

赵颖, 张金波, 蔡祖聪. 添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5): 1023–1034.

ZHAO Ying, ZHANG Jin-bo, CAI Zu-cong. Effects of nitrification inhibitor, crop residues, and biochar applications on N_2O emissions by subtropical agricultural soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(5): 1023–1034.

添加硝化抑制剂、秸秆及生物炭对亚热带农田土壤 N_2O 排放的影响

赵颖¹, 张金波^{1,2,3,4}, 蔡祖聪^{1,2,3,4*}

(1. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 2. 虚拟地理环境教育部重点实验室(南京师范大学), 南京 210023; 3. 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点, 南京 210023; 4. 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023)

摘要: 为了筛选适合亚热带农田土壤性质和气候条件的 N_2O 减排调控措施, 采用室内培养试验研究了添加硝化抑制剂、秸秆和生物炭三种调控措施对亚热带红壤(JX)和紫色土(SC)农田土壤 N_2O 排放的影响。结果表明, 在添加硝化抑制剂(三氯甲基吡啶)的初期阶段(24 h), 可显著降低两种土壤 N_2O 的排放, 尤其是 SC 土壤, 抑制程度可达 62%。而生物炭的添加可显著增加 JX 土壤的 N_2O 排放, 但在 SC 土壤中虽有升高趋势却不显著。添加秸秆对土壤 N_2O 排放的影响与秸秆类型和性质、土壤质地和理化性质, 以及添加的时长有关。短时条件内(24 h), 苜蓿和水稻秸秆可显著增加 SC 土壤 N_2O 排放, 而添加甘蔗渣后 N_2O 排放虽有增加但不显著; JX 土壤中添加水稻秸秆可显著刺激 N_2O 排放, 但苜蓿和甘蔗渣则显著降低了其排放。添加秸秆较长时间后, 苜蓿和水稻秸秆对土壤 N_2O 排放的影响程度下降, 而甘蔗渣在 6 个月后仍能显著降低 SC 土壤 N_2O 的排放。研究表明, 在对土壤进行调控时, 若以减少 N_2O 排放为目的, 应当根据土壤类型和性质选择合适的措施。

关键词: N_2O 排放; 硝化抑制剂; 秸秆; 生物炭

中图分类号: X511 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2018)05-1023-12 doi:10.11654/jaes.2017-1265

Effects of nitrification inhibitor, crop residues, and biochar applications on N_2O emissions by subtropical agricultural soils

ZHAO Ying¹, ZHANG Jin-bo^{1,2,3,4}, CAI Zu-cong^{1,2,3,4*}

(1. School of Geography Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2. Key Laboratory of Virtual Geographic Environment (Nanjing Normal University), Ministry of Education, Nanjing 210023, China; 3. State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution (Jiangsu Province), Nanjing 210023, China; 4. Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China)

Abstract: The effects of a nitrification inhibitor (nitrapyrin), crop residues, and rice straw-derived biochar applications on N_2O emissions by an acidic agricultural soil from Jiangxi Province (JX) and an alkaline agricultural soil from Sichuan Province (SC) were investigated using a laboratory incubation experiment. The results showed that nitrapyrin significantly reduced N_2O emissions in both soils during the first stage (24 h) after addition, especially in the SC soil where the N_2O emission was reduced by 62%. Biochar application significantly enhanced N_2O emission in the JX soil, but its effects in the SC soil were not significant. In contrast, the effects of crop residue incorporation on soil N_2O emissions depended on the type and characteristics of the crop residues, the physicochemical properties of the soil, and how long the residues

收稿日期: 2017-09-15 录用日期: 2017-12-19

作者简介: 赵颖(1988—), 女, 江苏南京人, 博士研究生, 主要从事土壤氮素转化研究。E-mail: kathy-137@163.com

* 通信作者: 蔡祖聪 E-mail: zccai@njnu.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41330744)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41330744)

had been incorporated into the soil. Over the short term (24 h), alfalfa and rice straw significantly enhanced N_2O emissions, whereas bagasse addition did not lead to any significant increases in N_2O emissions from the SC soil. The N_2O emissions in the JX soil were significantly enhanced by rice straw application, but significantly inhibited by alfalfa and bagasse applications. Increasing the duration of incorporation weakened the effects of alfalfa and rice straw on N_2O emissions, whereas the inhibition effect of bagasse on N_2O emissions could be maintained for 6 months. Overall, these results highlight the necessity to connect N_2O mitigation strategies with soil types and properties when attempting to reduce N_2O emissions.

Keywords: N_2O emissions; nitrification inhibitor; crop residues; biochar

氧化亚氮(N_2O)是一种重要的温室气体,百年尺度上的全球增温势是 CO_2 的 298 倍^[1],也可对平流层臭氧产生严重的破坏作用^[2]。从工业革命前至 2012 年,大气中 N_2O 浓度增加了约 20%,达到了 $325 \mu\text{L} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[3]。因而, N_2O 的排放及其环境影响备受各界关注。土壤、沉积物和水体是 N_2O 的主要自然排放源。土壤产生的 N_2O 占自然来源的 60%以及总产生量的 37% 左右^[4],而农业生产则贡献了全球人为排放 N_2O 的 60%^[1,5]。人为活动引起的 N_2O 排放增加主要由氮的输入增加引起。肥料的施用量、施肥方式以及农业调控措施对农田土壤 N_2O 的排放具有重要的影响^[6-7]。常用的农田土壤调控管理措施对 N_2O 的排放具有不同程度的影响。硝化抑制剂可直接减少硝化菌产生 N_2O ,或间接降低反硝化底物 NO_3^- 的可利用性,从而减少 N_2O 的排放^[8]。施用矿质氮肥的同时添加硝化抑制剂是一种有效的延缓农田土壤硝化作用、减少 N_2O 排放的方法^[9]。秸秆还田作为一种农田土壤调控措施,能够维持土壤有机质,减少土壤侵蚀^[10]。然而,根据土壤的通气状况以及无机氮和易分解有机碳的供应,添加秸秆可能会因改变硝化和反硝化过程而增加 N_2O 的排放,从而导致土壤 N 损失的增加^[11-13],因此,秸秆还田固碳产生的气候效应有可能因 N_2O 排放的增加而被抵消。此外,农田土壤添加生物炭也成为近年出现的新型管理方式。生物炭中的碳非常稳定,能够长期固存于土壤中^[14],并且具有提高土壤肥力、改善土壤理化性质的潜力^[15-16]。生物炭对土壤 N_2O 产生的影响的研究结果并不一致^[17-24]。一方面,如果生物炭的添加导致 N_2O 和 CO_2 产生的增加,那么生物炭对土壤长期碳固存的正效益可能会受到一定程度的抵消;另一方面,如果生物炭并未增加 N_2O 和 CO_2 的产生,那么可以在增加碳储存的同时降低温室气体排放而形成双倍效益。然而,土壤调控措施对 N_2O 排放的影响效果在不同土壤中存在差异。尽管目前的文献对硝化抑制剂减少 N_2O 排放的作用的报道较一致,但在不同土壤类型中的抑制效率差异较大^[25-27]。很多研究表明,对不

同类型的土壤进行秸秆还田能够增加农田土壤 N_2O 的排放,但同时也有研究得出秸秆还田能够降低土壤 N_2O 排放或没有影响的结论^[10,28]。生物炭也同样如此,对 N_2O 并不总是表现为减排效应,也可导致一些土壤 N_2O 排放的增加^[18-19,21-22]。土壤类型和性质不同,其自身的氮转化过程特点也不同,这可能是影响土壤氮素调控措施作用效果的重要因素,但是目前尚缺少直接的研究证据。

我国幅员辽阔,自然条件复杂,农业历史悠久,土壤类型繁多。土壤类型的形成、分布与其所处的综合自然环境密切相关。一般认为,发育良好的地带性土壤与其所处的自然环境相适应,通常具有较强的土壤氮素保持能力。如亚热带湿润地区,发育良好的土壤(如红壤)呈酸性,硝化速率通常远低于矿化速率,无机氮以铵态氮为主,因而硝态氮淋溶和径流损失的风险较小,并且较低的 pH 环境下氨挥发也较低,土壤能够有效地保持氮素^[29]。相对于亚热带地区发育良好的地带性土壤,由紫色砂岩页岩发育而来的紫色土是亚热带地区的一种非地带性土壤,广泛分布于长江上游丘陵地区,是中国西南地区重要的旱作土壤之一^[30]。紫色土硝化作用较强,土壤无机氮以硝态氮为主^[31],氮肥利用率低、损失严重,具有潜在的环境风险。红壤和紫色土均为我国亚热带地区重要的农业土壤,其特点各不相同, N_2O 的排放量也存在明显的差异,并且因氮肥施用而造成的 N_2O 排放量也不尽相同。如果能够根据亚热带地区不同类型土壤的氮转化过程特点,并结合当地气候和作物等实际条件,筛选出适合的农业调控措施,对于最大程度地减少土壤 N_2O 的排放具有重要的意义。目前我国关于农田土壤 N_2O 排放的研究仍主要集中在东北和华北地区,虽已有学者分别研究了红壤和紫色土地区 N_2O 的排放特征,但多数是针对氮肥品种和施肥方式的影响^[6,7,32-35],鲜有研究对比不同土壤添加物对这两种典型亚热带农田土壤 N_2O 排放的影响。因此,本研究通过实验室培养试验,研究了短期添加硝化抑制剂、生物炭和秸秆三种土壤添加

物对红壤和紫色土农田土壤施氮后 N₂O 排放的影响,同时研究了长期添加秸秆,并在秸秆不同分解阶段添加氮肥后 N₂O 的排放情况,以期为根据土壤类型和性质合理选择氮素调控措施提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

为了更好地理解硝化抑制剂、生物炭和秸秆对亚热带地带性和非地带性农田土壤 N₂O 排放的影响,本试验选择了地带性的酸性红壤和非地带性的石灰性紫色土作为供试土壤。紫色土采自中国科学院四川盐亭紫色土农业生态试验站(SC),红壤采自江西省鹰潭市龙虎山(JX)。四川地区是典型亚热带湿润季风气候,年平均降水量 1157 mm,年平均气温 17.3 ℃。江西地区同属亚热带湿润季风气候,年平均降水量为 1785 mm,年平均气温 18.4 ℃。供试紫色土发育于紫砂岩,土壤分类为始成土,红壤发育于第三纪红砂岩,土壤分类为淋溶土^[36]。土壤样品均采自 0~20 cm 耕层。所有土壤样品采集后,挑根、过 2 mm 筛并混匀,以降低土壤异质性,在进行培养试验前密封储存于 4 ℃。供试土壤的理化性质见表 1。

1.2 培养试验

本研究设置 2 个试验,试验 1 主要研究各处理措施实施后短期(24 h)内对农田土壤 N₂O 排放的影响;试验 2 主要研究不同秸秆添加较长时间后(3 个月和 6 个月,即 1 个生长季)对农田土壤 N₂O 排放的影响。

试验 1:每个土壤设置 6 个处理:①对照(CK),②添加苜蓿(NA),③添加水稻秸秆(NS),④添加甘蔗渣(NBa),⑤添加硝化抑制剂(NC),⑥添加水稻秸秆所制成的生物炭(NB)。硝化抑制剂为 2-氯-6-三氯甲基吡啶,浙江奥复托化工有限公司生产,淡黄色乳油,含量 24%。秸秆和生物炭粉碎后过 0.3 mm 筛。三种秸秆和生物炭的主要性质见表 2。称取 20 g(烘干重计)土壤于一系列 250 mL 三角瓶中,每个处理设 3 个重复,其中苜蓿、水稻秸秆、甘蔗渣和生物炭的物料加入量为 0.2 g(相当于 1%土壤质量),物料与土壤混合均匀,在 25 ℃培养箱中预培养 12 h。预培养结束后,每个三角瓶中均匀加入 2 mL 的 NH₄NO₃ 溶液,添加量

为 60 mg N·kg⁻¹。NC 处理同时添加所施氮量 2.5‰的三氯甲基吡啶。然后,用蒸馏水将土壤水分含量调节至田间最大持水量(WHC)的 60%,继续在 25 ℃下培养 24 h。分别于加氮后第 0.5、6、12 h 和 24 h 加入 2 mol·L⁻¹ KCl 溶液(液土比 5:1)浸提土壤以测定无机氮浓度,并于第 6、12 h 和 24 h 进行气体的采集。

试验 2:设置 4 个处理,即对照(CK)、添加苜蓿(NA)、添加水稻秸秆(NS)和添加甘蔗渣(NBa),物料的添加量与试验 1 相同,并设置添加物料后预培养 3 个月和 6 个月的两组,期间定期补充蒸馏水以保持含水率为 60% WHC。预培养时间达到 3 个月和 6 个月,在每个三角瓶中均匀加入 2 mL 的 NH₄NO₃ 溶液,添加量为 60 mg N·kg⁻¹,在 25 ℃下培养 24 h。分别于加氮后第 0.5、6、12 h 和 24 h 加入 2 mol·L⁻¹ KCl 溶液(液土比 5:1)浸提土壤以测定无机氮浓度,并于第 6、12 h 和 24 h 进行气体的采集。

1.3 气体的采集与测定

在添加 NH₄NO₃ 溶液后的第 6、12 h 和 24 h 分别进行气体样品的采集。进行气体样品采集前,用硅胶塞密封三角瓶,接至固定装置抽真空并重新充入新鲜空气,反复三次。将置换好空气的三角瓶在 25 ℃下密封培养 4 h,分别在密封培养开始(0 h)和结束(4 h)时,使用气密性注射器各采集 20 mL 气体,并测定其中 N₂O 的浓度。每个采样时间点的 N₂O 排放通量即是密封 4 h 的 N₂O 平均排放速率。

表 2 秸秆及生物炭的基本性质

Table 2 Properties of crop residues and biochar made by rice straw

种类	全碳(TC)/g·kg ⁻¹	全氮(TN)/g·kg ⁻¹	C/N
苜蓿	399	13.5	29.6
水稻秸秆	450	6.67	67.5
甘蔗渣	442	4.66	94.9
生物炭	620	13.3	46.6

注:生物炭是由试验所用水稻秸秆所制,连续沼气热解系统的最大热解温度为 500 ℃,炉内停留时间 8 h,该系统水稻生物炭产量约 30%^[37]。

Note: The biochar was produced by the rice straw at a maximum pyrolysis temperature of 500 ℃ and a furnace residence time of 8 h in continuous biogas-energy pyrolysis system. The yield of rice straw biochar in this system was 30% approximately^[37].

表 1 供试土壤基础理化性质

Table 1 Properties of the studied soils

土壤	有机碳(SOC)/g·kg ⁻¹	全氮(TN)/g·kg ⁻¹	C/N	pH	黏粒(<2 μm)/%	粉粒(2~20 μm)/%	砂粒(20~2000 μm)/%
SC	4.25	0.66	6.44	7.62	18.1	34.7	44.5
JX	8.79	0.97	9.06	5.26	7.13	12.7	80.2

气体中 N_2O 的浓度测定采用装有 ^{63}Ni 电子捕获检测器(ECD)的 Agilent 7890A 气相色谱仪测定(Agilent, 美国)。色谱柱为 80/100 目的 Porapak Q 填充柱, 柱温和检测器温度分别为 $65\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $300\text{ }^\circ\text{C}$ 。载气为 95% $\text{Ar}+5\%\text{CH}_4$, 流速为 $40\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。

1.4 土壤采样及测定

土壤无机氮含量的测定方法参见《土壤农业化学分析方法》^[38]。土壤经 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{KCl}$ 提取后在 $25\text{ }^\circ\text{C}$ 下以 $250\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 转速振荡 1 h。提取液经滤纸过滤后, 分别使用 MgO 和定氮合金对其进行蒸馏以测定 NH_4^+ 和 NO_3^- 的浓度。先取用一定比例的提取液加入 MgO 进行蒸馏以测定 NH_4^+ 浓度, 随后向蒸馏管中加入定氮合金继续蒸馏以测定 NO_3^- 浓度。 NH_4^+ 和 NO_3^- 的浓度均由 H_2SO_4 滴定确定。

1.5 数据计算与统计分析

N_2O 排放通量计算公式如下:

$$F = \frac{\rho \times \Delta C \times V \times 273}{W \times \Delta t \times (273 + T)}$$

式中: F 为 N_2O 排放通量, $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; ρ 为标准状况下 N_2O 密度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$; ΔC 为两次采样间隔(0 h 和 4 h)的气体浓度差, $\mu\text{L}\cdot\text{m}^{-3}$; V 为培养三角瓶的气体有效体积, m^3 ; T 为培养温度, $^\circ\text{C}$; Δt 为培养时间, h, 本研究为 4 h; W 为烘干土质量, kg。 N_2O 累积排放量为相邻两次测定的 N_2O 排放通量的平均值与时间间隔乘积的累积值, $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

所有统计分析均使用 SPSS 19.0(IBM Inc., 美国)软件进行。不同措施对土壤 N_2O 排放的影响差异采用 ANOVA 和 LSD 法进行检验。

2 结果与分析

2.1 短期内不同调控措施对 N_2O 排放通量和累积排放量的影响

从图 1 可以看出, JX 土壤的 N_2O 排放通量低于 SC 土壤。两种土壤 CK、NC 和 NB 处理均在 6 h 时出现 N_2O 排放峰值。NC 处理两种土壤的 N_2O 排放通量均低于 CK。NB 处理两种土壤 N_2O 排放通量均高于 CK。在 JX 土壤中添加三种不同秸秆后, 只有 NS 处理的 N_2O 排放通量高于 CK, 并且在 6 h 时排放通量出现峰值, 而 NA 和 NBa 均低于 CK 且随时间变化不明显。对于 SC 土壤, 三种秸秆处理后的 N_2O 排放通量均高于 CK 处理, 而 NA 处理中 N_2O 排放通量随时间延长而上升, NS 处理的 N_2O 排放通量在 6 h 出现峰值, 并随培养时间延长而下降, NBa 处理下的 N_2O 排

放通量则变化不明显。

加氮培养期间, JX 土壤 CK、NA、NS、NBa、NC 和 NB 6 个处理的 N_2O 累积排放量分别为 7.54、1.82、18.95、1.17、4.49 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 10.70 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 而 SC 土壤 6 个处理中的累积排放量分别为 24.00、72.15、69.30、31.12、9.21 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 30.82 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 2)。SC 土壤各处理的 N_2O 排放量均高于 JX 土壤。NC 处理后两种土壤的 N_2O 累积排放量均显著低于 CK($P<0.05$), 分别降低了 40%(JX)和 62%(SC); 而 NB 处理下, JX 土壤的 N_2O 累积排放量显著升高($P<0.05$), SC 土壤中则虽有升高, 但差异不显著($P>0.05$)。添加秸秆处理后, JX 土壤 NA 和 NBa 处理下的 N_2O 累积排放量均显著低于 CK($P<0.05$), 而 NS 处理下则显著升高($P<0.05$)。SC 土壤 NA 和 NS 处理后 N_2O 累积排放量显著高于 CK($P<0.01$), NBa 处理下 N_2O 累积排放量较 CK 有所升高, 但差异不显著($P>0.05$, 图 2)。

2.2 添加不同种类的秸秆较长时间后土壤 N_2O 的排放通量和累积排放量

两种土壤添加秸秆并经过 3 个月和 6 个月分解, 加氮后各处理中 N_2O 的排放通量均低于添加初期(图

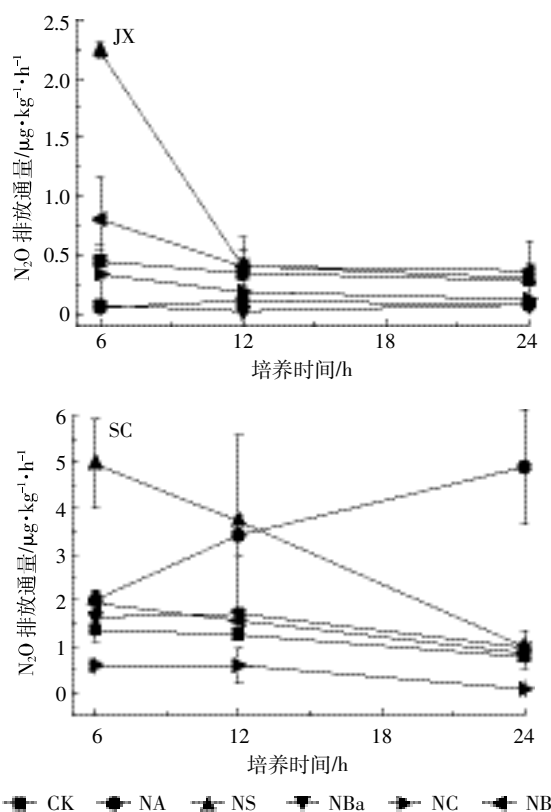
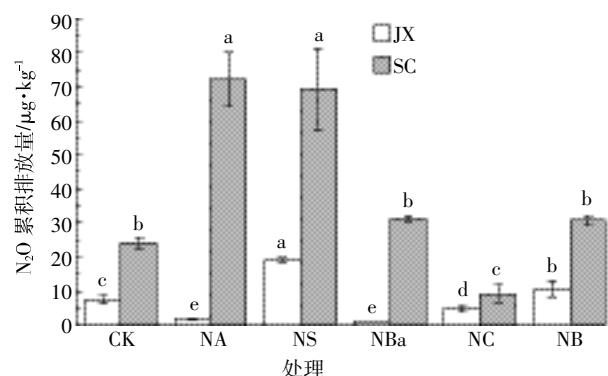


图 1 短期施加不同土壤添加物后土壤 N_2O 排放通量的变化
Figure 1 N_2O fluxes during the incubation of the studied soils with different soil additives application



误差线表示标准差,不同字母表示每种土壤各处理间的显著性差异($P<0.05$)。下同

Error bars represent standard deviations. Different lowercase letters indicate significant difference between treatments in each soil ($P<0.05$).

The same below

图 2 短期施加不同土壤添加物后土壤 N_2O 的累积排放量

Figure 2 N_2O cumulative emissions from soils with different soil additives application

3 和图 4)。经 3 个月预培养后,加氮培养期间,JX 土壤的 N_2O 排放通量为 $\text{NA}>\text{NS}>\text{CK}>\text{NBa}$,CK 和 NBa 的 N_2O 排放通量在 12 h 时达到峰值,而 NA 和 NS 的峰值则出现在 6 h(图 3)。然而在 SC 土壤中,CK、NA 和 NS 处理下 N_2O 排放通量随时间延长而升高,NBa 处理则在 6 h 出现峰值(图 3)。在预培养 6 个月后,JX 土壤 CK、NA 和 NBa 处理 N_2O 排放通量随培养时间延长而降低,而 NS 处理下 N_2O 排放通量在 24 h 时最大(图 4)。SC 土壤中,4 个处理下 N_2O 排放通量均随培养时间延长而升高(图 4)。

土壤添加秸秆并经过 3 个月和 6 个月培养后, N_2O 累积排放量较添加初期有所下降(图 5 和图 6)。添加秸秆并经过 3 个月预培养后,加氮培养期间 JX 土壤 NA 和 NS 处理中 N_2O 累积排放量分别为 $2.78 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.27 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,均显著高于 CK($1.57 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, $P<0.05$),而 NBa 处理下 N_2O 累积排放量($1.15 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与 CK 并无显著差异($P>0.05$,图 5)。6 个月预培养后,NA 和 NBa 处理则显著增加了 JX 土壤 N_2O 的累积排放量($P<0.05$),分别为 $2.85 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.82 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,但 NS 处理($2.17 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)与 CK($2.33 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)处理间差异不显著($P>0.05$,图 6)。SC 土壤在经过 3 个月预培养后,NBa 处理显著降低了 N_2O 累积排放量($P<0.05$),为 $6.01 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,而 NA 和 NS 处理下的累积排放量分别为 $11.69 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $11.47 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,与 CK($11.39 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)处理间无显著差异($P>0.05$,图 5);但 6 个月后,SC 土壤 CK 处理的 N_2O 累积排放量为 $9.55 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,NA 和 NS 处理显著增加了 N_2O 的累积

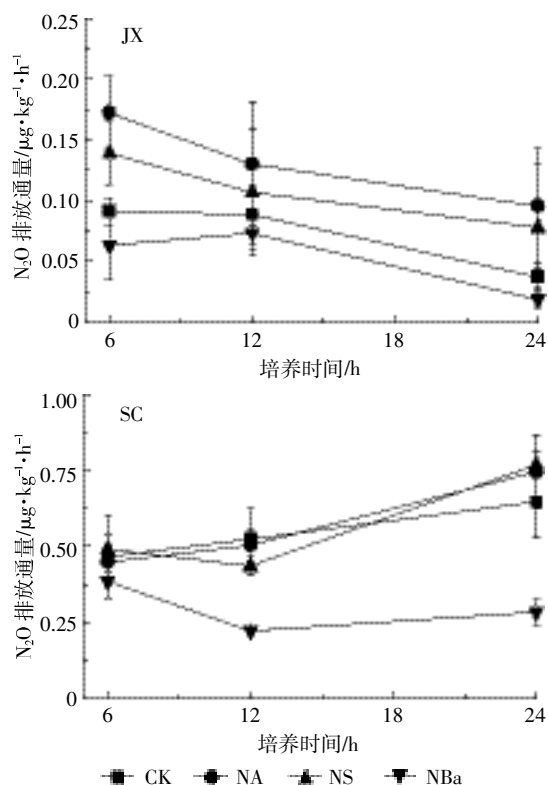


图 3 添加秸秆 3 个月时加氮后土壤 N_2O 排放通量的变化

Figure 3 N_2O fluxes from soils after addition of nitrogen at 3 months after incorporation of crop residues

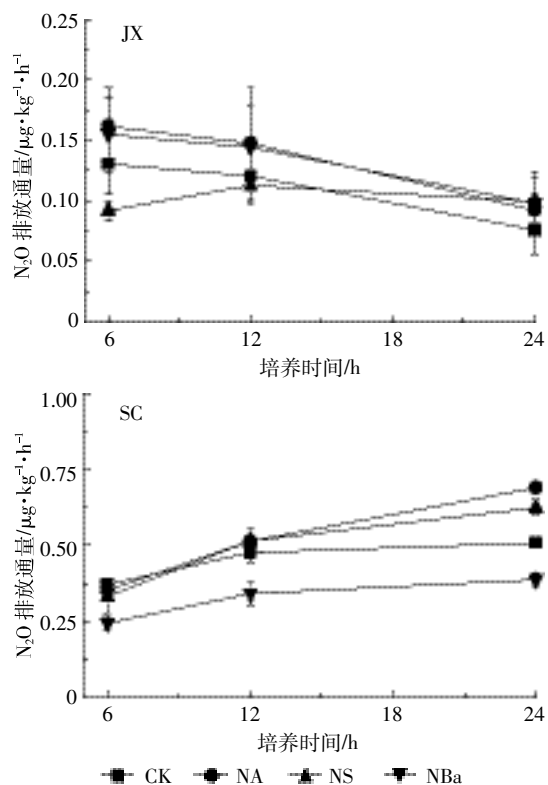


图 4 添加秸秆 6 个月时加氮后土壤 N_2O 排放通量的变化

Figure 4 N_2O fluxes from soils after addition of nitrogen at 6 months after incorporation of crop residues

排放量($P<0.05$),分别为 $10.88 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $10.36 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而 NBa 仍然显著降低了 SC 土壤的 N_2O 累积排放量($P<0.05$),仅为 $6.85 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 6)。

2.3 添加不同调控措施后土壤无机氮含量的变化

短期添加硝化抑制剂、秸秆和生物炭,随着添加氮肥后培养时间的延长,两种土壤各处理的 NH_4^+ 含量下降,而 NO_3^- 含量则逐渐上升,表明发生了净硝化作用。然而 NS 处理例外,在两种土壤中其无机氮含量均显著下降,表明发生了净同化作用(图 7)。SC 土壤中无机氮含量的变化程度大于 JX 土壤。培养结束后,NC 处理的 SC 土壤中, NH_4^+ 含量高于 CK 处理,而 NO_3^- 含量则显著低于 CK 处理;但硝化抑制剂对 JX 土壤的影响并不显著。NB 处理的土壤在培养结束时, JX 土壤中 NH_4^+ 含量略高于 CK 处理,而在 SC 土壤中则低于 CK; JX 土壤的 NO_3^- 含量与 CK 相比无明显变化,但在 SC 土壤中则高于 CK。NBa 处理培养结束时两种土壤 NH_4^+ 含量低于 CK 处理,而 NO_3^- 含量与 CK 相

比变化不明显。NS 处理显著降低了两种土壤的无机氮含量。NA 处理后,土壤无机氮浓度的变化趋势与 NBa 类似。

在施加秸秆 3 个月和 6 个月时添加 NH_4NO_3 , 其土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量随加氮后培养时间的变化趋势与短期添加类似,并且在 JX 土壤中的变化不如 SC 土壤显著(图 8)。长期添加秸秆,土壤无机氮含量随秸秆分解时间延长而增加,即 6 个月时各处理的无机氮含量高于 3 个月时,尤其是 NO_3^- 含量。JX 土壤添加秸秆 3 个月和 6 个月时加氮,其土壤 NO_3^- 含量均为 $\text{CK}>\text{NA}>\text{NS}\approx\text{NBa}$; 而 SC 土壤在添加秸秆 6 个月时加氮,其 NO_3^- 含量为 $\text{NA}>\text{CK}>\text{NS}>\text{NBa}$ (图 8)。从图 7 和图 8 可以看出,短期添加时,甘蔗渣对无机氮含量的影响效果最弱,而水稻秸秆最强,苜蓿的影响效果则在二者之间;秸秆的影响在短期添加时最为显著,随着长期的分解,其影响效果逐渐下降。

3 讨论

3.1 硝化抑制剂对土壤 N_2O 排放的影响

本试验结果表明,在添加的初期阶段(24 h),三氯甲基吡啶可显著降低土壤 N_2O 的排放,尤其是 SC 土壤。SC 土壤在添加 NH_4NO_3 溶液后, N_2O 累积排放量可达 $24.00 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (CK),而三氯甲基吡啶的添加可降低其累积排放量至 $9.21 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,抑制程度可达 62%,与前人的研究结果^[8,39]相一致。氮肥施加于土壤,2~3 周内大部分氮肥即可通过硝化作用转化为易淋失的 NO_3^- ^[40],进而导致较低的氮保留性。硝化抑制剂可通过抑制土壤氨氧化菌(特别是氨氧化细菌)的活性来延迟 NH_4^+ 氧化为 NO_3^- ^[41-42]。因此,硝化抑制剂可通过抑制硝化过程而直接减少硝化作用产生的 N_2O ,或降低土壤 NO_3^- 浓度,减少反硝化可利用的底物,从而减少 N_2O 的排放^[26]。有研究表明,在 60% WHC 和 25 °C 条件下,反硝化作用可忽略不计^[43],因此在本研究中,硝化过程是土壤产生 N_2O 的主要途径^[8]。添加三氯甲基吡啶后,SC 土壤 NO_3^- 浓度降低,三氯甲基吡啶可抑制 SC 土壤的净硝化作用(图 7)。此外,我们先前的研究表明,SC 土壤的硝化速率大于 JX 土壤,并且以自养硝化为主,而三氯甲基吡啶可显著降低 SC 土壤的初级自养硝化速率^[44]。因此,三氯甲基吡啶对 SC 土壤 N_2O 排放的影响主要是由于其对自养硝化的抑制效果。添加了三氯甲基吡啶后, JX 土壤的 NO_3^- 浓度并无显著改变,表明三氯甲基吡啶对 JX 土壤的净硝化作用无显著影响, N_2O 累积排放量由 $7.54 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

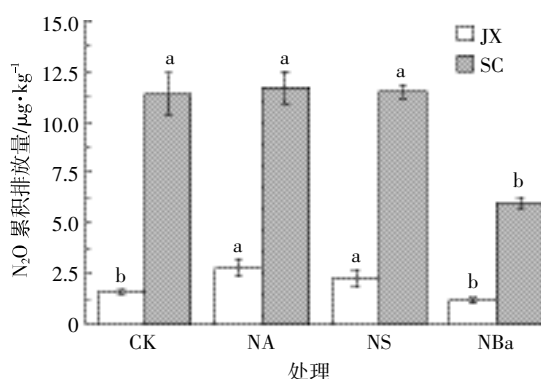


图5 添加秸秆3个月时加氮后土壤 N_2O 的累积排放量
Figure 5 N_2O cumulative emissions from soils after addition of nitrogen at 3 months after incorporation of crop residues

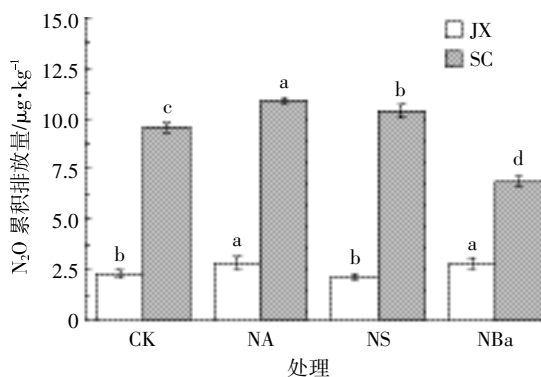
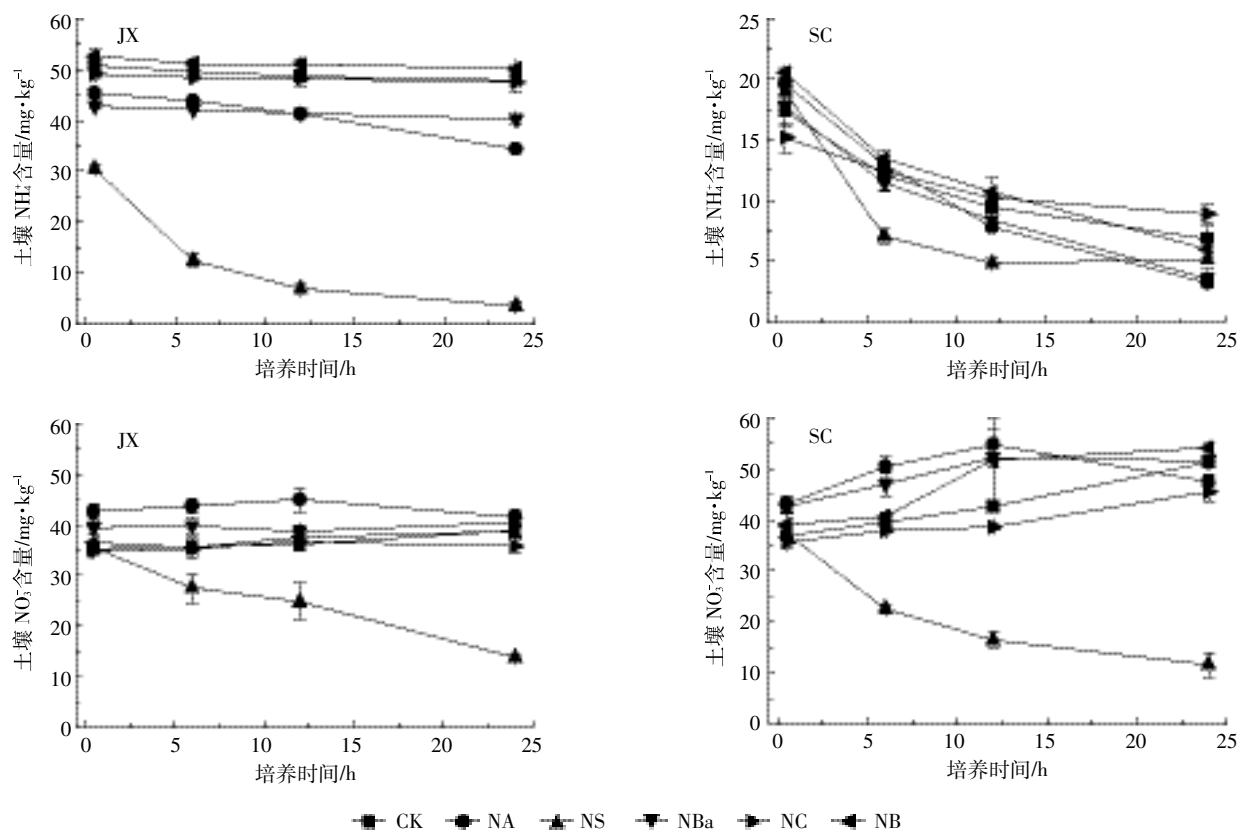


图6 添加秸秆6个月时加氮后土壤 N_2O 的累积排放量
Figure 6 N_2O cumulative emissions from soils after addition of nitrogen at 6 months after incorporation of crop residues

图 7 短期施加不同添加物并添加 NH_4NO_3 后土壤无机氮含量的变化Figure 7 Changes of soil inorganic N contents after short-term application of different soil additives with addition of NH_4NO_3

降低为 $4.49 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。有研究表明,酸性土壤中异养硝化对 N_2O 排放的贡献远高于自养硝化作用^[45-46],然而三氯甲基吡啶并不能有效抑制异养硝化过程,故三氯甲基吡啶对酸性 JX 土壤 N_2O 的减排效果不如 SC 土壤明显。因此,对于性质不相同的土壤,硝化抑制剂对 N_2O 排放的影响程度并不一致,若以减少 N_2O 排放为目的,则硝化抑制剂对自养硝化作用较弱的酸性土壤来说并不是最有效的方法。

3.2 添加生物炭对土壤 N_2O 排放的影响

添加初期生物炭可显著增加培养期间 JX 土壤 N_2O 的累积排放量,而 SC 土壤 N_2O 虽有升高但不显著,这与 Clough 等^[18]、Scheer 等^[47]以及 Yoo 等^[48]的研究结果相一致。与此相反,也有研究证明生物炭的添加对土壤 N_2O 的排放并无影响或可降低排放^[19,49-51]。我们此前的研究表明,生物炭的添加对两种土壤 NO_3^- 产生和消耗过程的初级速率具有一致的影响,生物炭的添加对初级异养硝化速率并无显著影响,但是能够提高初级自养硝化速率^[44]。因此, N_2O 排放的增加可能与土壤自养硝化速率的增加有关。此外,有研究表明,土壤类型、土壤水分条件以及生物炭类型、新鲜度和

添加量均可导致生物炭对土壤 N_2O 排放的不同影响^[17,19,52-53]。Clough 等^[54]总结认为添加生物炭后 N_2O 排放的升高可归因于生物炭中 N 的释放对土壤有机质的激发效应,也可能是生物炭的添加增加了土壤含水量并改善了反硝化作用的环境,还可能是由于生物炭为微生物生长提供了无机氮和/或碳源基质。因此,本研究添加生物炭的初始阶段,也可能由于激发效应而导致 N_2O 排放的升高。添加生物炭并配施氮肥培养 24 h 后,JX 土壤的无机氮含量($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)由只施氮肥的 $74.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加为 $88.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;而在 SC 土壤中则由 $58.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加为 $60.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。因此生物炭的添加为两种土壤中微生物的生长提供了无机氮和碳源,并且在 JX 土壤中该作用效果更为显著,这与 Clough 等^[54]的研究相一致。长期效果仍需进一步研究,以确定生物炭对两种土壤的长期生态效应。

3.3 添加秸秆对土壤 N_2O 排放的影响

从试验结果可看出,添加苜蓿和水稻秸秆短期内(24 h)可显著增加 SC 土壤中 N_2O 的累积排放量,而甘蔗渣虽然增加了 N_2O 排放但并不显著;JX 土壤中水稻秸秆的添加可显著增加 N_2O 累积排放量,但苜蓿

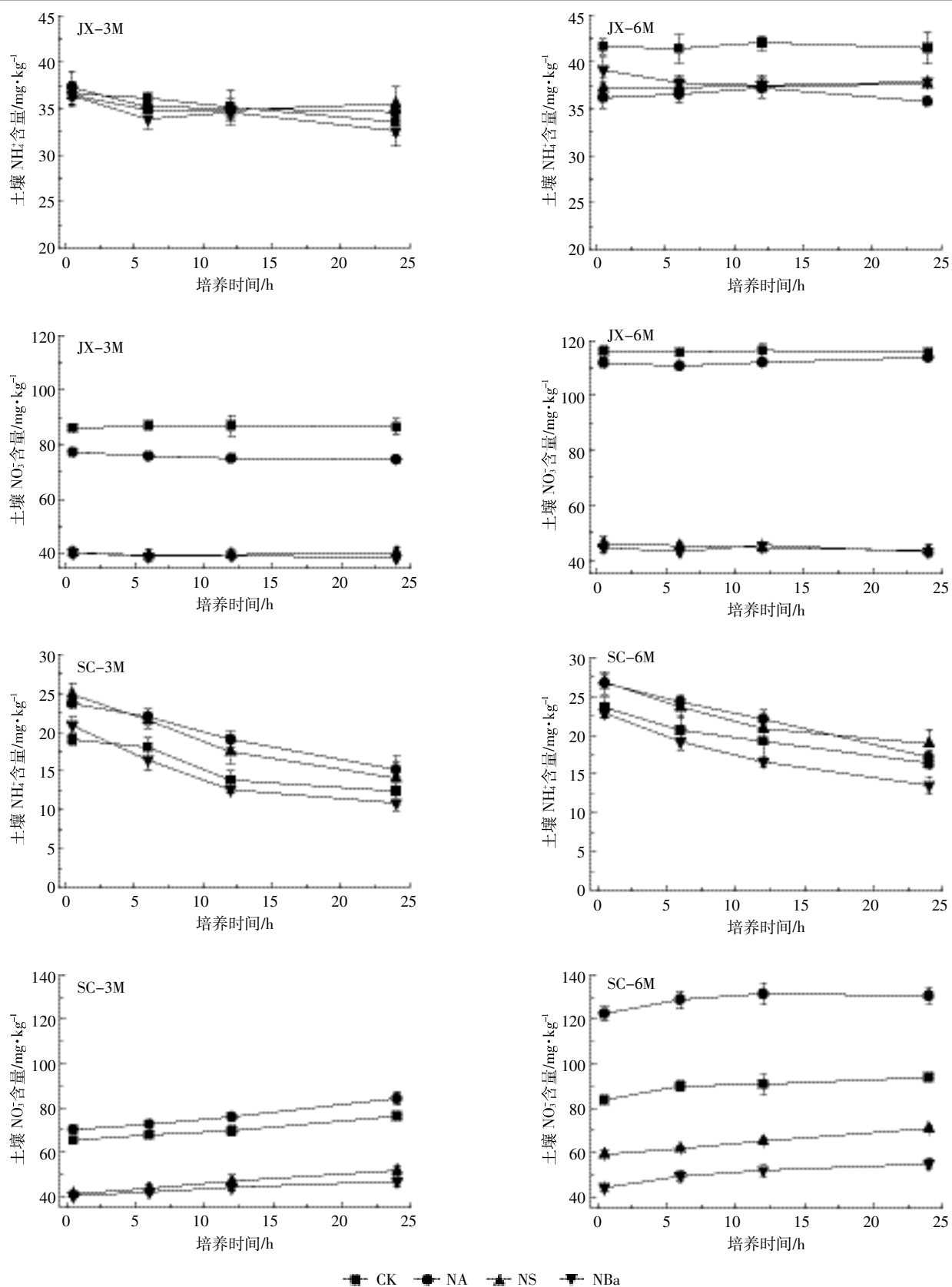


图8 施加秸秆3个月(3M)和6个月(6M)时添加NH₄NO₃后土壤无机氮含量的变化
 Figure 8 Changes of soil inorganic N contents after addition of NH₄NO₃ at 3 months(3M) and 6 months(6M) after application of crop residues

和甘蔗渣却显著降低了土壤 N_2O 的排放。因此可以看出,秸秆对土壤 N_2O 排放的影响取决于秸秆类型与性质、土壤质地和理化性质。秸秆的矿化以及随后造成的 N_2O 排放与秸秆的性质,尤其是 C/N 有关^[55]。秸秆在调节土壤 N_2O 的排放中具有多种作用。作为一种有机氮肥,秸秆受到微生物 N 矿化和硝化作用,从而导致 N_2O 的产生。一般来说,该作用取决于秸秆的氮含量^[56-58]。低 C/N 秸秆具有较高的 N 含量,往往可导致更大量的 N_2O 排放^[55]。秸秆也可作为微生物生长的有机 C 底物,并因此促进微生物的 N 同化,该作用通常会导致异养微生物与自养硝化对 NH_4^+ 的竞争^[59-60],进而减少 N_2O 的产生。通常高 C/N 的秸秆具有此类作用。Chen 等^[10]分析表明,通常来说,当秸秆 C/N<45,秸秆可为土壤微生物群落的生长和增殖提供足够的 N 源,进而导致净矿化的发生,多余的 N 可刺激硝化和反硝化作用,从而对土壤 N_2O 排放产生显著的促进作用;当 C/N 在 45~100 之间,存在轻微的刺激作用;而当 C/N>100,则具有轻微的抑制作用。秸秆 C/N 较高,秸秆自身的 N 无法满足秸秆 C 引起的微生物生长的需求,因此,活性微生物将同化土壤 N 成为微生物量氮,导致净同化的发生。显然,氮的损耗可降低硝化和反硝化作用,从而减少 N_2O 排放。添加秸秆后土壤异养微生物的生长及其导致的 N 同化是 N_2O 排放与秸秆 C/N 呈负相关的基础^[57-58]。

然而,从本研究的结果也可看出,C/N 的影响也并非绝对的,高 C/N 的秸秆并不总会降低土壤 N_2O 的排放,这表明秸秆也可能影响土壤无机氮以外的非生物因素^[61-62]。例如,添加秸秆后微生物的生长消耗了土壤孔隙中大量的 O_2 ,导致土壤微域的好氧环境转变为了厌氧条件,因而反硝化可能取代硝化作用,成为一些土壤孔隙中 N_2O 产生的主要过程,从而增加 N_2O 的排放。异养微生物生长导致的 O_2 消耗与添加的秸秆量呈正相关,即影响程度与输入的秸秆 C 和 N 含量呈正相关。此外,秸秆对 SC 土壤 N_2O 排放的影响效果更为显著,这可能与土壤质地和理化性质有关。根据 Chen 等^[10]的分析,在砂性土中,秸秆还田对土壤 N_2O 排放的影响较小,但在其他土壤类型中,秸秆的添加可显著刺激土壤 N_2O 的排放。从土壤性质可看出,JX 土壤属砂性土,因此秸秆对 JX 土壤 N_2O 排放的影响小于 SC 土壤。土壤质地对 N_2O 排放的影响可能是通过 O_2 可利用性间接产生的^[63-64]。此外,由于添加秸秆对土壤 N_2O 排放的影响在中性和微碱性条件下更加显著^[10],也可能使得添加秸秆后 SC 土壤中

N_2O 的排放更为剧烈。

秸秆对土壤 N_2O 排放的影响也与秸秆添加后的分解时间有关。从本试验结果来看,经过较为长期的分解后,秸秆对土壤 N_2O 排放的影响随着添加时间延长而下降,尤其是 C/N 相对较低的苜蓿和水稻秸秆,影响程度不如初期时明显,但甘蔗渣在添加 6 个月後仍能显著降低 SC 土壤的 N_2O 排放。经过 6 个月长期培养后,由于秸秆中的植物 C 和养分被分解,秸秆对微生物活性的刺激效果降低,故对 N_2O 排放的影响程度降低。一般来说,C/N 低的秸秆在土壤中更容易矿化分解^[65]。此外,秸秆中各类有机化合物,如纤维素、半纤维素、木质素等的含量差异对秸秆的分解转化也有很大的影响^[66]。甘蔗渣的组分中含有约 40% 的纤维素、24% 的半纤维素和 25% 的木质素,其中木质素是最难降解的组分,这导致甘蔗渣不易被矿化^[67-68]。因此,从土壤无机氮浓度可看出,较难分解的甘蔗渣,在经过 6 个月的培养后,对土壤无机氮的同化作用仍较高,氮的损耗可减少 N_2O 的排放。

从上述试验结果综合来看,虽然本研究中添加生物炭后, N_2O 排放有所上升,但其刺激程度低于秸秆,因此,从降低 N_2O 排放的角度来说,将秸秆制成生物炭也许是一个好的选择。但是,本研究是在室内条件下进行的培养试验,对于野外大田的真实环境还需进一步的研究。此外,本研究并未从微生物学机理的角度来阐释调控措施对 N_2O 排放的影响机制,可进一步从该角度来进行研究。

施肥对土壤 N_2O 的排放具有促进作用^[7]。本研究中添加 NH_4NO_3 溶液后,短时间内可造成土壤中无机氮的积累,为硝化和反硝化微生物提供充足的底物和能源,进而可增加土壤 N_2O 的排放通量。但是本研究没有设置不加氮对照,不能评估添加氮的激发效应。本研究的重点是以只添加 NH_4NO_3 处理为对照,研究添加硝化抑制剂、生物炭和秸秆三种土壤添加物,对红壤和紫色土农田土壤施氮后 N_2O 排放的影响,以期根据土壤类型和性质合理选择氮素调控措施提供理论基础。

4 结论

在对土壤施肥并进行调控时,应当根据土壤类型和性质进行选择。若以减少 N_2O 排放为目的,那么对于碱性土壤选择硝化抑制剂调控是合适的,但对酸性土壤则效果并不显著。生物炭对土壤 N_2O 排放的影响也因土壤性质不同而不同。秸秆的添加在初期分解阶

段会显著增加土壤 N_2O 排放,对于环境来说是不利的影响,但随着时间的增加刺激效果会随之下降,因此,客观的评价需要进行长期观察。从本试验来看,若将秸秆转化为生物炭,以稳定的生物炭的 C 形式添加于土壤,其 N_2O 的排放少于秸秆,对于减少土壤温室气体排放和增加土壤 C 储存是较为有益的。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide(N_2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century[J]. *Science*, 2009, 326(5949): 123–125.
- [3] WMO. The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2012[R]. WMO Greenhouse Gas Bulletin, 2013, 9: 1–4.
- [4] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [5] Reay D S, Davidson E A, Smith K A, et al. Global agriculture and nitrous oxide emissions[J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(6): 410–416.
- [6] 柳文丽, 李锡鹏, 沈茜, 等. 施肥方式对冬小麦季紫色土 N_2O 排放特征的影响[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(9): 1029–1037.
LIU Wen-li, LI Xi-peng, SHEN Xi, et al. Effects of fertilizer application regimes on soil N_2O emissions in the croplands of purple soil in the Sichuan Basin during wheat season[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2014, 22(9): 1029–1037.
- [7] 曾泽彬, 朱波, 朱雪梅, 等. 施肥对夏玉米季紫色土 N_2O 排放及反硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 130–136.
ZENG Ze-bin, ZHU Bo, ZHU Xue-mei, et al. Effects of fertilization on N_2O emission and denitrification in purple soil during summer maize season in the Sichuan Basin[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(1): 130–136.
- [8] Lan T, Han Y, Roelcke M, et al. Effects of the nitrification inhibitor di-cyandiamide(DCD) on gross N transformation rates and mitigating N_2O emission in paddy soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 67: 174–182.
- [9] Wolt J D. A meta-evaluation of nitrpyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in the Midwestern USA[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 69(1): 23–41.
- [10] Chen H H, Li X C, Hu F, et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(10): 2956–2964.
- [11] Mitchell R D J, Harrison R, Russell K J, et al. The effect of crop residue incorporation date on soil inorganic nitrogen, nitrate leaching and nitrogen mineralization[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32(4): 294–301.
- [12] Miller M N, Zebarth B J, Dandie C E, et al. Crop residue influence on denitrification, N_2O emissions and denitrifier community abundance in soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40: 2553–2562.
- [13] Begum N, Guppy C, Herridge D, et al. Influence of source and quality of plant residues on emissions of N_2O and CO_2 from a fertile, acidic Black Vertisol[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(3): 499–506.
- [14] Tenenbaum D J. Biochar: Carbon mitigation from the ground up[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2009, 117(2): A70–A73.
- [15] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: A review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219–230.
- [16] Lehmann J, da Silva J P, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological anthrosol and a ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343–357.
- [17] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiment[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, 53(2): 181–188.
- [18] Clough T J, Bertram J E, Ray J L, et al. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(3): 852–860.
- [19] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1224–1235.
- [20] Castaldi S, Riondino M, Baronti S, et al. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes[J]. *Chemosphere*, 2011, 85(9): 1464–1471.
- [21] Wang J Y, Zhang M, Xiong Z Q, et al. Effects of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from two paddy soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(8): 887–896.
- [22] Cheng Y, Cai Z C, Chang S X, et al. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N_2O production in a cultivated Black Chernozem[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(8): 941–946.
- [23] Wu F P, Jia Z K, Wang S G, et al. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(5): 555–565.
- [24] Cayuela M L, Zwieter L V, Singh B P, et al. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2014, 191(5): 5–16.
- [25] 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.
- [26] Akiyama H, Yan X Y, Yagi K, et al. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N_2O and NO emissions from agricultural soils: Meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(6): 1837–1846.
- [27] Gilsanz C, Báez D, Misselbrook T H, et al. Development of emission

- factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, 216: 1–8.
- [28] 张冉, 赵鑫, 濮超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N₂O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 1–6.
- ZHANG Ran, ZHAO Xin, PU Chao, et al. Meta-analysis on effects of residue retention on soil N₂O emissions and influence factors in China [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(22): 1–6.
- [29] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 62: 107–114.
- [30] Li Q Q, Luo Y L, Wang C Q, et al. Spatiotemporal variations and factors affecting soil nitrogen in the purple hilly area of Southwest China during the 1980s and the 2010s[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 547(15): 173–181.
- [31] Wang J, Zhu B, Zhang J B, et al. Mechanisms of soil N dynamics following long-term application of organic fertilizers to subtropical rain-fed purple soil in China[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 91: 222–231.
- [32] 黄晶, 张杨珠, 刘宏斌, 等. 长期不同施肥条件下红壤小麦和玉米季 CO₂、N₂O 排放特征[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(4): 7–13.
- HUANG Jing, ZHANG Yang-zhu, LIU Hong-bin, et al. CO₂ and N₂O emissions from red soil during wheat and corn growing seasons under different patterns of long-term fertilization[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2011, 27(4): 7–13.
- [33] 谢义琴, 张建峰, 姜慧敏, 等. 不同施肥措施对稻田土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3): 578–584.
- XIE Yi-qin, ZHANG Jian-feng, JIANG Hui-min, et al. Effects of different fertilization practices on greenhouse gas emissions from paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(3): 578–584.
- [34] 林超文, 刘海涛, 朱波, 等. 控释氮肥对紫色土坡耕地 N₂O 排放量的影响[J]. 西南农业学报, 2016, 29(10): 2427–2431.
- LIN Chao-wen, LIU Hai-tao, ZHU Bo, et al. Effects of applying controlled release nitrogen on nitrous oxide emission in slope purple soil [J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2016, 29(10): 2427–2431.
- [35] 胡磊, 刘韵, 朱波. 不同施肥方式下紫色土 N₂O 与 NO_x 的排放特征[J]. 环境科学, 2017, 38(8): 3442–3450.
- HU Lei, LIU Yun, ZHU Bo. Characteristics of N₂O and NO_x emissions from purple soil under different fertilization regimes[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(8): 3442–3450.
- [36] FAO–UNESCO–ISRIC. Soil map of the world. Revised legend. World soil resources report 60[R]. Rome: FAO, 1990.
- [37] Zhao X, Wang J W, Wang S Q, et al. Successive straw biochar application as a strategy to sequester carbon and improve fertility: A pot experiment with two rice/wheat rotations in paddy soil[J]. *Plant and Soil*, 2014, 378(1/2): 279–294.
- [38] 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, 2000.
- LU Ru-kun. Soil agro-chemical analyses[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [39] Chen D L, Suter H C, Islam A, et al. Influence of nitrification inhibitors on nitrification and nitrous oxide(N₂O) emission from a clay loam soil fertilized with urea[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42(4): 660–664.
- [40] Huber D M, Warren H L, Nelson D W, et al. Nitrification inhibitors: New tools for food production[J]. *BioScience*, 1977, 27(8): 523–529.
- [41] Di H J, Cameron K C, Shen J P, et al. A lysimeter study of nitrate leaching from grazed grassland as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationships with ammonia oxidizing bacteria and archaea[J]. *Soil Use and Management*, 2009, 25(4): 454–461.
- [42] Guo Y J, Di H J, Cameron K C, et al. Effect of 7-year application of a nitrification inhibitor, dicyandiamide(DCD), on soil microbial biomass, protease and deaminase activities, and the abundance of bacteria and archaea in pasture soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13(4): 753–759.
- [43] Nishio T, Komada M, Arao T, et al. Simultaneous determination of transformation rates of nitrate in soil[J]. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 2001, 35(1): 11–17.
- [44] Zhao Y, Wang J, Cai Z C, et al. Short-term effects of nitrapyrin, rice straw and its biochar application on N transformation in soils of humid subtropical China[J]. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil & Plant Science*, 2018, 68(5): 448–456.
- [45] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B. N₂O production pathways in the subtropical acid forest soils in China[J]. *Environmental Research*, 2011, 111(5): 643–649.
- [46] Stange C F, Spott O, Arriaga H, et al. Use of the inverse abundance approach to identify the sources of NO and N₂O release from Spanish forest soils under oxic and hypoxic conditions[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 57: 451–458.
- [47] Scheer C, Grace P R, Rowlings D W, et al. Effect of biochar amendment on the soil-atmosphere exchange of greenhouse gases from an intensive subtropical pasture in northern New South Wales, Australia[J]. *Plant and Soil*, 2011, 345(1): 47–58.
- [48] Yoo G, Kang H J. Effects of biochar addition on greenhouse gas emissions and microbial responses in a short-term laboratory experiment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 1193–1202.
- [49] Bruun E W, Müller-Stöver D, Ambus P, et al. Application of biochar to soil and N₂O emissions: Potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62(4): 581–589.
- [50] Rogovska N, Laird D, Cruse R, et al. Impact of biochar on manure carbon stabilization and greenhouse gas emissions[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(3): 871–879.
- [51] Kamman C, Ratering S, Eckhard C, et al. Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas(carbon dioxide, nitrous oxide, and methane) fluxes from soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4): 1052–1066.
- [52] DeLuca T H, MacKenzie M D, Gundale M J, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(2): 448–453.
- [53] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip

- biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(4):574–581.
- [54] Clough T J, Condon L M, Kamman C, et al. A review of biochar and soil nitrogen dynamics[J]. *Agronomy*, 2013, 3(2):275–293.
- [55] Aulakh M S, Doran J W, Walter D T, et al. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1991, 55(4):1020–1025.
- [56] Huang Y, Zou J W, Zheng X H, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(6):973–981.
- [57] Garcia-Ruiz R, Baggs E M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues[J]. *Plant and Soil*, 2007, 299(1):263–274.
- [58] Frimpong K A, Baggs E M. Do combined applications of crop residues and inorganic fertilizer lower emission of N₂O from soil? [J]. *Soil Use and Management*, 2010, 26(4):412–424.
- [59] Shi W, Norton J M. Effect of long-term, biennial, fall-applied anhydrous ammonia and nitrapyrin on soil nitrification[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(1):228–234.
- [60] Burger M, Jackson L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(1):29–36.
- [61] Li X, Hu F, Bowman D, et al. Nitrous oxide production in turfgrass systems; Effects of soil properties and grass clipping recycling[J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 67:61–69.
- [62] Li X, Hu F, Shi W. Plant material addition affects soil nitrous oxide production differently between aerobic and oxygen-limited conditions [J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 64:91–98.
- [63] Skiba U, Ball B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide[J]. *Soil Use and Management*, 2002, 18(1):56–60.
- [64] Singurindy O, Richards B K, Molodovskaya M, et al. Nitrous oxide and ammonia emissions from urine-treated soils; Texture effect[J]. *Vadose Zone Journal*, 2006, 5(4):1236–1245.
- [65] Nicolardot B, Recous S, Mary B. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues[J]. *Plant and Soil*, 2001, 228(1):83–103.
- [66] Gul S, Whalen J. Plant life history and residue chemistry influences emissions of CO₂ and N₂O from soil; Perspectives for genetically modified cell wall mutants[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2013, 32(5):344–368.
- [67] Saha B C. Hemicellulose bioconversion[J]. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 2003, 30(5):279–291.
- [68] Dong X Q, Yang J S, Zhu N, et al. Sugarcane bagasse degradation and characterization of three white-rot fungi[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 131:443–451.