

秸秆与生物质炭施用对土壤温室气体排放的影响差异

周际海^{1,2}, 陈晏敏¹, 袁颖红¹, 郜茹茹¹, 刘再群², 李威¹, 濮海燕¹

(1.南昌工程学院江西省退化生态系统修复与流域生态水文重点实验室,南昌 330099;

2.安徽师范大学生命科学学院,安徽省重要生物资源保护与利用研究重点实验室,安徽 芜湖 241000)

摘要: 采用室内培养试验,向土壤中添加小麦秸秆和不同量生物质炭,同时比较探究秸秆与生物质炭施用对土壤温室气体排放及微生物活性的影响差异。试验共设 5 个处理:土壤(S)、土壤+1%小麦秸秆(WT)、土壤+1%生物质炭(BC1)、土壤+2%生物质炭(BC2)和土壤+4%生物质炭(BC4)。在培养期内,施秸秆处理土壤 CO₂排放量比对照处理 S 显著增加约 12.60%~2 005.63%,而施生物质炭处理降低约 51.49%~97.93%。施秸秆处理的温室气体增温潜势(GWP)是对照处理 S 的 1.12~19.24 倍,而施生物质炭处理,即处理 BC1、BC2 和 BC4 的 GWP 分别降低了 0.27%~64.06%,15.78%~94.01%和 29.43%~92.28%。小麦秸秆施用会明显增加土壤温室气体排放,增加温室效应;而添加生物质炭对土壤 CO₂、N₂O 排放表现出一定的抑制作用,并明显减弱温室气体增温潜势,即生物质炭能明显减弱温室效应。添加小麦秸秆促进土壤微生物生物量碳的增加,提高 FDA 水解酶、脲酶、过氧化氢酶、磷酸酶活性;生物质炭施用一段时间后对土壤过氧化氢酶活性表现为显著激活作用。

关键词: 小麦秸秆; 生物质炭; 土壤温室气体; 微生物活性

中图分类号:S181

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2019)04-0248-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2019.04.035

Effects of Biochar and Wheat Straw Returning on Soil Greenhouse Gases Emission

ZHOU Jihai^{1,2}, CHEN Yanmin¹, YUAN Yinghong¹, GAO Ruru¹, LIU Zaiqun², LI Wei¹, PU Haiyan¹

(1.Jiangxi Provincial Key Laboratory for Restoration of Degraded Ecosystems & Watershed Ecohydrology,

Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099; 2.Anhui Provincial Key Laboratory for the Conservation and

Utilitization of Important Biological Resourse, College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241000)

Abstract: Global warming has become one of the most serious environmental problems to human beings, and soil is an important source of greenhouse gas emissions. The application of wheat straw and biochar to soil plays an important role in soil carbon and nitrogen conversion and micro-gas metabolism; however, few studies have focused on the soil microbial activity and soil greenhouse gas emission by the application of wheat straw and biochar. This study adopted an indoor culture experiment, using soil added by wheat straw and biochar, to explore the effects of wheat straw and biochar on soil greenhouse gas emission and soil microbial activity. Five treatments were set up, that is, soil (S), soil+1% wheat straw (WT), soil+1% biochar (BC1), soil+2% biochar (BC2), soil+4% biochar (BC4). The results showed that the addition of wheat straw significantly increased the amount of greenhouse gas emissions in the soil, the application of wheat straw presented a sizable contribution to the greenhouse effect according to the dynamics of global warming potential (GWP). With the increase of culture time, the addition of biochar showed a certain inhibitory effect on soil N₂O emission. The addition of wheat straw could promote the increase of soil microbial biomass carbon to a certain extent, and promote the activities of FDA hydrolysis, urease, catalase, and phosphatase. The soil catalase activity was significantly activated by the application of biochar after a certain period.

Keywords: wheat straw; biochar; soil greenhouse gases; microbial activity

收稿日期:2019-01-11

资助项目:国家自然科学基金项目(41661065;31760167);南昌工程学院 2018 年研究生创新计划项目(YJSCX20180014);南昌工程学院 2018 年大学生创新创业训练计划项目

第一作者:周际海(1973—),男,副教授,主要从事污染土壤修复及地力提升研究。E-mail:zhoujihai2006@163.com

通信作者:周际海(1973—),男,副教授,主要从事污染土壤修复及地力提升研究。E-mail:zhoujihai2006@163.com

联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)2013年发布了《第五次评估报告》^[1], 报告指出由于温室气体浓度的增加, 温室效应的加剧, 大气和海洋已逐渐变暖, 积雪和冰量开始减少, 海平面已经上升。如果任其发展, 气候变化将对人类社会和生态系统造成严重的、普遍的和不可逆转的影响。CO₂、CH₄、N₂O 作为三大温室气体, 其在大气中的含量增加所引起的温室效应是全球变暖的主要促动因素^[2]。有研究^[3]表明, 土壤是温室气体重要排放源, 大气中每年有约5%~20%的CO₂、15%~30%的CH₄、80%~90%的N₂O 来源于土壤。而土壤温室气体的排放主要受土壤理化性质、微生物、环境等多方面因素的影响^[4]。因此, 科学合理的改善土壤性质将具有巨大的增汇减排潜力。

据估算^[5], 中国作为主要的粮食生产国, 每年秸秆资源产量约为8亿t, 大量秸秆的直接焚烧和堆置乱放带来一系列的环境问题^[6]。因此, 科学合理的利用秸秆资源对我国当前的生态文明建设意义重大。有研究^[7]表明, 秸秆还田可以有效增加土壤有机碳含量, 改善土壤孔隙结构及持水保肥能力, 提高土壤团聚体稳定性, 促使经济作物产量增长。此外, 将秸秆等农业废弃物转化为生物质炭施于土壤, 不仅可避免燃烧而减少释放CO₂, 而且能提高土壤碳储存而实现减排, 并且这种土壤碳库比陆地生态系统固碳更长效^[8]。但目前的研究基本集中在生物质炭增汇减排的宏观研究方面, 而在对比研究秸秆与生物质炭还田对土壤微生物的影响, 特别是对土壤温室气体排放的微生物机理研究方面较少涉及。基于此, 本研究采用室内培养试验, 在土壤中施用小麦秸秆和不同量的生物质炭, 探究秸秆和不同剂量生物质炭施用对土壤温室气体排放和土壤微生物活性的影响, 以期对秸秆和生物质炭在农业生产上的合理利用奠定基础, 为农作物秸秆综合利用及循环农业的实施提供理论及实践指导。

1 材料与方 法

1.1 试验材料

供试土壤: 采自南京雨花台区桥板镇长江南岸冲积地潮土(土壤质地为砂质壤土), 取样深度为0—20 cm。鲜土采集后用自封袋封装带回, 剔除石块、大中型土壤动物、植物残体等杂质后, 过2 mm 筛, 置于4℃冰箱内保藏备用。土壤基本理化性质为有机碳含量10.87 g/kg, 全氮含量0.89 g/kg, 硝态氮含量27.17 mg/kg, 铵态氮含量5.42 mg/kg, pH 6.43(水土比1:2.5)。

小麦秸秆: 采自南京雨花台区旱地当季小麦收获后的秸秆。

生物质炭: 购自河南三利新能源公司, 其炭化原

料为小麦秸秆。

以上有机物料均已磨碎并通过2 mm 筛, 依据试验设计一次性施入土壤, 使其与土壤混合均匀。

1.2 试验设计

试验设5个处理: (1) 土壤(S), 作为对照处理; (2) 土壤+1%小麦秸秆(WT); (3) 土壤+1%生物质炭(BC1); (4) 土壤+2%生物质炭(BC2); (5) 土壤+4%生物质炭(BC4)。

将新鲜土壤分装到250 mL 三角瓶中, 每瓶装土160.0 g(干土重), 每个处理18个三角瓶, 共计90个; 按上述试验设计添加相应量的小麦秸秆和生物质炭, 用无菌封口膜封口, 并置于25℃下恒温黑暗培养。培养期间用称重法调节土壤水分至饱和含水量的50%。于第0, 10, 20, 40, 80, 120天进行破坏性采样, 每次采样每个处理随机取3个三角瓶作为3个重复。测定分析土壤温室气体、土壤微生物生物量碳、土壤酶活性等。

1.3 测定方法

土壤温室气体的采集、测定及综合增温潜势(global warming potential, GWP) 计算: 称取上述1.2小节培养的土样50.0 g, 倒入西林瓶, 使其平铺于500 mL 已灭菌的西林瓶底, 密封置于培养箱, 于25℃下黑暗培养24 h。使用50 mL 注射器抽出30 mL 气体注入到真空铝箔气体采集袋保存。2天内采用Agilent 7890A 气相色谱仪进行分析。载气为高纯N₂, 工作温度300℃, N₂O 测定用电子捕获(ECD)检测器, CO₂ 和CH₄ 测定采用氢火焰(FID)检测器, 然后计算CO₂、CH₄、N₂O 等气体排放量^[9], 气体排放量计算公式: $F = \rho \times V \times M / (V_m \times m)$ 。式中: F 为气体排放量($\mu\text{g/g}$); ρ 为标准状态下气体的浓度($\mu\text{mol/mL}$); V 为培养容器体积(L); M 为气体的摩尔质量(g/mol); V_m 为气体的摩尔体积(22.4 L/mol); m 为培养土壤质量(干重, g)。并根据IPCC的标准来计算综合增温潜势^[1], 即在100年时间尺度上, 单位质量的CH₄和N₂O 的全球增温潜势分别为单位质量CO₂的28, 265倍, 即 $\text{GWP} = \text{GWP}_{\text{CO}_2} + \text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}} + \text{GWP}_{\text{CH}_4} = R_{\text{CO}_2} \times 1 + R_{\text{N}_2\text{O}} \times 265 + R_{\text{CH}_4} \times 28$ 。式中: $R_{\text{N}_2\text{O}}$ 和 R_{CH_4} 分别表示根据单位质量增温潜势换算为CO₂当量排放量($\mu\text{g CO}_2\text{-e/g}$)。

微生物生物量碳利用氯仿熏蒸提取法测定: 土样经氯仿熏蒸及未熏蒸2种处理后, 采用K₂SO₄溶液浸提, 提取液采用TOC仪^[10]测定; 土壤FDA水解酶、脲酶、磷酸酶活性采用比色法^[11]测定。

1.4 数据处理

采用Microsoft Excel 和SPSS 19.0 软件对试验

数据进行统计分析并作图。

2 结果与分析

2.1 土壤温室气体排放及综合增温潜势(GWP)的变化

在培养期内,各处理土壤 CO_2 排放量趋势大体表现为施秸秆处理 > 对照处理 > 施生物质炭处理(图 1a)。处理 WT 土壤 CO_2 排放量显著高于其他处理($p < 0.05$),在各采样时间点比对照处理 S 分别增加约 12.60%, 37.93%, 103.04%, 759.36% 和 2 005.63%,而施生物质炭处理比对照处理 S 土壤 CO_2 排放量均有所下降,其中处理 BC4 下降最为显著,分别降低约 72.77%, 97.93%, 72.65%, 51.49% 和 55.82%。各处理土壤 N_2O 排放量大体表现为先降

后上升再降低的趋势(图 1b)。其中第 80 天与第 120 天时,处理 BC4 土壤 N_2O 排放量显著低于其他处理,比对照处理 S 分别降低约 83.19% 和 59.70%。各处理土壤 CH_4 排放量大体表现为先下降后上升的趋势(图 1c)。其中第 120 天时,处理 WT、BC1 和 BC2 土壤 CH_4 排放量比对照处理 S 分别显著增加约 37.42%, 44.89% 和 99.68%。整个培养期内,GWP 的变化规律和 CO_2 排放规律基本一致(图 1d)。施秸秆处理有促进 GWP 升高的趋势,其中第 10~120 天,施秸秆处理的 GWP 是对照处理 S 的 1.12~19.24 倍。生物质炭施用有降低 GWP 的趋势,且高剂量生物质炭施用降低 GWP 效果更为显著,处理 BC1、BC2 和 BC4 的 GWP 与对照处理 S 相比,分别降低了 0.27%~64.06%, 15.78%~94.01% 和 29.43%~92.28%。

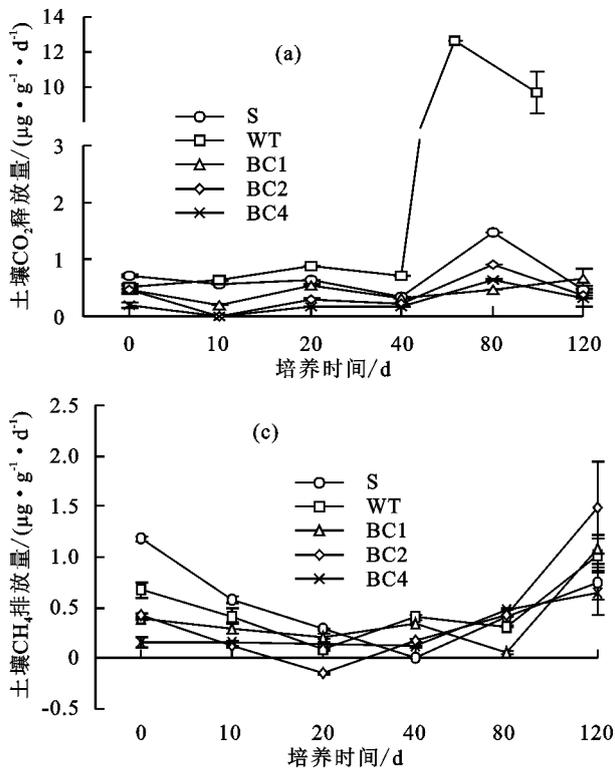


图 1 秸秆与生物质炭施用对土壤 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 排放和综合增温潜势(GWP)的影响

2.2 土壤微生物量碳的变化

在培养期内,各处理的土壤微生物量碳大体呈先上升后下降的变化趋势(图 2)。处理 WT 在第 0~80 天内的各采样时间点,土壤微生物量碳比对照处理 S 分别显著增加约 335.59%, 130.40%, 150.08%, 579.34% 和 377.84% ($p < 0.05$),而第 120 天时无显著差异。施用生物质炭处理与对照处理 S 间土壤微生物量碳含量差异相对较小。其中第 10 天时,处理 BC2 比对照处理 S 显著减少约 37.09%。第 40 天和第 80 天时,处理 BC1 比对照处理 S 显著增加约 54.55% 和 134.81%。第 120 天时,处理 BC1、BC2 和 BC4 比对照处理 S 分别显著增加约 86.42%, 38.27% 和 143.83% ($p < 0.05$)。

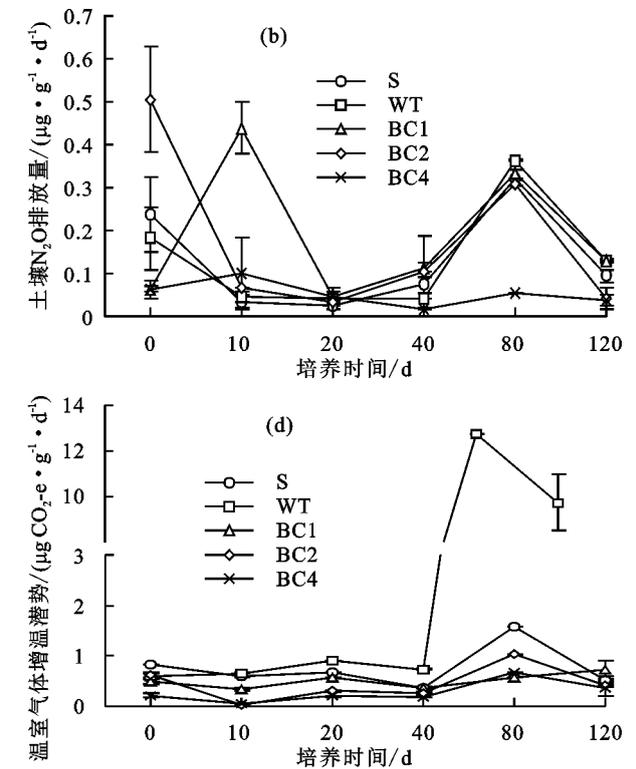


图 2 秸秆与生物质炭施用对土壤微生物量碳的影响

2.3 土壤酶活性变化

在培养期内,各处理的土壤 FDA 水解酶活性大体呈先下降后上升再趋于稳定的趋势(图 3a)。处理 WT 的土壤 FDA 水解酶活性显著高于其他处理,处

理 WT 土壤 FDA 水解酶活性比对照处理 S 在相应时间点分别增加约 214.80%, 329.11%, 624.56%, 596.32%, 534.04% 和 266.61% ($p < 0.05$)。而施生物质炭处理与对照处理 S 间土壤 FDA 水解酶活性

差异较小。第 0 天时, 处理 BC1 和 BC2 比对照处理 S 增加约 73.29% 和 48.01%。第 10 天时, 处理 BC1、BC2 和 BC4 比对照处理 S 减弱约 54.77%, 58.37% 和 48.56%。

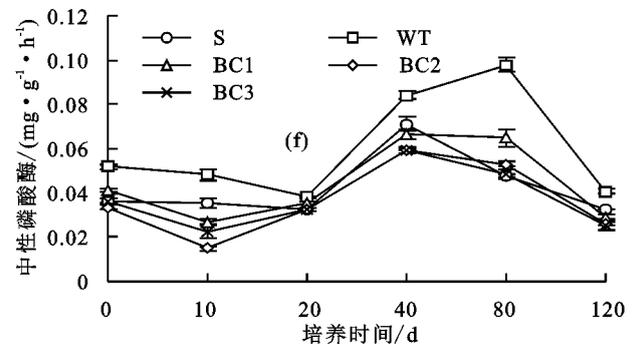
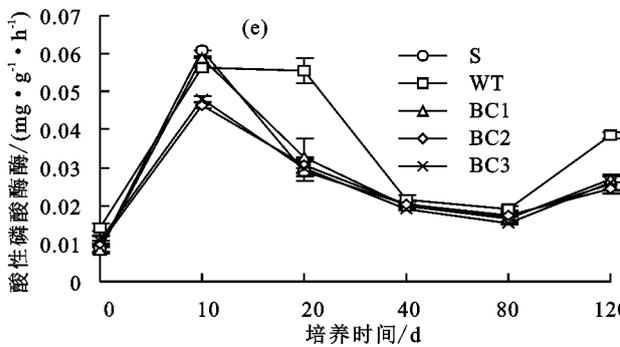
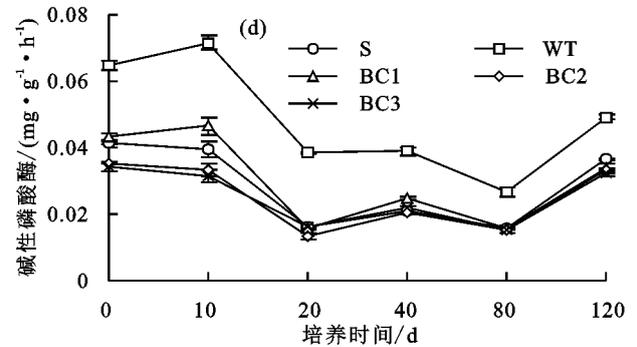
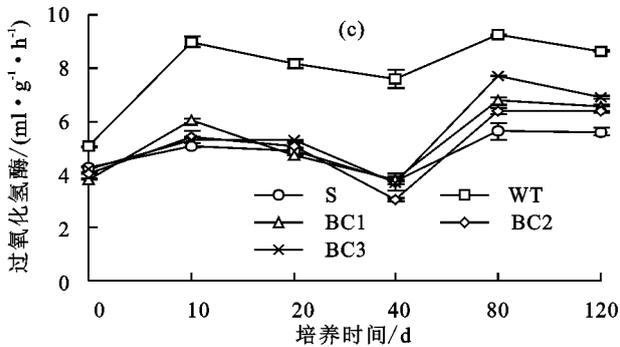
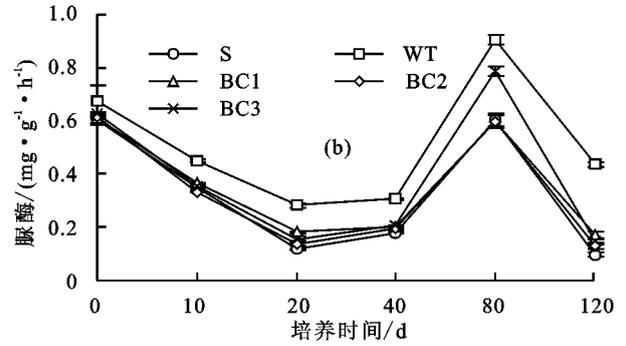
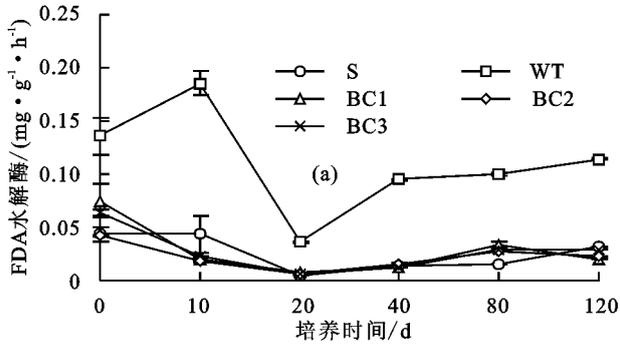


图 3 土壤 FDA 水解酶、脲酶、过氧化氢酶、碱性磷酸酶、酸性磷酸酶和中性磷酸酶活性变化

各处理的土壤脲酶活性大体呈先下降后上升再下降的趋势(图 3b)。第 10~120 天间各采样时间点, 处理 WT 比对照处理 S 的土壤脲酶活性分别显著增强约 28.26%, 144.55%, 69.88%, 50.29% 和 350.50%。第 20, 120 天时, 处理 BC1、BC2、BC4 的土壤脲酶活性, 比对照处理 S 分别增加约 55.91%, 19.55%, 34.55% 和 78.22%, 32.18%, 53.47%。

处理 BC2 和 BC4 比对照处理 S 分别增加约 4.25% 和 8.50%。第 40 天时, 处理 BC2 比对照处理 S 减弱约 18.10%。第 80 天和第 120 天时, 处理 BC1、BC2、BC4 的土壤过氧化氢酶活性, 比对照处理 S 分别增加约 20.45%, 14.15%, 37.46% 和 17.64%, 13.59%, 23.00%。

各处理的土壤过氧化氢酶活性大体呈先上升后下降再上升的变化趋势(图 3c)。第 0~120 天时, 处理 WT 土壤过氧化氢酶活性, 比对照处理 S 增加约 17.78%, 77.27%, 67.63%, 103.94%, 64.57% 和 54.59%。施生物质炭处理和对照处理 S 间的土壤过氧化氢酶活性差异比施秸秆处理小。第 0 天时处理 BC1 比对照处理 S 减弱约 10.61%, 而第 10 天时, 处理 BC1 比对照处理 S 增加约 18.66%。第 20 天时,

各处理的土壤碱性磷酸酶活性大体呈先下降后上升的变化趋势(图 3d)。在第 0~120 天培养期内, 处理 WT 比对照处理 S 土壤碱性磷酸酶活性显著分别增强约 55.91%, 81.95%, 135.71%, 87.64%, 67.65%, 35.18% ($p < 0.05$)。而施生物质炭处理土壤碱性磷酸酶活性与对照处理 S 间差异较小。第 0 天时, 处理 BC2 和 BC3 比对照处理 S 减弱约 14.61% 和 17.42%。第 10 天时, 处理 BC1 比对照处理 S 增强约 18.34%, 而处理 BC2、BC4 却减弱约 14.79% 和 20.12%。第 20 天时, 处理 BC2 比对照处理 S 减弱约 17.86%。第

40 天时,处理 BC1 比对照处理 S 增强约 19.10%。第 120 天时,处理 BC1、BC2 和 BC4 碱性磷酸酶活性比对照处理 S 分别减弱约 6.62%、9.20%和 11.24%。

各处理的土壤酸性磷酸酶活性大体呈先上升后下降再上升的变化趋势(图 3e)。第 0、20、180 天时,处理 WT 土壤酸性磷酸酶活性比对照处理 S 显著分别增强约 67.14%、91.98%和 49.57% ($p < 0.05$)。第 0~120 天培养期内(第 10 天除外),处理 BC1、BC2 和 BC4 土壤酸性磷酸酶活性与对照处理 S 间无显著差异。

各处理的土壤中性磷酸酶活性大体呈先下降后上升再下降的变化趋势(图 3f)。各采样时间点,处理 WT 土壤中性磷酸酶活性比对照处理 S 分别增加约 42.26%、35.80%、17.57%、18.35%、105.03%和 24.07%。而施生物质炭处理土壤中性磷酸酶活性与对照处理 S 间差异不大。第 0、20、80 天时,处理 BC1

比对照处理 S 分别增加 12.50%、9.46%和 36.04%。处理 BC1、BC2 和 BC4 土壤中性磷酸酶活性在第 10 天时比对照处理 S 降低约 24.07%、57.41%和 36.42%,在第 40 天时分别降低约 6.70%、16.49%和 16.22%,在第 120 天时分别降低约 11.10%、19.85%和 23.08%。

2.4 土壤温室气体排放及 GWP 与土壤微生物活性相关性分析

相关性分析(表 1)表明,土壤 CO₂ 排放量与 GWP、微生物量碳、FDA 水解酶、脲酶、H₂O₂ 酶和中性磷酸酶活性间存在极显著正相关关系($p < 0.01$),与 N₂O 排放量存在显著正相关关系($p < 0.05$);N₂O 排放量与 GWP、脲酶间存在极显著正相关关系($p < 0.01$);CH₄ 与碱性磷酸酶活性间存在极显著正相关关系($p < 0.01$);GWP 与 CO₂ 和 N₂O 排放量间存在极显著正相关关系($p < 0.01$)。

表 1 温室气体、微生物生物量碳与酶活性的相关性分析

指标	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	GWP	C _{mic}	FDA 水解酶	脲酶	H ₂ O ₂ 酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶	中性磷酸酶
CO ₂	1	0.259*	0.165	0.993**	0.276**	0.395**	0.407**	0.543**	-0.018	0.085	0.429**
N ₂ O		1	0.049	0.273**	0.008	0.006	0.481**	0.067	-0.191	-0.014	0.173
CH ₄			1	0.16	0.006	0.207	0.019	0.201	-0.122	0.333**	-0.175
GWP				1	0.278**	0.397**	0.415**	0.546**	-0.022	0.088	0.432**
C _{mic}					1	0.506**	0.125	0.533**	0.068	0.296**	0.561**
FDA 水解酶						1	0.461**	0.489**	0.073	0.772**	0.309**
脲酶							1	0.268*	-0.334**	0.186	0.339**
H ₂ O ₂ 酶								1	0.344**	0.280**	0.174
酸性磷酸酶									1	0.319**	-0.369**
碱性磷酸酶										1	-0.125
中性磷酸酶											1

注: * 表示 $p < 0.05$; ** 表示 $p < 0.01$ 。

3 讨论

3.1 秸秆与生物质炭对土壤温室气体排放及综合增温潜势(GWP)的影响

本研究表明,施秸秆会增加土壤 CO₂ 排放量,这与陈静等^[12]的研究结果一致。其主要原因是秸秆能够显著增加土壤可溶性有机碳的含量,易被微生物利用,使微生物增多,呼吸作用加强,从而增加了 CO₂ 排放^[13]。而施生物质炭降低了土壤 CO₂ 排放量,这与 Zimmerman 等^[14]的研究结果一致。康熙龙等^[15]认为,生物质炭是微生物极难利用的芳香碳,施入土壤会减弱土壤有机碳的有效性,进而降低土壤微生物利用碳源的效率。此外,施用生物质炭抑制了土壤 N₂O 排放,这与 Xiang 等^[16]研究结果一致。其主要原因是生物质炭具有吸附性及多孔性,施入土壤会吸附土壤中的营养物质及有机质,增加土壤中的氧气

含量,从而降低反硝化作用^[17]。同时发现,施 4% 生物质炭处理(BC4)的土壤 N₂O 排放量显著低于施 1%、2% 生物质炭处理(BC1、BC2)。张阿凤^[18]认为,由于不同剂量的生物质炭施入土壤后,造成微生物在有机质矿化过程中会产生不同程度的氮素营养不足,从而吸收同化土壤有效氮,减少土壤进行硝化与反硝化作用的基质,进而不同程度的降低土壤 N₂O 的排放。本研究还发现,施用秸秆及生物质炭初期减弱了 CH₄ 排放,而在培养后期均会不同程度的增加土壤 CH₄ 排放量。其主要原因可能是秸秆和生物质炭施用一定时间后均会提高土壤可溶性有机碳含量,为 CH₄ 的产生提供了底物,进而增加了土壤 CH₄ 排放量^[19]。整个培养期内,GWP 的变化规律和 CO₂ 排放的规律基本一致(图 1A,1D),这与 CO₂ 是产生温室效应的最主要气体的结论是一致的^[20]。施用小麦秸秆和生物质炭对温室气体排放的影响与土壤微

生物活性呈显著正相关(表2),表明土壤温室气体的排放主要是微生物活动的结果,这与周际海等^[3]的研究结果基本一致。

3.2 秸秆与生物质炭对土壤微生物活性的影响

微生物量碳是反映土壤微生物数量多少的重要指标^[21]。本研究表明,在培养试验前期,添加小麦秸秆能够有效增加土壤微生物生物量碳,是因为秸秆可为土壤微生物生长提供丰富的碳源和氮源^[22],极大地刺激了土壤微生物的生长和繁殖。施用生物质炭的土壤微生物生物量碳与对照处理无明显差异,主要是因为生物质炭作为惰性有机碳,不能被微生物迅速矿化利用。因此,短时间内对土壤微生物生长无明显促进作用^[23]。随着培养时间的增加,即培养到120天时,施用小麦秸秆的土壤微生物生物量碳与对照处理无明显差异,可归因为随着碳源和营养物质的消耗,微生物代谢逐渐减缓,微生物量碳降低。而施用生物质炭处理的土壤微生物生物量碳显著高于其他处理,其主要原因是生物质炭具有碱性与多孔性,能有效改善土壤的理化性质,为土壤微生物提供充足的生存空间和良好的生长与繁殖环境^[24]。其次,随着时间的增加,生物质炭会发生一定的降解,成为可供微生物利用的碳源,进而提高土壤中微生物生物量^[25]。土壤酶活性是表征土壤物质、能量代谢的旺盛程度的重要生物指标之一^[26]。其中,FDA水解酶主要来源于微生物细胞及部分动植物残体的分解^[27],是反映土壤微生物总活性变化的重要指标。脲酶能促使尿素水解成氨、水和CO₂,其活性是反映土壤的氮素转化情况的重要指标^[28]。过氧化氢酶能反映土壤氧化还原能力,是反映土壤好氧微生物活性的重要指标^[3]。磷酸酶是催化含磷有机酯和酞水解的一类酶的总称,其活性高低影响着土壤中有机磷的转化和生物有效性^[29]。由于磷酸酶显著受pH影响,将其分为酸性、中性和碱性3种类型。本研究表明,施用小麦秸秆对土壤FDA水解酶、脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶(酸、碱、中)均有一定的激活作用,主要是因为小麦秸秆的添加提高了土壤养分含量^[30],为土壤微生物提供了一定的营养物质,使微生物代谢增加,酶活性提高。在培养试验后期,生物质炭施用对土壤FDA水解酶、脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶也有一定的激活作用,但均显著弱于施用秸秆,主要是因为生物质炭表面具有发达的多孔结构及丰富的官能团,可以降低土壤容重,增大土壤孔隙度,使土壤结构得到改善^[31],同时提高土壤中氧气的含量,促进了好氧微生物的增加,使土壤酶活性增强。施用生物质炭处理酶

活性低于施用秸秆处理,主要是由于生物质炭中的有机碳难以利用,而秸秆中的有机碳相对较易利用,生物质炭施用的激活作用弱于施用秸秆而造成的。

4 结论

(1)小麦秸秆施用显著增加土壤CO₂、N₂O和CH₄排放,综合增温潜势(GWP)明显上升,加剧温室效应;生物质炭施用对土壤CO₂、N₂O排放有抑制作用,且当生物质炭施用量达到4%时抑制效果显著,对温室效应有一定的减弱作用。

(2)小麦秸秆施用在一定程度上可促进土壤微生物生物量碳增加,促进FDA水解酶、脲酶、过氧化氢酶、磷酸酶活性;生物质炭施用对土壤酶活性具有剂量效应,即不同酶对不同剂量的生物质炭响应不同。

参考文献:

- [1] IPCC. Summary for policymakers/climate change 2013: The physical science basis[R]. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [2] 杨雨滢,易建婷,张成,等.施用不同污泥堆肥品对土壤温室气体排放的影响[J].环境科学,2017,38(4):1647-1653.
- [3] 周际海,袁东东,袁颖红,等.生物质炭与有机物料混施对土壤温室气体排放和微生物活性的影响[J].环境科学学报,2018,38(07):2849-2857.
- [4] 武岩,红梅,林立龙,等.3种土壤改良剂对河套灌区玉米田温室气体排放的影响[J].环境科学,2018,39(1):310-320.
- [5] 朱维,刘代欢,戴青云,等.秸秆还田对土壤-水稻系统中Cd迁移富集影响研究进展[J].中国农学通报,2018,34(30):90-95.
- [6] 孙建飞,郑聚锋,程琨,等.基于可收集的秸秆资源量估算及利用潜力分析[J].植物营养与肥料学报,2018,24(2):404-413.
- [7] 孙隆祥,陈梦妮,薛建福,等.秸秆还田对麦梁两熟农田土壤团聚体特征的短期效应[J].水土保持研究,2018,25(6):36-44.
- [8] 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 and Environment, 2014, 191: 5-16.
- [9] 吕艳杰,于海燕,姚凡云,等.秸秆还田与施氮对黑土区春玉米田产量、温室气体排放及土壤酶活性的影响[J].中国生态农业学报,2016,24(11):1456-1463.
- [10] 韩桂琪,王彬,徐卫红,等.重金属Cd、Zn、Cu、Pb复合污染对土壤微生物和酶活性的影响[J].水土保持学报,2010,24(5):238-242.

- [11] 关松荫.土壤酶及其研究方法[M].北京:农业出版社, 1986:274-339.
- [12] 陈静,张建国,赵英,等.秸秆和生物炭添加对关中地区玉米—小麦轮作农田温室气体排放的影响[J].水土保持研究,2018,25(5):170-178.
- [13] Xia L, Wang S, Yan X. Effects of long-term straw incorporation on the net global warming potential and the net economic benefit in a rice-wheat cropping system in China[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2014,197:118-127.
- [14] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y, et al. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011,43(6):1169-1179.
- [15] 康熙龙,张旭辉,张硕硕,等.旱地土壤施用生物质炭的后效应:水分条件对土壤有机碳矿化的影响[J].土壤, 2016,48(1):152-158.
- [16] Xiang J, Liu D Y, Ding W X, et al. Effects of biochar on nitrous oxide and nitric oxide emissions from paddy field during the wheat growth season[J]. Journal of Cleaner Production, 2015,104:52-58.
- [17] Lu W W, Ding W X, Zhang J H, et al. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014,76(1):12-21.
- [18] 张阿凤.秸秆生物质炭对农田温室气体排放及作物生产力的效应研究[D].南京:南京农业大学,2012.
- [19] Knoblauch C, Maarifat A A, Pfeiffer E M, et al. Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011,43(9):1768-1778.
- [20] 周际海,唐嘉婕,袁颖红,等.石油与食细菌线虫对土壤温室气体排放的影响[J].中国环境科学,2017,37(9):3497-3505.
- [21] Li Y, Chang S X, Tian L, et al. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018,121:50-58.
- [22] Pu X Z, Zhang G J, Zhang P P, et al. Effects of straw management, inorganic fertiliser, and manure amendment on soil microbial properties, nutrient availability, and root growth in a drip-irrigated cotton field[J]. Crop and Pasture Science, 2016,67(12):1297-1308.
- [23] 刘志伟,朱孟涛,郭文杰,等.秸秆直接还田与炭化还田下土壤有机碳稳定性和温室气体排放潜力的对比研究[J].土壤通报,2017,48(6):1371-1378.
- [24] Fowles M. Black carbon sequestration as an alternative to bioenergy[J]. Biomass and Bioenergy, 2007,31(6):426-432.
- [25] Cahyo P, Julie E J, Jan B, et al. Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure[J]. Biology and Fertility of Soils, 2014,50(4):695-702.
- [26] Shukla G, Varma A. Soil enzymology[M]. New York: Springer, 2011.
- [27] 李猛,聂洪光,张淑红,等.有机肥配施氮肥设施菜田 FDA 水解酶活性与肥力相关性研究[J].园艺学报, 2016,43(5):907-917.
- [28] 程坤,周际海,金志农,等.土壤微生物活性对石油原油、铅镉及其复合污染的响应[J].环境科学学报, 2017,37(5):1976-1982.
- [29] 朱芸芸,李敏,曲博,等.湿地植物根际土壤磷酸酶活性变化规律研究[J].环境科学与技术, 2016,39(10):106-112.
- [30] 刘晓霞,陶云彬,倪治华,等.秸秆还田对豆—稻—菜循环耕作模式下作物产量和土壤肥力的影响[J].中国农学通报, 2018,34(9):24-28.
- [31] 韩召强,陈效民,曲成闯,等.生物质炭施用对潮土理化性状、酶活性及黄瓜产量的影响[J].水土保持学报, 2017,31(6):272-278.