

秸秆、木质素及其生物炭对潮土 CO₂ 释放及有机碳含量的影响

张 杰¹, 黄金生², 刘 佳³, 刘荣乐^{1*}

(1. 中国农业科学院研究生院, 北京 100081; 2. 广西农业科学院农业资源与环境研究所, 南宁 530007; 3. 江西省农业科学院土壤肥料与资源环境研究所, 南昌 330200)

摘 要: 研究添加秸秆、木质素及其生物炭后潮土 CO₂ 释放特征及土壤有机碳含量变化, 为合理利用有机物料提供科学依据。采用室内模拟试验, 等碳量(1%秸秆/土壤质量比)施入 4 种物料(秸秆、木质素及其裂解的两种生物炭), 分析不同处理土壤 CO₂ 释放速率、累积释放量和有机碳、水溶性有机碳(DOC)、易氧化有机碳(ROC)及微生物量碳(MBC)含量的变化与相关性。结果发现, 土壤中添加不同物料对土壤 CO₂ 释放和有机碳含量有显著影响, 秸秆和木质素能提高土壤 CO₂ 释放速率、累积释放量及有机碳矿化强度, 均达到极显著差异, 但两种生物炭处理与对照相比没有显著差异。在培养前期(30 d), 不同物料均显著提高了土壤有机碳含量; 但培养一年后, 仅两种生物炭处理土壤有机碳含量较高, 秸秆及木质素与对照相比没有显著差异。秸秆和木质素能显著增加 DOC、ROC 和 MBC 等土壤活性有机碳含量, 而两种生物炭与对照相比没有明显差异; 土壤 DOC、ROC(167 mmol·L⁻¹ KMnO₄)、ROC(33 mmol·L⁻¹ KMnO₄)和 MBC 直接影响 CO₂ 累积释放量, ROC(333 mmol·L⁻¹ KMnO₄)对 CO₂ 累积释放量具有较强的间接作用。相对于秸秆和木质素而言, 生物炭增加土壤有机碳含量, 而没有增加 CO₂ 释放量, 因此生物炭农用在固碳减排方面更具有积极意义。

关键词: 潮土; 秸秆; 木质素; 生物炭; 二氧化碳释放; 有机碳

中图分类号: X712 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2015)02-0401-08 doi:10.11654/jaes.2015.02.026

Carbon Dioxide Emissions and Organic Carbon Contents of Fluvo-aquic Soil as Influenced by Straw and Lignin and Their Biochars

ZHANG Jie¹, HUANG Jin-sheng², LIU Jia³, LIU Rong-le^{1*}

(1. The Graduate School Chinese Academy of Agricultural Science, Beijing 100081, China; 2. Agricultural Resources and Environment Institute, Guangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanning 530007, China; 3. Soil and Fertilizer & Resources and Environment Institute, Jiangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanchang 330200, China)

Abstract: Additions of organic materials could enhance soil organic carbon and may also promote carbon dioxide(CO₂) emissions. In an incubation experiment, we examined the CO₂ emissions and organic carbon contents of fluvo-aquic soil after applying straw and lignin and their biochars. The rate and cumulative amount of CO₂ emissions and the dynamic changes of total organic carbon, dissolved organic carbon(DOC), readily oxidation carbon(ROC) and microbial biomass carbon(MBC) were measured. Compared with the control, the rate and accumulative amount of CO₂ emissions, and organic carbon mineralization intensity were all significantly increased by straw or lignin additions, but not by their biochars. During the first 30 d incubation, all materials significantly increased soil organic carbon. After one year, however, higher soil organic carbon was found only in the biochar treatments. Straw or lignin additions significantly promoted DOC, ROC and MBC, but their biochars did not. The accumulative emissions of soil CO₂ were influenced directly by soil DOC, ROC(176 mmol·L⁻¹ KMnO₄), ROC(33 mmol·L⁻¹ KMnO₄), and indirectly by ROC(333 mmol·L⁻¹ KMnO₄). These results suggest that agricultural applications of biochars have positive roles in promoting carbon sequestration and reducing CO₂ emissions.

Keywords: fluvo-aquic soil; straw; lignin; biochar; CO₂ emission; organic carbon

收稿日期: 2014-09-26

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)(2008AA06Z307); 国家科技支撑计划项目(2012BAD05B04)

作者简介: 张 杰(1983—), 女, 山东济南人, 在读博士研究生, 主要从事土壤肥力管理研究。E-mail: mn_zhangjie@sina.com

* 通信作者: 刘荣乐 E-mail: rlliu@caas.net.cn

土壤有机碳在维持和提高土壤肥力方面有着十分重要的作用,被认为是土壤质量和功能的核心^[1]。施用有机物料是调节土壤有机碳的重要措施,有机物料的施用不仅直接增加碳投入,改变土壤有机碳的有效性,而且对土壤碳库的转化过程产生重要影响,进而影响到土壤碳的固定和温室气体的排放^[2]。生物炭(Biochar)是利用含碳生物质裂解获得气体(CO、CH₄、H₂)、液体(生物油)能源后产生的固体物质。生物炭富含碳、孔隙发达、比表面积大、高度芳香化、具有很强的吸附性和稳定性^[3]。目前应用较广泛的生物炭原料多来自于工农业废弃物,如碎木屑、甘蔗渣、作物秸秆、动物粪便等^[4]。生物炭对土壤性质和功能的影响日益受到关注,大量研究表明添加生物炭能增加土壤 CEC^[5]、促进土壤团聚体的形成^[6]、吸附污染物^[7]和提高作物产量^[8]。Matovic^[9]研究表明,1 hm² 土地施用 13.5 t 生物炭(3%生物炭/土壤质量比)可以成为持续 2 个世纪的碳库,它能提高土壤肥力并保持上千年的化学稳定性。Lu 等^[10]也认为农田施用生物炭是快速获取稳定性碳库的一个有效措施。有学者发现稻壳生物炭对土壤有机碳矿化存在促进作用^[11],但刘艳萍等^[12]的培养试验结果显示,添加生物炭,培养前期促进土壤有机碳的矿化,后期则产生抑制效果。Kuziyakov 等^[13]认为添加生物炭能有效降低土壤有机质矿化速率。就目前相关研究来看,添加不同来源生物炭可能对土壤呼吸作用产生不同的影响,这主要是由于原料性质不同、加工条件各异造成。

以麦草、稻草为主要原料是我国造纸工业的一大特点^[14]。制浆造纸过程中产生了大量的工业木质素,但只有不到 10%可转化为有价值的产品^[15],绝大多数都随造纸废液排放掉了,既造成资源浪费,也给生态环境带来巨大压力,因此如何合理利用工业木质素是一个值得研究的课题。尽管施用有机物料对土壤 CO₂ 释放过程及有机碳矿化的影响已有研究,但关于生物炭在此方面的研究较少,特别是针对秸秆造纸产生的木质素及其裂解制备的生物炭的研究还未见报道。本文通过室内培养试验,研究小麦秸秆、木质素、秸秆生物炭(简称秸秆炭)及木质素生物炭(简称木质素炭)4

种物料等碳量施入后土壤 CO₂ 的释放特征及不同形态有机碳含量变化,旨在为工农业废弃物的合理利用及土壤固碳减排措施提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 生物炭的制备

生物炭制备参照 Kuziyakov 等^[16]的方法稍作修改。将小麦秸秆和木质素(取自山东某造纸公司,通过蒸发浓缩亚铵法麦草制浆黑液获得)置于 85 ℃烘箱内烘干(约 6 h),烘干后研磨过 2 mm 筛(避免有机物料裂解不充分)备用。马弗炉升温至 400 ℃,将装有有机物料的不锈钢容器放入马弗炉内,保持反应温度 2 h,然后打开马弗炉门,将不锈钢容器移至炉口处冷却至 100 ℃左右,再将其移入干燥器中冷却至室温,准确称重,计算物料产率。

1.2 供试材料

供试土壤为河流冲积物发育形成的潮土,于 2013 年 6 月采自山东省高唐县赵庄村试验地 0~20 cm 耕层。试验地位于黄河冲积平原,属于暖温带季风气候区,半干燥大陆性气候,四季分明,雨热同季。全县年平均气温为 13.1 ℃,平均降水量 578.4 mm,无霜期为 193~201 d。

土壤基本性质为:pH 8.48,全氮(TN)1.02 g·kg⁻¹,有机碳(TOC)10.82 g·kg⁻¹,C/N 10.61,水溶性有机碳(DOC)0.09 g·kg⁻¹,低活性易氧化有机碳[ROC(333),333 mmol·L⁻¹ KMnO₄] 0.47 g·kg⁻¹,中活性易氧化有机碳[ROC(167),167 mmol·L⁻¹ KMnO₄] 0.44 g·kg⁻¹,高活性易氧化有机碳[ROC(33),33 mmol·L⁻¹ KMnO₄] 0.18 g·kg⁻¹,微生物量碳(MBC)4.32 mg·kg⁻¹。土壤风干后,研磨过 2 mm 筛供培养用。

试验选取秸秆、木质素、秸秆炭、木质素炭 4 种有机物料,各有机物料基本性质见表 1。

1.3 试验设计

试验于 2013 年 8 月 6 日到 2014 年 8 月 5 日在中国农业科学院农业资源与农业区划研究所农业部作物营养与施肥公共实验室进行。采用土壤培养法,

表 1 有机物料的基本性质
Table 1 Basic properties of tested organic materials

物料种类 Organic materials	pH(1:10)	全碳含量 Total carbon/g·kg ⁻¹	全氮含量 Total nitrogen/g·kg ⁻¹	C/N	产率 Production rate/%
小麦秸秆 Wheat straw(S)	6.57	351.67	6.82	51.56	—
木质素 Lignin(L)	4.39	257.43	48.49	5.31	—
秸秆炭 Straw biochar(SB)	10.86	588.14	9.58	61.39	35.91
木质素炭 Lignin biochar(LB)	9.65	332.83	31.97	10.41	57.8

试验共设5个处理:对照(CK)、秸秆(S)、木质素(L)、秸秆炭(SB)、木质素炭(LB),各处理均为3次重复。分别称取100 g过2 mm筛的风干土,加入有机物料充分混匀后装入250 mL广口瓶中(广口瓶塞插连有三通阀的玻璃管,以备取气体样品使用),加水调至土壤湿度为20%。秸秆用量为1%(秸秆/土壤质量),其余各处理等碳量添加有机物料。全部样品放入(25±2)℃的恒温培养室中培养,分别于培养后第1、3、5、7、9、15、22、30 d取气体样品,并在取样后通过质量差值法校准调节土壤水分,另外分别在培养30 d(气体取样结束)和360 d时取土壤样品进行分析。

1.4 测定项目及方法

1.4.1 气体样品采集及测定

每次取样时用20 mL注射器连续抽打瓶内气体5次,使广口瓶内气体混合均匀,然后采集气体样品,由中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所气候变化实验室测定。CO₂气体样品用美国安捷伦公司生产的7890A型气相色谱测定。测定条件为:前置柱和分析柱为不锈钢填充柱,内径分别为2 mm和1 mm,内填80目和100目Porapak Q;CO₂样品经过Ni催化剂在375℃下被H₂还原为CH₄后再经Porapak Q填充柱分离测定,柱箱温度为70℃,载气为N₂,检测器为氢火焰离子检测器FID,工作温度200℃。气相色谱仪在每次测试时使用国家标准计量中心的标准气体进行标定。CO₂产生速率用下式计算:

$$F = \frac{(Q_t - Q_0) \times V \times M \times 273 \times 1000}{22.4 \times m \times t \times (273 + T)}$$

式中: F 为CO₂产生速率,mg·kg⁻¹·d⁻¹; Q_t 和 Q_0 分别为室温下气相色谱法检测的样品CO₂浓度和空气CO₂浓度(CO₂/Air),×10⁻⁶ mol/mol; V 为培养容器中气体体积,L; M 为CO₂摩尔质量,g·mol⁻¹; t 为培养时间,d; m 为土壤样品干重,kg; T 为培养温度,℃。

1.4.2 土壤样品测定

土壤pH:德国赛多利斯PP-20 pH计测定(水土比为5:1)。

土壤TOC:土壤样品用0.1 mol·L⁻¹ HCl进行酸化,然后用德国耶拿TOC Multi N/C 3100仪固体模块测定。

土壤DOC:参考Jones等^[17]方法。

土壤ROC:参考Graeme等^[18]方法。

土壤MBC:氯仿熏蒸灭菌-K₂SO₄浸提法^[19]。

1.5 数据分析

采用Excel 2007进行数据处理,OriginPro 8.5进

行图表绘制,SPSS 16.0进行单因素方差分析、简单相关性分析、多元回归分析及通径分析。

2 结果与分析

2.1 不同有机物料对土壤CO₂释放特征的影响

2.1.1 添加不同有机物料后土壤CO₂释放速率变化

添加有机物料后土壤CO₂释放速率随培养时间的动态变化如图1所示。培养期内S处理及L处理土壤CO₂释放速率均表现为先增加然后降低最后趋于稳定的规律,与前人研究结果^[20-22]一致。这是因为添加有机物料(S和L)后,前期土壤中易分解组分快速分解,土壤有机碳的矿化速率和矿化量增长迅速,但随着培养时间的延长,易分解组分被微生物利用殆尽,开始转向利用较难分解组分,矿化速率随之减缓,有机碳分解量也相应下降。两种生物炭处理与CK相似,土壤CO₂释放速率较低,随着培养时间的延长逐渐降低然后趋于稳定。在培养第1 d,L处理最高,其次为S处理,分别为84.07、58.01 mg·kg⁻¹·d⁻¹,显著高于其他处理;SB处理、LB处理及CK土壤CO₂释放速率为10.58~16.12 mg·kg⁻¹·d⁻¹。S处理和L处理分别在培养第5 d和第3 d出现速率峰值,培养至第22 d各处理土壤CO₂释放速率逐渐稳定在1.59~12.25 mg·kg⁻¹·d⁻¹之间。整个培养过程S处理和L处理均显著高于其他3个处理($P<0.01$),而两种生物炭及CK之间没有表现出显著性差异。

2.1.2 添加不同有机物料后土壤CO₂累积释放量差异

总体来看,各处理土壤CO₂的累积释放量呈现前期增长迅速,后期增长缓慢的趋势(图2),与CO₂释放速率变化规律相符合。添加不同有机物料后土壤有机碳矿化特征具有显著差异。培养30 d后各处理土壤CO₂的累积释放量大小顺序为S>L>SB>LB>CK,其

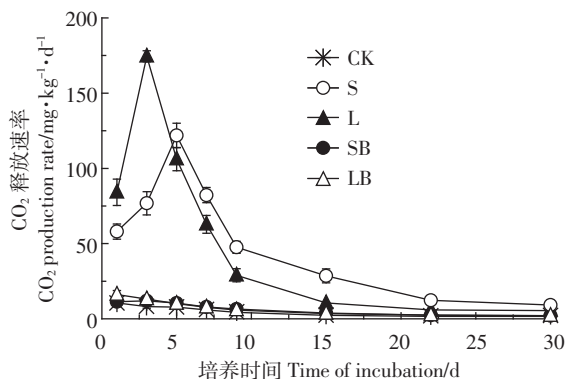


图1 土壤CO₂释放速率动态变化

Figure 1 Dynamics of CO₂ emission rates in soil

中 S 处理和 L 处理均与其他处理达到极显著差异 ($P<0.01$), 分别是 CK 的 12、10 倍, SB 处理和 LB 处理略高于 CK, 但未表现出显著性差异, 可以看出生物炭自身不易腐解或者不会促进土壤原有有机碳矿化。这可能是因为微生物会使生物炭表面发生一定程度的分解, 但分解速度缓慢, 而且会形成一个保护壳, 使表面以下的绝大部分生物炭维持稳定的 O/C 比, 从而继续保持其稳定性^[23]。

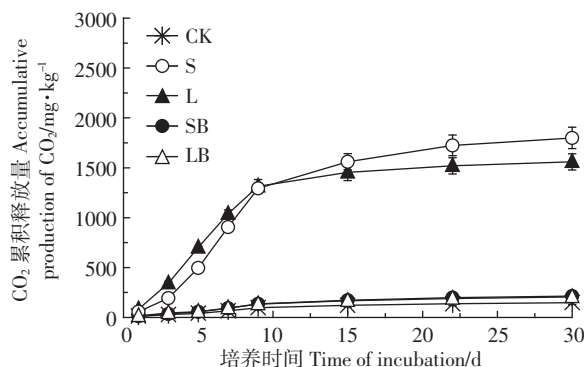


图2 土壤 CO₂ 累积释放量动态变化

Figure 2 Dynamics of cumulative CO₂ emission from soil

2.1.3 添加不同有机物料后土壤有机碳矿化强度

土壤有机碳矿化强度为土壤 CO₂ 累积释放量与土壤有机碳含量的比值。从图 3 可以看出, 培养 360 d 后土壤有机碳矿化量只占有机碳总量的很小一部分, 大部分有机碳被固定在土壤中。CK、S、L、SB、LB 处理土壤矿化强度分别为 0.31%、3.07%、2.83%、0.34%、0.34%。其中, S 处理和 L 处理的土壤矿化强度分别为 CK 的 10 倍和 9 倍, 达到极显著性差异 ($P<0.01$); 两种生物炭处理的土壤有机碳矿化强度与 CK 相比没有显著差异, 说明秸秆和木质素直接施入土壤与裂解为生物炭对土壤矿化强度的影响截然不同。

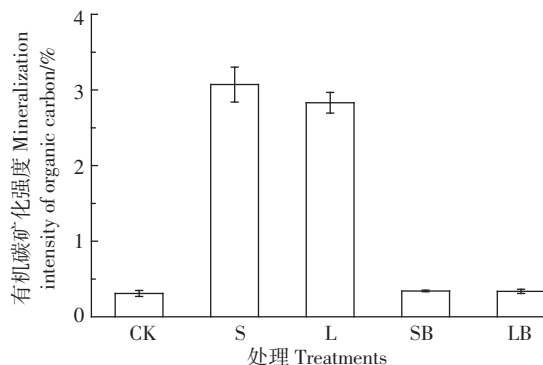


图3 土壤有机碳矿化强度

Figure 3 Intensity of soil organic carbon mineralization

2.2 不同有机物料对土壤性质的影响

2.2.1 土壤 pH

供试物料中 L 为酸性, pH 为 4.39, 两种生物炭 SB 和 LB 均为碱性, pH 分别为 10.86 和 9.65。360 d 培养结束后土壤 pH 值没有显著性差异 ($P<0.05$), 由此说明等碳量 (1% 秸秆/土壤质量比) 添加木质素或生物炭不会改变土壤酸碱性 (土壤 pH 为 8.5 左右) (图 4)。土壤具有较强的酸碱缓冲性能, 合理施用有机物料情况下不会因施入酸性的木质素或碱性的生物炭而造成土壤 pH 的明显波动。

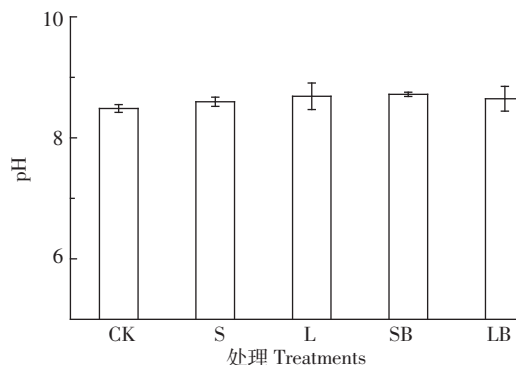


图4 不同处理对土壤 pH 的影响

Figure 4 Soil pH in different treatments

2.2.2 添加不同有机物料后土壤有机碳、DOC、ROC 和 MBC 含量变化

表 2 反映了添加不同有机物料后培养 30 d 及 360 d 时土壤有机碳、DOC、ROC 和 MBC 的含量状况。各土壤有机碳组分具有不同的稳定性和周转特征, 处于一种动态的相互转化之中, 但随着培养时间的延长各形态碳均有降低的趋势。30 d 时有机物料显著增加土壤有机碳含量, 生物炭处理 $S>L>CK$, 均达到显著差异 ($P<0.05$), 360 d 时两种生物炭处理土壤有机碳仍显著高于其他处理, 而 S 处理和 L 处理与 CK 没有差异。这与土壤 CO₂ 的累积释放量及土壤矿化强度相吻合, CO₂ 的累积释放量大, 其土壤矿化强度也较大, 在等碳量添加有机物料的前提下土壤有机碳含量较低。DOC 和 ROC 是土壤有机碳中较为活跃和容易变化的部分, 能够被微生物作为碳源和能源利用, MBC 对土壤有机碳的周转及生态环境有着重要的意义^[25]。30 d 和 360 d 时 L 处理土壤 DOC 最高, 分别为 CK 的 7 倍和 6 倍, 其次为 S 处理, 均显著高于其他处理 ($P<0.05$), 两种生物炭处理与 CK 没有差异, 土壤 MBC 变化规律与 DOC 一致。根据浸提剂 (KMnO₄) 浓度, 可将土壤 ROC 活性分为低活性 ROC

(333)、中活性 ROC(167)及高活性 ROC(33),其中高活性 ROC 含量最低。两次取样过程有机物料处理土壤 ROC(33)含量均高于 CK,达到显著差异($P<0.05$),其中 L 处理最高,比 SB 处理和 LB 处理均提高了 287%(30 d)和 124%(360 d)。土壤 ROC(333)和 ROC(167)变化规律与 ROC(33)相似。通过对土壤 MBC 分析可以看出,S 和 L 均显著提高 MBC 含量,而两种生物炭处理与 CK 没有明显差异。

2.3 土壤 6 种形态有机碳与土壤 CO₂ 累积释放量之间的关系

分析培养 30 d 时土壤有机碳、DOC、ROC、MBC 与土壤 CO₂ 累积释放量之间简单相关性发现(表 3),除土壤有机碳外,其他 5 种形态有机碳与土壤 CO₂ 累积释放量呈极显著正相关($P<0.01$),说明 DOC、ROC、MBC 直接影响各处理 CO₂ 累积释放量。土壤有机碳之间表现出不同的相关性,其中 DOC、ROC、MBC 之

间呈极显著正相关。因 DOC 和 ROC 可作为碳源来促进微生物的周转,而在周转过程中微生物又通过分解有机物料及本身的新陈代谢来增加 DOC 的含量,所以几种形态碳关系紧密,土壤有机碳与其他形态有机碳则无相关关系。

为了进一步探讨各形态有机碳对土壤 CO₂ 累积释放量影响,进行了通径分析。通径分析能够将相关系数划分为直接通径系数和间接通径系数,前者表明一个变量对函数的直接贡献,后者表示另一个或几个变量通过这一变量对函数的间接贡献。通径分析的结果(表 4)表明,虽然各形态有机碳均与土壤 CO₂ 累积释放量有关,但其直接与间接通径系数差异很大。对土壤 CO₂ 累积释放量的直接影响(按绝对值大小)排序依次为 DOC>ROC(33)>ROC(167)>MBC>TOC>ROC(333),虽然 ROC(333)对土壤 CO₂ 累积释放量的直接影响很小(直接通径系数为 0.015),但其通过

表 2 土壤 TOC、DOC、ROC 和 MBC 含量
Table 2 Contents of soil TOC, DOC, ROC and MBC

培养时间/d Time of incubation	处理 Treatments	TOC/ g·kg ⁻¹	DOC/ g·kg ⁻¹	ROC(333)/ g·kg ⁻¹	ROC(167)/ g·kg ⁻¹	ROC(33)/ g·kg ⁻¹	MBC/ mg·kg ⁻¹
30	CK	13.09±0.40d	0.17±0.02c	0.53±0.07d	0.47±0.03 d	0.18±0.01d	83.23±14.94c
	S	15.99±0.24b	0.34±0.01b	1.07±0.01b	0.94±0.03b	0.57±0.01b	171.07±38.71b
	L	15.02±0.27c	1.25±0.17a	1.53±0.08a	1.33±0.00a	0.89±0.02a	270.11±33.81a
	SB	17.04±0.13a	0.19±0.04c	0.82±0.04c	0.63±0.04c	0.23±0.02c	89.12±14.10c
	LB	16.65±0.19a	0.15±0.01c	0.98±0.17bc	0.50±0.00d	0.23±0.03c	81.63±8.61c
360	CK	11.27±0.58b	0.08±0.01c	0.54±0.00c	0.31±0.01d	0.14±0.01d	8.72±2.05c
	S	11.87±0.36b	0.12±0.00b	0.95±0.04a	0.64±0.06b	0.32±0.01b	22.00±0.87b
	L	11.76±0.01b	0.45±0.01a	1.08±0.17a	0.72±0.05a	0.47±0.04a	26.89±3.59a
	SB	13.62±0.02a	0.10±0.01c	0.77±0.01b	0.57±0.00c	0.21±0.00c	8.13±1.19c
	LB	13.20±0.35a	0.08±0.01c	0.75±0.02b	0.48±0.04c	0.21±0.01c	7.59±2.70c

注:数据为平均值±标准差;相同培养时间下不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Mean±SD. Different letters under the same incubation time indicate significant difference among the treatments at $P<0.05$.

表 3 土壤 6 种有机碳与 CO₂ 累积释放量相关性分析

Table 3 Correlationship of accumulative CO₂ production with 6 forms of soil organic carbon

<i>R</i>	TOC	DOC	ROC(333)	ROC(167)	ROC(33)	MBC
CO ₂ 累积释放量 Accumulative production of CO ₂	0.018	0.645**	0.731**	0.865**	0.883**	0.825**
TOC	1	-0.156	0.256	0.004	-0.034	-0.103
DOC		1	0.829**	0.920**	0.919**	0.928**
ROC(333)			1	0.884**	0.888**	0.825**
ROC(167)				1	0.987**	0.952**
ROC(33)					1	0.960**
MBC						1

注: $n=15$; ** 表示差异极显著($P<0.01$)。

Note: $n=15$. ** indicates highly significant difference among the treatments at $P<0.01$.

表 4 土壤 6 种有机碳与 CO₂ 累积释放量通径分析
Table 4 Path analysis of accumulative CO₂ emission with different soil organic carbon

	TOC→Y	DOC→Y	ROC(333)→Y	ROC(167)→Y	ROC(33)→Y	MBC→Y
TOC	-0.113a	0.204	0.004	0.002	-0.041	-0.037
DOC	0.018	-1.308**a	0.012	0.480	1.106	0.336
ROC(333)	-0.029	-1.084	0.015a	0.461	1.069	0.299
ROC(167)	-0.001	-1.203	0.013	0.522a	1.188	0.345
ROC(33)	0.004	-1.202	0.013	0.515	1.204**a	0.348
MBC	0.012	-1.214	0.012	0.497	1.156	0.362*a

注:a 标记的数值为直接通径系数,其余的为间接通径系数;**表示差异极显著($P<0.01$),*表示差异显著($P<0.05$)。

Note : a indicates direct path coefficient. ** indicates highly significant difference among the treatments at $P<0.01$. * indicates significant difference among the treatments at $P<0.05$.

土壤 DOC 和 ROC(33)对 CO₂ 累积释放量产生的间接通径系数却达到-1.084 和 1.069,可见土壤 ROC(333)对 CO₂ 累积释放量的影响主要表现在间接影响上。

3 讨论

土壤有机碳矿化是土壤有机碳循环的重要过程,是土壤有机碳输出的重要途径。土壤有机碳矿化强度能反映土壤中有机质分解及土壤有效养分供应状况^[26]。大量研究表明施用有机物料能够促进土壤 CO₂ 释放,然而有机物料性质差异较大,且有机碳矿化受土壤温度、湿度和质地等因素的影响,不同有机物料对土壤 CO₂ 释放规律的影响并不一致。本研究中秸秆和木质素处理土壤 CO₂ 释放速率、累积释放量及矿化强度较高,而添加生物炭处理土壤有机碳矿化过程与对照相比没有显著性差异,说明等碳量施入不同有机物料对土壤 CO₂ 释放特征影响不同。秸秆由易分解成分(如糖类等)和难分解成分(如多酚等)组成^[27],木质素富含氮素,可作为微生物活动的营养成分,它们作为外源有机物料施入土壤,为微生物提供易利用的营养物质和能源物质,从而促进了土壤呼吸。这与张鹏等^[27]研究结果一致。秸秆和木质素被高温裂解后生成的生物炭具有化学和微生物学惰性,稳定性高、芳香性强,受化学反应和微生物作用很小,会长期存留在环境中^[28]。秸秆和木质素磺酸盐被高温裂解后生成的生物炭具有化学和微生物学惰性,稳定性高、芳香性强,受化学反应和微生物作用很小,会长期存留在环境中^[29]。Zimmerman 等^[30]研究认为,生物炭的孔隙结构和高比表面积将土壤有机质吸附到其孔隙内或外表面上,前者为包封作用,能有效隔离微生物及其胞外酶与孔隙内有机质的接触,后者为吸附作用,能降低有机质的有效性,且两者均能强烈抑制被吸附有机质的降解。

有机碳在土壤中的转化与土壤中其他养分的循环密切相关,而且影响土壤的理化性状,因此土壤有机碳的含量、组成影响土壤肥力的高低。土壤有机物输入、有机碳各组分的分解和矿化以及各组分在分解过程中的相互转化,这三个要素的相互作用决定土壤有机碳的积累水平。土壤有机碳通常处于动态平衡状态,有机物料的输入是土壤有机碳积累的前提,然后通过土壤呼吸等过程输出。本试验中,培养 30 d 时有机物料处理土壤有机碳含量显著高于对照,说明外源碳的输入是提高土壤有机碳的重要措施。这与潘根兴等^[31]的有机碳积累主要与作物产量有关,而非依赖于外源碳输入研究结果不同。本研究采用的是室内模拟培养试验,整个过程没有凋落物及根茬进入土壤,所得结论可能与田间种植条件下得出的结论有所不同。培养一年后,与秸秆及木质素相比,生物炭显著增加了有机碳含量,但矿化强度与对照相比没有显著差异,说明其带入的是活性较低的碳,可以看出添加生物炭后土壤的固碳效果显著。土壤 DOC 和 ROC 是土壤碳库中活性较高的组分,是土壤微生物的最主要能源^[32],可溶性有机物中有 10%~40%的组分能够直接被微生物分解利用^[33]。李忠佩等^[26]发现黄泥土土壤有机碳矿化与 DOC 含量呈极显著相关。本试验中两次取样秸秆处理和木质素处理 DOC、ROC 含量均高于其他处理,达到极显著水平,其原因是秸秆本身含有较多的水溶性物质^[34],而木质素易溶于水。土壤 MBC 和 TOC 处在动态平衡之中,培养过程中土壤有机碳以呼吸的方式被释放,大量活性有机碳被消耗,土壤活性有机碳含量下降,土壤 MBC 含量也下降,最后趋于平衡。因此,随着培养时间的延长,土壤中微生物生物量逐渐降低。

各处理土壤 MBC 变化规律与 DOC、ROC 相似。秸秆及木质素易于分解,施入土壤后短期内促进 CO₂

释放,培养一年后,土壤有机碳含量与对照没有显著差异,而活性有机碳含量显著提高;秸秆和木质素高温裂解后脂肪族碳比例降低,芳香族碳比例升高,生物炭芳香化程度增强使其在土壤中难于分解^[35],这也是生物炭能够增加土壤有机碳含量同时减少土壤CO₂释放的原因。

通过简单相关性、多元回归及通径分析发现,土壤DOC、ROC(333)、ROC(167)、ROC(33)和MBC与土壤CO₂累积释放量呈极显著相关,而有机碳没有表现出相关关系,这说明活性有机碳是土壤总有机碳的一部分,性质上区别于总有机碳。DOC、ROC(167)、ROC(33)和MBC对土壤CO₂累积释放量的直接影响较大,而土壤ROC(333)对CO₂累积释放量的影响主要表现在间接作用上。

本试验中不同有机物料影响的仅为土壤系统(有机物料+土壤)有机碳的矿化过程,无法确定有机碳矿化释放的CO₂是来自添加的有机物料还是土壤原有有机碳,在后续研究中应采用同位素示踪技术,进一步确定土壤呼吸所释放碳素的来源,以明确不同有机物料的分解过程及其对土壤原有有机碳的影响。

4 结论

等碳量(1%秸秆/土壤质量比)投入的条件下,不同有机物料对潮土CO₂释放规律的影响存在显著差异。秸秆和木质素能够显著增加土壤CO₂释放速率及累积释放量,提高土壤有机碳矿化强度。生物炭可以显著提高有机碳含量。对于土壤活性有机碳(DOC、ROC和MBC)而言,仅秸秆处理和木质素处理有明显增加。土壤DOC、ROC和MBC与土壤CO₂累积释放量呈极显著相关,其中DOC、ROC(167)、ROC(33)和MBC对土壤CO₂累积释放量有直接作用,ROC(33)则主要对CO₂累积释放量产生间接作用。因此,与秸秆和木质素相比,生物炭能较大幅度的提高土壤有机碳含量,而不增加土壤CO₂释放,具有较好的固碳减排效果。

参考文献:

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304(5677): 1623–1627.
- [2] Smith P. Carbon sequestration in croplands: The potential in European and the global context[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20: 229–236.
- [3] Zhang J, Liu J, Liu R L. Effects of pyrolysis temperature and heating time on biochar obtained from the pyrolysis of straw and lignosulfonate [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 176: 288–291.
- [4] Chen B L, Chen Z M, Lv S F. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2): 716–723.
- [5] Smider B, Singh B. Agronomic performance of a high ash biochar in two contrasting soils[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2014, 191: 99–107.
- [6] Novotny E H, Hayes M H B, Madari B E, et al. Lessons from the Terra Preta de Indios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment[J]. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2009, 20: 1003–1010.
- [7] 张晶, 苏德纯. 不同镉污染农田土壤上秸秆和炭化秸秆分解动态及其对土壤镉的吸附特征[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(10): 4097–4120.
ZHANG Jing, SU De-chun. Decomposition dynamic and Cd adsorption characteristic of crop straw and biochar in different Cd contaminated farmland soils[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(10): 4097–4120.
- [8] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J, et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil[J]. *Plant and Soil*, 2007, 291: 275–290.
- [9] Matovic D. Biochar as a viable carbon sequestration option: Global and Canadian perspective[J]. *Energy*, 2011, 36(4): 2011–2016.
- [10] 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: 12–21.
- [11] 陈伟, 周波, 束怀瑞. 生物炭和有机肥处理对平邑甜茶根系和土壤微生物群落功能多样性的影响[J]. *中国农业科学*, 2013, 46(18): 3850–3856.
CHEN Wei, ZHOU Bo, SHU Huai-rui. Effects of organic fertilizer and biochar on root system and microbial functional diversity of *Malus hupehensis* Rehd[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46(18): 3850–3856.
- [12] 刘燕萍, 高人, 杨玉盛, 等. 黑炭添加对土壤有机碳矿化的影响[J]. *土壤*, 2011, 43(5): 763–768.
LIU Yan-ping, GAO Ren, YANG Yu-sheng, et al. Effect of black carbon addition on soil organic carbon mineralization[J]. *Soils*, 2011, 43(5): 763–768.
- [13] Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 70: 229–236.
- [14] 曾育才, 张学先, 刘小玲. 造纸黑液木质素及其综合利用[J]. *广东化工*, 2005(10): 11–15.
ZENG Yu-cai, ZHANG Xue-xian, LIU Xiao-ling. Lignin and its comprehensive utilization[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2005(10): 11–15.
- [15] 王晓红, 赵谦. 造纸黑液中木质素在农业领域的应用[J]. *林产化工通讯*, 2004, 38(2): 36–40.
WANG Xiao-hong, ZHAO Qian. Application of lignin from pulping

- black liquor in agriculture[J]. *Communication of Chemical Forest*, 2004, 38(2):36-40.
- [16] Kuzyakov Y, Subbotina I, Chen H Q, et al. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41:210-219.
- [17] Jones D L, Willett V B. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen(DON) and dissolved organic carbon(DOC) in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38:991-999.
- [18] Graeme J B, Rod D B L, Leanne L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems[J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46:1459-1466.
- [19] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京:气象出版社, 2006.
- WU Jin-shui, LIN Qi-mei, HUANG Qiao-yun, et al. The determination method of soil microbial biomass and its application[M]. Beijing: Meteorological Press, 2006.
- [20] Kemmitt S J, Lanyon C V, Waite I S, et al. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40:61-73.
- [21] West T O, Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: Methodology for full carbon cycle analyses[J]. *Environment Pollution*, 2002, 116(3):439-444.
- [22] 强学彩, 袁红莉, 高旺盛. 秸秆还田量对土壤 CO_2 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 CO_2 emission and soil microbial biomass[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(3):469-472.
- [23] Krull E S, Swanston C W, Skjemstad J O, et al. Importance of charcoal in determining the age and chemistry of organic carbon in surface soils[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2006, 111(G4):1-9.
- [24] Stanford G, Smith S J. Nitrogen Mineralization potentials of soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1972, 36:465-472.
- [25] 韩琳, 张玉龙, 金烁, 等. 灌溉模式对保护地土壤可溶性有机碳与微生物量碳的影响[J]. *中国农业科学*, 2010, 43:1625-1633.
- HAN Lin, ZHANG Yu-long, JIN Shuo, et al. Effect of different irrigation patterns on soil dissolved organic carbon and microbial biomass carbon in protected field[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43:1625-1633.
- [26] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]. *土壤学报*, 2004, 41(4):544-552.
- LI Zhong-pei, ZHANG Tao-lin, CHEN Bi-yun. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(4):544-552.
- [27] 张鹏, 李涵, 贾志宽, 等. 秸秆还田对宁夏旱区土壤有机碳含量及土壤碳矿化的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(12):2518-2525.
- ZHANG Peng, LI Han, JIA Zhi-kuan, et al. Effects of straw returning on soil organic carbon and carbon mineralization in semi-arid areas of southern Ningxia[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(12):2518-2525.
- [28] Schmidt M I, Noack A G. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implication, and current challenges[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2000, 14(13):777-793.
- [29] Liang B Q, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil[J]. *Organic Geochemistry*, 2010, 41(2):206-213.
- [30] Zimmerman A R, Gao B, Ahn M Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(4):1169-1179.
- [31] 潘根兴, 周萍, 李恋卿, 等. 固碳土壤学的核心科学问题与研究进展[J]. *土壤学报*, 2007, 44(2):327-337.
- PAN Gen-xing, ZHOU Ping, LI Lian-qing, et al. Core issues and research progresses of soil science of C sequestration[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2):327-337.
- [32] Haynes R J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(2):211-219.
- [33] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review[J]. *Soil Science*, 2000, 165(4):277-304.
- [34] 张晋京, 窦森, 江源, 等. 玉米秸秆分解期间土壤中有机碳数量的动态变化研究[J]. *吉林农业大学学报*, 2000, 22(3):67-77.
- ZHANG Jin-jing, DOU Sen, JIANG Yuan, et al. Dynamic changes of organic carbon contents in soil during period of decomposition of corn stalks[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2000, 22(3):67-77.
- [35] Wu W, Yang, M, Feng Q B, et al. Chemical characterization of rice straw-derived biochar for soil amendment[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2012, 47:268-276.