酸甲酯(MHPP), 探讨 3 种不同硝化抑制剂对水稻季 N₂O 排放、NH₃ 挥发、水稻产量和氮肥利用率的影响。结果表明, 与单施尿素处理相比, 尿素添加 3 种硝化抑制剂能显著减少 N₂O 排放总量, 抑制效果表现为 DMPP(31.71%)>MHPP(30.40%)>CP(27.83%), 不同硝化抑制剂间减排效果无显著差异; 添加硝化抑制剂均显著增加了 NH₃ 挥发总量, 促进作用表现为 CP(58.7%)>DMPP(40.3%)>MHPP(25.3%), 不同硝化抑制剂间差异显著; 添加硝化抑制剂的增产幅度为 MHPP(4.9%)>CP(3.3%)>DMPP(1.1%), 不同硝化抑制剂间无显著差异; 氮肥表现利用率显著增加, 表现为 MHPP(15.7%)>CP(13.8%)>DMPP(10.9%), 但不同硝化抑制剂间无显著差异; 综合考虑活性气态氮损失量和水稻产量, 3 种硝化抑制剂相比单施尿素均显著增加了单位产量活性气态氮排放强度, 增加幅度表现为 CP(50.3%)>DMPP(35.0%)>MHPP(17.8%), CP 显著高于 DMPP 和 MHPP。综合比较, 生物硝化抑制剂 MHPP 在水稻生产中增效减排的作用优于化学合成硝化抑制剂 CP 和 DMPP, 但在生产应用中要与其他 NH₃ 挥发减排措施相结合, 更好地发挥其增效减排潜力, 推动农业绿色可持续发展。

关键词: 稻季; 硝化抑制剂; N₂O 排放; NH₃ 挥发; 水稻产量

中图分类号: S143.1; S511 文献标志码: A

Effects of Different Nitrification Inhibitors on N₂O Emission, NH₃ Volatilization and Yield in Rice Season

ZENG Ke^{1,2}, WANG Shuwei^{1,3}, ZHU Wenbin^{1,2}, TIAN Yuhua¹, YIN Bin^{1*}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Jiangsu Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: In order to screen out nitrification inhibitor with better application effect in rice production, a paddy field plot experiment was conducted in Taihu Lake region. Synthetic nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloro-methyl) pyridine (CP), 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP), and biological nitrification inhibitor methyl 3-(4-hydroxyphenyl) propionate (MHPP) were added into urea, then the effects of different nitrification inhibitors (NIs) on N₂O emission, NH₃ volatilization, rice yield and nitrogen utilization efficiency in rice season was investigated. The results show that compared with urea alone application, the addition of NIs decrease total N₂O emission but increase total NH₃ volatilization. The inhibitory effects of different NIs on total N₂O emission are DMPP (31.71%)>MHPP (30.40%)>CP (27.83%), but no significant difference is found among different NIs. The promotion effects on total NH₃ volatilization are CP (58.7%)>DMPP (40.3%)>MHPP (25.3%), no significant difference is found among different NIs. The rice yield and apparent N recovery efficiency are increased with NIs, effects of grain yield increase are MHPP (4.9%)>CP (3.3%)>DMPP (1.1%), and enhancement effects of nitrogen are MHPP (15.7%)>CP (13.8%)>DMPP (10.9%), no significant difference is found among different NIs. Comprehensively consider the rice yield and reactive gaseous nitrogen emission which induced by N₂O and NH₃, NIs increase yield-scaled reactive gaseous nitrogen emission,

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0200104, 2016YFC0207906)资助。

* 通讯作者(byin@issas.ac.cn)

作者简介: 曾科(1991—), 男, 湖北京山人, 博士研究生, 主要从事农田氮素循环研究。E-mail: zengke@issas.ac.cn

and CP (50.3%) is higher than DMPP (35.0%) and MHPP (17.8%). Overall, our study suggests that MHPP may be a better choice than CP and DMPP which decrease nitrogen loss and increase yield. Furthermore, NH_3 volatilization reduction measures should be combined with NIs to achieve better nitrogen use efficiency and promote the green sustainable development of agriculture.

Key words: Rice season; Nitrification inhibitor; N_2O emission; NH_3 volatilization; Rice yield

太湖地区是我国水稻主产区之一,同时也是氮肥施用量较高的区域,高投入、高污染、低利用是该地区水稻生产中存在的问题。施用氮肥是水稻产量和品质的保证,氮肥的过量投入和不合理的施用方式会导致大量的氮素损失且氮肥利用率较低。反硝化损失和 NH_3 挥发是稻田主要的氮素损失途径,硝化和反硝化过程的中间产物 N_2O 对全球气候变暖和臭氧层破坏都有重大影响^[1], NH_3 挥发会带来雾霾污染、土壤酸化、水体富营养化和生物多样性降低等问题^[2]。在水稻生产中兼顾农学和环境效益,稳产增产的前提下提高氮肥利用率减少氮素环境损失的氮肥管理措施值得进行探讨。

氮肥高效利用是解决粮食安全、环境和气候变化问题的重要途径之一。优化氮肥类型、施用方式和有机肥替代等是实现氮肥高效利用的有效途径^[3],其中高效氮肥的应用可以协调作物氮素需求和土壤氮素供应的关系,进而影响作物对氮素的吸收和氮素的损失^[4]。硝化抑制剂是能抑制氨氧化微生物活性,延缓 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 进一步硝化为 NO_3^- 的有机或无机化合物^[1],作为氮肥增效剂广泛应用于农业生产中。从来源上硝化抑制剂可分为化学合成硝化抑制剂(SNIs)和生物硝化抑制剂(BNIs)。目前农业上广泛应用的 SNIs 主要有双氰胺(DCD)、2-氯-6-三氯甲基吡啶(CP)和 3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)这 3 种^[5]。大量田间试验结果显示 SNIs 有增产增效,减少 N_2O 排放和 NO_3^- 淋溶损失的作用^[6-7]。BNIs 指植物根系产生和分泌的能抑制土壤硝化作用的物质^[7-8],目前高粱(*Sorghum bicolor*)、臂形草(*Brachiaria humidicola*)、印度苦楝树(*Azadiracta indica*)、水稻(*Oryza sativa*)以及卡贾兰树(*Pongamia glabra*)等植物被发现能释放抑制硝化作用的物质^[5, 8-9]。轮作或间作高 BNIs 活性的植物有温室气体减排、提高作物产量和氮肥利用率的潜力^[10-12]。BNIs 相比 SNIs 具有对农作物无毒害、易分解和易从自然界获取等优点^[9]。对羟基苯丙酸甲酯(MHPP)是从高粱根系分泌物中直接提取出来的新型生物硝化抑制剂^[13],作为氮肥增效剂其田间使用效果还未得到充分研究^[5]。硝化抑制剂的应用能减少 N_2O 排放,但同时也有增加 NH_3 挥发的风险,而挥发到大气中的 NH_3 沉降造成的间接 N_2O 排放会减弱硝化抑制剂的减排作用^[14-15],需要综合考虑其

应用效果。因此,本研究在太湖地区开展水稻田间小区试验,研究化学合成硝化抑制剂 CP 和 DMPP 以及生物硝化抑制 MHPP 添加到尿素中,对水稻季 N_2O 排放、 NH_3 挥发和水稻产量的影响,评估这 3 种硝化抑制剂增产增效减排的效果,为基于 BNIs 的新型增效氮肥的推广应用提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验地点

田间试验于 2018 年水稻季在江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站(31°32'93"N, 120°41'88"E)进行。试验区位于太湖地区,属湿润的亚热带季风气候区。供试土壤类型为湖积物发育的潜育型水稻土(乌栅土),表层土壤基本理化性质: $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 7.36, 阳离子交换量(CEC)20.2 cmol/kg, 有机质 42.42 g/kg, 全氮 2.59 g/kg, 全磷 0.93 g/kg, 全钾 17.11 g/kg。

1.2 试验材料

供试水稻品种为常优 6 号,由常熟市农科院提供。供试氮肥为尿素(含 N 46%),磷肥为过磷酸钙(含 P_2O_5 12%),钾肥为氯化钾(含 K_2O 60%)。供试硝化抑制剂分别为 2-氯-6-三氯甲基吡啶(2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine, CP)、3,4-二甲基吡唑磷酸盐(3,4-dimethylpyrazole phosphate, DMPP)和对羟基苯丙酸甲酯(methyl 3-(4-hydroxyphenyl) propionate, MHPP)。CP 由浙江奥复托化工有限公司生产,DMPP 和 MHPP 均由上海浩鸿生物医药科技有限公司生产。

1.3 试验设计

田间试验共设置 6 个处理,各 3 次重复,分别为: ①CK(不施氮肥); ②N270(施氮量 270 kg/hm²); ③N210(施氮量 210 kg/hm²); ④N210+CP; ⑤N210+DMPP; ⑥N210+MHPP。硝化抑制剂用量为对应施氮量的 1%,施用前与尿素混匀。每个小区面积为 42 m²(6 m × 7 m),由覆有塑料薄膜的田埂(高 30 cm、宽 40 cm)隔开,单排单灌。所有处理的磷肥和钾肥用量分别为 P_2O_5 90 kg/hm² 和 K_2O 120 kg/hm²,作为基肥施用。氮肥分 3 次施用,基肥:分蘖肥:穗肥为 4:3:3。水稻于 2018 年 7 月 7 日移栽,间距为 20 cm × 20 cm,11 月 5 日收获。中期烤田和收获前两周排水,其他时期田面水深度维持在 3~5 cm,其他田间管理措施与当地一致。

1.4 采样测定与数据计算分析

水稻生育期内 N₂O 的采集用静态箱法，采集的气体样品用气相色谱仪(安捷伦 7890A)分析测定^[16]。施肥后稻田 NH₃ 挥发的采集用密闭式抽气法，每次施肥后采样持续 10 ~ 14 d，每次采样时间为 8:00—9:00 和 16:00—17:00，稀硫酸吸收液中的 NH₄⁺-N 浓度用靛酚蓝比色法测定^[17]。水稻成熟后避开小区边缘随机选取 3 处 1 m × 1 m 的区域将水稻收割，籽粒和秸秆在脱粒后分别计产，另选取部分籽粒和秸秆样品杀青烘干粉碎后过 100 目筛，用浓硫酸-混合催化剂消煮，凯氏定氮法测定总氮含量。

N₂O 排放通量计算如下：

$$F_{N_2O} = \rho \times \frac{dc}{dt} \times \frac{V}{A} \times \frac{273}{273 + T} \quad (1)$$

$$E_{N_2O} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{F_i + F_{i+1}}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \times 10^{-2} \quad (2)$$

式中：F_{N₂O} 为 N₂O 排放通量(N μg/(m²·h))；ρ 为标准大气状态下 N₂O-N 的密度(1.25 kg/m³)；dc/dt 为单位时间采样箱内 N₂O 随时间的浓度变化量，是 4 次采样气体的浓度与时间进行回归分析的斜率；V 为采样箱的体积(m³)；A 为采样箱底座的面积(m²)；T 为采样时箱内温度(°C)；E_{N₂O} 为 N₂O 总排放量(N kg/hm²)；F_i 为第 i 天采样日 N₂O 排放通量(N μg/(m²·h))；t_{i+1}-t_i 为两次采样间隔天数(d)。

NH₃ 挥发通量计算公式如下：

$$F_{NH_3} = \frac{C \times V \times 24 \times 10^{-6}}{\pi \times r^2 \times t \times 10^{-4}} \quad (3)$$

式中：F_{NH₃} 为 NH₃ 挥发通量(N kg/(hm²·d))；C 为靛酚蓝比色法测得吸收液中 NH₄⁺-N 的浓度(N mg/L)；V 为稀硫酸吸收液的体积(L)；10⁻⁶ 为 mg 转换到 kg；

t 为每日 NH₃ 挥发采集时间(h)；r 为抽气室的半径(m)；10⁻⁴ 为 m² 转换到 hm²；NH₃ 挥发总量为采样期内每日通量的累加值；

N₂O 和 NH₃ 排放系数计算公式如下：

$$EF_{N_2O/NH_3} = \frac{E_N - E_0}{R_N} \times 100 \quad (4)$$

式中：EF_{N₂O/NH₃} 为 N₂O 或 NH₃ 排放系数(%)；E_N 为施氮处理 N₂O 或 NH₃ 排放总量(N kg/hm²)；E₀ 为不施氮处理 N₂O 或 NH₃ 排放总量(N kg/hm²)；R_N 为氮肥施用量(N kg/hm²)。

单位产量活性气态氮排放强度计算公式如下^[18]：

$$\text{Yield-scaled } EN_{rg} = \frac{E_{N_2O+NH_3}}{\text{Yield}} \quad (5)$$

式中：Yield-scaled EN_{rg} 为单位产量活性气态氮排放强度(N kg/t)；E_{N₂O+NH₃} 为 N₂O 和 NH₃ 排放总量之和(N kg/hm²)；Yield 为水稻籽粒产量(t/hm²)。

氮肥表观利用率计算公式如下：

$$\text{ANRE} = \frac{U_N - U_0}{R_N} \times 100 \quad (6)$$

式中：ANRE 为氮肥表观利用率(%)，U_N 为施氮区植株总吸氮量(N kg/hm²)，U₀ 为不施氮区植株总吸氮量(N kg/hm²)，R_N 为氮肥施用量(N kg/hm²)。

试验数据采用 Excel 2019 计算平均值和标准偏差；采用 SPSS 19.0 进行单因素方差分析，显著性检验水平为 P<0.05；作图采用 Origin 2022 软件。

2 结果与分析

2.1 不同硝化抑制剂添加下 N₂O 排放通量和总量

由图 1 可知，各施氮处理 N₂O 排放通量规律相似，排放峰出现在分蘖肥和穗肥施用后以及中期烤田

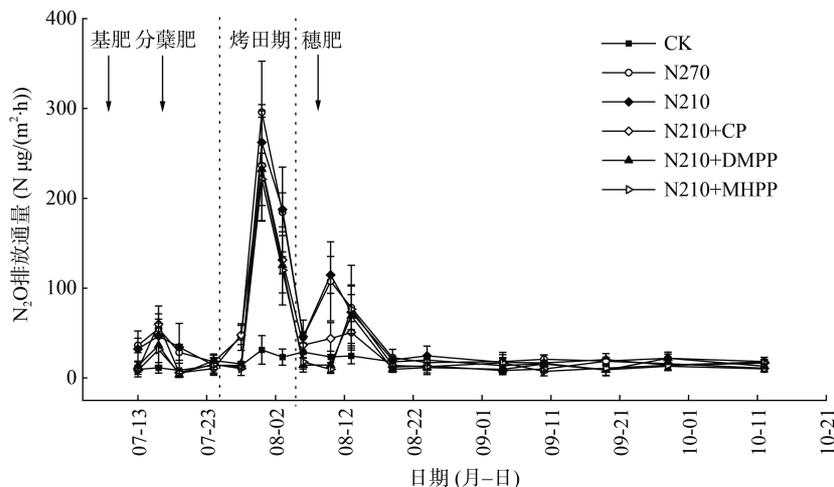
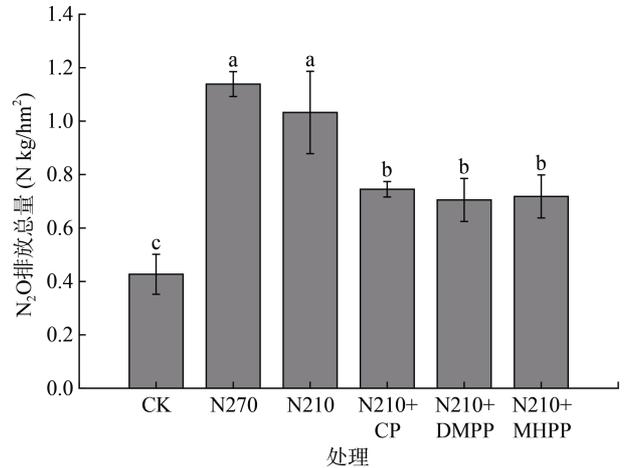


图 1 水稻生育期内不同施肥处理下 N₂O 排放通量变化

Fig. 1 Dynamics of N₂O emission flux under different fertilization treatments in rice growth period

期。在持续淹水的条件下非施肥期 N_2O 排放量极低,烤田后急剧上升,排放峰值出现在中期烤田期间,达到 $\text{N } 221.1 \sim 295.9 \mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。施氮后 N_2O 排放通量增加,且穗肥施用后的排放量更高。水稻生育后期 N_2O 排放通量均维持在较低水平,CK、N270、N210、N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理的 N_2O 平均排放通量分别为 $\text{N } 13.4$ 、 35.7 、 33.1 、 24.1 、 22.6 和 $23.0 \mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。添加硝化抑制剂处理的排放峰值和平均排放通量均显著低于 N270 和 N210 处理 ($P<0.05$)。

由图 2 可知,施氮处理的 N_2O 排放总量显著高于 CK 处理 ($P<0.05$)。施氮处理的 N_2O 排放总量介于 $\text{N } 0.7 \sim 1.1 \text{ kg}/\text{hm}^2$,排放系数介于 $0.14\% \sim 0.29\%$ 。N210 处理比 N270 处理 N_2O 排放总量减少了 7.4% ,差异不显著。添加硝化抑制剂进一步减少了 N_2O 排放总量,相比 N210 处理,N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理分别减少了 27.8% 、 31.7% 和 30.4% 。3 种硝化抑制剂均显著降低了 N_2O 排放通量,但不同抑制剂间差异不显著。



(图中小写字母不同表示处理间差异显著 ($P<0.05$),下同)

图 2 水稻生育期内不同施肥处理 N_2O 排放总量

Fig. 2 Total N_2O emissions under different fertilization treatments in rice growth period

2.2 不同硝化抑制剂添加下 NH_3 挥发通量和总量

由图 3 可知,不同处理的 NH_3 挥发通量与田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度动态规律一致。施氮处理的 NH_3 挥发主要发生在每次施肥后一周内,排放峰值出现在前

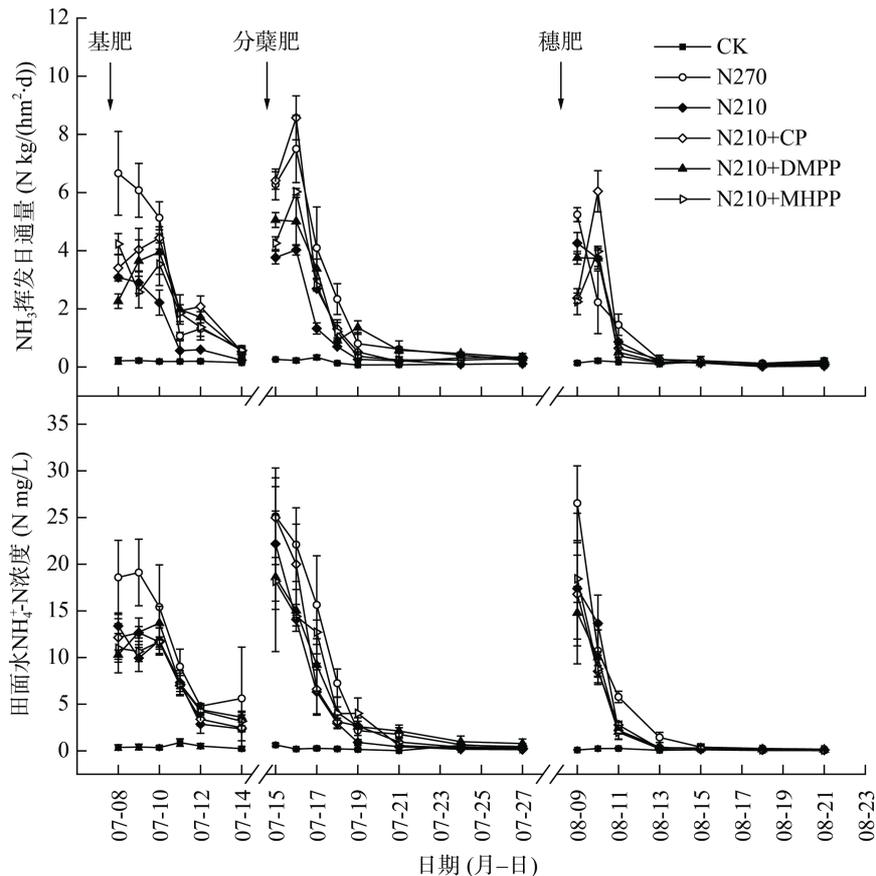


图 3 不同处理施肥后 NH_3 挥发日通量和田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化

Fig. 3 Dynamics of daily NH_3 volatilization flux and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in floodwater following fertilization under different treatments

3 d; 田面水 NH₄⁺-N 浓度在施氮肥后逐渐下降, 至第 7 天与 CK 处理无显著差异。CK、N270、N210、N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理的平均 NH₃ 挥发日通量分别为 N 0.2、2.5、1.4、2.2、1.9 和 1.7 kg/(hm²·d), 田面水 NH₄⁺-N 平均浓度分别为 N 0.3、9.2、6.1、6.5、6.3 和 6.3 mg/L。N270 处理的 NH₃ 挥发通量与田面水 NH₄⁺-N 浓度显著高于其他处理。同等施氮量下, 添加硝化抑制剂显著增加了 NH₃ 挥发通量和田面水 NH₄⁺-N 浓度($P < 0.05$)

从表 1 可知, N270 处理 NH₃ 挥发总量显著高于其他施氮处理。同等施氮量下, 添加硝化抑制剂增加了 NH₃ 挥发总量, 相比 N210 处理, N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理分别增加了 58.7%、40.3% 和 25.3% 的 NH₃ 挥发量($P < 0.05$)。从不同施肥期 NH₃ 挥发总量大小来看, 表现为分蘖肥期>基肥期>穗肥期。3 种硝化抑制剂对促进 NH₃ 挥发的效果表现为 CP>DMPP>MHPP($P < 0.05$)。

2.3 不同硝化抑制剂添加下水稻产量和氮肥利用率

不同施肥处理下水稻产量和氮肥表观利用率结果如表 2 所示, 相比 CK 处理, 施用氮肥显著增加了水稻产量和吸氮量($P < 0.05$)。相比 N270 处理, N210 处理的水稻籽粒产量和吸氮量分别下降 3.8%($P > 0.05$)和 9.9%($P < 0.05$), 氮肥表观利用率增加了 7.4%($P > 0.05$)。同等施氮量下, 添加硝化抑制剂增加了水稻籽粒和秸秆产量, 吸氮量显著增加使氮肥表观利用率提高。相比 N210 处理的籽粒产量、植株吸氮量和氮肥表观利用率, N210+CP 处理分别增加了 3.3%($P > 0.05$)、6.6%($P > 0.05$)和 13.8%($P > 0.05$), N210+DMPP 处理分别增加了 1.1%($P > 0.05$)、5.3%($P > 0.05$)和 10.9%($P > 0.05$), N210+MHPP 处理分别增加了 4.9%($P > 0.05$)、7.6%($P < 0.05$)和 15.7%($P < 0.05$)。3 种硝化抑制剂相比单施尿素的增产增效作用表现为 MHPP>CP>DMPP, 但不同硝化抑制剂之间产量、吸氮量和氮肥利用率的差异不显著($P > 0.05$)。

表 1 水稻施肥期不同处理 NH₃ 挥发总量

Table 1 Total NH₃ volatilizations under different treatments in different fertilization periods

处理	NH ₃ 挥发总量(N kg/hm ²)				排放系数(%)
	基肥期	分蘖肥期	穗肥期	总量	
CK	1.4 ± 0.2 d	1.8 ± 0.2 e	1.6 ± 0.1 c	4.7 ± 0.3 e	-
N270	21.9 ± 1.1 a	24.8 ± 1.3 a	11.5 ± 0.3 a	58.2 ± 2.5 a	19.8 ± 0.9 b
N210	10.4 ± 1.2 c	11.3 ± 0.5 d	10.1 ± 1.3 a	31.8 ± 0.6 d	12.9 ± 0.6 d
N210+CP	17.7 ± 1.6 b	21.8 ± 0.7 ab	10.8 ± 0.7 a	50.4 ± 1.6 b	21.8 ± 0.8 a
N210+DMPP	15.2 ± 2.3 b	19.9 ± 1.7 b	9.4 ± 0.3 a	44.6 ± 2.9 c	19.0 ± 1.4 b
N210+MHPP	15.1 ± 1.5 b	16.8 ± 0.8 c	7.9 ± 0.8 b	39.8 ± 2.2 c	16.7 ± 1.0 c

注: 同列数据小写字母不同表示处理间差异达显著水平 ($P < 0.05$), 下表同。

表 2 不同施肥处理下水稻产量、吸氮量和氮肥利用率

Table 2 Rice yields, nitrogen uptake and utilization efficiencies under different fertilization treatments

处理	产量(t/hm ²)		植株吸氮量(kg/hm ²)			氮肥表观利用率(%)
	籽粒	秸秆	籽粒	秸秆	总量	
CK	7.1 ± 0.2 b	6.4 ± 0.5 c	71.6 ± 1.9 b	30.1 ± 1.5 c	101.7 ± 3.6 c	-
N270	10.8 ± 0.3 a	11.5 ± 0.4 a	124.6 ± 3.1 a	93.0 ± 6.7 a	217.6 ± 3.6 a	42.9 ± 1.3 b
N210	10.5 ± 0.2 a	10.6 ± 0.4 b	118.3 ± 4.8 a	77.8 ± 0.6 b	196.1 ± 5.3 b	45.0 ± 2.5 b
N210+CP	10.7 ± 0.4 a	10.7 ± 0.4 ab	122.5 ± 7.1 a	86.6 ± 3.8 a	209.1 ± 10.8 ab	51.1 ± 5.2 ab
N210+DMPP	10.5 ± 0.3 a	11.3 ± 0.5 a	119.7 ± 3.0 a	86.7 ± 2.5 a	206.4 ± 5.2 ab	49.9 ± 2.5 ab
N210+MHPP	10.8 ± 0.5 a	10.9 ± 0.6 ab	123.4 ± 4.6 a	87.6 ± 7.4 a	210.9 ± 9.1 a	52.0 ± 4.3 a

2.4 不同硝化抑制剂添加下单位产量活性气态氮排放强度

由图 4 可知, 施用氮肥显著增加了单位产量活性

气态氮排放强度。相比 CK 处理, 不同施氮处理的单位产量活性气态氮排放强度增加了 3.5 倍 ~ 6.7 倍 ($P < 0.05$)。减少施氮量则显著降低了单位产量活性气

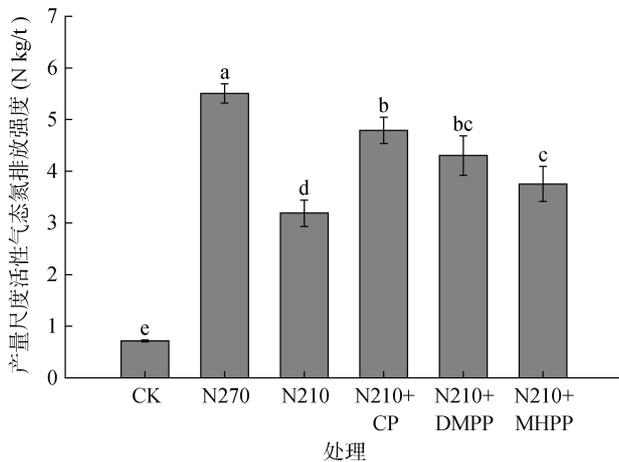


图 4 不同施肥处理下单位产量活性气态氮排放强度
Fig. 4 Yield-scaled reactive gaseous nitrogen emissions under different fertilization treatments

态氮排放强度, N210 处理相比 N270 处理降低了 42.1% ($P < 0.05$), 而 N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理相比 N270 处理分别降低了 13.0%、21.9% 和 31.8% ($P < 0.05$)。同等施氮量下, 尿素添加硝化抑制剂则显著增加了单位产量活性气态氮排放强度, N210+CP、N210+DMPP 和 N210+MHPP 处理相比 N210 处理分别显著增加了 50.3%、35.0% 和 17.8% ($P < 0.05$), 其中, 添加 CP 的增加幅度高于 DMPP 和 MHPP, MHPP 对增强单位产量活性气态氮排放强度的影响最小。

3 讨论

3.1 不同硝化抑制剂对稻季 N_2O 排放和 NH_3 挥发的影响

本研究中施氮处理的 N_2O 排放系数介于 0.1% ~ 0.3%, 与该区域其他研究结果相似^[16,19]。中期烤田时 N_2O 排放量最高是因为排水后水稻根部的好氧环境促进了硝化作用, 提供了反硝化底物, 硝化-反硝化作用产生的 N_2O 通过扩散途径排放^[20]。硝化抑制剂能有效抑制氨氧化微生物活性, 减缓 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化, 而硝化过程的底物 NO_2^- 浓度对土壤 N_2O 产生至关重要^[1]; 硝化抑制剂的应用使 NH_4^+ -N 存留时间延长从而有利于土壤微生物对氮的固持^[21], 间接减少 N_2O 排放。Meta 分析结果显示硝化抑制剂的应用能减少 39% ~ 48% 的 N_2O 排放量^[6]。本研究中硝化抑制剂添加使 N_2O 排放量减少了 27.8% ~ 31.7%, 抑制效果表现为 DMPP > MHPP > CP, 但差异不显著(图 2)。MHPP 具有不溶于水的特点, 相比易

溶于水的化学合成硝化抑制剂施用到稻田后抑制硝化作用效果持续时间更长^[22]。化学硝化抑制剂主要抑制 AOA 丰度, MHPP 能同时抑制土壤 AOA 和 AOB 丰度^[5], 而 AOA 主导了土壤矿化氮的氨氧化过程^[1], MHPP 对氨氧化过程的影响更为直接^[13]。研究结果显示蔬菜与有 BNIs 活性的高粱间作和尿素添加 CP 两种方式使 N_2O 排放量分别减少 18.1% 和 16.5%^[11]。热带地区稻田的研究结果显示水黄皮素 (Karanjin) 和苦楝树种子提取物 (Nimbin) 这两种 BNIs 的应用不仅能抑制土壤硝化细菌活性还有降低土壤反硝化酶活性的潜力^[23]。不同硝化抑制剂在紫色土应用效果的试验结果显示, 在石灰性和酸性紫色土上对硝化速率和 N_2O 排放的抑制效果均表现为 MHPP > CP > DMPP^[24]。另一项稻田试验结果显示添加 MHPP 减少了 68% 的 N_2O 排放量^[22]。不同硝化抑制剂应用效果的差异与施用剂量^[13]、土壤性质^[25]和水分状况以及作物类型^[4]有关。

太湖地区水稻生产中因 NH_3 挥发造成的氮素损失占施氮量的 20% 左右^[22, 26], 本研究中 NH_3 挥发系数介于 12.9% ~ 21.8%。硝化抑制剂的应用抑制了尿素水解后产生的 NH_4^+ 的氧化, 延长了 NH_4^+ 在土壤中的存留时间, 增加了 NH_3 挥发损失风险。硝化抑制剂对 NH_3 挥发的增加量与施氮量呈正相关^[15]。本研究中添加硝化抑制剂显著增加了田面水 NH_4^+ -N 浓度和 NH_3 挥发通量, 损失总量显著增加了 25.3% ~ 58.7%, 3 种硝化抑制剂对 NH_3 挥发增加量表现为 CP > DMPP > MHPP (表 1), MHPP 添加后的田面水 NH_4^+ -N 的浓度和 NH_3 挥发通量低于 CP 和 DMPP (图 3), 其原因可能是 MHPP 不溶于水而释放缓慢^[22], 在施用后短期内对 NH_3 挥发的促进有限。在本课题组之前的研究中发现添加 2% 的 MHPP, 增加了 52% 的 NH_3 挥发量^[22]。Meta 分析结果显示添加硝化抑制剂不同程度地增加了 NH_3 挥发损失, 其中 CP 和 DCD 分别使 NH_3 挥发量增加了 20% ~ 77% 和 34% ~ 40%, 而 DMPP 的应用没有显著增加 NH_3 挥发量^[6,15,26]。水稻盆栽试验的结果显示添加 MHPP 增加了 5.8% 的 NH_3 挥发量^[27]。硝化抑制剂对 NH_3 挥发促进的影响有较大差异, 硝化抑制剂可能通过影响稻田其他因素来间接影响 NH_3 挥发^[26], 其使用浓度、施用时间以及配合其他氮肥管理措施等来减少对 NH_3 挥发的促进作用还有待进一步研究。

3.2 不同硝化抑制剂对水稻产量和氮肥利用率的影响

硝化抑制剂的应用可以调节土壤氮素转化,调整不同形态氮肥的比例和时空分布,增加土壤铵态氮供应量 and 时长,促进喜铵的水稻生长和吸收氮素^[28]。添加硝化抑制剂促进了微生物对肥料氮的固持,增加了土壤氮库容,维持了土壤肥力^[21]。 ^{15}N 同位素示踪的研究结果显示硝化抑制剂的应用不仅显著增加了作物对肥料氮的吸收,还增加了对土壤氮的吸收^[29-30]。硝化抑制剂可以抑制作物过度营养生长,促进生殖生长,有利于产量的形成,促进侧根生长^[31],可以增强作物的吸氮能力。硝化抑制剂的添加有利于水稻保产增产和氮肥减排增效,其效果受作物体系、气候条件、土壤性质和水肥管理措施的影响^[4]。本研究中硝化抑制剂的应用增加了水稻产量 1.1% ~ 4.9%,但差异不显著,增产效果不显著的原因可能是土壤背景氮含量高,掩盖了产量对肥料氮的正响应^[18]。添加硝化抑制剂使植株吸氮量显著增加了 5.3% ~ 7.6%,是因为植株吸氮能力增强,籽粒和秸秆的氮含量显著增加。植株吸氮量增加使氮肥表观利用率显著增加了 10.9% ~ 15.7%(表 2)。大量的田间试验结果显示^[4, 32], SNIs 的应用有显著的增产增效作用。Meta 分析结果显示 SNIs 使作物籽粒和秸秆产量分别增加 9% 和 15%,植株含氮量增加 7%,吸氮量增加 15%,氮肥表观利用率增加 58%, DMPP 的应用效果好于 CP^[6]。而 BNIs 活性植物的根系分泌物能改善土壤氮素供应,从中提取的生物硝化抑制剂结合氮肥施用也能达到增效减排的作用。研究结果显示蔬菜与有 BNIs 活性的高粱间作和尿素添加 CP 两种方式分别使氮肥利用率提高了 6.7% 和 12.6%^[11]。玉米与有高 BNIs 活性的臂形草轮作可以提高后茬玉米的产量和氮肥利用率^[12]。添加 5% 的 MHPP 使盆栽水稻产量和氮肥利用率分别增加 12.6% 和 23.9%^[27],而本研究中水稻增产幅度有限,但植株含氮量和氮肥利用率增加效果显著,增产作用的差异可能与土壤酸碱性和硝化抑制剂用量不同有关。

3.3 不同硝化抑制剂对单位产量活性气态氮排放强度的影响

在分析氮肥添加硝化抑制剂在水稻生产上的应用效果时需综合考虑硝化抑制剂对 N_2O 和 NH_3 排放以及籽粒产量的影响^[7]。单位产量活性气态氮 (N_2O+NH_3) 排放强度可以从环境和农学效益的角度评价 NIs 的应用效果^[18],排放强度越低说明环境和

农学效益越高。减少施氮量能显著减少单位产量活性气态氮排放强度(图 4),是因为减氮没有显著影响水稻产量,但显著降低了 N_2O 和 NH_3 排放量。尿素添加硝化抑制剂显著增加了单位产量活性气态氮排放强度(图 4),其原因是稻田中硝化抑制剂的应用对 NH_3 挥发的促进强度高于对 N_2O 的减排效果,而 NH_3 挥发是太湖地区稻田中最主要的氮素损失途径,其排放系数显著高于 N_2O (图 2 和表 1),同时,本研究中硝化抑制剂的增产效果不显著。Meta 分析结果显示,相比对照处理,施用硝化抑制剂在减少 N_2O 排放的同时也增加了 NH_3 挥发,造成的间接 N_2O 排放量增加了 2.9% ~ 15.2%,降低了 N_2O 减排效果 40% ~ 48%^[15]。蔬菜生产中应用硝化抑制剂显著降低了单位产量活性气态氮排放强度^[18],虽然增加了 NH_3 挥发损失量,但旱地土壤中 NH_3 挥发系数很低, NIs 的增产效应高于 NH_3 挥发的增加强度。研究表明水稻生产中尿素添加硝化抑制剂增加 NH_3 挥发,脲酶抑制剂单独施用或与硝化抑制剂联合施用能降低 NH_3 挥发和 N_2O 排放,且提高作物产量^[22, 26-27],降低单位产量 NH_3 排放强度。3 种硝化抑制剂之间表现为 MHPP 处理的单位产量活性气态氮排放强度最低,主要原因是 MHPP 对 NH_3 挥发促进作用最小,且增产效果更为明显。稻田中单独应用硝化抑制剂对环境产生负效应,应与其他减少 NH_3 挥发或增产效果明显的措施结合应用,降低单位产量活性气态氮排放强度。

4 结论

本研究结果表明,适当减少施氮量能显著降低活性气态氮损失,提高氮肥表观利用率,对产量没有显著影响;同等施氮量下相比单施尿素,尿素添加硝化抑制剂显著减少了 N_2O 排放,但促进了 NH_3 挥发,不同硝化抑制剂之间存在差异;从活性气态氮排放总量的角度来评估其减排效果表现为生物硝化抑制剂 MHPP 优于化学合成硝化抑制剂 DMPP 和 CP;尿素添加硝化抑制剂增加了水稻产量和氮肥利用率,增产增效作用表现为 MHPP 优于 DMPP 和 CP;综合考虑水稻生产中的环境和农学效益,尿素添加硝化抑制剂增加了单位产量活性气态氮排放强度,添加 MHPP 增加的幅度最低。生物硝化抑制剂 MHPP 属于环境友好型的氮肥增效剂,对提高水稻生产中环境和经济效益的效果更好,但不宜单独应用,要与其他 NH_3 挥发减排措施相结合,更好地发挥其增效减排

作用。在今后的研究中需要进一步阐明生物硝化抑制剂的作用机制, 开发基于 BNI 物质的新型肥料, 研究在不同添加浓度、土壤性质和作物体系下的田间应用效果。

参考文献:

- [1] 曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N_2O 排放的关键过程及影响因素[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(10): 1781–1798.
- [2] Behera S N, Sharma M, Aneja V P, et al. Ammonia in the atmosphere: A review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(11): 8092–8131.
- [3] 颜晓元, 夏龙龙, 遥超普. 面向作物产量和环境双赢的氮肥施用策略[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2): 177–183.
- [4] 李婷玉. 增效氮肥综合效应及影响因素研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2018.
- [5] 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.
- [6] Qiao C L, Liu L L, Hu S J, et al. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input[J]. Global Change Biology, 2015, 21(3): 1249–1257.
- [7] He T H, Yuan J J, Xiang J, et al. Combined biochar and double inhibitor application offsets NH_3 and N_2O emissions and mitigates N leaching in paddy fields[J]. Environmental Pollution, 2022, 292: 118344.
- [8] Subbarao G V, Rondon M, Ito O, et al. Biological nitrification inhibition (BNI)—Is it a widespread phenomenon?[J]. Plant and Soil, 2007, 294(1): 5–18.
- [9] 王莉, Saman BOWATTE, 侯扶江. 生物硝化抑制剂(BNI)在提高农业生产系统中氮利用率方面的研究进展[J]. 草业科学, 2020, 37(3): 592–601.
- [10] Subbarao G V, Nakahara K, Hurtado M P, et al. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(41): 17302–17307.
- [11] Zhang M, Fan C H, Li Q L, et al. A 2-yr field assessment of the effects of chemical and biological nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency in an intensively managed vegetable cropping system[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 201: 43–50.
- [12] Karwat H, Moreta D, Arango J, et al. Residual effect of BNI by *Brachiaria humidicola* pasture on nitrogen recovery and grain yield of subsequent maize[J]. Plant and Soil, 2017, 420(1): 389–406.
- [13] 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.
- [14] Lam S K, Suter H, Mosier A R, et al. Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N_2O emission: A double-edged sword?[J]. Global Change Biology, 2017, 23(2): 485–489.
- [15] Wu D, Zhang Y X, Dong G, et al. The importance of ammonia volatilization in estimating the efficacy of nitrification inhibitors to reduce N_2O emissions: A global meta-analysis[J]. Environmental Pollution, 2021, 271: 116365.
- [16] 王书伟, 吴正贵, 孙永泉, 等. 太湖地区典型轮作与休耕方式对稻田水稻季 N_2O 和 CH_4 排放量的影响[J]. 生态环境学报, 2021, 30(1): 63–71.
- [17] 田玉华, 曾科, 姚元林, 等. 基于不同监测方法的太湖地区水稻穗肥期氨排放研究[J]. 土壤学报, 2019, 56(3): 693–702.
- [18] Fan C H, Li B, Xiong Z Q. Nitrification inhibitors mitigated reactive gaseous nitrogen intensity in intensive vegetable soils from China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 612: 480–489.
- [19] Sun H J, Zhang H L, Powlson D, et al. Rice production, nitrous oxide emission and ammonia volatilization as impacted by the nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine[J]. Field Crops Research, 2015, 173: 1–7.
- [20] 颜晓元, 夏龙龙. 中国稻田温室气体的排放与减排[J]. 中国科学院院刊. 2015, 30(Z1): 186–193.
- [21] 鲁艳红, 聂军, 廖育林, 等. 氮素抑制剂对双季稻产量、氮素利用效率及土壤氮平衡的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(1): 95–104.
- [22] 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.
- [23] Datta A, Adhya T K. Effects of organic nitrification inhibitors on methane and nitrous oxide emission from tropical rice paddy[J]. Atmospheric Environment, 2014, 92: 533–545.
- [24] 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.
- [25] Lu Y, Zhang X, Jiang J, et al. Effects of the biological nitrification inhibitor 1,9-decanediol on nitrification and ammonia oxidizers in three agricultural soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 129: 48–59.
- [26] 张文学, 孙刚, 何萍, 等. 脲酶抑制剂与硝化抑制剂对

- 稻田氨挥发的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(6): 1411–1419.
- [27] Lan T, Huang Y X, Song X, et al. Biological nitrification inhibitor co-application with urease inhibitor or biochar yield different synergistic interaction effects on NH₃ volatilization, N leaching, and N use efficiency in a calcareous soil under rice cropping[J]. Environmental Pollution, 2022, 293: 118499.
- [28] 程谊, 张金波, 蔡祖聪. 气候–土壤–作物之间氮形态契合在氮肥管理中的关键作用[J]. 土壤学报, 2019, 56(3): 507–515.
- [29] 温贤芳, 王宝忠, 王福钧, 等. 应用同位素 ¹⁵N 研究硝化抑制对水稻的增产作用[J]. 土壤学报, 1979, 4(4): 380–386.
- [30] 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的影响[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1027–1033.
- [31] 刘阳阳. 生物硝化抑制剂 MHPP 对拟南芥根系发育影响的分子机制[D]. 西宁: 青海师范大学, 2016.
- [32] Linquist B A, Liu L J, van Kessel C, et al. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: Meta-analysis of yield and nitrogen uptake[J]. Field Crops Research, 2013, 154: 246–254.