氮肥配施下不同 C/N 作物残渣还田 对红壤温室气体排放的影响

伍玉鹏^{1,2}, 刘 田¹, 彭其安¹, Muhammad Shaaban¹, 胡荣桂^{1,2*}

(1.华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2.农业部长江中下游耕地保育重点实验室, 武汉 430070)

摘 要: 氮肥配施能够促进还田秸秆的分解,为了解其对不同 C/N 秸秆还田下温室气体排放的影响,采用培养实验方法,研究了油菜饼(C/N 为 4)、玉米秸秆(C/N 为 28)、水稻秸秆(C/N 为 41)和小麦秸秆(C/N 为 71)等 4 种不同 C/N 植物残渣在不同量氮肥(无氮、低氮和高氮)配施下对红壤温室气体(CO₂、CH₄ 和 N_2 O)排放的影响。结果显示,氮肥配施增加了不同植物残渣的 CO₂—C 累积排放量,且仅在高 C/N 的小麦秸秆处理中发现存在显著性差异,在低氮和高氮下 CO₂—C 累积排放量分别达到 1 271.44、1 212.83 mg·kg⁻¹,显著高于无氮肥配施的 883.40 mg·kg⁻¹。土壤 N_2 O 累积排放量最大的为油菜饼处理组,低氮量的配施进一步增强了 N_2 O 的产生,其累积排放量达到 5 550.42 μ g·kg⁻¹,显著高于无氮肥配施的 4 430.44 μ g·kg⁻¹,然而当氮肥施用量进一步增加时却抑制了 N_2 O 的排放(3 752.84 μ g·kg⁻¹)。氮肥配施并未显著影响玉米秸秆和小麦秸秆处理组的 N_2 O 累积排放量。在培养期内,每一个处理均表现为 CH₄ 的吸收现象,氮肥施用能够增加土壤对 CH₄ 的累积吸收量,但差异显著性仅在对照和油菜饼处理中发现。

关键词:作物残渣还田;温室气体排放;C/N;氮肥配施;红壤

中图分类号:S181 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)10-2053-10 doi:10.11654/jaes.2014.10.025

Greenhouse Gas Emissions in Red Soil as Influenced by Different C/N Residues Under Nitrogen Applications

WU Yu-peng^{1,2}, LIU Tian¹, PENG Qi-an¹, Muhammad Shaaban¹, HU Rong-gui^{1,2*}

(1.College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2.Key Laboratory of Arable Land Conservation (Middle and Lower Reaches of Yangtze River), Ministry of Agriculture, Wuhan 430070, China)

Abstract: Nitrogen(N) fertilizer application can accelerate decomposition of incorporated residues in soils. However, the effect of N applications on greenhouse gas(GHG) emissions following incorporation of different C/N residues is still not well understood. In this study, an incubation study was carried out to examine GHG emissions from red soil incorporated with rape cake(C/N:4), maize stalk(C/N:28), rice straw(C/N:41) and wheat straw(C/N:71) under three N addition rates(zero, low and high levels). Nitrogen applications increased CO₂ emission, but significant difference was observed only in wheat straw treatment. The cumulative CO₂ emission in wheat straw treatment was 1 271.44 mg·kg⁻¹ at low N and 1 212.83 mg·kg⁻¹ at high N application, significantly higher than that of no N application (883.40 mg·kg⁻¹). The cumulative N₂O emission was highest in rape cake treatment (5 550.42 μg·kg⁻¹) at low N application while relatively lower N₂O emission(3 752.84 μg·kg⁻¹) at high N addition. However, nitrogen application did not show significant influence on the cumulative N₂O emissions in soils incorporated with maize and wheat residues. Over the entire incubation period, all treatments tended to be a sink of CH₄. Overall, nitrogen effects on GHG emissions depend on residue C/N ratios.

Keywords: residue returning; greenhouse gas emission; C/N; nitrogen fertilizer application; red soil

作为农业大国,我国每年产生大量的作物残渣, 仅秸秆年均产量就超过 8.4×10⁸ t¹¹。秸秆中含有丰富

收稿日期:2014-04-19

基金项目: 国家自然科学基金(41171212;41401267); 中央高校基本科 研业务费专项资金(2662013BQ015)

作者简介:伍玉鹏(1985—),男,云南曲靖人,博士,讲师,主要从事土壤生态研究。E-mail;wyp19851205@126.com

*通信作者:胡荣桂 E-mail:rghu@mail.hzau.edu

的碳、氮、磷、钾等营养元素,是物质、能量和养分的载体,是宝贵的自然资源^[2],其在土壤微生物的作用下腐解形成的腐殖质能够有效提高土壤有机质含量,释放出的氮、磷、钾等元素能够增强土壤肥力,还能改良土壤结构,改善土壤生物学特性^[3-5]。因此,秸秆等作物残渣的还田作为土壤培肥和农业废弃物可持续利用的一种方式,在我国广为提倡。

土壤微生物对秸秆等作物残渣的分解作用是影响土壤培肥效果的关键,然而,不同秸秆的 C/N 差异在很大程度上影响了其分解效率^[6],如戴志刚等^[7]在淹水培养下发现油菜秸秆的腐解速率要大于水稻和小麦秸秆。这是由于土壤微生物在分解秸秆过程中需要同化土壤碳素和吸收速效氮素,以合成新的细胞体^[8],过高 C/N 秸秆的施用虽然能够提供丰富的 C 来源,但 N 的缺乏限制了微生物的活性。因此,普遍认为在秸秆还田后施入一定量的氮肥能够通过促进微生物的繁殖来加快秸秆腐解^[9-10]。

虽然作物残渣还田对农业生态系统有利,但作 物残渣大量还田的同时也会对农田土壤 N₂O、CH₄ 和 CO₂等主要温室气体的排放产生显著影响。已有的研 究结果指出,秸秆还田能够增加农田土壤呼吸,从而 增加土壤 CO₂ 排放量[11-12],也有报道认为秸秆施用增 加了土壤 CH4 的排放通量, 但大多是在稻田中得到 的结果[13],而关于秸秆还田如何影响土壤N2O排放, 目前各研究结果存在一定的差异[14-16]。作物残渣还田 对温室气体排放的影响是复杂的,它可能受土壤性 质、作物残渣类型以及肥料施用等多方面的影响,因 而有可能通过选择合理的还田方式, 在实现土壤培 肥的同时达到温室气体减排的双重收益。虽然配施 氮肥能够促进秸秆的分解, 但不同 C/N 作物残渣配 施氮肥后如何影响红壤温室气体的排放却并不十分 清楚。依据不同还田物料的特性,探索一种较为合理 的氮肥配施方式,对于平衡土壤培肥与减少秸秆等 作物残渣还田对大气温室气体的贡献具有重要意 义。

本文选取了几种不同 C/N 的作物残渣(主要为作物秸秆),并配施不同量的氮肥开展培养实验,通过分析不同处理释放的温室气体 N₂O、CH₄ 和 CO₂ 量来评价氮肥施用下不同 C/N 作物残渣还田对红壤温室气体排放的影响,以期为秸秆还田的高效利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为采自湖北省咸宁市贺胜桥镇的棉花旱地红壤,该地区(114°23′E,30°01′N)土壤属第四纪粘土沉积物母质发育的棕红壤,土壤呈弱酸性,质地粘重,土壤品质较为贫瘠。分点采集表层 0~20 cm 土壤,混匀、风干,除去植物根、石砾等杂物后磨细,过10 目筛备用。土壤总碳(TC)含量为 9.73 g·kg⁻¹,总氮

(TN)含量为 1.90 g·kg^{-1} , pH 为 5.4(土:水为 1:2.5), 筱 态氮 (NH_4^*-N) 和硝态氮 (NO_3^*-N) 含量分别为 23.19、 15.80 mg·kg^{-1} 。

供试作物残渣分别为油菜饼(RC)、玉米秸秆(MS)、水稻秸秆(RS)和小麦秸秆(WS),其 C/N 为 5~71 不等。作物残渣均来源于华中农业大学试验田,取回后于 70 ℃烘干、粉碎、过 100 目筛备用。其总碳及总氮含量见表 1。供试氮肥为尿素(湖南宜化化工有限责任公司),其总氮≥46.4%。

表 1 不同作物秸秆的 C、N 含量

Table 1 Contents of C and N in crop residues incorporated to soil

秸秆种类 Residue	$TC/g \cdot kg^{-1}$	$TN/g \cdot kg^{-1}$	C/N
油菜饼 Rape cake	363.2	69.4	5
玉米秸秆 Maize stalk	377.5	13.2	28
水稻秸秆 Rice straw	332.4	8.0	41
小麦秸秆 Wheat straw	340.8	4.8	71

1.2 实验设计

本实验设置 3 个不同的氮肥配施水平,分别为无氮(N0)、低氮(N1,0.1 g 尿素混入 1 kg 干土,折合46.4 mg N·kg⁻¹干土)和高氮(N2,0.2 g 尿素混入 1 kg 干土,折合92.8 mg N·kg⁻¹干土);每种氮肥水平下混入4种不同的作物秸秆,分别为油菜饼、玉米秸秆、水稻秸秆和小麦秸秆,同时设置一个无作物残渣添加的对照(CK),作物秸秆添加量按照60 mg秸秆-N·kg⁻¹干土标准进行,以保证同一氮肥水平下各处理间总氮量一致。共设置15 个不同的处理,每个处理重复3次。

利用 1 L 的带橡胶塞广口瓶开展培养实验,橡胶塞中穿有两根玻璃管,一根下端接有气球置于瓶内,上端暴露在空气中,用以调节瓶内气压;另一根下端置于瓶内,上端接有带夹软管,用以气体采集。每个广口瓶加入 100 g 干土,用蒸馏水调节土壤孔隙含水量(WFPS)为 75%,并置于 25 ℃下的暗环境中进行为期7 d 的预培养,以稳定土壤中的微生物活性,避免因土壤含水量变化而产生的温室气体排放峰值。

经过7d预培养后采集气体进行测定,其值作为第0d实验数据。而后按照实验设计添加秸秆并配施氮肥,混匀。整个培养系统置于25℃下的暗环境中进行为期30d的培养。培养开始的第一周每天采集一次气体样品,接下来隔1d采集一次。气体采集时,先打开胶塞,利用风扇通风30min后用30mL带三通

阀的注射器采集瓶口附近的气体用于计算背景值。而 后塞紧胶塞,夹紧橡胶管,密闭状态下培养2h后,采 气注射器连接橡胶管,打开夹子,抽取瓶中气体。采气 结束后利用称重法调节土壤 WFPS 保持在 75%, 重新 好氧培养直至下一次气体采集。

1.3 样品测定方法

气体样品采集后在当天完成测定,采用美国安 捷伦 GC-7890A 气相色谱仪进行分析。CO2 检测器为 FID(氢火焰离子检测器),所用载气是高纯氮气 (99.999%),流速为 25 mL·min⁻¹,检测器、柱箱和转 化器(镍触媒)温度分别为 200、55、375 ℃,保留时间 为 1.4 min。CH₄ 检测器为 FID,载气是高纯氮气 (99.999%),流速为 30 mL·min⁻¹,检测器和柱箱温度 分别为 200 ℃和 55 ℃,保留时间为 1.75 min。N₂O 检 测器为 ECD(电子俘获检测器),载气是高纯氮气 (99.999%),流速为 25 mL·min⁻¹,检测器和柱箱温度 分别为 330 ℃和 55 ℃,保留时间为 3.50 min。测定过 程中所用标准气体(CO2、CH4和 N2O)由国家标准物 质研究中心提供。

1.4 数据处理

温室气体通量按照以下公式计算[17]:

 $f=\rho\times(V/m)\times(\Delta c/\Delta t)\times273/T\times\beta$

式中:f 为气体排放通量; ρ 是标准状况下的气体密 度;V 是培养瓶中气体所占的有效体积; Δt 是密闭培 养时间; Δc 是 Δt 时间内培养瓶中气体的浓度变化;m是培养瓶中土样干重;T是培养时的绝对温度; β 是由 气体转换为元素 C 或 N 时的转换系数, CO_2 、 CH_4 、 N_2O 分别为 12/44、12/16、28/44。

气体累积排放量通过内插累加法获得[18],该方法 假设在两个已知测量时间点之间气体的排放变化符 合线性关系,利用相似三角形的原理计算内插点而获 得数据。

实验结果以均值表示,并采用 SPSS 17.0 统计软 件进行方差分析。

2 结果与分析

2.1 不同氮肥水平下作物残渣添加对 CO₂-C 排放的 影响

图 1 显示,相比对照,作物残渣的添加均增加了 土壤 CO2-C 的排放通量。较低 C/N 的油菜饼和玉米 秸秆处理组的 CO₂ 排放通量均在培养的第 1 d 达到 峰值,随后开始缓慢下降,而较高 C/N 的水稻秸秆、小 麦秸秆处理组则是在第3d才达到排放峰值。在不同

氮肥水平下,各处理组 CO₂-C 排放通量及累积排放 量大小顺序均为 WS>RS>MS>RC>CK, 且在培养前两 周,添加小麦秸秆和水稻秸秆处理的 CO₂-C 排放通 量要明显高于其他处理,但其下降速率也更快,这种 差距在培养三周以后消失。

作物残渣施用的同时配施氮肥进一步增加了 CO₂-C 的排放。对于 C/N 最高的小麦秸秆来说, 氮肥 的施用不但增加了其排放峰值(N0、N1和 N2下分别 为 3.47、4.15、3.86 mg·kg⁻¹), 还使得排放通量在随后 的培养过程中下降速度更慢,并于培养结束后获得了 显著高于无氮肥施用下的 CO_2 -C 累积排放量(NO_xN1 和 N2 下分别为 883.40、1 271.44、1 212.83 mg·kg⁻¹) (表 2)。虽然氮肥配施同样增加了 RC、RS 和 MS 处理 的 CO2-C 排放峰值, 但并未发现不同氮肥水平之间 的累积排放量存在显著差异。对不同氮肥水平及不同 作物残渣投入进行交互作用分析,发现氮肥配施、作 物残渣投入均显著影响了 CO2-C 累积排放量, 氮肥 配施与作物残渣的投入之间也存在交互作用并显著 影响 CO₂-C 累积排放量。

2.2 不同氮肥水平下作物残渣添加对 CH₄-C 排放的 影响

图 2 显示, 在培养期内的大部分时间均表现为 CH4的吸收现象,但在同一施肥水平下并未发现不同 作物残渣的添加对 CH₄-C 吸收量产生明显的影响。 在培养结束后,施加作物残渣的处理相比对照吸收了 更多的 CH₄-C,但差异显著性仅仅出现在无氮肥水平 下的对照与 $MS \setminus RS$ 和 WS 之间(表 2)。

氮肥施用在一定程度上增加了 CH₄-C 的吸收通 量,但在31 d 的培养结束后,其累积吸收量差异显著 性仅出现在对照和低 C/N 的油菜饼处理中。表 2 显 示,在对照处理中,N1 和 N2 下 CH4-C 累积吸收量分 别为 48.16、49.65 μg·kg⁻¹, 显著高于无氮肥施用时的 34.95 μg·kg⁻¹,但不同氮肥水平之间无显著差异。在油 菜饼处理中,N0、N1和 N2下 CH4-C 累积吸收量分别 为 38.66、47.70、51.15 μg·kg⁻¹, 仅 N0 和 N2 之间存在 显著差异。交互作用分析显示,仅氮肥配施显著影响 了 CH4-C 累积吸收量。

2.3 不同氮肥水平下作物残渣添加对 N₂O-N 排放的 影响

在三种氮肥水平下, 对照组的 N₂O-N 排放通量 在整个培养周期内均未超过 1 μg·kg⁻¹(图 3),虽然氮 肥施用增加了其 N₂O-N 排放通量, 但并未发现在培 养结束后累积排放量存在显著差异(表 2)。不同作物

农业环境科学学报 第 33 卷第 10 期

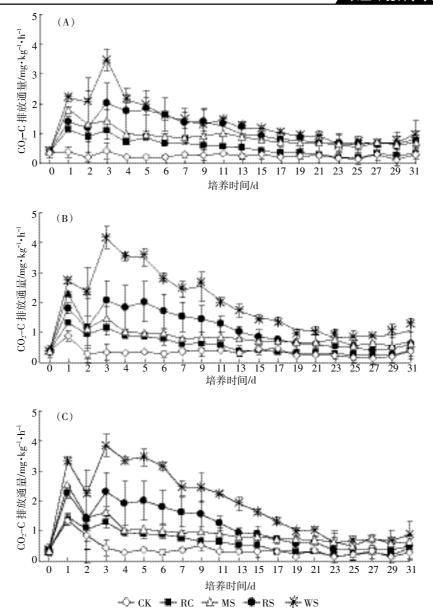


图 1 不同氮肥水平下(A:无氮;B:低氮;C:高氮)作物残渣施用后对红壤 CO_{γ} -C 排放通量变化的影响

Figure 1 Soil CO₂-C emission fluxes following incorporation of different C/N crop residues under different N levels (A:N0, B:N1, C:N2)

残渣的添加在培养前期对土壤 N_2O 的排放起到了不同的促进作用,玉米秸秆、水稻秸秆和小麦秸秆的处理均在培养第 1 d 即达到 N_2O-N 排放高峰,随后快速下降,而 C/N 最小的油菜饼处理 N_2O-N 排放通量在培养前几天一直快速上升,于第 5 (或 6) d 才达到排放高峰。培养结束后土壤 N_2O-N 累积排放量最大的为油菜饼处理组,在 NO、N1、N2 相应氮肥水平下分别达到 4 430.44、5 550.42、3 752.84 μ g·kg⁻¹(表 2),显著高于其他处理。

氮肥配施增加了添加作物残渣处理的 N₂O-N 排放峰值,而对于 C/N 较小的油菜饼处理来说,氮肥的

施用还推迟了排放通量峰值产生的时间(N0下排放峰值出现在第5d,而N1和N2下排放峰值出现在第6d)。但值得注意的是,在N2水平下油菜饼处理的N2O-N排放通量下降速度更快,导致在培养结束后N2水平下的N2O-N累积排放量要小于N0处理(表2)。类似的趋势也在水稻秸秆处理中有所发现,但水稻秸秆产生的N2O-N累积排放量要远远小于油菜饼处理组。氮肥施用并未显著影响对照、玉米秸秆和小麦秸秆处理组的N2O-N累积排放量。交互作用分析显示氮肥配施、作物残渣投入,以及它们之间的交互作用均显著影响了N2O-N累积排放量。

表 2 不同处理下的温室气体累积排放量

Table 2 Cumulative GHG emissions in different treatments

处理		CO2-C 累积排放量/	CH₄-C 累积吸收量/	N ₂ O-N 累积排放量/
作物残渣	氮肥水平	$\mathrm{mg} \cdot \mathrm{kg}^{\scriptscriptstyle -1}$	$\mu g \boldsymbol{\cdot} k g^{\text{-l}}$	$\mu g \boldsymbol{\cdot} k g^{1}$
CK	N0	198.31±17.85bD	34.95±1.21bB	106.93±28.98aC
	N1	266.00±14.14abE	$48.16 \pm 0.80 aA$	212.71±42.67aB
	N2	309.19±48.07aC	49.65±1.46aA	220.97±257.28aC
RC	NO	366.33±40.96aC	38.66±2.09bAB	4330.44±461.16bA
	N1	387.13±50.17aD	47.70±0.59abA	5550.42±596.40aA
	N2	431.60±12.72aC	51.15±6.05aA	3752.84±424.73bA
MS	NO	652.15±16.84aB	42.56±3.86aA	846.60±136.18aB
	N1	640.97±9.56aC	50.60±5.93aA	562.88±87.33aB
	N2	684.02±32.85aB	53.42±7.54aA	795.31±130.72aB
RS	NO	762.43±21.20aB	42.22±1.00aA	199.09±36.35bC
	N1	765.21±24.29aB	49.39±2.77aA	488.03±121.65aB
	N2	782.32±14.42aB	53.47±7.17aA	232.59±34.30bBC
WS	NO	883.40±88.76bA	41.15±1.21aA	331.79±44.08aBC
	N1	1271.43±33.90aA	50.80±2.26aA	379.96±124.18aB
	N2	1212.78±100.38aA	50.65±8.72aA	380.96±263.29aBC
F值	氮肥	18.544*	19.698*	5.591*
	作物残渣	354.004*	1.105	312.799*
	氮肥×作物残渣	7.936*	0.205	5.048*

注:同一作物残渣温室气体累积排放量后标有不同小写字母表示其在不同氮肥水平下差异显著(P<0.05);同一氮肥水平下温室气体累积排放 量后标有不同大写字母表示其在不同作物残渣处理之间差异显著(P<0.05)。在 F 值中,* 表示存在显著性影响(P<0.05)。

Note: Values for each gas within each residue followed by the different lowercase letters are significantly different between different N levels at P<0.05. Values for each gas at the same N level followed by the different capital letters are significantly different between different residues at P<0.05. * in the F-values of ANOVA indicates significance at P<0.05.

3 讨论

作物残渣施用到土壤中后,一方面,作物残渣在 土壤微生物作用下开始腐解,其有机碳被降解为各种 含碳小分子;另一方面,这些含碳小分子可以供土壤 微生物利用,为其提供物质和能源,促进微生物的繁 殖和生长代谢,在好氧条件下即表现为土壤呼吸作用 加强,CO₂排放增多。结果显示,氮肥的施入促进了各 处理 CO2-C 的累积排放,但该作用只在高 C/N 的小 麦处理中尤为显著(表 2)。土壤微生物在分解作物残 渣的过程中,需要同化土壤碳素和吸收速效氮素,以 合成新的细胞体[8]。一般来说,大部分微生物的最适 C/N 在 25 左右, 因此在高 C/N 秸秆还田后施入一定 量的氮肥有利于促进了微生物的繁殖[19]。如 Singh 等[10] 发现微生物量最高的处理为施用化肥+麦秸,接 下来依次是施用秸秆的处理和施用化肥的处理,认为 此时肥料的施用从氮而非碳方面满足了微生物的需 求,因为当只施用秸秆的时候,较高的 C/N 并不适合 微生物的生长。在同一氮肥水平下,本研究中各处理

的 CO2-C 排放通量和累积排放量的大小顺序与各处 理作物残渣 C/N 大小顺序一致。这与已有的一些报道 存在一定差异,即 CO2 排放量与所添加秸秆的 C/N 呈 良好的负相关[20-21],可能是本实验中作物残渣添加量 不同导致的。为了保持每个培养瓶中各作物残渣总氮 含量一致, 高 C/N 的处理相对于低 C/N 的处理施入 了更多的作物残渣,而强学彩等四也在其研究中指 出,随着秸秆量的增加土壤 CO2 释放量有所增加。在 RC、MS、RS 和 WS 处理组中秸秆碳的添加量分别折 合 330、1 680、2 490 和 4 230 mg·kg⁻¹, 这部分外源碳 投入量的不同在一定程度上影响了土壤 CO2-C 的累 积排放量。另一方面,较多量的作物残渣混入土壤后 更有利于增加土壤孔隙度,同时土壤溶液中的 CO2含 量也会随作物残渣添加量的增加而增大,有利于土壤 中的 CO₂ 向空气中扩散^[13]。

为了消除碳源添加量对 CO₂ 排放造成的影响,图 4 计算了单位作物残渣 C 投入下引起的 CO2-C 累积 排放量变化(作物残渣施入下与对照的 CO2-C 累积 排放量之差),结果显示该值与作物残渣 C/N 呈负相

农业环境科学学报 第 33 卷第 10 期

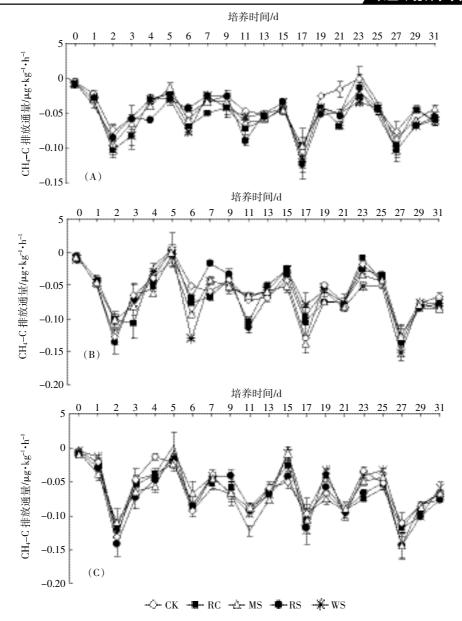


图 2 不同氮肥水平下(A:无氮;B:低氮;C:高氮)作物残渣施用后对红壤 CH₄-C 吸收通量变化的影响

Figure 2 Soil CH₄-C emission fluxes following incorporation of different C/N crop residues under different N levels (A:N₀, B:N₁, C:N₂)

关,尤其是在无氮肥水平下,其相关系数达 0.998 2,与已有的研究结果[20-21]一致。值得注意的是,氮肥的施用通过提供额外的氮源增加了小麦秸秆单位 C 投入下引起的 CO₂-C 累积排放量,却降低了油菜饼单位 C 投入下引起的CO₂-C 累积排放量(图 4),结合对照土壤中氮肥施用产生了更多的 CO₂-C 累积排放量(表 2)。我们认为这可能归结于油菜饼已为微生物提供了充足的可利用氮源,额外氮肥施入主要是通过促进土壤中原有有机质分解来产生更多的 CO₂。

各处理 CH₄-C 日吸收通量变化波动较大, 无明显规律(图 2)。CH₄ 是在极端的还原条件下产甲烷微

生物活动的产物,而本研究是好氧培养,所采用的旱地土壤质地具有较好的土壤通透性,不易产生厌氧环境,因而限制了土壤氧化还原电位和产甲烷微生物的活性^[22]。另外,在 25 ℃的好氧条件下,虽然产甲烷菌活性被抑制,但甲烷氧化菌活性却很高,在此条件下甲烷氧化菌可利用 CH4 作为唯一的碳源和能源,将其氧化为二氧化碳和水^[23],故在本研究中,各处理土壤均表现为对 CH4 的吸收作用。另外,本研究还显示氮肥的施用在一定程度上增加了各处理土壤吸收 CH4-C 的累积量(表 2),丁维新等[^{24]}认为这可能和土壤 N的供应有关,即 N 对土壤氧化 CH4 能力的影响明显

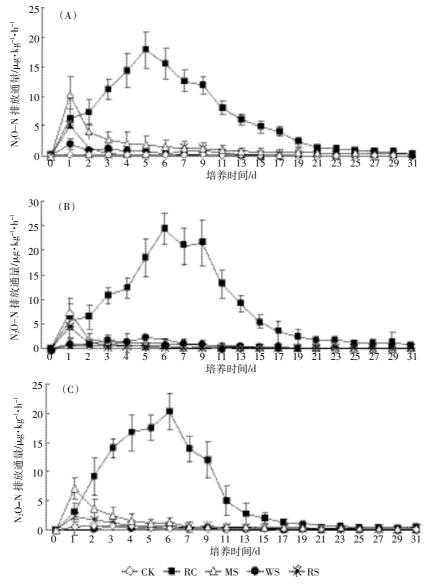


图 3 不同氮肥水平下(A:无氮;B:低氮;C:高氮)作物残渣施用后对红壤 N_2O-N 排放通量变化的影响

Figure 3 Soil N₂O-N emission fluxes following incorporation of different C/N crop residues under different N levels (A:N0, B:N1, C:N2)

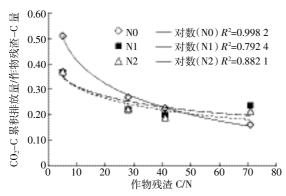


图 4 不同 C/N 作物残渣在投入单位碳量时对 CO₂-C 累积排放量的影响

Figure 4 Cumulative CO_2 –C emissions per unit residue–C in difference C/N residue amendments

受土壤原 N 素水平高低的影响,土壤 N 含量较低时土壤甲烷氧化菌的繁衍因受土壤 N 供给限制而处于低水平状态,若加入适量 N 即可激活甚至大量繁殖甲烷氧化菌进而提高其活性。虽然氮肥施用增加了土壤吸收 CH4-C 的累积量,但差异显著性仅在对照处理和油菜饼处理中发现,可能与本研究所使用红壤较为贫瘠的特性有关,而高 C/N 秸秆分解过程中对土壤 N 的固定作用又进一步削弱了氮肥施人对土壤甲烷氧化微生物的激活作用。

本研究中不同作物残渣的添加对土壤 N_2O-N 的排放产生了显著的影响(表 2),单位作物残渣-N投入引起的 N_2O-N 累积排放量变化与作物残渣 C/N 呈

对数负相关关系,在 NO、N1 和 N2 水平下相关系数均超过 0.9,与已有研究结果[25-26]一致。Huang 等[21]认为这是由于低 C/N 的作物残渣更容易分解,Heal 等[27]则进一步指出当作物残渣 C/N<20 时分解快速且能够通过矿化作用产生 NH¼,当作物残渣 C/N 在 25~75之间时虽然也能够较快分解但 N 的矿化受到了抑制,而当作物残渣 C/N>75时通常较难分解,且作物残渣中含有很少的微生物可利用 N。本研究中使用的油菜饼具有较小的 C/N(5),较高的蛋白质含量,且其组成成分易被分解,因此产生了显著高于其他作物残渣的 N₂O-N 累积排放量。

除了作物残渣类型,氮肥对 N₂O 的排放也有较大 影响(表 2),已有的研究表明 N₂O 排放量与氮肥施用 量存在线性相关关系[28]。当氮肥使用量低于或接近作 物氮肥需求时,N₂O 排放量较低,而在相同的土壤和 作物类型下, 当氮肥使用量超过作物需求, N₂O 排放 量则在较高水平[29]。然而,本研究中作物残渣配合氮 肥施用时对 N₂O-N 排放的影响则较为复杂。在较低 C/N 的油菜饼处理中,N1 处理显著增加了N₂O-N 的 累积排放量,而当氮肥施用量进一步增加时 N₂O-N 累积排放量反而降低(表 2)。图 5 计算了单位作物残 渣 N 投入下引起的 N₂O-N 累积排放量变化(作物残 渣施入与对照的 N₂O-N 累积排放量之差),也得到了 类似的结果,即在 N1 水平下单位油菜饼-N 的投入 产生了较多的 N₂O-N, 而 N2 水平下则产生了少于 NO 水平下的 N₂O-N。Huang 等[21]同样测定了油菜饼 配施氮肥下 N₂O 的累积排放量,未发现其与无氮肥配 施处理之间存在显著差异。这可能归因于氮肥施用量 的不同, Huang 等在每80g鲜土中混入尿素26 mg,

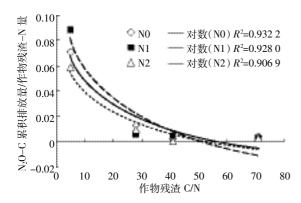


图 5 不同 C/N 作物残渣在投入单位氮量时对 N_2O-N 累积排放量的影响

Figure 5 Cumulative N_2O-N emissions per unit residue-N in difference C/N residue amendments

远高于本研究中高氮水平下的氮肥施用量。王改玲 等[30]则给出了与本研究类似的结果,即不施氮或低施 氮水平时,秸秆还田可刺激培养初期反硝化反应速率 及 N₂O 排放,高施氮水平时,秸秆还田却降低反硝化 反应速率及反硝化过程中的 N₂O 排放。焦燕等^[31]认为 这可能是由于高施氮水平虽然能够满足微生物所需 碳氮条件,但土壤中较低的有效态铁含量限制了 N₂O 的排放。Henriksen等[32]则指出氮肥施用并非越多越 好, 例如当可利用氮大于小麦秸秆干重的 1.2%时就 抑制了土壤微生物的生长,而 N₂O 的主要来源就是微 生物的硝化、反硝化作用。当高 C/N 的有机质施入土 壤时,微生物活动加剧,但是有机物料自身分解产生 的 N 素并不能满足其需求, 于是微生物会对土壤中 的矿质氮进行生物固定,导致硝化和反硝化作用的底 物不足,从而使得 N₂O 排放较少[33-34]。另外,水稻秸秆 和小麦秸秆中含有很高的木质素和多酚含量[35],而较 高(木质素+多酚)/N的秸秆会对土壤中的氮素有一 定吸附作用并降低土壤 N 的释放[36]。因此,在本研究 中, 小麦秸秆等高 C/N 处理N₂O-N 累积排放量并未 明显受到氮肥施用与否的影响,可能是秸秆较高的 C/N、较多的木质素和多酚含量以及较大的施入量导 致的。即使是在 N2 水平下,土壤中也无足够的硝化 和反硝化作用底物来产生 N₂O,这也可以解释图 5 的 现象,单位小麦秸秆-N 投入下引起的 N₂O-N 累积排 放量变化在不同的氮肥水平下几乎没有差别。

据文献[28]报道,在秸秆还田后配施一定量的氮肥 能够通过促进微生物的繁殖来加快秸秆腐解,达到培 肥土壤、增加土壤碳汇的目地,但需要注意的是,这也 可能引起温室气体的大量泄露,甚至抵消其对土壤固 碳的贡献[37]。本研究显示,氮肥配施对不同作物残渣 添加后土壤温室气体排放的影响是不同的,对于高 C/N 的小麦秸秆来说氮肥的配施增加了 CO₂ 的排放, 但对于低 C/N 的油菜饼来说则是在低氮肥配施下导 致了 N₂O 的大量排放。另外,不同作物残渣在组成成 分上的差异也可能影响温室气体的排放,例如高 C/N 的作物残渣(如水稻和小麦秸秆)含有较多的难分解 物质(木质素、多酚类物质和萜类化合物等)[34],而 C/N 较低的油菜饼相对来说则较容易被微生物分解利用。 由此可见,秸秆还田并配施氮肥对温室气体排放的影 响较为复杂,且由于 CO₂、CH₄和 N₂O 的增温效应不 同[38],计算它们的综合温室潜势更利于全面评价氮肥 施用下不同作物残渣还田对温室效应的贡献,但这需 要在田间实验中进行才会更有意义。

4 结论

配施氮肥可以加快作物残渣还田后的分解,但其对温室气体排放的影响因作物残渣的 C/N 不同而异。对于高 C/N 的小麦秸秆来说氮肥的配施增加了 CO_2 -C 的累积排放,在低氮和高氮下分别达到 1 271.44、1 212.83 $mg \cdot kg^{-1}$,显著高于无氮肥下的 883.40 $mg \cdot kg^{-1}$ 。但对于低 C/N 的油菜饼来说则是在低氮肥配施下产生了大量的 N_2O-N ,其累积排放量达到 5 550.42 $\mu g \cdot kg^{-1}$,显著高于无氮肥下的 4 430.44 $\mu g \cdot kg^{-1}$,然而当氮肥施用量进一步增加时却抑制了 N_2O-N 的排放。因此,为了尽量减少对温室效应的贡献,在实施秸秆还田的时候,应当依据秸秆的特性来考虑氮肥配施的适宜用量。

参考文献:

- [1] 毕于运, 高春雨, 王亚静, 等. 中国秸秆资源数量估算[J]. 农业工程学报, 2009, 25(12); 211-217.
 - BI Yu-yun, GAO Chun-yu, WANG Ya-jing, et al. Estimation of straw resources in China[J]. *Transaction of the CSAE*, 2009, 25(12):211-217
- [2] 劳秀荣, 孙伟红, 王 真, 等. 秸秆还田与化肥配合施用对土壤肥力的影响[J]. 土壤学报, 2003, 40(4):623-629.
 - LAO Xiu-rong, SUN Wei-hong, WANG Zhen, et al. Effect of matching use of straw and chemical fertilizer on soil fertility[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(4):623–629.
- [3] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: A review[J]. *Geoderma*, 2005, 124(1–2):3–22.
- [4] Li J, Zhao B Q, Li X Y, et al. Effects of long-term combined application of organic and mineral fertilizers on microbial biomass, soil enzyme activities and soil fertility[J]. Agricultural Sciences in China, 2008, 7(3): 336–343.
- [5] Mandal K G, Misra A K, Hati K M, et al. Rice residue-management options and effects on soil properties and crop productivity[J]. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 2004, 2(1):224-231.
- [6] 申源源, 陈 宏. 秸秆还田对土壤改良的研究进展[J]. 中国农学通报, 2009, 25(19):291-294.
 - SHEN Yuan-yuan, CHEN Hong. The progress of study on soil improvement research with straw stalk[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(19):291–294.
- [7] 戴志刚, 鲁剑巍, 李小坤, 等. 不同作物还田秸秆的养分释放特征试验[J]. 农业工程学报, 2010, 26(6); 272-276.
 - DAI Zhi-gang, LU Jian-wei, LI Xiao-kun, et al. Nutrient release characteristic of different crop straws manure[J]. *Transaction of the CSAE*, 2010, 26(6):272–276.
- [8] Witt C, Cassman K, Olk D, et al. Crop rotation and residue management effects on carbon sequestration, nitrogen cycling and productivity of irrigated rice systems[J]. Plant and Soil, 2000, 225(1-2):263-278.

- [9] Fog K. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter[J]. Biological Reviews, 1988, 63(3):433-462.
- [10] Singh H, Singh K. Effect of residue placement and chemical fertilizer on soil microbial biomass under tropical dryland cultivation[J]. Biology and Fertility of Soils, 1993, 16(4):275–281.
- [11] 张庆忠, 吴文良, 王明新, 等. 秸秆还田和施氮对农田土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 2005, 25(11):2883-2887.

 ZHANG Qing-Zhong, WU Wen-Liang, WANG Ming-Xin, et al. The effects of crop residue amendment and N rate on soil respiration [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(11):2883-2887.
- [12] 强学彩, 袁红莉, 高旺盛. 秸秆还田量对土壤 CO₂ 释放和土壤微生物量的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3): 469-472. QIANG Xue-cai, YUAN Hong-li, GAO Wang-sheng. Effect of crop residue incorporation on soil CO₂ emission and soil microbial biomass[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(3): 469-472.
- [13] 贺 京,李涵茂,方 丽,等. 秸秆还田对中国农田土壤温室气体排放的影响[J]. 中国农学通报, 2011, 27(20): 246-250.

 HE Jing, LI Han-mao, FANG Li, et al. Influence of straw application on agricultural greenhouse gas emissions in China[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, 27(20): 246-250.
- [14] Ma E, Zhang G, Ma J, et al. Effects of rice straw returning methods on N₂O emission during wheat-growing season[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2010, 88(3):463-469.
- [15] Ma J, Li X, Xu H, et al. Effects of nitrogen fertilizer and wheat straw application on CH₄ and N₂O emissions from a paddy rice field[J]. Soil Research, 2007, 45(5):359-367.
- [16] Ma J, Ma E, Xu H, et al. Wheat straw management affects CH_4 and N_2O emissions from rice fields[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41 (5):1022–1028.
- [17] 李成芳, 寇志奎, 张枝盛, 等. 秸秆还田对免耕稻田温室气体排放及 土壤有机碳固定的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11); 2362-2367.
 - LI Cheng-fang, KOU Zhi-kui, ZHANG Zhi-sheng, Effects of rape residue mulch on greenhouse gas emissions and carbon sequestration from no-tillage rice fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11):2362-2367.
- [18] 林 杉, 冯明磊, 阮雷雷, 等. 三峡库区不同土地利用方式下土壤氧化亚氮排放及其影响因素[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6):1269-1276.
 - LIN Shan, FENG Ming-lei, RUAN Lei-lei, et al. Soil N₂O flux and its affecting factors under different land use patterns in Three Gorges Reservoir Area of China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(6):1269-1276.
- [19] 许仁良, 王建峰, 张国良, 等. 秸秆、有机肥及氮肥配合使用对水稻土微生物和有机质含量的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(13):3584-3590.
 - XU Ren-liang, WANG Jian-feng, ZHANG Guo-liang, et al. Changes of microbe and organic matter content in paddy soil applied with straw, manure and nitrogen fertilizer[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(13): 3584–3590.
- [20] Xu J, Tang C, Chen Z L. Chemical composition controls residue decom-

- position in soils differing in initial pH[J]. Soil Biology and Biochem-istry, 2006, 38(3):544-552.
- [21] Huang Y, Zou J, Zheng X, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(6):973–981.
- [22] 张中杰,朱 波, 江长胜,等. 川中丘陵区旱地小麦生态系统 CO₂、N₂O 和 CH₄ 排放特征[J]. 生态学杂志, 2005, 24(2):131-135.

 ZHANG Zhong-jie, ZHU Bo, JIANG Chang-sheng, et al. CO₂, N₂O and CH₄ emission from dry-land wheat ecosystem in hilly area of central Sichuan Basin[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(2):131-135.
- [23] 胡荣桂. 氮肥对旱地土壤甲烷氧化能力的影响[J]. 生态环境, 2004, 13(1):74-77.
 - HU Rong-gui. Effects of fertilization on the potential of methane oxidation in upland soil[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(1):74-77.
- [24] 丁维新, 蔡祖聪. 氮肥对土壤氧化甲烷的影响研究[J]. 中国生态农业学报, 2003, 11(2):50-53.

 DING Wei-xin, CAI Zu-cong. Effect of nitrogen fertilizers on methane oxidation in soils by methanotrophs[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2003, 11(2):50-53.
- [25] Khalil M, Rosenani A, Van Cleemput O, et al. Nitrous oxide production from an ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes[J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36 (1):59-65.
- [26] Kiese R, Butterbach-Bahl K. N₂O and CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropics of Queensland, Australia[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(7):975-987.
- [27] Heal O, Anderson J, Swift M. Plant litter quality and decomposition: An historical overview[M]. CAB International, Oxfordshire, 1997.
- [28] Mosier A R, Halvorson A D, Reule C A, et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35 (4):1584-1598.
- [29] McSwiney C P, Robertson G P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays L.*) cropping system[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11(10):1712–1719.
- [30] 王改玲, 郝明德, 陈德立. 秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化及 N₂O 排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(6): 840-844.

- WANG Gai-ling, HAO Ming-de, CHEN De-li. Effect of stubble incorporation and nitrogen fertilization on denitrification and nitrous oxide emission in an irrigated maize soil[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, 12(6):840–844.
- [31] 焦 燕, 黄 耀, 宗良纲, 等. 不同水稻土水稻生长季施用秸秆对后季麦田 N_2O 排放的影响[J]. 南京农业大学学报, 2004, 27(1): 36–40.
 - JIAO Yan, HUANG Yao, ZONG Liang-gang, et al. Effect of straw in-corporation to different soils in rice-growing season on N₂O emission in following wheat growing season[J]. *Journal of Nanjing A gricultural University*, 2004, 27(1):36-40.
- [32] Henriksen T, Breland T. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31(8):1121-1134.
- [33] Baggs E, Rees R, Castle K, et al. Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 90(2):109-123.
- [34] Frimpong K, Baggs E. Do combined applications of crop residues and inorganic fertilizer lower emission of N_2O from soil? [J]. Soil Use and Management, 2010, 26(4):412-424.
- [35] 黄 耀,沈 雨,周 密,等. 木质素和氮含量对植物残体分解的影响[J]. 植物生态学报, 2003, 27(2):183–188.

 HUANG Yao, SHEN Yu, ZHOU Mi, et al. Decomposition of plant residue as influenced by its lignin and nitrogen[J]. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2003, 27(2):183–188.
- [36] Millar N, Baggs E. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(6):935–943.
- [37] Blanco-Canqui H, Lal R. Soil structure and organic carbon relation ships following 10 years of wheat straw management in no-till[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 95(1-2):240-254.
- [38] Shang Q, Yang X, Gao C, et al. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments[J]. Global Change Biology, 2011, 17(6):2196-2210.