

添加生物黑炭对茶园土壤 CO₂、N₂O 排放的影响

陈玉真¹, 王 峰¹, 尤志明^{1*}, 吴志丹¹, 江福英¹, 张 磊¹, 翁伯琦²

(1.福建省农业科学院茶叶研究所, 福建 福安 355015; 2.福建省农业科学院农业生态研究所, 福州 350013)

摘 要:采用室内培养试验,研究了不同生物黑炭施用量对两种茶园土壤(红壤和黄壤)CO₂、N₂O 排放特征的影响。生物黑炭用量设 5 个水平:H0(0 g·kg⁻¹)、H1(3.56 g·kg⁻¹)、H2(7.11 g·kg⁻¹)、H3(14.22 g·kg⁻¹)、H4(28.44 g·kg⁻¹)。结果表明:红壤茶园土壤 CO₂ 排放量显著高于黄壤,N₂O 排放总量则低于黄壤;与 H0 处理相比,施用低量的生物黑炭(H1)对两种茶园土壤 CO₂ 排放无显著影响;高量的生物黑炭处理(H₃、H₄)则显著增加土壤 CO₂ 排放量,增幅为 20%~47%($P<0.05$)。生物黑炭施用后(H2、H3、H4)明显降低两种茶园土壤 N₂O 释放速率及反硝化损失率,土壤 N₂O 排放总量降幅为 37%~63%($P<0.05$),反硝化损失量降幅 22%~54%($P<0.05$),且均随着生物黑炭施用量增加而增大。此外,从土壤 pH 值、无机氮含量和硝化率角度,探讨了生物黑炭影响茶园土壤 CO₂ 和 N₂O 排放的因素。

关键词:生物黑炭;茶园土壤;CO₂ 排放;N₂O 排放

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)05-1009-08 doi:10.11654/jaes.2015.05.026

Effects of Biochar on CO₂ and N₂O Emissions from Tea Garden Soils

CHEN Yu-zhen¹, WANG Feng¹, YOU Zhi-ming^{1*}, WU Zhi-dan¹, JIANG Fu-ying¹, ZHANG Lei¹, WENG Bo-qi²

(1.Tea Research Institute, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fu'an 355015, China; 2.Agriculture Ecology Institute, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou 350013, China)

Abstract: Biochar has shown many benefits in the agriculture and environment. This study investigated the effects of biochar additions on carbon dioxide(CO₂) and nitrous oxide(N₂O) emissions from tea garden soils(red soil and yellow soil) in an incubation experiment. The soils were treated with varying doses of biochar(H0=0 g·kg⁻¹, H1=3.56 g·kg⁻¹, H2=7.11 g·kg⁻¹, H3=14.22 g·kg⁻¹ and H4=28.44 g·kg⁻¹). The gases were sampled on the day 2, 4, 6, 10, 14, 18, 25, 32, 39 and 46 of treatment. The CO₂ emissions from red tea garden soil were higher than those from yellow tea garden soil ($P<0.05$), while the N₂O emissions were less in red than in yellow tea garden soil. Compared with control(H0), biochar at H1 had no significant effects on CO₂ flux rates, but significantly increased CO₂ emission by 20% to 47% ($P<0.05$) in two soils at H3 and H4. However, biochar treatments reduced N₂O emissions and denitrification rates from two soils in a dose-dependent manner. At higher biochar rates(H2, H3 and H4), N₂O flux and denitrification rates decreased by 37% to 63% ($P<0.05$) and 22% to 54% ($P<0.05$), respectively, in two soils. The mechanisms of CO₂ and N₂O emission inhibition by biochar[pH value, inorganic nitrogen(NH₄⁺ and NO₃⁻) and nitrification rates] were discussed in this paper.

Keywords: biochar; tea garden soil; CO₂ emission; N₂O emission

生物黑炭是作物秸秆等有机物质及其衍生物在厌氧条件下高温裂解形成的一种多孔富碳、高度芳香化、高比表面积的稳定固态物质^[1-2],将其施入土壤可

改善土壤理化性质、提高作物产量、降低农业面源污染、减缓重金属毒性和减排温室气体^[3-7]。国内外大量研究表明,生物黑炭对土壤二氧化碳(CO₂)和氧化亚氮(N₂O)排放的影响与生物黑炭性质(种类和烧制温度)、植被类型、气候条件、土壤类型及其养分含量和施用年限等因素有密切关系,不同温室气体的排放对生物黑炭的响应也不同^[8]。彭华等^[9]研究表明,稻田施用生物黑炭(水稻秸秆)后 N₂O 的排放量降低了 37.61%;张斌等^[10]通过 2 年田间试验发现,施氮条件下生物黑炭连续两年显著降低了土壤 N₂O 的排放,其

收稿日期:2015-01-03

基金项目:福建省公益类科研院所专项(2014R1012-10);国家科技支撑计划(2014BAD15B01);国家茶产业体系宁德站(CARS-23-9);福建省农业科学院创新团队项目(STIT-I-0302; STIT-I-0305)

作者简介:陈玉真(1985—),女,山东德州人,助理研究员,研究方向为茶树栽培与环境生态。E-mail:taotaoyuzhen@163.com

* 通信作者:尤志明 E-mail:847842412@qq.com

降幅可达66%;刘学玉等^[11]通过田间试验也发现,水稻秸秆炭化后还田可显著降低 N_2O 排放量,降幅为16.6%~18.2%,但对 CO_2 排放量无明显差异;Zhang等^[12]研究表明,稻田施用生物黑炭(水稻秸秆)20 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和40 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后, CO_2 和 CH_4 排放量略有增加, N_2O 排放量分别降低了10.7%和41.8%,单位产量的全球增温潜势(GWP)降低9.6%~23.8%;Case等^[13]研究也发现,通气条件下砂壤土施用生物黑炭(橡树)22 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$,3种温度条件下土壤 N_2O 排放量降低超过50%;Spokas等^[14]通过向玉米和大豆轮作地施入锯末生物黑炭(24~270 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$),发现该生物炭可抑制土壤 CO_2 和 N_2O 的排放,且抑制作用随生物炭添加量的增加而愈加明显;王英惠等^[15]研究认为,添加低温(<400℃)生物黑炭促进土壤有机碳矿化,而高温(>400℃)生物黑炭则抑制有机碳矿化;王战磊等^[16]研究也发现,板栗林施用生物黑炭一个月内促进 CO_2 的排放,周年内与对照处理无显著差异,但显著增加板栗林的土壤呼吸温度敏感性(Q_{10})。由此可见,生物黑炭控制不同类型土壤温室气体排放潜力的差异较大,尚需进一步验证。

茶园是我国南方丘陵山地主要的土地利用类型之一,2013年种植面积达257.99万 hm^2 ,其中福建约占全国面积的9%^[17]。自然土壤植茶后,受茶树自身物质循环及高强度经营措施的影响,茶园土壤出现明显酸化现象^[18-19],可刺激土壤释放更多的 N_2O ,且高氮栽培模式更加剧了酸性茶园土壤 N_2O 的排放^[20-21]。已有研究表明茶园土壤 N_2O 的排放系数为2.83%,远高于其他生态系统^[22]。目前有关生物黑炭在茶园的应用已有少量的报道^[23],但主要集中在对酸化茶园的改良,鲜见有关其对茶园土壤 CO_2 和 N_2O 排放的研究。本课题组前期有关生物黑炭对茶园土壤酸化改良的研究结果表明^[24],0~64 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 范围内土壤改良效果随施用量的增加而增大,且8 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和16 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 处理促进了茶树生长。本文采用室内培养实验的方法,研究生物黑炭(茶树枝废弃物厌氧制备)添加对茶园土壤 CO_2 和 N_2O 排放的影响,以期对评价生物黑炭在茶园土壤碳氮循环中的作用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤和生物黑炭

供试土壤取自福建省农业科学院茶叶研究所试验基地(119°57'E,22°22'N),年均气温为19.3℃,年均降雨量为1646 mm,属于中亚热带季风气候,采样时间为2014年2月。样地具体情况为,红壤茶园:坡度为30~35°,坡向为阳坡,海拔91 m,等高梯级茶园,茶树品种为金观音,种植年限约为15年,施肥以化肥为主,按春、秋和冬三季分批次施入;黄壤茶园:坡度为25~30°,坡向为半阳坡,海拔145 m,等高梯级茶园,茶树品种为金观音,种植年限约为10年,管理措施与红壤茶园基本一致。按照“S”型多点混合采集0~20 cm表层土样,同时取3个环刀土,带回实验室,用于测定土壤容重和水分等。风干后剔除土壤中可见植物残体及土壤动物,磨细过2 mm筛,充分混匀,用四分法分成两份,一份用于室内培养试验,另一份用于基本理化性质测定。

生物黑炭由茶树修剪枝条在350~550℃下厌氧烧制(河南省商丘市三利新能源有限公司制备)。供试土壤和黑炭的主要理化性状见表1。

1.2 试验设计

称150 g微风干土分别置于一组规格为250 mL培养瓶中,生物黑炭按照设计比例充分混合,然后调节土壤含水量至60%田间持水量(WHC)。本试验共设H0、H1、H2、H3、H4五个处理,生物黑炭用量分别为0、3.56、7.11、14.22、28.44 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,相当于田间试验用量的0、8、16、32、64 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (与本课题组茶园田间试验施用量一致)。用塑料封口膜封口,25℃恒温培养46 d,并在塑料封口薄膜上扎小孔若干以便于通气,从而保证有氧环境,每3~4 d用称重法补充因蒸发损失的土壤水分。培养第2、4、6、10、14、18、25、32、39、46 d采集气体样品。取样前用带有三通阀的橡胶塞密封,培养24 h后抽取瓶中气样;其中反硝化试验先充入占培养瓶自由体积10%的乙炔气体^[25],然后密闭通气口,同样密闭培养24 h后抽取气体。不通乙炔的为 N_2O 排放量,通乙炔的为反硝化损失,所有处理均设

表1 土壤和生物黑炭基本理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of soils and biochar

项目	有机碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NO}_3^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	C/N	容重/ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$	田间持水量(WHC)/%	pH
红壤	15.7±0.9	0.8±0.1	18.2±2.3	14.6±1.2	20.4±1.4	1.05±0.05	42.35±3.48	4.37±0.07
黄壤	12.2±0.7	1.1±0.1	24.8±3.5	32.2±3.5	11.3±0.7	1.14±0.02	38.04±3.48	4.18±0.06
生物黑炭	655.9±23.5	9.2±0.9	3.3±0.5	1.1±0.1	71.2±3.5			10.81±0.35

计 3 次重复。采样前,反复抽气,并采集培养瓶上部空间气体样本,作为初始气体浓度,记录采样时间。培养实验结束后,测定土壤中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量和 pH。

1.3 测定方法与数据分析

土壤和生物黑炭各项理化指标的测定均采用常规方法测定^[26],具体如下:土壤 pH 采用 pH 计测定(土水比 1:2.5)、土壤有机碳采用重铬酸钾外加热法、土壤 NH₄⁺-N 采用靛酚蓝比色法、土壤 NO₃⁻-N 采用双波长比色法。培养期间 CO₂(FID 检测器)和 N₂O(ECD 检测器)浓度采用中国科学院大气物理所改装过的美国 Agilent 公司生产的 GC7890A 测定。单位时间内温室气体排放通量和总排放量参照丁洪等^[27]的计算方法,平均排放速率为累积排放量和时间的比值。

文中所有图和数据处理采用 SPSS 16.0 和 Excel 2003 软件,表格和绘图分别采用 Excel 2003 和 GraphPad Prism 5 软件制作完成,采用邓肯氏新复极差法进行差异显著性检测($P<0.05$)。

2 结果与分析

2.1 添加生物黑炭对茶园土壤 CO₂ 排放的影响

添加不同量的生物黑炭后,红壤和黄壤茶园土壤 CO₂ 排放速率随时间变化呈现基本一致的趋势(图 1)。随着培养时间的延长,土壤 CO₂ 排放速率前期迅速下降,培养至 4 d 时红壤茶园各处理 CO₂ 排放速率下降了 77%~86%,黄壤茶园则下降了 62%~80%;各处理土壤 CO₂ 排放速率在 4~14 d 较低且稳定,此后略有上升。统计结果表明,两种茶园土壤各处理 CO₂ 平均排放速率的大小顺序均为 H4>H3>H2>H0>H1, H0 和 H1 之间差异不显著, H3 和 H4 处理显著高于 H0。因此,低量生物黑炭(H1)的输入对茶园土壤 CO₂ 排放无显著影响,而高量生物黑炭处理(H3、H4)则促进了土壤 CO₂ 排放速率。

2.2 添加生物黑炭对茶园土壤 N₂O 排放的影响

从图 2 可以看出,不同生物黑炭施用条件下茶园

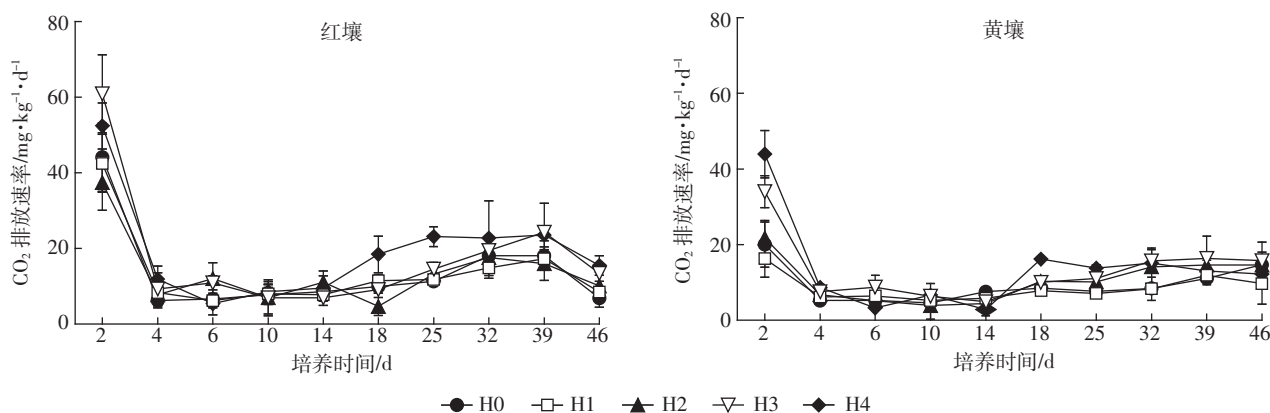


图 1 培养期间生物黑炭处理后茶园土壤 CO₂ 排放的变化

Figure 1 Flux rates of CO₂ from soils after treatments with biochar during incubation

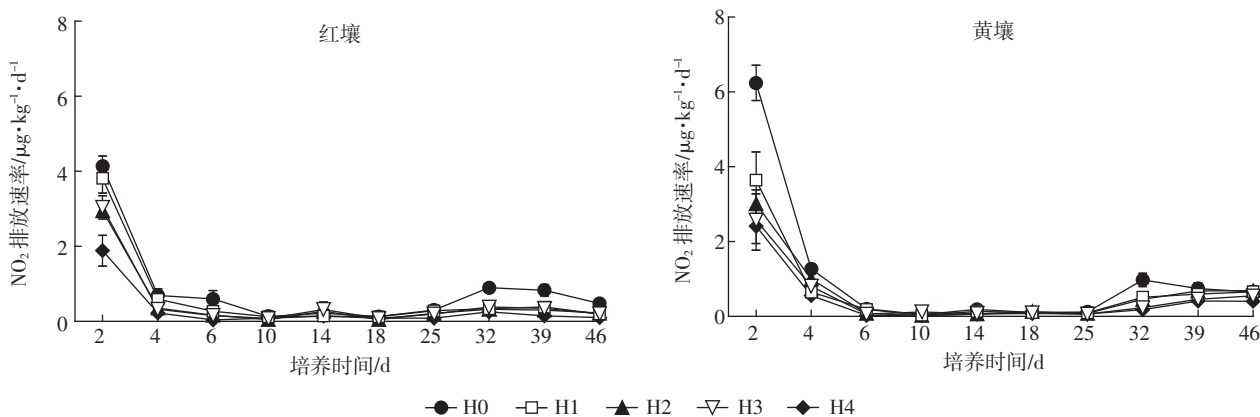


图 2 培养期间生物黑炭处理后茶园土壤 N₂O 排放的变化

Figure 2 Flux rates of N₂O from soils after treatments with biochar during incubation

土壤的 N_2O 排放速率随时间的变化与 CO_2 变化趋势基本一致,黄壤的平均排放速率高于红壤。第一次测定时红壤茶园土壤 N_2O 排放速率为 $1.88\sim 4.12\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, H2、H3 和 H4 处理的土壤 N_2O 排放速率显著低于 H0 处理 ($P<0.05$),但 H1、H2 和 H3 处理间差异不显著 ($P>0.05$);此后各处理间 N_2O 的排放速率稳定在较低水平。H0、H1、H2、H3、H4 处理整个培养期间的平均速率分别为 0.67 、 0.49 、 0.40 、 0.42 、 $0.24\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,基本呈现随生物黑炭添加量的增加而降低的趋势,施用生物黑炭处理均显著低于 H0, H2 和 H3 之间差异不显著 ($P>0.05$)。

黄壤茶园土壤 N_2O 排放速率第一次测定值在 $2.41\sim 6.25\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间, H0 处理显著高于生物黑炭处理,但各生物黑炭处理间差异不显著;至第 6 d 时各处理间差异不显著,此后随着培养时间的延长各处理间 N_2O 的排放速率趋于稳定; H0、H1、H2、H3、H4 处理整个培养期间的平均速率分别为 0.84 、 0.54 、 0.51 、 0.39 、 $0.33\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,呈现随生物黑炭添加量的增加而降低的趋势,生物黑炭处理显著低于 H0 ($P<0.05$), H3 和 H4 处理显著低于 H1 和 H2 处理 ($P<0.05$)。

2.3 添加生物黑炭对茶园土壤反硝化速率的影响

如图 3 所示,不同生物黑炭施用条件下茶园土壤的反硝化速率(以 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 计)有明显的时间变化,且红壤的反硝化速率高于黄壤。各处理均在首次测定时(第 2 d)达到峰值后迅速下降,红壤茶园土壤反硝化速率 H0、H1 和 H2 之间差异不显著 ($P>0.05$), H3 和 H4 处理显著低于 H0 处理 ($P<0.05$); H0、H1、H2、H3、H4 处理的红壤茶园在整个培养期间平均反硝化速率分别为 0.47 、 0.43 、 0.34 、 0.32 、 $0.25\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,即随生物黑炭添加量的增加而降低, H0 和 H1 处理间差异

不显著 ($P>0.05$),其他处理均显著低于 H0 ($P<0.05$)。生物黑炭对黄壤茶园土壤反硝化速率影响与红壤基本一致, H0、H1、H2、H3、H4 处理的黄壤茶园在整个培养期间平均反硝化速率分别为 0.42 、 0.36 、 0.33 、 0.19 、 $0.20\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,随生物黑炭添加量的增加而降低,生物黑炭处理均显著低于 H0 ($P<0.05$)。

2.4 添加生物黑炭对茶园土壤 CO_2 、 N_2O 排放量和反硝化损失量的影响

由表 2 可知,添加低量生物黑炭(H1)对茶园土壤 CO_2 累积排放量影响不显著 ($P>0.05$),高量生物黑炭(H3、H4)处理则促进了土壤 CO_2 累积排放量。对于红壤茶园而言, H3 和 H4 处理显著增加了 24% 和 42% ($P<0.05$)。黄壤茶园 CO_2 累积排放量均低于红壤, H2、H3、H4 处理显著增加了 20%、42% 和 47% ($P<0.05$)。

添加生物黑炭后,两种茶园土壤 N_2O 排放总量和反硝化损失量均出现不同程度的降低,且随生物黑炭添加量的增加而降低。红壤茶园土壤 N_2O 排放总量显著下降了 26%~63%,反硝化总损失量下降了 9%~46%,但 H0 与 H1 之间差异不显著 ($P>0.05$),与 H2、H3、H4 之间差异显著。黄壤茶园土壤 N_2O 排放总量显著下降了 33%~59% ($P<0.05$),反硝化损失量下降了 16%~54% ($P<0.05$)。

3 讨论

土壤 CO_2 排放是土壤微生物代谢活动的结果,其很大程度上取决于土壤中养分物质的供应。培养前期土壤中含有较多易分解的单糖和蛋白质等活性有机物质,土壤微生物酶活性强,导致 CO_2 排放速率较大;随着培养时间的延长,土壤中难以分解的纤维素、木

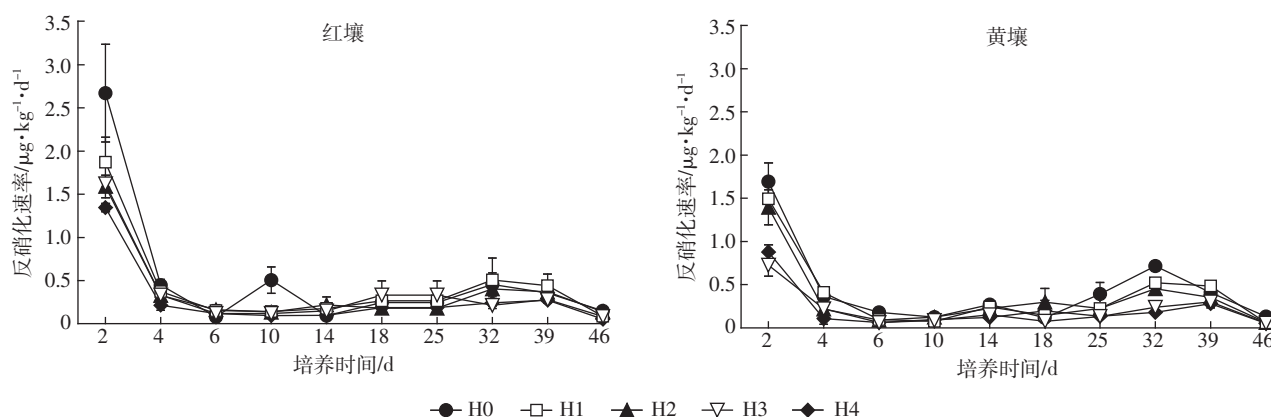


图3 培养期间生物黑炭处理后茶园土壤反硝化速率的变化

Figure 3 Denitrification rates of soils after treatments with biochar during incubation

表 2 生物黑炭处理后茶园土壤 CO₂、N₂O 排放量和反硝化损失量(以 N₂O-N 计)的变化
Table 2 CO₂ and N₂O emission fluxes and N₂O loss via denitrification of soils in treatments with biochar

土壤类型	处理	CO ₂ 累积排放量/mg·kg ⁻¹	增幅/%	N ₂ O 累积排放量/μg·kg ⁻¹	降幅/%	反硝化损失量/μg·kg ⁻¹	降幅/%
红壤 Red soil	H0	642.67±26.63b		30.56±3.48a		21.55±2.48a	
	H1	612.56±37.05b	-4.68	22.59±2.20b	26.07	19.56±4.31ab	9.24
	H2	626.88±31.56b	-2.46	18.63±1.03bc	39.05	15.56±3.50bc	27.78
	H3	795.48±72.23a	23.78	19.22±0.42c	37.10	14.65±4.00bc	32.02
	H4	913.10±121.53a	42.08	11.26±1.43d	63.15	11.60±0.25c	46.18
黄壤 Yellow soil	H0	423.94±35.71c		38.60±2.45a		19.43±1.55a	
	H1	393.31±26.97c	-7.23	24.80±5.10b	32.95	16.34±0.95b	15.89
	H2	508.05±5.12b	19.84	23.37±0.67bc	36.82	15.15±0.65b	22.01
	H3	600.66±71.07a	41.69	17.94±3.47cd	51.50	8.93±0.24c	54.04
	H4	623.65±43.53a	47.11	15.35±2.32d	58.51	9.14±1.97c	52.94

注:不同小写字母表示不同处理间差异显著(P<0.05)。下同。
Note: Different small letters mean significant difference between treatments at 0.05 level. The same below.

质素等占据主导地位,微生物活动相对缓和,CO₂ 排放速率趋于稳定^[28]。本研究中,所有处理 CO₂ 排放速率变化趋势一致,CO₂ 排放速率呈现出培养前期快后期慢的趋势,这与多数的研究结果一致^[29-30]。红壤茶园土壤 CO₂ 累积排放量要高于黄壤,这与红壤有机碳含量要高于黄壤有关,且红壤 C/N 也高于黄壤,说明微生物可利用的碳源较多,微生物量碳周转加速^[31],从而表现出高的 CO₂ 累积量。

大量研究表明,向土壤中施入生物黑炭后,能够快速、大幅度地提高土壤有机碳含量,被视为最具有潜力的碳捕获与封存措施^[32]。然而,添加生物黑炭能影响土壤中有机碳组分和微生物活性^[33-34],进而对土壤原有有机碳的分解产生影响,但其作用是促进、无影响还是抑制尚存争议。本研究中,低量生物黑炭(H1)对土壤 CO₂ 释放速率无影响(P>0.05),而高量的生物黑炭(H3 和 H4)则显著促进土壤 CO₂ 释放速率

与累积排放量(P<0.05)。这与赵次娴等^[35]研究添加蔗渣生物黑炭对农田土壤有机碳矿化的影响结果相似:低量生物黑炭(0.1%蔗渣)降低水田和旱地土壤有机碳矿化速率,高量生物黑炭(0.5%)则促进土壤有机碳矿化。生物黑炭具有大量的孔隙结构和巨大的比表面积,能将土壤有机质吸附到其孔隙内或外表面上,可有效隔离微生物及其产生的胞外酶与孔隙内有机质的接触,在包封和吸附保护作用下,进而抑制有机碳分解,降低 CO₂ 释放速率。但同时,由于生物黑炭具有较好的理化性状(表 1),施入土壤后能改善土壤透气性和阳离子交换量(CEC),增加土壤钾、磷、钙等矿质元素含量,还可提高土壤微生物数量和酶活性等^[36-37],这些均可促进原土有机碳的分解,增加 CO₂ 释放。当茶园土壤添加低量生物黑炭(H1)时,由其携带进入土壤的易分解有机碳和速效养分含量较少,pH 值和矿质态氮变幅有限(表 3),对土壤有机碳分解的促进作

表 3 生物黑炭对土壤中 pH 值、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的影响
Table 3 Effects of biochar amendments on soil pH value and NH₄⁺-N and NO₃⁻-N contents

土壤类型	处理	pH	增加	NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/mg·kg ⁻¹	硝化率/%
红壤 Red soil	H0	4.23±0.04e		9.71±0.65a	45.75±2.48a	82.49±1.01a
	H1	4.47±0.03d	0.24	9.27±0.94a	36.29±2.48b	79.65±1.82ab
	H2	4.71±0.04c	0.48	9.78±1.52a	30.79±2.48c	75.89±3.44b
	H3	5.10±0.07b	0.87	5.92±1.29b	24.91±2.48d	80.80±1.33ab
	H4	5.43±0.11a	1.20	8.18±2.11a	17.43±2.48e	68.08±5.75c
黄壤 Yellow soil	H0	3.86±0.02e		15.02±1.03a	35.52±2.48a	70.28±2.17a
	H1	4.12±0.04d	0.26	12.33±1.46a	31.40±2.48b	71.80±3.61a
	H2	4.34±0.07c	0.48	12.11±2.01a	30.11±2.48b	71.31±5.65a
	H3	4.66±0.09b	0.80	13.89±0.82a	26.58±2.48c	65.54±1.66b
	H4	5.20±0.14a	1.34	13.98±1.06a	25.62±2.48c	64.83±6.88b

用小于生物黑炭的包封作用和吸附保护。随着生物黑炭施用量的增加,由其携带进入土壤的易分解有机碳和速效养分含量随之增多,微生物活性和数量显著增加,从而使土壤 CO_2 累积排放量显著增加($P<0.05$)。另外,生物黑炭烧制温度和来源不同也可能是影响土壤 CO_2 排放速率的另一个原因。罗煜等^[35]研究发现,向酸性和碱性两种土壤添加生物黑炭(芒草)后会显著促进有机碳分解,产生明显的正激发效应,且施入低温烧制的生物黑炭(BC350)的土壤更加明显。本研究中添加的生物黑炭由茶树枝条在 350~550 °C 下厌氧烧制,低温制备生物黑炭芳香性较差,且残留一定的有机质,不稳定性强,施入土壤后更易分解^[39];高温裂解的生物黑炭孔隙发达,能将更多的微生物附着在孔隙内,对土壤中易矿化有机碳保护性增强,从而降低有机碳的分解^[40]。生物黑炭的激发效应还因土壤而异,酸性土壤的相对激发效应远高于碱性土壤^[41]。本研究中两种茶园土壤 pH 分别为 4.37 和 4.18(表 1),高量生物黑炭(H3 和 H4)处理后土壤 pH 值增加 0.8~1.34,可能会改变微生物活性和群落结构,从而促进有机碳矿化。

随着培养时间的延长茶园土壤 N_2O 排放随时间的变化趋势与多数研究一致,随着培养时间的延长,土壤中可利用碳源和氮源的逐渐减少^[42],硝化和反硝化作用的底物浓度减少,从而使得 N_2O 排放逐渐降至很低水平。比较 2 种茶园土壤 N_2O 排放量发现,黄壤要大于红壤茶园,这与黄壤茶园全氮和无机氮高于红壤有关。诸多研究表明,生物黑炭具有显著降低土壤 N_2O 排放的作用,Wang 等^[43]研究发现,生物黑炭能够显著降低水稻土壤 N_2O 的排放速率,降幅可达 51.4%~93.5%。本研究中,添加生物黑炭显著降低了两种茶园土壤 N_2O 排放总量和反硝化损失量,且随着生物黑炭添加量增加而降低,这与 Singh 等^[44]在淋溶土上的研究结果(23%~52%)相近。生物黑炭施用后茶园土壤 pH 显著增加了 0.24~1.34 个单位(表 3),pH 升高增强了反硝化菌氧化亚氮还原酶的活性^[45],促进更多的 N_2O 还原为 N_2 ,使得土壤反硝化过程中 $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ 比例上升, N_2O 排放量显著降低,这对于强酸性茶园土壤可能尤为重要。生物黑炭的多孔结构、高比表面积会增加对土壤中 NH_4^+ 的吸附^[46],同时也降低了硝化作用产生的 NO_3^- 浓度(表 3),使得土壤溶液中可利用的无机氮减少^[47],抑制土壤硝化过程,从而使土壤 N_2O 排放量显著降低。生物黑炭添加还会增加土壤通透性,不利于厌氧条件下氮素微生物的反硝化进程^[48],

从而减少 N_2O 的排放量。另外,生物黑炭添加带来的有害的物质(酚类物质)也可能会抑制土壤微生物的活性^[49],本研究中的生物黑炭来源于茶树枝条,茶树枝条含有大量的茶多酚成分,这也许在一定程度上抑制了土壤 N_2O 的排放。

4 结论

(1)添加低量的生物黑炭(H1)对茶园土壤 CO_2 排放无显著影响;而高量的生物黑炭处理(H3、H4)则显著增加土壤 CO_2 排放量。

(2)生物黑炭添加后明显降低两种茶园土壤 N_2O 释放速率及反硝化速率,土壤 N_2O 排放总量降幅为 26%~63%,反硝化损失量降幅 9%~54%,且随着生物黑炭施用量增加而增大。

(3)生物黑炭施用能提高土壤 pH,降低土壤无机氮含量(特别是 NO_3^- -N 含量),这可能是影响茶园土壤硝化-反硝化进程的重要因素,具体原因还需进一步研究。

参考文献:

- [1] Brewer C E, Schmidt R K, Satrio J A, et al. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems[J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2009, 28(3):386-396.
- [2] Kołodyńska D, Wnętrzak R, Leahy J J, et al. Kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 197:295-305.
- [3] 张 祥,王 典,姜存仓,等.生物炭对我国南方红壤和黄棕壤理化性质的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2013, 21(8):979-984.
ZHANG Xiang, WANG Dian, JIANG Cun-cang, et al. Effect of biochar on physicochemical properties of red and yellow brown soils in the South China Region[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(8):979-984.
- [4] 唐光木,葛春辉,徐万里,等.施用生物黑炭对新疆灰漠土肥力与玉米生长的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(9):1797-1802.
TANG Guang-mu, GE Chun-hui, XU Wan-li, et al. Effect of applying biochar on the quality of grey desert soil and maize cropping in Xinjiang, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9):1797-1802.
- [5] Ventura M, Sorrenti G, Panzacchi P, et al. Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(1):76-82.
- [6] Schnell R W, Vietor D M, Provin T L, et al. Capacity of biochar application to maintain energy crop productivity:Soil chemistry, sorghum growth, and runoff water quality effects[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4):1044-1051.
- [7] Park J H, Choppala G K, Bolan N S, et al. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals[J]. *Plant and soil*, 2011, 348

- (1-2):439-451
- [8] Kammann 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.
- [9] 彭 华, 纪雄辉, 吴家梅, 等. 生物黑炭还田对晚稻 CH₄ 和 N₂O 综合减排影响研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11):1620-1625.
- PENG Hua, JI Xiong-hui, WU Jia-mei, et al. Integrated effect of decreasing CH₄ and N₂O emission by biochar incorporated to paddy field on late rice[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(11):1620-1625.
- [10] 张 斌, 刘晓雨, 潘根兴, 等. 施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻产量和痕量温室气体排放的变化[J]. 中国农业科学, 2012, 45(23):4844-4853.
- ZHANG Bin, LIU Xiao-yu, PAN Gen-xing, et al. Changes in soil properties, yield and trace gas emission from a paddy after biochar amendment in two consecutive rice growing cycles[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(23):4844-4853.
- [11] 刘玉学, 王耀锋, 吕豪豪, 等. 生物质炭化还田对稻田温室气体排放及土壤理化性质的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(8):2166-2172.
- LIU Yu-xue, WANG Yao-feng, LU Hao-hao, et al. Effects of biochar application on greenhouse gas emission from paddy soil and its physical and chemical properties[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(8):2166-2172.
- [12] Zhang A F, Liu Y M, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain[J]. *Plant and Soil*, 2012, 351:263-275.
- [13] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil: The role of soil aeration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 51:125-134.
- [14] 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, 77:574-581
- [15] 王英惠, 杨 旻, 胡林潮, 等. 不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳矿化及腐殖质组成的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(8):1585-1591.
- WANG Ying-hui, YANG Min, HU Lin-chao, et al. Effects of biochar amendments synthesized at varying temperatures on soil organic carbon mineralization and humus composition[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(8):1585-1591.
- [16] 王战磊, 李永夫, 姜培坤, 等. 施用竹叶生物质炭对板栗林土壤 CO₂ 通量和活性有机碳库的影响[J]. 应用生态学报, 2014, 25(11):3152-3160.
- WANG Zhan-lei, LI Yong-fu, JIANG Pei-kun, et al. Effect of bamboo leaf biochar addition on soil CO₂ efflux and labile organic carbon pool in a Chinese chestnut plantation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(11):3152-3160.
- [17] 农业部种植业管理司. 2013 年全国茶园面积、产量、产值统计[J]. 茶叶科学, 2014, 33(3):296.
- The Crops Management Department of Agricultural Ministry. In 2013, the area, yield and the production value of the tea in China[J]. *Journal of Tea Science*, 2014, 33(3):296.
- [18] 马立峰, 石元值, 阮建云. 苏、浙、皖茶区茶园土壤 pH 状况及近十年来 pH 的变化[J]. 土壤通报, 2000, 31(5):205-207.
- MA Li-feng, SHI Yuan-zhi, RUAN Jian-yun. Soil pHs in the tea gardens in Jiangsu, Zhejiang, and Anhui Provinces and changes of soil pH in the past decade[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2000, 31(5):205-207.
- [19] 张 倩, 宗良纲, 曹 丹, 等. 江苏省典型茶园土壤酸化趋势及其制约因素研究[J]. 土壤, 2011, 43(5):751-757.
- ZHANG Qian, ZONG Liang-gang, CAO Dan, et al. Study on soil acidification and its restrictive factors of typical tea garden in Jiangsu Province[J]. *Soils*, 2011, 43(5):751-757.
- [20] Han W Y, Xu J M, Wei K, et al. Estimation of N₂O emission from tea garden soils, their adjacent vegetable garden and forest soils in eastern China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 70(6):2495-2500.
- [21] 黄 莹, 李雅颖, 姚槐应. 强酸性茶园土壤中添加不同肥料氮后 N₂O 释放量变化[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(6):1533-1538.
- HUANG Ying, LI Ya-ying, YAO Huai-ying. Effects of different nitrogen fertilizers on N₂O emissions in a highly acid tea orchard soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2013, 19(6):1533-1538.
- [22] Akiyama H, Yan X, Yagi K. Estimations of emission factors for fertilizer induced direct N₂O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2006, 52(6):774-787
- [23] 谢少华, 宗良纲, 褚 慧, 等. 不同类型生物质材料对酸化茶园土壤的改良效果[J]. 茶叶科学, 2013, 33(3):279-288.
- XIE Shao-hua, ZONG Liang-gang, CHU Hui, et al. Effects of different biomass materials on the amelioration of acidic tea garden soil[J]. *Journal of Tea Science*, 2013, 33(3):279-288.
- [24] 吴志丹, 尤志明, 江福英, 等. 生物黑炭对酸化茶园土壤的改良效果[J]. 福建农业学报, 2012, 27(2):167-172.
- WU Zhi-dan, YOU Zhi-ming, JIANG Fu-ying, et al. Ameliorating effect of biochar on acidity of tea garden soil[J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2012, 27(2):167-172.
- [25] 胡晓霞, 丁 洪, 张玉树, 等. 不同菜地土壤硝化与反硝化活性[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2657-2662.
- HU Xiao-xia, DING Hong, ZHANG Yu-shu, et al. Nitrification and denitrification potential in soils grown with vegetables[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12):2657-2662.
- [26] 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. Analytical methods for soil agro-chemistry[M]. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000:146-226.
- [27] 丁 洪, 郑祥洲, 雷俊杰, 等. 除草剂对土壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(2):435-439.
- DING Hong, ZHENG Xiang-Zhou, LEI Jun-Jie, et al. Effects of herbicides on greenhouse gases emission from vegetable plantation soil[J].

- Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(2):435-439.
- [28] Jha P, Garg N, Lakaria B L, et al. Soil and residue carbon mineralization as affected by soil aggregate size[J]. *Soil and Tillage Research*, 2012, 121:57-62.
- [29] 林杉, 陈涛, 赵劲松, 等. 不同培养温度下长期施肥水稻土的有机碳矿化特征[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(5):1340-1348.
- LIN Shan, CHEN Tao, ZHAO Jin-song, et al. Characteristics of soil organic carbon mineralization at different temperatures in paddy soils under long-term fertilization[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(5):1340-1348.
- [30] 魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 等. 人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4):971-978.
- WEI Ya-wei, SU Yi-rong, CHEN Xiang-bi, et al. Effects of human disturbance on soil aggregates content and their organic C stability in Karst regions[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4):971-978.
- [31] Zhou P, Li Y, Ren X, et al. Organic carbon mineralization responses to temperature increases in subtropical paddy soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14(1):1-9.
- [32] Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. *Nature Communications*, 2010, 1(5):1-9.
- [33] 陈心想, 耿增超, 王森, 等. 施用生物炭后壤土土壤微生物及酶活性变化特征[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(4):751-758.
- CHEN Xin-xiang, GENG Zeng-chao, WANG Sen, et al. Effects of biochar amendment on microbial biomass and enzyme activities in loess soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(4):751-758.
- [34] 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.
- [35] 赵次炯, 陈香碧, 黎蕾, 等. 添加蔗渣生物质炭对农田土壤有机碳矿化的影响[J]. *中国农业科学*, 2013, 46(5):987-994.
- ZHAO Ci-xian, CHEN Xiang-bi, LI Lei, et al. Effects of biochar on soil organic carbon mineralization of farmland[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46(5):987-994.
- [36] Keiluweit M, Nico P S, Johnson M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon(biochar)[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(4):1247-1253.
- [37] 王娟, 张丽君, 姚槐应. 添加秸秆和黑炭对水稻土碳氮转化及土壤微生物代谢图谱的影响[J]. *中国水稻科学*, 2013, 27(1):97-104.
- WANG Juan, ZHANG Li-jun, YAO Huai-ying. Effects of straw and black carbon addition on C-N transformation and microbial metabolism profile in paddy soil[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2013, 27(1):97-104.
- [38] 罗煜, 赵小蓉, 李贵桐, 等. 酸性和碱性土壤中芒草生物质炭激发效应的特征与差异[J]. *土壤学报*, 2014, 51(1):90-95.
- LUO Yu, ZHAO Xiao-rong, LI Gui-tong, et al. Characteristics of difference in priming effect of *Miscanthus*-derived biochar in acid and alkaline soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(1):90-95.
- [39] Laird D A, Fleming P, Davis D D. Impact of biochar amendments on the quality of a typical midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158:443-449.
- [40] Kasozi G N, Zimmerman A R, Nkedi-Kizza P, et al. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(16):6189-6195.
- [41] Luo Y, Durenkamp M, Nobili M D. Short term soil priming effects and the mineralization of biochar following its incorporation to soils of different pH[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43:2304-2314.
- [42] Dandie C E, Burton D L, Zebarth B J, et al. Changes in bacterial denitrifier community abundance over time in an agricultural field and their relationship with denitrification activity[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2008, 74(19):5997-6005.
- [43] Wang J, Zhang M, Xiong Z, et al. Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(8):887-896.
- [44] 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.
- [45] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, 53(2):181-188.
- [46] Sarkhot D V, Berhe A A, Ghezzehei T A. Impact of biochar enriched with dairy manure effluent on carbon and nitrogen dynamics[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(4):1107-1114.
- [47] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Condon L M, et al. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2011, 40(2):468-476.
- [48] Zhang A, Cui L, Pan G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139(4):469-475.
- [49] Spokas K A, Baker J M, Reicosky D C. Ethylene: Potential key for biochar amendment impacts[J]. *Plant and Soil*, 2010, 333(1-2):443-452.