

潘凤娥, 胡俊鹏, 索 龙, 等. 添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):396–402.

PAN Feng-e, HU Jun-peng, SUO Long, et al. Effect of corn stalk and its biochar on N_2O emissions from latosol soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2):396–402.

添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响

潘凤娥, 胡俊鹏, 索 龙, 王小淇, 季雅岚, 孟 磊*

(海南大学农学院, 海口 570228)

摘 要:为比较秸秆和生物质炭对土壤氧化亚氮排放的影响,利用室内培养试验研究生物质炭、秸秆添加对土壤性质、硝化作用及 N_2O 排放的影响。试验设生物质炭、秸秆和空白 3 个处理,试验培养条件为 30 ℃和 75%田间持水量。结果表明,添加秸秆和生物质炭显著提高土壤 pH、有机碳和速效 K 含量,其中秸秆对土壤 pH 的增加作用更为突出。与对照($1\,604.82 \pm 168.93 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1}$)相比,添加秸秆和生物质炭减少 N_2O 排放量分别为 58.0%和 65.6%,但二者减排机理不同;秸秆对 N_2O 的减排因生物的氮固定,降低了硝化反应底物的有效性,生物质炭对 N_2O 减排可能源于硝化过程中较低的 N_2O 产生比例。由于生物质炭显著促进土壤硝化速率,而产生较多的 NO_3^- ,使得热带地区砖红壤硝态氮的淋失风险增大。

关键词:生物质炭;秸秆;初期补氮;硝化作用; N_2O

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)02-0396-07 doi:10.11654/jaes.2016.02.026

Effect of corn stalk and its biochar on N_2O emissions from latosol soil

PAN Feng-e, HU Jun-peng, SUO Long, WANG Xiao-qi, JI Ya-lan, MENG Lei*

(Agricultural College, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: A 60-d incubation experiment was conducted to investigate the effects of corn stalk and its biochar additions on properties, nitrification and N_2O emissions of latosol soil under 30 ℃ and 75% field water holding capacity. Three treatments including biochar addition, stalk addition and control (CK) were used. At the end of the experiment, both biochar and stalk additions significantly increased soil pH, organic C, and available K content, with greater effects observed in stalk addition. Compared with CK ($1\,604.82 \pm 169 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1}$), stalk and biochar additions significantly reduced cumulative N_2O emissions by 58.0% and 65.6%, respectively. However, the mechanisms by which N_2O emissions reduced were different for biochar- and stalk-treated soils. N_2O reduction in stalk-treated soil was attributed to decrease in the nitrification of NH_4^+ pool caused by increased NH_4^+ immobilization, while N_2O reduction in biochar-treated soil was probably due to decreased N_2O production ratio from nitrification. Biochar enhanced the nitrification rate and produced large NO_3^- content, thus increasing the risk of nitrate leaching in tropical latosol soil.

Keywords: biochar; corn stalk; initial nitrogen addition; nitrification; nitrous oxide

氧化亚氮(N_2O)是一种重要的温室气体,在 100 年时间尺度上,其增温潜势是二氧化碳(CO_2)的 298 倍^[1]。此外, N_2O 还能与平流层中臭氧反应,造成臭氧层的损耗^[2]。据估计,大气中 90%的 N_2O 来自生物源,其中超过 50%来自农田和自然植被覆盖的土壤,两者

每年分别产生 $\text{N}_2\text{O-N}$ 6.3 Tg 和 6.0 Tg^[3]。土壤 N_2O 主要产生于微生物参与的硝化与反硝化过程^[4],土壤 N_2O 排放受到土壤温度、土壤 pH、土壤有机质含量、土壤水分状况以及土壤 C/N 比等土壤性质的巨大影响^[5]。

生物质炭是指有机物料在完全或部分缺氧的情况下经高温(300~700 ℃)热解炭化产生的一类高度芳香化难溶性固态物质^[6]。目前,针对生物质炭的研究大都集中在生物质炭的性质、吸附能力以及施用后对土壤性质改良和土壤 N_2O 排放的影响等方面。生

收稿日期:2015-09-07

基金项目:国家自然科学基金项目(41261063);海南省自然科学基金项目(314046)

作者简介:潘凤娥(1988—),女,广西河池人,硕士研究生,主要研究方向为土壤 C 循环及耕地土壤改良。E-mail:panfenge@yeah.net

* 通信作者:孟磊 E-mail:menglei94@sohu.com

物质炭可以显著提高土壤 pH 和 CEC,改善土壤通气性^[7-8],这些性质与 N₂O 产生与排放有着密切关系。大量研究表明生物质炭可以显著减少土壤 N₂O 的排放^[9-11],但也有研究发现生物质炭对土壤 N₂O 没有明显作用甚至促进排放^[12-13]。作物秸秆是生物质炭制备原料之一,施入土壤同样影响土壤性质。秸秆还田可降低土壤容重^[14],提高土壤团聚体和微团聚体的含量,起到疏松土壤、增强粘质土的通性等作用,并能增强土壤蓄水保水性能^[15]。这些性质同样与 N₂O 的产生与排放有着密切关系。石生伟等^[16]认为秸秆还田可以显著减少土壤 N₂O 的排放,但另一些试验^[17]则表明秸秆还田后土壤 N₂O 排放增加。不管是生物质炭还是秸秆,都能改变土壤性质,由此相应影响土壤 N₂O 的排放,且结果不尽相同。

目前鲜有研究比较生物质炭与秸秆两种物料施用对 N₂O 排放影响,以热带砖红壤为研究对象的更是稀少。传统的耕作操作中,一般是将前茬作物收获后的秸秆等物料直接还田,同时补施氮肥。土壤有机物料和氮肥的加入,相应影响到 N₂O 排放,但涉及到这方面 N₂O 排放状况未引起充分重视,尚未见相关的报道。本文利用室内培养试验,比较添加秸秆和生物质炭后花岗岩母质砖红壤 N₂O 的排放情况,研究结果对于指导秸秆还田和生物质炭施用具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤样品采自海南儋州宝岛新村附近农田(19°30'N, 109°29'E),土壤为花岗岩母质发育的砖红壤,土层采集深度范围为 0~20 cm。采集的土壤经风干后,去除植物根系和石砾,过 2 mm 筛备用。土壤基本理化性质为:pH 4.88、有机碳 6.07 g·kg⁻¹、全氮 0.58 g·kg⁻¹、碱解氮 86.9 mg·kg⁻¹、速效磷 43.94 mg·kg⁻¹、速效钾 92.65 mg·kg⁻¹。

供试生物质炭由玉米秸秆在 400 °C 经厌氧热解制备而成,其 pH 8.66,碳含量 636.45 g·kg⁻¹,氮含量 17.32 g·kg⁻¹,C/N 36.75。玉米秸秆 pH 为 6.52,碳含量 459.09 g·kg⁻¹,氮含量 6.32 g·kg⁻¹,C/N 72.64。生物质炭和秸秆都经烘干、粉碎,过 2 mm 筛备用。

1.2 试验设计

试验设 3 个处理,分别为生物质炭(Biochar,以干土质量的 1%计)、玉米秸秆(Straw,以干土质量的 2.75%计,即与生物质炭等氮量)及空白(Control,不添

加有机物料),每个处理重复 3 次。

称取 200.00 g(以干土计)土样置于 250 mL 锥形瓶中,按处理要求添加物料,将物料与土壤混匀后,用去离子水调节土壤水分至 75%田间持水量,将锥形瓶置于 30 °C 恒温培养箱内预培养 7 d。预培养结束后,加入 1 mL 含 30 mgN 的尿素(分析纯)溶液,折合加入 150 mgN·kg⁻¹ 干土,同时补充水分至 75%田间持水量,再置于 30 °C 恒温培养箱内培养 60 d。培养过程中,用保鲜膜封住锥形瓶瓶口,并用针扎几个小孔,以进空气。培养过程中用称重法维持土壤水分恒定。此外,另设相同 3 个处理(各 3 次重复),测矿质氮含量动态变化,操作同上。

1.3 气体采样及测定方法

在加入尿素后的第 1、2、4、6、7、11、15、19、23、26、29、37、41、45、49、55、60 d 采集气体。采样时,向瓶内吹入数分钟高纯空气以驱除瓶内气体,随后迅速用硅胶塞塞住瓶口,并用 704 胶密封瓶口和塞子之间的空隙。在密封锥形瓶后 0 及 40 min 分别用 25 mL 注射器通过硅橡胶塞的中间取样口采集瓶中气体,直接注入气相色谱仪(岛津 GC-2014)测定气体样品中 N₂O 和 CO₂ 浓度。

N₂O 和 CO₂ 排放通量的计算公式如下:

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

式中: F 为 N₂O 和 CO₂ 排放通量,μgN₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹ 和 mgCO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹, ρ 是标准状态下 N₂O 和 CO₂ 的密度,kg·m⁻³; $\Delta C / \Delta t$ 是锥形瓶内 N₂O 和 CO₂ 浓度变化率,10⁻⁹ N₂O-N·h⁻¹ 和 10⁻⁶ CO₂-C·h⁻¹; V 是锥形瓶顶部空间体积,m³; T 为环境气温,°C; m 是培养土烘干质量,kg。

土壤 N₂O 和 CO₂ 累积排放量的计算公式如下:

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

式中: M 为 N₂O 和 CO₂ 累积排放量,μgN₂O-N·kg⁻¹ 和 mgCO₂-C·kg⁻¹; F 为土壤 N₂O 和 CO₂ 排放通量,μgN₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹ 和 mgCO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹; t 为采样时间,d; i 为采样次数; n 为总测定次数; $t_i - t_{i-1}$ 为 2 次采样的间隔天数。

1.4 土壤采样及测定方法

土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 质量分数分别于加入尿素后的第 7、14、19、23、28、45、49、55、60 d 测定。先用 2 mol·L⁻¹ KCl 浸提土壤(液土比 5:1),过滤后对滤液中的 NH₄⁺-N 采用靛酚蓝比色法(625 nm)进行测定,NO₃⁻-N 采用紫外双波长(220 nm 和 275 nm)分光光度

法测定。硝化率的计算公式为:

$$\text{硝化率}(\%) = [\text{NO}_3^- - \text{N}] / ([\text{NH}_4^+ - \text{N}] + [\text{NO}_3^- - \text{N}]) \times 100。$$

培养结束时,测定培养土的基本理化性质,参考《土壤农业化学分析方法》^[18],其中:pH采用电位法(水土比2.5:1)测定;有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法测定;土壤总氮采用半微量凯氏定氮法测定;速效P采用钼蓝比色法测定;速效K采用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ NH}_4\text{OAc}$ 溶液(pH=7)浸提,火焰光度计测定;阳离子交换量乙酸铵交换-蒸馏法测定。

1.5 数据处理

利用Microsoft Excel 2007进行基础数据处理,方差分析利用SPSS19.0软件完成,处理间差异采用Duncan多重比较法,差异性水平为0.05。

2 结果与分析

2.1 秸秆和生物质炭对土壤理化性质的影响

添加生物质炭培养60 d后,显著提高了土壤有机碳、有效磷和速效钾质量分数,相较对照,土壤有机碳、有效磷和速效钾质量分数分别增加了82%、29%、579%,添加生物质炭使土壤pH提高了0.13个单位,与对照的差异达显著水平。添加秸秆的土壤,其有机碳、全氮、速效钾和pH较对照也分别增加了89%、41%、778%和1.27个单位,尤其是速效钾和pH增幅更突出,其值也显著高于生物质炭处理。添加生物质炭和秸秆对土壤CEC均没有显著的影响(表1)。

2.2 秸秆和生物质炭对土壤 N_2O 及 CO_2 排放的影响

秸秆和生物质炭均显著减少了土壤 N_2O 的排放(图1A、图1B)。各处理土壤 N_2O 排放速率均在培养第7 d后开始升高,并在第19 d左右出现峰值,其中生物质炭处理和秸秆处理的峰值分别为 $1.72 \pm 0.08 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $1.90 \pm 0.63 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,二者之间差异不显著,但两处理都显著低于对照的 $3.54 \pm 0.30 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。随后各处理土壤 N_2O 排放速率随培养时间延续而下降,培养到第41 d时,添

加生物质炭和秸秆的处理,其 N_2O 排放速率分别仅为 $0.07 \pm 0.01 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $0.22 \pm 0.15 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,而对照的 N_2O 排放速率还很高,为 $1.25 \pm 0.17 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,直到培养结束(60 d)对照才降为 $0.002 \pm 0.03 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (图1A)。培养60 d,生物质炭和秸秆处理的土壤 N_2O 累积排放量分别为 $552.32 \pm 19.76 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $674.13 \pm 164.16 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$,与对照的 $1604.82 \pm 168.93 \mu\text{gN}_2\text{O}-\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 相比,分别减少了65.6%和58.0%,而生物质炭与秸秆之间的差异不显著(图1B)。

添加生物质炭没有显著改变土壤 CO_2 排放,其排放速率的动态变化均与对照相似,整个培养过程中 CO_2 排放速率都小于 $0.47 \pm 0.02 \text{ mgCO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,累积排放量为 $119.16 \pm 6.80 \text{ mgCO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$,与对照的 $118.98 \pm 8.87 \text{ mgCO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$ 没有显著差异。秸秆处理的土壤 CO_2 排放速率显著高于对照,培养到第4 d时出现排放峰值,峰值为 $5.17 \pm 0.50 \text{ mgCO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,累积排放为 $2929.52 \pm 380.29 \text{ mgCO}_2-\text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著高于对照和生物质炭处理(图1C、图1D)。

2.3 秸秆和生物质炭对土壤矿质氮质量分数的影响

随着培养时间的延续,各处理土壤 NH_4^+-N 含量下降,而 NO_3^--N 含量增加(图2A、图2B)。秸秆处理的土壤,其 NH_4^+-N 质量分数培养之初迅速降低,培养第14 d时即降至 $3.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,随后一直维持较低的水平,整个培养过程中都显著低于对照(图2A)。秸秆处理硝态氮,其质量分数也不高,尤其是培养的前期(培养第7~23 d), NO_3^--N 质量分数在 $3.04 \sim 4.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间波动,之后尽管迅速上升,但到60 d时也仅为 $37.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,一直显著低于对照(图2B)。生物质炭处理的土壤, NH_4^+-N 变化趋势与对照相似,随培养的进行而逐渐下降,但 NH_4^+-N 质量分数大都低于对照,如培养结束(60 d)时,生物质炭处理 NH_4^+-N 质量分数仅为 $1.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著低于对照的 $32.95 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图2A);添加生物质炭土壤的 NO_3^--N 质量分

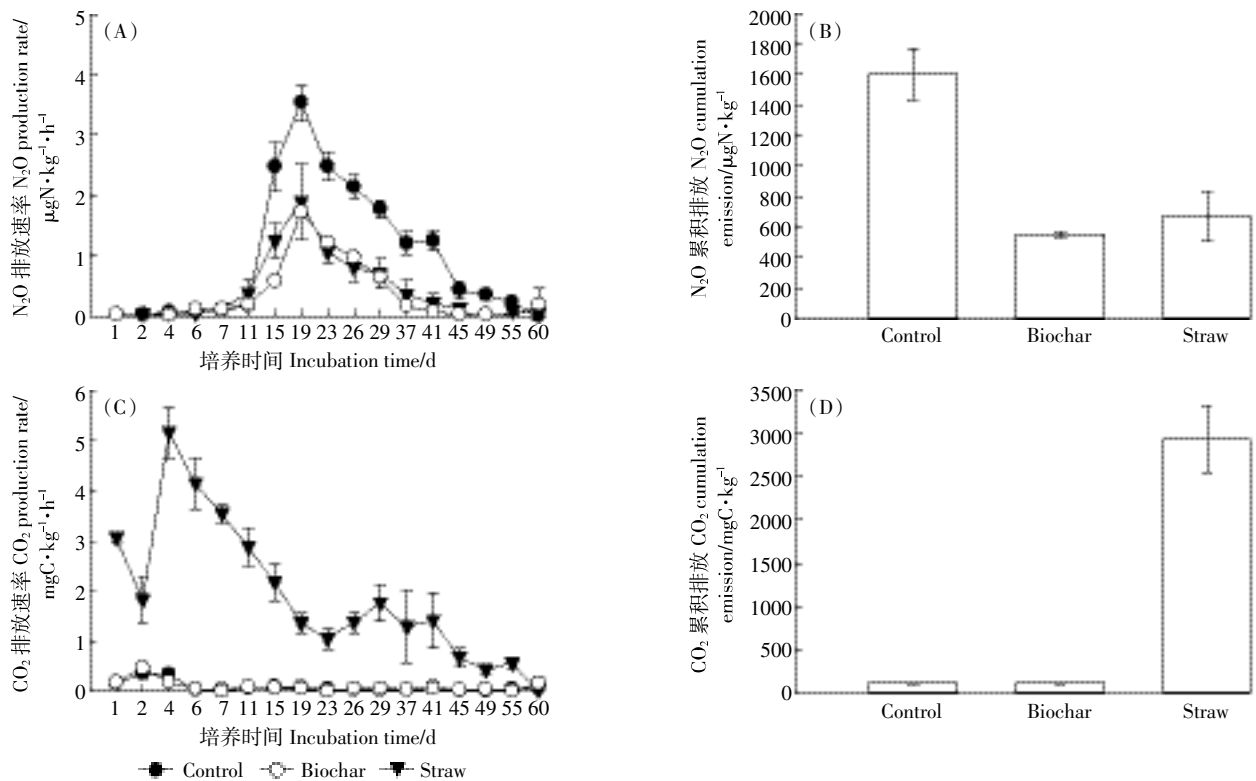
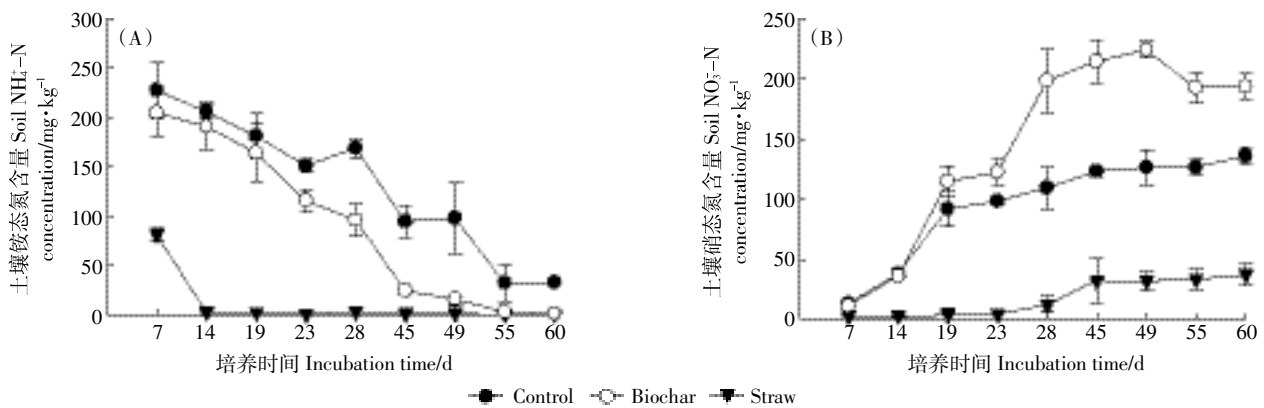
表1 培养结束后的土壤性质

Table 1 Soil characteristics after laboratory incubation study(mean $\pm$ standard deviation)

处理 Treatment	有机碳 Organic C	全氮 Total N	pH	有效磷 Available P	速效钾 Available K	CEC/cm $\cdot\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$
	g $\cdot\text{kg}^{-1}$			mg $\cdot\text{kg}^{-1}$		
对照 Control	6.19 $\pm$ 0.19a	0.70 $\pm$ 0.06a	4.01 $\pm$ 0.06a	45.11 $\pm$ 1.90a	81.45 $\pm$ 4.85a	3.61 $\pm$ 0.10a
生物质炭 Biochar	11.29 $\pm$ 0.14b	0.71 $\pm$ 0.02a	4.14 $\pm$ 0.03b	58.16 $\pm$ 1.46b	553.25 $\pm$ 8.74b	4.17 $\pm$ 0.24a
秸秆 Stalk	11.73 $\pm$ 0.45b	0.93 $\pm$ 0.01b	5.28 $\pm$ 0.03c	47.84 $\pm$ 0.93a	715.65 $\pm$ 19.85c	3.93 $\pm$ 0.40a

注:表中同一列不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。

Note: Different small letters within a column indicate significant difference at $P < 0.05$.

图1 添加尿素后不同处理 N₂O、CO₂ 的排放速率和累积排放Figure 1 Emission rates and cumulative emissions of N₂O and CO₂ in different treatments after urea fertilizer addition图2 添加尿素后不同处理土壤的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的动态变化Figure 2 Dynamic changes of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N concentrations in different treatments after urea addition

数随培养进行而上升,且大都高于对照,培养到第 23 d 时,其与 CK 的差异达到显著水平,到第 49 d 时,NO₃⁻-N 质量分数达到高峰(224.00 mg·kg⁻¹),然后缓慢下降,到 60 d 时降为 193.51 mg·kg⁻¹(图 2B)。

2.4 秸秆和生物质炭对土壤硝化率的影响

各处理土壤的硝化率都随着培养时间延续而逐步增高,最后基本保持不变,但不同处理间硝化进行的速度和程度有很大差别(图 3)。培养第 19 d 时,添

加秸秆的土壤硝化率就已达到 73.62%,显著高于对照的 33.76%和生物质炭处理的 41.29%,随后添加秸秆的硝化速度放缓。生物质炭处理的土壤,在培养前期的硝化程度很低,与对照差异不明显,直到第 14 d 后,增速开始超过对照,培养到第 19 d 已经显著超过对照。这种快速增长趋势持续到培养的第 48 d,然后放慢,最终生物质炭处理土壤的硝化率与秸秆处理的一致,土壤 NH₄⁺-N 基本完全转化成 NO₃⁻-N,硝化率

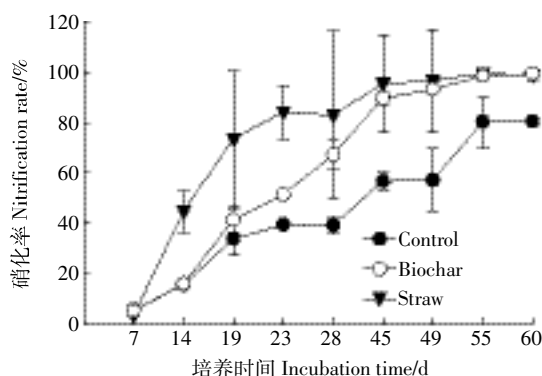


图3 添加尿素后不同处理土壤硝化率的动态变化

Figure 3 Dynamics of nitrification rates in different treatments after urea fertilizer addition

几乎达到 100%。

3 讨论

75%田间持水量是土壤中水分和通气比较协调的条件,宜于土壤硝化微生物的生长活动,此时土壤 N_2O 的产生主要以硝化作用为主^[19]。在培养结束时,生物质炭和秸秆的硝化率都达到将近100%,显著高于对照。硝化程度高可能源于加入的秸秆与生物质炭改良了土壤的属性,尤其是提高了与硝化作用相关的pH值^[20]和有机碳含量^[21],使得土壤环境更适于硝化微生物的生长。对照则因为与硝化相关的土壤属性没有改良,硝化受到抑制,所以硝化程度低。

一定范围内,土壤硝化率与土壤pH值呈显著正相关,硝化程度随土壤pH升高而升高^[22]。研究表明^[23-24],秸秆和生物质炭均能显著提高土壤pH,从而提高土壤硝化率。本试验在培养结束时,添加秸秆和生物质炭均显著提高了土壤pH,也相应地提高了土壤硝化率。土壤硝化速率与pH呈显著正相关^[25],达到最大硝化速率需要的时间与土壤pH呈显著负相关^[26]。秸秆处理和生物质炭处理在培养结束时的硝化程度相似,但前期的硝化过程却存在着显著的差异。相对于生物质炭处理而言,秸秆处理土壤硝化进程更快,达到最大硝化速率所需时间更少,可能与秸秆处理的pH更高有关。因此,秸秆和生物质炭都能提高土壤pH,从而使硝化进程加速,其中秸秆的作用效果更突出,但其最终的硝化程度没有差异。

土壤有机质含量与土壤硝化作用紧密相关。土壤有机质高,有助于微生物的繁殖生长^[27],从而促进硝化作用的进行,提高土壤硝化程度。在自然条件下,大部分土壤易分解的有机碳含量很低,微生物的活性比较低。王德科等^[28]、房彬等^[29]研究发现,秸

秆和生物质炭施入土壤能显著提高土壤有机碳含量。本试验中,秸秆和生物质炭处理的有机碳含量均显著高于对照,但两处理间差异不显著。秸秆和生物质炭提高土壤硝化率可能是因为秸秆和生物质炭提高了土壤有机碳含量,提高了微生物活性,促进硝化作用的进行。

尽管秸秆与生物质炭处理的硝化程度高,但 N_2O 排放却显著低于对照。从矿质氮含量变化来看,两处理对减少 N_2O 排放的机制可能不同。秸秆处理在培养初期铵态氮含量剧烈下降,但是硝态氮含量没有增加,一直处于较低的水平,没有明显变化(图2A、图2B),说明秸秆处理的 N_2O 排放减少是因氮的生物固定而降低了参与硝化作用的铵态氮底物的量。这与Case等研究结果一致^[30]。土壤铵态氮含量下降的主要原因一般有两种,一是硝化作用,二是生物固定。本试验中,硝态氮含量在培养初期没有明显的变化,说明铵态氮的剧烈下降并不是由硝化作用引起的,主要是由微生物固定引起。张亚丽等^[31]研究表明,碳/氮比大的秸秆施入土壤后,土壤矿质氮被微生物固定,使得矿质氮含量降低。本试验中,添加玉米秸秆的土壤在培养过程中秸秆带入大量氮素营养的同时带入了更多的碳,使得土壤中的C/N比远高于微生物活动对土壤有机质的C/N比要求,刺激了微生物活性,促使土壤微生物从土壤中吸收更多的矿质态氮以满足其分解秸秆过程中对N的养分需求^[20],使得土壤中的矿质态氮含量特别是铵态氮含量迅速降低。土壤 CO_2 的排放是微生物活动的结果,秸秆处理所表现出的 CO_2 排放高峰(图1C)亦可反映其微生物剧烈活动的特点。活跃的微生物固定了大部分土壤铵态氮,导致硝化作用的底物减少,使得土壤的 N_2O 排放显著减少。

生物质炭处理的土壤铵态氮和硝态氮含量动态变化与秸秆处理不同,说明其 N_2O 减排机制与秸秆不同。本试验的培养过程中,生物质炭处理土壤的 CO_2 排放速率和排放总量与对照基本一致,说明生物质炭很稳定。这也从添加生物质炭土壤中的矿质氮含量变化上得到验证。生物质炭处理土壤的铵态氮含量迅速降低,同时硝态氮含量升高并于第23d之后显著高于对照,说明生物质炭能显著促进硝化作用的进行,并且该处理参加硝化作用的矿质氮的量要多于对照(图2A、图2B),参与 N_2O 生成反应的底物多。因此,生物质炭处理的 N_2O 排放量理应高于对照,但试验结果却相反,生物质炭 N_2O 排放总量显著低于对

照。Zwieten 等^[32]认为生物质炭减少土壤 N₂O 的排放可能是生物质炭吸收了土壤排放出的 N₂O。如果是通过生物质炭的吸附作用来实现添加生物质炭减少 N₂O 排放,则生物质炭用量越多,其减排幅度越大。高德才等^[33]的研究发现,旱地土壤添加生物质炭量为 2% 时,显著减少 N₂O 的排放,当生物质炭量添加增加到 4% 及以上时, N₂O 排放的降幅基本稳定。因此,不能利用生物质炭的吸附作用来解释其 N₂O 的减排作用。张广斌等^[34]认为添加生物质炭提高了土壤阳离子交换量,增加了土壤对 NH₄⁺ 的吸附,使得参与硝化过程的 NH₄⁺ 量减少,从而减少 N₂O 的排放。但本研究的数据分析表明,添加生物质炭的土壤矿质氮含量不低于对照处理,培养的中后阶段,其含量反而高于对照(图 2A、图 2B)。由此也说明该理论不能解释减排的原因,只能从 N₂O 的产生过程入手,去分析其降低 N₂O 排放的原因。其一是硝化过程中 N₂O 排放,其二是反硝化过程中 N₂O 的排放。Rondon 等^[35]认为,生物质炭中的某种成分抑制了 NO₃⁻-N 向 N₂O 转化关键酶的活性,或者促进 N₂O 向 N₂ 转化还原酶的活性; Lehmann 等^[36]则认为可能是土壤通透性改善,抑制了反硝化的贡献。但本研究的水分状况决定了其 N₂O 产生应以硝化为主,生物质炭不管是通过影响反硝化过程中关键酶,还是改变反硝化的适宜条件,其对 N₂O 的减排都不至于达到如此高的地步。因此,只能从生物质炭对硝化作用的影响去寻求其降低 N₂O 排放的作用机理。Dempster 等^[37]研究发现,施入生物质炭对土壤理化性质的改变影响了硝化微生物的种群和活性,进而影响硝化作用。本试验中,生物质炭增加土壤 NO₃⁻ 量而减少 N₂O 排放量,可能是生物质炭对土壤性质以及硝化微生物的改变有利于形成硝化作用的最终产物(NO₃⁻),不利于形成中间产物(N₂O),从而降低土壤硝化作用中 N₂O 产生比例。此外,尚需考虑生物质炭促进硝化作用的氮淋失的风险。生物质炭能使施入土壤的尿素快速转化成 NO₃⁻,对于旱地土壤而言,反硝化条件因生物质炭施用被限制而减少了 NO₃⁻ 向 N₂O、NO_x 及 N₂ 途径的转化,使得土壤中积累大量的 NO₃⁻,土壤对硝态氮的保蓄差,加之热带砖红壤地区降水充沛,将使硝态氮被淋出土壤的风险增大。

4 结论

秸秆和生物质炭的添加均显著提高土壤 pH、有机碳和速效 K 含量。添加秸秆和生物质炭均显著降低 N₂O 的排放,但二者机制不同。秸秆对 N₂O 的减排

因生物的氮固定,降低了硝化反应底物的有效性,生物质炭对 N₂O 的减排机制可能源于硝化过程中较低的 N₂O 产生比例。土壤性质的改善显著促进土壤硝化作用的进行,土壤铵态氮几乎全部转化为硝态氮,硝化率显著高于对照,但生物质炭施用加大了土壤 NO₃⁻ 淋失的风险。

参考文献:

- [1] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing//Chapter 2, Climate Change 2007[M]. The Physical Science Basis, 2007.
- [2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous Oxide(N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century[J]. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.
- [3] Denman K L, Brasseur G, Chidthaisong A, et al. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry[J]. *Climate Change*, 2007; 541-584.
- [4] Opdyke M R, Ostrom N E, Ostrom P H. Evidence for the predominance of denitrification as a source of N₂O in temperate agricultural soils based on isotopologue measurements[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4). doi:10.1029/2009GB003523.
- [5] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Influence of biochars on flux of N₂O and CO₂ from Ferrosol[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2010, 48(7): 555-568.
- [6] Brennan L, Owende P. Biofuels from microalgae: A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14(2): 557-577.
- [7] Mukherjee A, Lal R, Zimmerman A R. Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 487: 26-36.
- [8] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1719-1730.
- [9] Mukherjee A, Lal R. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions[J]. *Agronomy*, 2013, 3(2): 313-339.
- [10] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N₂O emissions via soil moisture and plant N uptake[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58: 99-106.
- [11] Nelissen V, Saha B K, Ruyschaert G, et al. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 70: 244-255.
- [12] Clough T J, Bertram J E, Ray J, 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.
- [13] Cheng Y, Cai Z-C, Chang S X, et al. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N₂O production in a cultivated Black Chernozem[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(8): 941-946.
- [14] 慕平, 张恩和, 王汉宁, 等. 连续多年秸秆还田对玉米耕层土壤理化性状及微生物量的影响[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(5): 81-85.

- MU Ping, ZHANG En-he, WANG Han-ning, et al. Effects of continuous returning straw to maize till soil on chemical character and microbial biomass[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(5): 81-85.
- [15] 李 玮, 乔玉强, 陈 欢, 等. 秸秆还田和施肥对砂姜黑土理化性质及小麦-玉米产量的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(17): 5052-5061.
- LI Wei, QIAO Yu-qiang, CHEN Huan, et al. Effects of combined straw and N application on the physicochemical properties of lime concretion black soil and crop yields[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 5052-5061.
- [16] 石生伟, 李玉娥, 秦晓波, 等. 晚稻期间秸秆还田对早稻田 CH_4 和 N_2O 排放以及产量的影响[J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 336-341.
- SHI Sheng-wei, LI Yu-e, QIN Xiao-bo, et al. Effect of rice straw incorporation of later rice season on CH_4 and N_2O emission and grain yield from following early rice field[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2011, 42(2): 336-341.
- [17] 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.
- [18] 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. Methods of soil and agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [19] 刘若萱, 贺纪正, 张丽梅. 稻田土壤不同水分条件下硝化/反硝化作用及其功能微生物的变化特征[J]. 环境科学, 2014, 35(11): 4275-4283.
- LIU Ru-xuan, HE Ji-zheng, ZHANG Li-mei. Response of nitrification/denitrification and their associated microbes to soil moisture change in paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(11): 4275-4283.
- [20] Nelissen V, Ritting T, Huygens D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55: 20-27.
- [21] Deluca T, Mackenzie M, Gundale M, 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.
- [22] 范晓晖, 朱兆良. 我国几种农田土壤硝化势的研究[J]. 土壤通报, 2002, 33(2): 124-125.
- FAN Xiao-hui, ZHU Zhao-liang. Potential of nitrification in the three soil profiles of China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(2): 124-125.
- [23] 何绪生, 张树清, 余 雕, 等. 生物炭对土壤肥料的作用及未来研究[J]. 中国农学通报, 2011, 27(15): 16-25.
- HE Xu-sheng, ZHANG Shu-qing, SHE Diao, et al. Effects of biochar on soil and fertilizer and future research[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2011, 27(15): 16-25.
- [24] Butterly C, Baldock J, Tang C. The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions[J]. *Plant and Soil*, 2013, 366(1/2): 185-198.
- [25] 蔡祖聪, 赵 维. 土地利用方式对湿润亚热带土壤硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 795-801.
- CAI Zu-cong, ZHAO Wei. Effects of land use types on nitrification in humid subtropical soils of China[J]. *Soils*, 2009, 46(5): 795-801.
- [26] 鲍俊丹, 张妹婷, 吴雄平, 等. 13 种土壤硝化过程中亚硝态氮的累积与土壤性质的关系[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(9): 1952-1958.
- BAO Jun-dan, ZHANG Mei-ting, WU Xiong-ping, et al. Soil nitrite accumulation during nitrification and its relationship with soil properties in thirteen soils of China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(9): 1952-1958.
- [27] 鲁顺保, 周小菊, 芮亦超, 等. 森林类型对土壤有机质, 微生物生物量及酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2011, 22(10): 2567-2573.
- LU Shun-bao, ZHOU Xiao-ju, RUI Yi-chao, et al. Effects of forest type on soil organic matter, microbial biomass, and enzyme activities[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(10): 2567-2573.
- [28] 王德科, 吴红燕, 黄 剑, 等. 秸秆还田对土壤理化性状及小麦生长的影响[J]. 现代农业科技, 2013(15): 243, 245.
- WANG Deng-ke, WU Hong-yan, Huang Jian, et al. Effect of returning straw to soil on chemical character and wheat growth[J]. *Modern Agricultural Sciences and Technology*, 2013(15): 243, 245.
- [29] 房 彬, 李心清, 赵 斌, 等. 生物炭对旱作农田土壤理化性质及作物产量的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(8): 1292-1297.
- FANG Bin, LI Xin-qing, ZHAO Bin, et al. Influence of biochar on soil physical and chemical properties and crop yields in rainfed field[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(8): 1292-1297.
- [30] Case S D, Mcnamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil: The role of soil aeration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 51: 125-134.
- [31] 张亚丽, 张 娟, 沈其荣, 等. 秸秆生物有机肥的施用对土壤供氮能力的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(12): 1575-1578.
- ZHANG Ya-li, ZHANG Juan, SHEN Qi-rong, et al. Effect of combined application of bioorganic manure and inorganic nitrogen fertilizer on soil nitrogen supplying characteristics[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(12): 1575-1578.
- [32] Van Zwieten L, Singh B, Joseph S, et al. Biochar and emissions of non- CO_2 greenhouse gases from soil[J]. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology Earthscan, London*, 2009: 227-249.
- [33] 高德才, 张 蕾, 刘 强, 等. 生物黑炭对旱地土壤 CO_2 , CH_4 , N_2O 排放及其环境效益的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(11): 3615-3624.
- GAO De-cai, ZHANG Lei, LIU Qiang, et al. Effects of biochar on CO_2 , CH_4 , N_2O emission and its environmental benefits in dryland soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(11): 3615-3624.
- [34] 张广斌, 马 静, 马二登, 等. 尿素施用对稻田土壤甲烷产生, 氧化及排放的影响[J]. 土壤, 2010, 42(2): 178-183.
- ZHANG Guang-bin, MA Jing, MA Er-deng, et al. Effects of urea application on methane production, oxidation and emission from a paddy soil[J]. *Soils*, 2010, 42(2): 178-183.
- [35] Rondon M A, Molina D, Hurtado M, et al. Enhancing the productivity of crops and grasses while reducing greenhouse gas emissions through bio-char amendments to unfertile tropical soils//Proceedings of the 18th World Congress of Soil Science, F, 2006 [C].
- [36] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2): 395-419.
- [37] Dempster D N, Gleeson D B, Solaiman Z M, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil[J]. *Plant and Soil*, 2012, 354(1/2): 311-324.