

DOI: 10.11766/trxb201906040226

卢晓蓉, 尹艳, 冯竞仙, 马红亮, 高人, 尹云锋. 杉木凋落物及其生物质炭对土壤原有有机碳矿化的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(4): 943–953.

LU Xiaorong, YIN Yan, FENG Jingxian, MA Hongliang, GAO Ren, YIN Yunfeng. Effects of Chinese Fir Litter and Its Biochar Addition on Mineralization of Native Soil Organic Carbon[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(4): 943–953.

杉木凋落物及其生物质炭对土壤原有有机碳矿化的影响*

卢晓蓉, 尹艳, 冯竞仙, 马红亮, 高人, 尹云锋[†]

(湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

摘要: 利用 ^{13}C 同位素技术和培养实验, 研究不同添加量 (0、10、20、30、40、50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 杉木凋落物和生物质炭 (Biochar, BC, 350 $^{\circ}\text{C}$ 热解) 对土壤原有有机碳 (原 SOC) 矿化及外源碳自身分解的影响。实验进行 28 d, 培养温度为 25 $^{\circ}\text{C}$, 水分保持为 60%土壤持水量 (Water holding capacity, WHC)。结果表明: 凋落物及 BC 添加显著提高了土壤总 CO_2 累积排放量 ($P<0.05$), 且凋落物的影响更为明显; 来源于外源碳及原 SOC 的 CO_2 累积排放量均随添加量的增加而增加。培养结束时, 凋落物碳 (LR-C) 分解率为 5.71%~13.68%, 生物质炭碳 (BC-C) 分解率仅 0.34%~0.50%, 凋落物和 BC 处理下原 SOC 分解率分别为对照土壤的 6.42 倍~13.58 倍与 2.06 倍~3.94 倍。回归分析发现, 2 种外源碳处理下原 SOC 分解率与添加量均呈极显著的线性关系 ($P<0.01$); LR-C 分解率亦随添加量的增加而增加; 但 BC-C 分解率则与添加量呈显著的开口向上的抛物线关系 ($P<0.05$), 并在 10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 添加量时达到最大。相关分析表明, 短期内 BC 分解受微生物活动的影响较小, 在土壤中更加稳定。因此, 将凋落物制备为 BC 后施入更有利于杉木人工林土壤有机碳固存。

关键词: 凋落物; 生物质炭; 原有有机碳; 分解率; 人工林

中图分类号: S714 文献标志码: A

Effects of Chinese Fir Litter and Its Biochar Addition on Mineralization of Native Soil Organic Carbon

LU Xiaorong, YIN Yan, FENG Jingxian, MA Hongliang, GAO Ren, YIN Yunfeng[†]

(State Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology of the Ministry of Science and Technology and Fujian Province, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract: 【Objective】 Understanding of how soil organic carbon (SOC) mineralization response to management practice and environment change is crucial for mitigating greenhouse gases emission and minimizing the impacts of forest ecosystems on climate. However, there is little information available about relationship of SOC mineralization with quantity of extraneous carbon. In this experiment, effects of addition of Chinese fir litter and its biochar (BC), on native SOC mineralization were investigated to provide certain scientific basis for building up soil fertility in Chinese fir plantations and utilizing biomass

* 国家自然科学基金项目 (31470628, 31770659) 和教育部科学技术研究项目 (213019A) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 31470628 and 31770659) and the Research Project of Chinese Ministry of Education (No. 213019A)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: yunfengyin@163.com

作者简介: 卢晓蓉 (1994—), 女, 山西临汾人, 硕士研究生, 主要从事森林生态系统碳循环研究。E-mail: 1270859070@qq.com

收稿日期: 2019-06-04; 收到稿件修改日期: 2019-09-09; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2019-10-29

resources efficiently in subtropical China. 【Method】 In this study, soil samples (0~20 cm topsoil layer) were collected from the *Cunninghamia lanceolata* plantation at the Wanmulin Nature Reserve of Fujian Province. ^{13}C -labeled litter (Chinese fir) and its biochar (pyrolysed at 350°C) were used as two different types of extraneous carbon (an easily decomposable carbon and a relatively stable carbon) in the indoor incubation experiment. The experiment consisted of 11 treatments, i.e. S (soil without any addition), SL_1 (soil added with 10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ litter), SL_2 (soil added with 20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ litter), SL_3 (soil added with 30 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ litter), SL_4 (soil added with 40 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ litter), SL_5 (soil added with 50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ litter), SB_1 (soil added with 10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC), SB_2 (soil added with 20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC), SB_3 (soil added with 30 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC), SB_4 (soil added with 40 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC) and SB_5 (soil added with 50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC). The carbon derived from different sources was distinguished with the ^{13}C isotope technique. The soil samples were incubated at 25°C with water holding capacity kept at 60% for 28 days. 【Result】 Results showed that the addition of either litter or BC significantly increased the cumulative amount of CO_2 , and the effect of the litter treatments was more obvious than that of their corresponding BC treatments. Cumulative CO_2 derived from added litter or BC and native SOC increased with increasing quantity of the extraneous carbon. After 28 days of incubation, 5.71%–13.68% of the litter carbon (LR-C) was decomposed, whereas only 0.34%–0.50% of the biochar carbon (BC-C) was, and 6.42–13.58 times and 2.06–3.94 times as much of the native SOC in the litter and BC treatments, respectively, as that in Treatment S was decomposed. Regression analysis shows that there was a significant linear relationship between native SOC decomposition rate and quantity of the extraneous carbon added ($P<0.01$). LR-C decomposition rate was positively related to addition rate of the extraneous carbon, while BC-C decomposition rate displayed a significant parabolic relationship ($P<0.05$) and peaked when the addition rate was 10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Treatment SB_1). 【Conclusion】 Addition of litter and BC accelerated mineralization of native SOC and the effect increased with addition rates. Compared with decomposition of litter, that of BC was less affected by microbial activity due to its lower bioavailability and higher stability in the tested soil during the short incubation period. Therefore, it may be a management practice more conducive to enhancing soil carbon sequestration of the plantations in this region, to return biochar into the soil.

Key words: Litter; Biochar; Native soil organic carbon; Decomposition rate; Plantation

土壤有机碳 (SOC) 矿化是陆地生态系统碳循环过程中的重要环节, 也是温室气体的主要来源之一^[1]。因此, 研究 SOC 矿化过程, 对于了解生态系统碳循环及全球变化具有重要意义^[2]。诸多研究表明, 影响 SOC 矿化的因素主要包括土壤性质 (有机质含量、pH、质地、温度、湿度等)、土地利用方式、外源碳的质量和数量以及微生物活性等^[3-4]。在森林生态系统中, 凋落物是 SOC 的重要来源, 其分解及相关过程均会影响大气中 CO_2 浓度和土壤碳库稳定^[5]。凋落物通过微生物的分解作用产生 CO_2 , 同时亦对土壤原有有机碳 (原 SOC) 的矿化产生重要影响^[6]。如史学军等^[5]利用室内 91 d 培养实验发现, 4 种凋落物 (青冈栎 *Cyclobalanopsis glauca* oerst.、麻栎 *Quercus acutissima* carr.、马尾松 *Pinus massoniana* lamb.、狗牙根 *Cynodon dactylon* pers.) 添加均显著促进了黄棕壤有机碳的矿化。而王晓峰等^[7]利用 81 d 的培养实验发现, 杉木凋落物显著改变了土壤有机碳的分解速率, 从而产生激发效应, 并且深层 (40~45 cm) 土壤有机碳分解对杉木凋落

物的响应高于表层 (0~5 cm) 土壤。研究表明, 大气 CO_2 浓度升高, 氮沉降等全球变化将会提高植物净初级生产力^[8], 相应地进入土壤中的凋落物亦会增加。

生物质炭 (Biochar, BC) 是生物质在厌氧或者部分厌氧条件下经高温裂解产生的多孔芳香类物质, 具有惰性, 可在土壤中存在成百上千年^[9]。BC 输入可改善土壤肥力, 减少温室气体排放和增加土壤碳固持^[10], 国际上已将施用 BC 作为土壤改良的有效措施及碳封存的重要技术^[11]。王富华等^[12]研究表明 BC (油菜秸秆, 500°C 热解) 与秸秆配施显著提高紫色土团聚体有机碳含量, 且随着施用量增加, 有机碳含量呈升高趋势。在我国亚热带地区, 杉木是一种重要的速生造林树种, 但由于杉木特有的生态学特性和连栽等措施导致人工林土壤肥力下降^[13]。如在人工林经营初期, 若将采伐剩余物和凋落物部分制成 BC, 并将其返还土壤, 可避免直接火烧造成的环境污染和水肥流失等问题, 亦有可能改善人工林土壤肥力, 提高人工林土壤的固碳潜力^[14]。凋落

物为易分解碳源, 而 BC 为较难分解碳源, 杉木人工林原 SOC 矿化对 2 种类型外源碳输入的反应有何异同? 而原 SOC 矿化与添加量之间是否存在一定的数量关系? 基于上述问题, 本研究以杉木人工林土壤为研究对象, 利用 ^{13}C 标记的杉木凋落物及其制备的 BC 作为 2 种不同类型外源碳, 采用室内培养实验结合稳定性同位素技术, 研究凋落物和 BC 不同添加量对其自身分解及土壤原 SOC 矿化的影响, 为人工林土壤固碳管理与生物质资源有效利用提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

土壤样品取自福建省建瓯市万木林自然保护区内杉木人工林, 树龄约 36 a, 海拔 350 m, 西北坡向, 坡度 27°。该区属中亚热带季风气候, 年均气温 19.4℃, 年均降水量 1 731 mm, 土壤为花岗岩发育的普通山地红壤。根据“S”型多点取样, 去除表层凋落物后取 0~20 cm 土壤, 剔除石块和可见植物

残体与根系, 新鲜土壤样品过 2 mm 筛置于冰箱 4℃冷藏备用。

利用 ^{13}C 脉冲标记的杉木凋落物作为供试材料, 标记方法参照尹云锋等^[15]。去离子水冲洗干净后 60℃烘干, 粉碎机粉碎过 2 mm 筛后用于培养和 BC 制备。BC 生产设备采用管式炉 (O-KTF1200, 江苏前锦炉业), 将凋落物适量置于锡箔纸中放置炉中封闭, 制备温度为 350℃, 通入氮气厌氧热解 2 h, 冷却的 BC 样品过 2 mm 筛后充分混匀备用。供试土壤、杉木凋落物及 BC 基本性质参见表 1。

1.2 实验设计

采用双因素实验设计, 外源碳类型 (凋落物、BC) 和添加量 (0、10、20、30、40、50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。实验处理: 土壤 (S)、土壤+10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 凋落物 (SL₁)、土壤+20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 凋落物 (SL₂)、土壤+30 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 凋落物 (SL₃)、土壤+40 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 凋落物 (SL₄)、土壤+50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 凋落物 (SL₅)、土壤+10 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC (SB₁)、土壤+20 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC (SB₂)、土壤+30 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC (SB₃)、土壤+40 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC (SB₄)、土壤+50 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ BC (SB₅), 每个处理 4 个重复。

表 1 供试土壤、凋落物、生物质炭的基本性质

Table 1 Basic properties of the soil, litter and biochar used in this study

材料 Material	pH	全碳 Total C/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全氮 Total N/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	碳/氮比 C/N	溶解性有机碳 DOC/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$\delta^{13}\text{C}/$ ‰	碳酸盐 Carbonate/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
土壤 Soil	5.2±0.0	21.9±0.3	1.7±0.0	12.8±0.2	0.1±0.0	-23.5±0.2	0
凋落物 Litter	4.5±0.0	474.1±1.5	24.7±0.3	19.2±0.2	94.5±3.0	130.4±1.6	0
生物质炭 Biochar	9.3±0.0	647.7±2.3	36.2±0.3	17.9±0.2	6.9±0.2	104.7±3.1	75.9±0.0

为避免不同处理间 $^{13}\text{CO}_2$ 相互污染问题, 本实验对培养过程中产生的 CO_2 收集方法做了改进, 采用碱吸收结合采气法, 在不同培养时段更换碱液可以保证所有样品均在密闭好氧条件下进行, 而在特定时间采集气体可以方便 CO_2 浓度及其 ^{13}C 丰度的测定。具体步骤为: 称取过 2 mm 筛的新鲜土壤 (相当于 40.00 g 烘干土) 和相应添加量的凋落物或 BC, 分别混合均匀置于 60 mL 塑料杯中, 另取 2 个 60 mL 塑料杯分别内置 20 mL 去离子水和 20 mL 1 mol·L⁻¹ NaOH 溶液, 将 3 个塑料杯置于 1 L 带有橡胶塞培养瓶中, 培养温度为 25℃。由于 BC 分解缓慢且其

显著变化主要体现在培养前期 (2 周或 4 周内), 故培养时间选择 28 d。在培养第 0、1、3、5、7、14、21、28 d 采集气体。气体采集时, 将装有土壤样品的塑料杯转移至 1 L 采气瓶中, 同时设置 4 个空白采气瓶测定 CO_2 背景值, 采气瓶瓶口带有橡皮塞、玻璃管、胶塞等装置便于采集气体, 连接处均涂抹 704 硅胶密封。2 h 后用注射器抽取 20 mL 气体注入已抽真空的 20 mL 采气瓶中密封保存。采气结束后通过称重法调节水分维持 60% 土壤持水量 (WHC), 然后将装有土壤样品的塑料杯转移至原来的培养瓶中, 更换新的碱液后继续密闭培养。

1.3 分析方法

pH 利用便携式 pH 计 (STARTER 300, 美国) 测定, 土壤 pH 测定的水土比例为 2.5 : 1, 凋落物和 BC 的 pH 测定选择水与凋落物或 BC 的比例为 15 : 1; 土壤、凋落物和 BC 的碳、氮含量采用元素分析仪 (Elementar Vario EL III, Elementar, 德国) 测定, 溶解性有机碳 (DOC) 含量采用总碳分析仪 (TOC-V CPH, 日本) 测定; BC 的碳酸盐测定采用容量滴定法; CO₂ 浓度使用气相色谱仪 (GC-2010, Shimadzu, 日本) 测定; 样品 ¹³C 丰度利用稳定同位素质谱仪 (MAT 253, Thermo Fisher, 德国) 测定; 土壤微生物含量采用磷脂脂肪酸 (Phospholipid fatty acid, PLFA) 法, 用气相色谱仪 (Agilent 6890 N, 美国) 结合微生物识别系统 (MIDI Inc., Newark, DE, 美国) 测定提取的甲基酯化脂肪酸 (Fatty acid methyl eaters, FAME) 含量^[16]。

1.4 计算方法

CO₂ 排放速率计算方法参照 Lang 等^[17], 具体如下:

$$F = V \times (C_s - C_b) \times M \times (273 / (273 + T) \times 22.4) / m / t \quad (1)$$

式中, F 代表 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; V 为采气瓶中气体体积, L; C_s 和 C_b 分别代表土样和空白采气瓶中 CO₂ 浓度, mg·kg⁻¹; T 为培养温度, °C; M 代表 CO₂ 分子量, g·mol⁻¹; m 代表土样质量 (干物质量), g; t 代表采气瓶密封时间, h。

区分 CO₂ 中 2 种碳源方法参照 Keith 等^[18], 具体如下:

$$F_a = F_t \times (\delta_t - \delta_s) / (\delta_a - \delta_s) \quad (2)$$

$$F_s = F_t - F_a \quad (3)$$

式中, F_a 代表来源于凋落物或 BC 的 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; F_s 为来源于原 SOC 的 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; F_t 为土壤总 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; δ_t 为不同处理 CO₂ 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值, ‰; δ_s 代表 SOC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值, ‰; δ_a 为凋落物或 BC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值, ‰。

CO₂ 累积排放量计算方法如下:

$$W = \sum (F_{i-1} + F_i) / 2 \times (t_i - t_{i-1}) \times 24 \quad (4)$$

式中, W 代表 CO₂ 累积排放量, mg·kg⁻¹; F_{i-1} 为第 $i-1$ 次采样时的 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; F_i 代表

第 i 次采样时的 CO₂ 排放速率, mg·kg⁻¹·h⁻¹; t_i 为第 i 次采样时间, d; t_{i-1} 是第 $i-1$ 次采样时间, d。

分解率计算方法如下:

$$D = W \times m \times (12/44) / c \times 100\% \quad (5)$$

式中, D 代表外源碳或原 SOC 的分解率, %; W 为来源于外源碳或原 SOC 的 CO₂ 累积排放量, mg·kg⁻¹; m 代表土样质量, kg; c 代表外源碳或者原 SOC 的总碳量, mg。

土壤微生物 PLFA 含量测定用峰面积和内标曲线法, 以正十九烷酸甲酯 (19 : 0) 为内标, 参照刘波等^[19]方法。

1.5 数据统计

实验所有数据用 Excel 2013 进行整理, 统计学分析和作图采用 SPSS 19.0、OriginPro 9.0 软件, 处理间差异采用邓肯 (Duncan) 多重比较法, 图表数据均为平均值 ± 标准差 ($n=4$)。

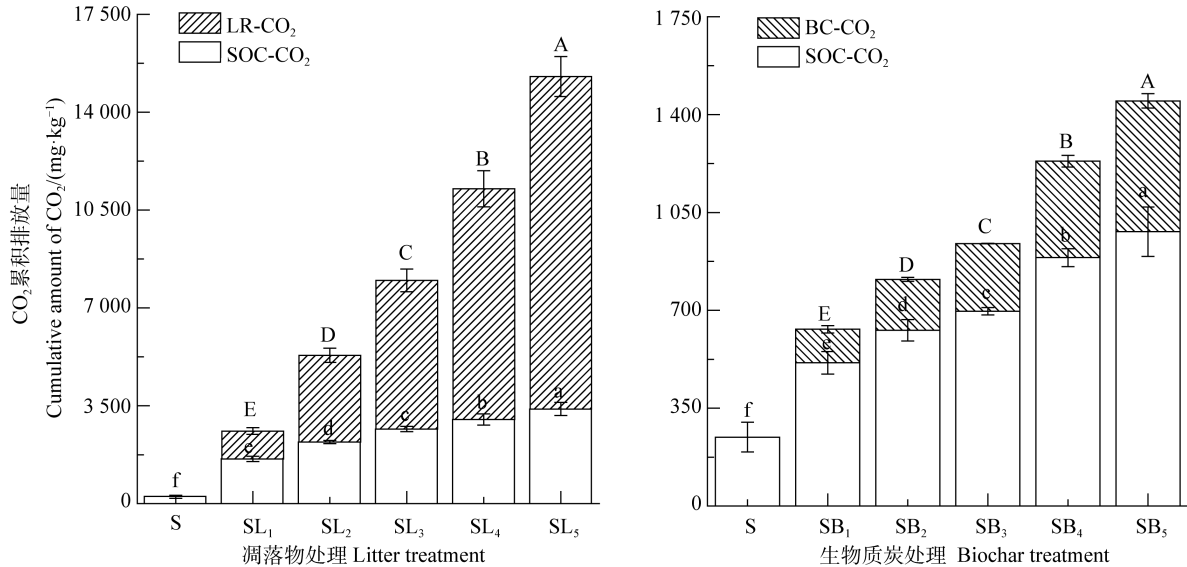
2 结果

2.1 不同处理对不同来源 CO₂ 累积排放量的影响

如图 1 所示, 相较对照土壤 (S), 凋落物及 BC 添加显著提高了土壤总 CO₂ 累积排放量 ($\sum\text{CO}_2$), 且前者的作用更明显。分析不同来源 $\sum\text{CO}_2$ 可知, 来源于凋落物的 $\sum\text{CO}_2$ (LR-CO₂) 显著大于其对应 BC 处理 (BC-CO₂) 的, 为其 8.29 倍~25.41 倍。此外, 2 种外源碳添加条件下来源于原 SOC 的 $\sum\text{CO}_2$ (SOC-CO₂) 均显著大于 S 处理的, 凋落物处理为 S 处理的 6.50 倍~13.74 倍, 而 BC 处理为 S 处理的 2.08 倍~3.98 倍。回归分析显示, 2 种来源的 $\sum\text{CO}_2$ 与添加量均呈极显著线性关系 ($P < 0.01$), 且随着添加量的增加, 来源于凋落物 (或 BC) 分解与原 SOC 矿化的 $\sum\text{CO}_2$ 均呈升高的趋势。并且, 凋落物处理的回归方程斜率远大于相应 BC 处理的 (图 2)。

2.2 不同处理对凋落物碳、生物质炭碳和原 SOC 分解率的影响

培养结束时, 凋落物碳 (LR-C) 分解率介于 5.71%~13.68% 之间, 而生物质炭碳 (BC-C) 分解率仅为 0.34%~0.50% (表 2), 并且 LR-C 分解率均



注：不同大写字母表示处理间 CO₂ 累积排放量来源于凋落物或生物质炭的差异显著 ($P < 0.05$)；不同小写字母表示处理间 CO₂ 累积排放量来源于原 SOC 的差异显著 ($P < 0.05$)。S：土壤；SL₁：土壤+10 g·kg⁻¹凋落物；SL₂：土壤+20 g·kg⁻¹凋落物；SL₃：土壤+30 g·kg⁻¹凋落物；SL₄：土壤+40 g·kg⁻¹凋落物；SL₅：土壤+50 g·kg⁻¹凋落物；SB₁：土壤+10 g·kg⁻¹BC；SB₂：土壤+20 g·kg⁻¹BC；SB₃：土壤+30 g·kg⁻¹BC；SB₄：土壤+40 g·kg⁻¹BC；SB₅：土壤+50 g·kg⁻¹BC；LR-CO₂：来源于凋落物的 CO₂ 累积释放量；BC-CO₂：来源于生物质炭的 CO₂ 累积释放量；SOC-CO₂：来源于原 SOC 的 CO₂ 累积释放量。下同。Note: Different uppercase letters indicate significant difference at $P < 0.05$ level between treatments in cumulative CO₂ emission from litter or biochar; Different lowercase letters indicate significant difference at $P < 0.05$ level between treatments in cumulative CO₂ emission from native SOC. S stands for control (soil without any addition); SL₁, for soil added with 10 g·kg⁻¹ litter; SL₂, for soil added with 20 g·kg⁻¹ litter; SL₃, for soil added with 30 g·kg⁻¹ litter; SL₄, for soil added with 40 g·kg⁻¹ litter; SL₅, for soil added with 50 g·kg⁻¹ litter; SB₁, for soil added with 10 g·kg⁻¹ BC; SB₂, for soil added with 20 g·kg⁻¹ BC; SB₃, for soil added with 30 g·kg⁻¹ BC; SB₄, for soil added with 40 g·kg⁻¹ BC; SB₅, for soil added with 50 g·kg⁻¹ BC; LR-CO₂, for cumulative amount of the CO₂ derived from litter; BC-CO₂, for cumulative amount of the CO₂ derived from biochar, and SOC-CO₂, for cumulative amount of the CO₂ derived from native SOC. The same below.

图 1 不同处理对 2 种来源 CO₂ 累积排放量的影响

Fig. 1 Effects of the treatments on cumulative CO₂ emission from the two sources

显著高于相应 BC-C 的 ($P < 0.01$)。此外，凋落物和 BC 添加亦显著促进了原 SOC 分解，分别为对照处理的 6.42 倍~13.58 倍与 2.06 倍~3.94 倍。回归分析表明，添加量与 BC-C 分解率呈显著开口向上的抛物线关系 ($P < 0.05$)，与 LR-C 分解率则呈极显著的线性关系 ($P < 0.01$)；而在 2 种外源碳添加条件下，添加量与原 SOC 分解率也呈现极显著的线性关系 ($P < 0.01$)，且凋落物处理的回归方程斜率明显高于 BC 处理 (图 3)。

2.3 不同来源的 CO₂ 累积排放量和分解率的影响因素

如图 4 所示，2 种外源碳添加条件下土壤微生物 PLFA 总量均高于对照 S 处理，且凋落物处理显

著大于相对应 BC 处理的。由表 3 可见，相关分析表明，凋落物处理中来源于凋落物的 CO₂ 累积排放量及 LR-C 分解率与土壤 pH、全碳、全氮、C/N 比以及土壤 PLFA 总量均呈极显著正相关 ($P < 0.01$)，而来源于原 SOC 的 CO₂ 累积排放量及原 SOC 分解率除与 pH 相关性不显著外，与其他指标均呈极显著的正相关 ($P < 0.01$)；而 BC 处理中来源于原 SOC 的 CO₂ 累积排放量和原 SOC 分解率与土壤基本性质均呈极显著正相关 ($P < 0.01$)，来源于 BC 的 CO₂ 累积排放量与土壤 pH、全碳、全氮、C/N 比呈极显著正相关 ($P < 0.01$)，而 BC-C 分解率则与上述指标呈显著或极显著负相关 (表 3)，但两者与土壤 PLFA 总量的关系均未达显著水平。

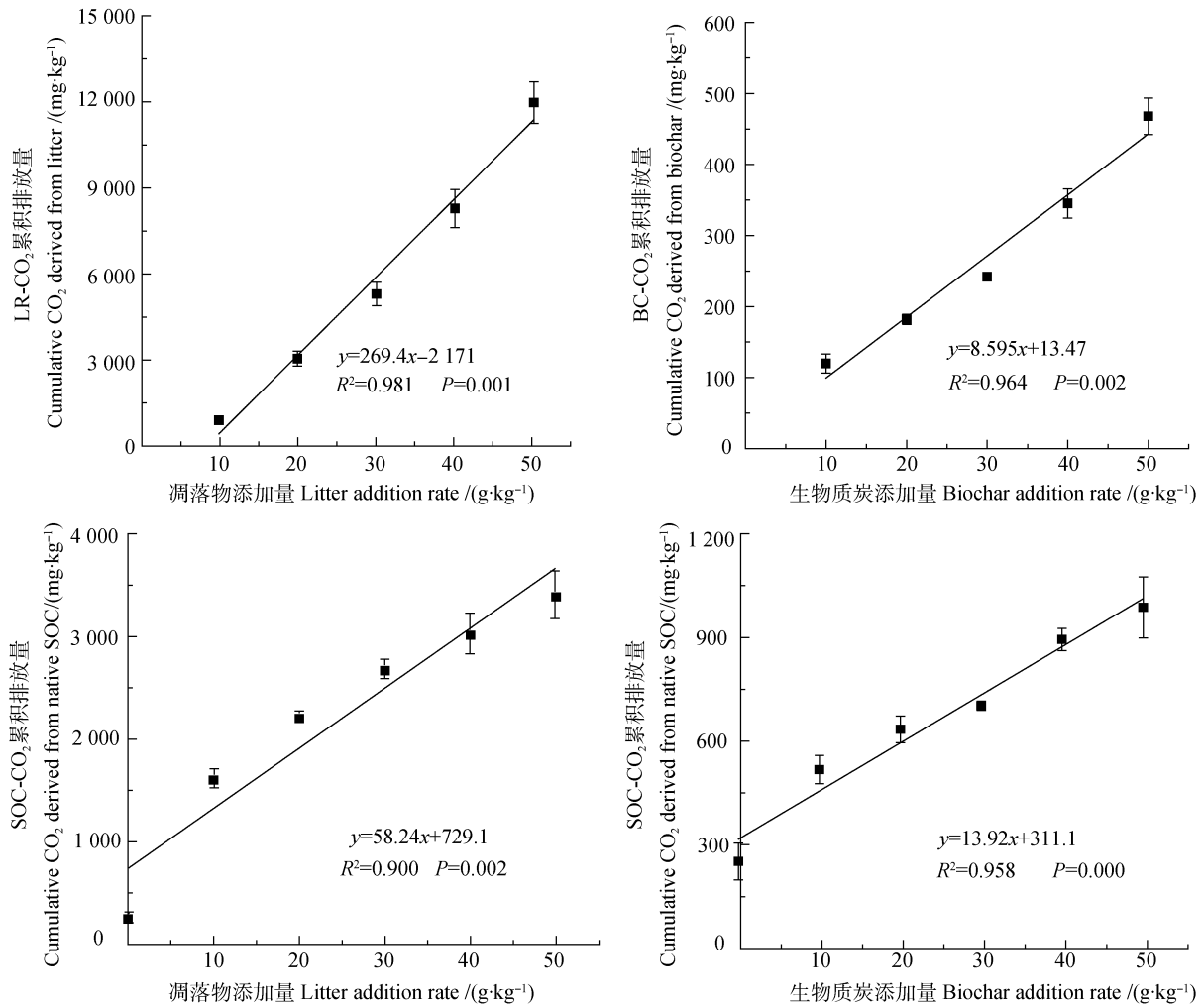


图 2 不同来源 CO₂ 累积排放量与凋落物碳、生物质炭添加量之间的关系

Fig. 2 Relationship of cumulative CO₂ emission with addition rate of extraneous carbon relative to source

表 2 凋落物碳、生物质炭和土壤原 SOC 分解率

Table 2 Decomposition rates of litter C, biochar C and native SOC

添加量 Addition rates /(g·kg ⁻¹)	凋落物处理 Litter treatment		生物质炭处理 Biochar treatment	
	LR-C 分解率	原 SOC 分解率	BC-C 分解率	原 SOC 分解率
	Decomposition rate of litter	Decomposition rate of native	Decomposition rate of	Decomposition rate of
	C/%	SOC/%	biochar C/%	native SOC/%
0	—	0.31±0.07Af	—	0.31±0.07Af
10	5.71±0.70Ae	1.99±0.12Ae	0.50±0.06Ba	0.64±0.05Be
20	8.92±0.74Ad	2.74±0.07Ad	0.38±0.01Bbc	0.78±0.05Bd
30	10.20±0.77Ac	3.31±0.12Ac	0.34±0.00Bc	0.87±0.02Bc
40	11.87±0.93Ab	3.74±0.25Ab	0.36±0.02Bbc	1.10±0.04Bb
50	13.68±0.82Aa	4.21±0.29Aa	0.39±0.02Bb	1.22±0.11Ba

注：同列不同小写字母表示不同添加量处理差异显著 (P<0.05)，同行不同大写字母表示凋落物和生物质炭处理间差异显著 (P<0.01)。Note: Different lowercase letters within the same column indicate significant difference among different addition rates at P<0.05 level. Different uppercase letters within the same line indicate significant difference between litter and biochar treatments at P<0.01 level.

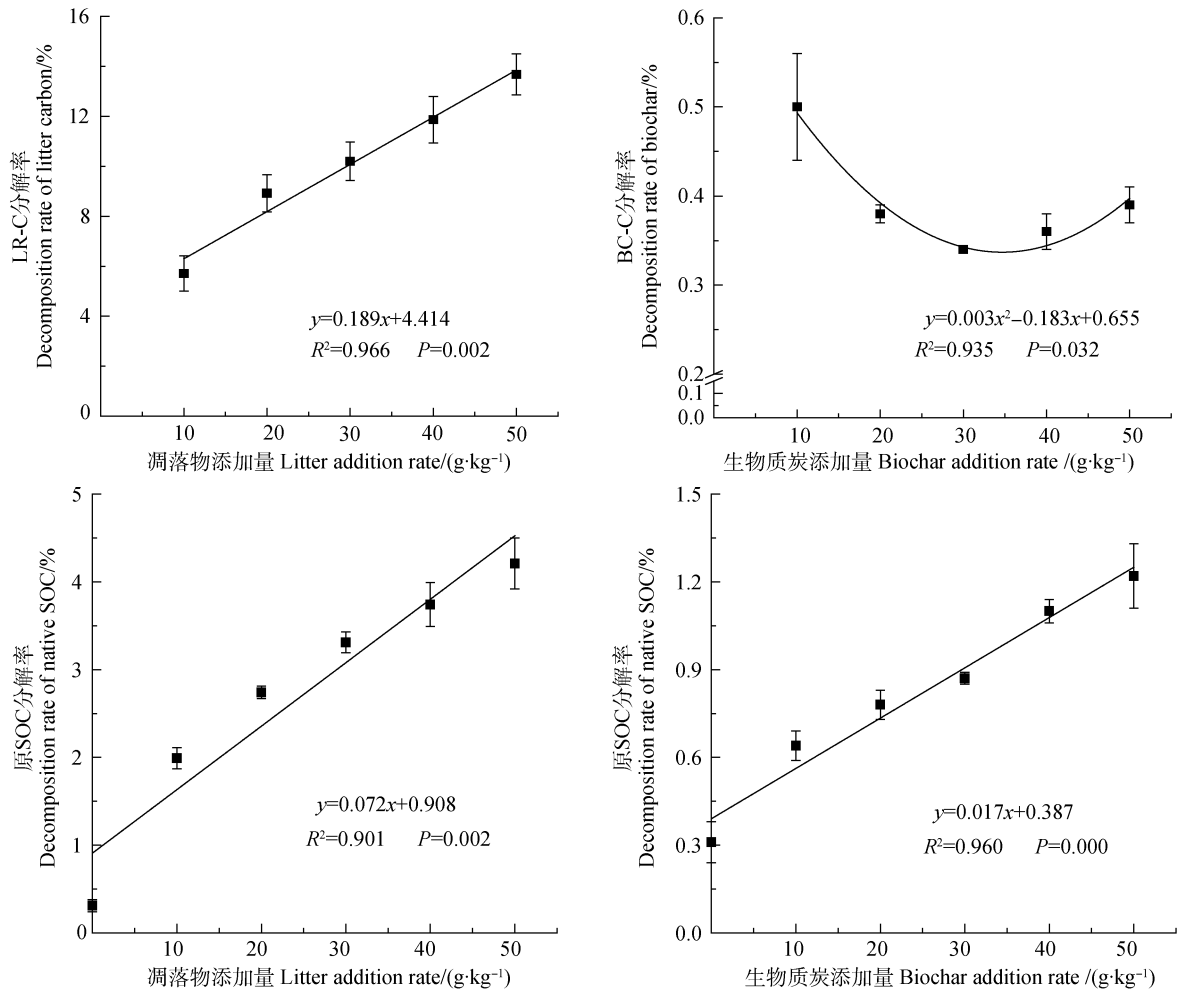


图 3 凋落物碳和生物质炭碳分解率及原 SOC 分解率与添加量的关系

Fig. 3 Relationships of decomposition rate of litter C, biochar C and native SOC with addition rate of litter or biochar

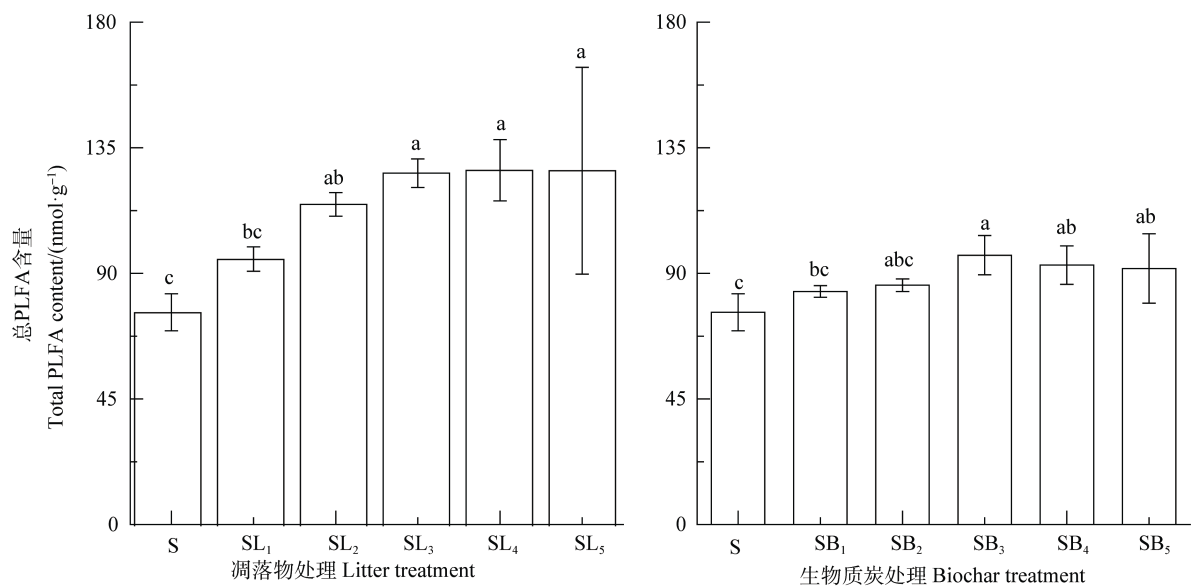


图 4 不同处理对土壤微生物磷脂脂肪酸 (PLFA) 总量的影响

Fig. 4 Effects of addition of extraneous carbon on total microbial phospholipid fatty acid (PLFA) content relative to treatment

表 3 CO₂ 累积排放量、分解率与土壤基本性质的相关系数Table 3 Correlation coefficients of cumulative CO₂ emission, decomposition rate and soil basic properties

处理 Treatment	因子 Parameters	pH	全碳 Total C	全氮 Total N	碳/氮比 C/N	PLFA 总量 Total PLFA
凋落物 Litter	LR-CO ₂	0.85**	0.94**	0.95**	0.85**	0.73**
	SOC-CO ₂	0.40	0.92**	0.94**	0.87**	0.86**
	LR-C 分解率 ^①	0.74**	0.91**	0.94**	0.83**	0.74**
	原 SOC 分解率 ^②	0.40	0.92**	0.94**	0.87**	0.86**
生物质炭 Biochar	BC-CO ₂	0.96**	0.94**	0.94**	0.85**	0.37
	SOC-CO ₂	0.96**	0.98**	0.97**	0.94**	0.65**
	BC-C 分解率 ^③	-0.50**	-0.52*	-0.50*	-0.65**	-0.42
	原 SOC 分解率 ^②	0.96**	0.98**	0.97**	0.95**	0.64**

** $P < 0.01$, * $P < 0.05$. ① Decomposition rate of litter carbon, ② Decomposition rate of native SOC, ③ Decomposition rate of biochar carbon.

3 讨论

3.1 不同处理对凋落物和 BC 分解的影响

目前,对来源于新鲜有机物质及 BC 的 CO₂ 累积排放量与其添加量的关系研究亦有报道:如 Shahzad 等^[20]添加玉米秸秆(0、3、6、12、24 g·kg⁻¹)到土壤中,发现来源于秸秆的 CO₂ 累积排放量随添加量增加呈上升趋势;而 Smith 等^[21]研究表明来源于 BC(500℃热解柳枝稷,添加量为 0、11.2、22.4、44.8 t·hm⁻²)的 CO₂ 累积排放量亦随添加量增加而增加。在本研究中,来源于凋落物或 BC 的 CO₂ 累积排放量呈现了类似趋势,并且来源于凋落物的 CO₂ 累积排放量显著大于 BC 的,其原因在于凋落物含有更多易分解物质,对微生物刺激作用更为明显(图 4),进而促进了凋落物的分解。来源于凋落物的 CO₂ 累积排放量和 LR-C 分解率均与微生物 PLFA 总量呈极显著正相关,进一步证实凋落物的分解主要与微生物活动有关;但本研究中 BC-C 分解率与土壤 pH、TC、TN、C/N 均呈显著负相关,而来源于 BC 的 CO₂ 累积排放量与土壤微生物 PLFA 总量的相关性也不显著,其原因在于 BC 处理的 CO₂ 累积排放量并非完全来自微生物的降解,也可能来自无机碳(表 1)。BC 中无机碳主要以碳酸盐形式存在^[22],具有较强的碱性,与土壤中酸性物质反应,进而释放 CO₂^[23]。

外源碳的分解速率与其数量和质量以及土壤性

质、微生物等因素有关^[24]。Maestrini 等^[25]将 450℃热解黑麦草产生的 BC 添加至森林土壤中,培养 5 个月后 BC 分解率为 4.3%。而 Naisse 等^[26]经过 336 d 的室内培养,发现黑麦草碳分解率为 25%,但 BC 仅为 0.4%~0.6%。本实验结果与上述研究基本一致,培养 28 d 后凋落物碳分解率(5.71%~13.68%)亦显著高于 BC 分解率(0.34%~0.50%)。其原因在于 BC 高度碳化且芳香环和烷基结构紧密堆积,这种稳定性机制使其不易被微生物分解,并且 BC 可以与土壤黏粒或粉粒形成团聚体,从而提高其稳定性^[27]。Jiang 等^[28]量化了 BC 分解率与其添加量关系,将 BC(550℃,橡木)以 0、10、50、100、200 g·kg⁻¹ 土壤质量比添加至 4 种土壤中进行 30 个月的培养,发现 BC 的损失均随着添加量增加而增加。本研究也证实,凋落物碳分解率随添加量增加而增加,但 BC 分解率却未呈现这一趋势,在 10 g·kg⁻¹ 添加量时即达到最大,其原因在于 BC 具有大量的孔隙结构能有效隔离微生物及其产生的胞外酶^[29],添加量增加时大量 BC 的“隔离微生物”起主要作用,使其分解率下降。同时,添加量增加后土壤 pH、全碳和全氮含量也相应提高,这不利于 BC 分解(表 3)。

3.2 不同处理对原 SOC 矿化的影响

研究表明,外源碳输入对土壤原 SOC 矿化存在抑制作用(负激发效应)、促进作用(正激发效应)或无影响^[30]。导致这种截然不同结论与土壤性质、培养条件、植物类型以及外源碳的类型、数量与质

量有关。苗淑杰等^[31]利用 35 d 的培养实验发现, 玉米秸秆不同添加量 (10、50、90 g·kg⁻¹) 均显著抑制了原 SOC 的矿化, 且在 50 g·kg⁻¹ 添加量时抑制作用最强, 其原因在于外加大量玉米秸秆释放出较多易被分解的碳抑制了微生物对原 SOC 的利用。尹艳等^[14]将不同温度制备的 BC (350、550 和 750℃, 杉木与木荷凋落物) 添加至杉木人工林土壤中培养 112 d 后发现, 所有 BC 处理均显著抑制了土壤原 SOC 矿化。这种抑制作用的机制可能是 BC 具有大量的孔隙结构与巨大的比表面积, 将土壤有机质吸附至其孔隙内或外表面上, 可降低有机质的可利用性^[29]。但 Farrell 等^[32]通过 80 d 的培养实验发现, 2 种 BC (450℃, 小麦秸秆和桉树枝) 的添加均促进了土壤原 SOC 矿化。Cui 等^[33]将水稻秸秆及其制备的 BC (400℃) 分别添加至土壤中进行 200 d 的培养后, 发现秸秆及 BC 均促进了原 SOC 矿化, 且秸秆处理来源于原 SOC 的 CO₂ 排放量大于 BC 处理的。本研究结论与其一致, 相较对照土壤, 凋落物及 BC 处理均提高了原 SOC 的矿化, 且凋落物促进效果更明显。随着添加量增加, 促进效果越明显, 原因是原 SOC 的分解与微生物活性呈显著正相关 (表 3)。凋落物或 BC 的添加提高了土壤微生物活性 (图 4), 且凋落物对土壤微生物 PLFA 的影响更为明显, 而微生物产生的胞外酶存在土壤中, 在其催化作用下降解外源碳的同时也可能降解了土壤原 SOC^[34], 引发“共代谢”作用。

王晓峰等^[7]通过 ¹³C 标记杉木凋落物进行室内培养实验, 81 d 培养结束时 SOC 分解率为 3.6%~6.0%。而 Zhang 等^[35]通过 Meta 分析表明在添加外源碳 (植物残体及小分子物质) 的实验中, SOC 平均分解率增加 26.5%。本实验则发现, 凋落物及 BC 添加条件下 SOC 分解率为 0.64%~4.21%, 并且随着添加量的增加而增加, 进一步表明外源碳输入并未减缓微生物对原 SOC 的利用, 反而会促进其分解。原因可能在于凋落物与 BC 的易分解物质为微生物提供了生长所需的碳源及其他养分^[23], BC 的多孔结构还为其提供了适宜的场所, 增加了原 SOC 的微生物可利用性, 从而加速原 SOC 矿化。

4 结 论

利用短期实验结合同位素 ¹³C 示踪技术发现,

相较于对照土壤, 凋落物或 BC 单独添加对原 SOC 矿化的促进作用随着添加量的增加而增加, 且前者的影响更为明显。杉木人工林原 SOC 的分解率与添加量之间均呈线性关系; 凋落物碳分解率与添加量之间呈线性关系, 但生物质炭分解率并未呈现这一趋势, 在添加量为 10 g·kg⁻¹ 时即达到最大值。同凋落物相比, 短期内 BC 的分解受微生物活动的影响较小, 生物有效性更低, 在土壤中更稳定, 有关的微生物学机制尚需进一步研究。

参考文献 (References)

- [1] Post W M, Emanuel W R, Zinke P J, et al. Soil carbon pools and world life zones[J]. *Nature*, 1982, 298(5870): 156—159.
- [2] Trumbore S. Carbon respired by terrestrial ecosystems - recent progress and challenges[J]. *Global Change Biology*, 2006, 12 (2): 141—153.
- [3] Tan Y L, Chen J, Yan L M, et al. Mass loss and nutrient dynamics during litter decomposition under three mixing treatments in a typical steppe in Inner Mongolia[J]. *Plant and Soil*, 2013, 366 (1/2): 107—118.
- [4] Andersson S, Nilsson S. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33 (9): 1181—1191.
- [5] Shi X J, Pan J J, Chen J Y, et al. Effects of different types of litters on soil organic carbon mineralization[J]. *Environmental Science*, 2009, 30 (6): 1832—1837. [史学军, 潘剑君, 陈锦盈, 等. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响[J]. *环境科学*, 2009, 30 (6): 1832—1837.]
- [6] Yu Z P, Wan X H, Hu Z H, et al. Contrasting responses of soil respiration to litter manipulation in subtropical *Mytilaria laosensis* and *Cunninghamia lanceolata* plantations[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34 (10): 2529—2538. [余再鹏, 万晓华, 胡振宏, 等. 亚热带杉木和米老排人工林土壤呼吸对凋落物去除和交换的响应[J]. *生态学报*, 2014, 34 (10): 2529—2538.]
- [7] Wang X F, Wang S L, Zhang W D. Effects of Chinese fir litter on soil organic carbon decomposition and microbial biomass carbon[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24 (9): 2393—2398. [王晓峰, 汪思龙, 张伟东. 杉木凋落物对土壤有机碳分解及微生物生物量碳的影响[J]. *应用生态学报*, 2013, 24 (9): 2393—2398.]
- [8] Uselman S M, Qualls R, Thomas R. Effects of increased atmospheric CO₂, temperature, and soil N availability on root exudation of dissolved organic carbon by a N-fixing tree (*Robinia pseudoacacia* L.) [J]. *Plant and Soil*, 2000, 222 (1/2): 191—202.

- [9] Leng L J, Huang H J, Li H, et al. Biochar stability assessment methods: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 647: 210—222.
- [10] Xie Z B, Liu Q, Xu Y P, et al. Advances and perspectives of biochar research[J]. *Soils*, 2011, 43 (6): 857—861. [谢祖彬, 刘琦, 许燕萍, 等. 生物炭研究进展及其研究方向[J]. *土壤*, 2011, 43 (6): 857—861.]
- [11] Kang X L, Zhang X H, Zhang S S, et al. Effects of biochar application history on soil: Effect of moisture regime on dynamics of soil organic carbon mineralization[J]. *Soils*, 2016, 48 (1): 152—158. [康熙龙, 张旭辉, 张硕硕, 等. 旱地土壤施用生物炭的后效应——水分条件对土壤有机碳矿化的影响[J]. *土壤*, 2016, 48 (1): 152—158.]
- [12] Wang F H, Huang R, Gao M, et al. Effect of combined application of biochar and straw on organic carbon content in purple soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56 (4): 929—939. [王富华, 黄容, 高明, 等. 生物质炭与秸秆配施对紫色土团聚体中有机碳含量的影响[J]. *土壤学报*, 2019, 56 (4): 929—939.]
- [13] Zheng L J, Huang Z Q, He Z M, et al. Influence of forest and foliar ages on the composition of stable carbon and nitrogen isotope of *Cunninghamia lanceolata* in subtropic China[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2015, 51(1): 22—28. [郑璐嘉, 黄志群, 何宗明, 等. 林龄、叶龄对亚热带杉木人工林碳氮稳定同位素组成的影响[J]. *林业科学*, 2015, 51 (1): 22—28.]
- [14] Yin Y, Liu Y, Yin Y F, et al. Effects of biochar addition on the mineralization of native soil organic carbon in *Cunninghamia lanceolata* plantation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29 (5): 1389—1396. [尹艳, 刘岩, 尹云锋, 等. 生物质炭添加对杉木人工林土壤原有有机碳矿化的影响[J]. *应用生态学报*, 2018, 29 (5): 1389—1396.]
- [15] Yin Y F, Yang Y S, Gao R, et al. A preliminary study on phyto-enrichment ^{13}C labeling technique [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (4): 790—793. [尹云锋, 杨玉盛, 高人, 等. 植物富集 ^{13}C 标记技术的初步研究 [J]. *土壤学报*, 2010, 47 (4): 790—793.]
- [16] Gai X P, Liu H B, Zhai L M, et al. Temporal fluctuations of impacts of corn-stover biochar on nutrients and microbial community structure in a neutral paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35 (4): 719—728. [盖霞普, 刘宏斌, 翟丽梅, 等. 生物炭对中性水稻土养分和微生物群落结构影响的时间尺度变化研究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35 (4): 719—728.]
- [17] Lang M, Cai Z C, Chang S X. Effects of land use type and incubation temperature on greenhouse gas emissions from Chinese and Canadian soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11 (1): 15—24.
- [18] Keith A, Singh B, Singh B P. Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45 (22): 9611—9618.
- [19] Liu B, Hu G P, Zheng X F, et al. Analysis on microbial diversity in the rhizosphere of rice by phospholipid fatty acids biomarkers[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2010, 24 (3): 278—288. [刘波, 胡桂萍, 郑雪芳, 等. 利用磷脂脂肪酸 (PLFAs) 生物标记法分析水稻根际土壤微生物多样性[J]. *中国水稻科学*, 2010, 24 (3): 278—288.]
- [20] Shahzad T, Anwar F, Hussain S, et al. Carbon dynamics in surface and deep soil in response to increasing litter addition rates in an agro-ecosystem[J]. *Geoderma*, 2019, 333: 1—9.
- [21] Smith J L, Collins H P, Bailey V L. The effect of young biochar on soil respiration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42 (12): 2345—2347.
- [22] Mitchell P J, Simpson A J, Soong R, et al. Shifts in microbial community and water-extractable organic matter composition with biochar amendment in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 244—254.
- [23] Jones D L, Murphy D V, Khalid M, et al. Short-term biochar-induced increase in soil CO_2 release is both biotically and abiotically mediated[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43 (8): 1723—1731.
- [24] Butnan S, Deenik J L, Toomsan B, et al. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy[J]. *Geoderma*, 2015, 237/238: 105—116.
- [25] Maestrini B, Herrmann A M, Nannipieri P, et al. Ryegrass-derived pyrogenic organic matter changes organic carbon and nitrogen mineralization in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 69: 291—301.
- [26] Naisse C, Girardin C, Davaise B, et al. Effect of biochar addition on C mineralisation and soil organic matter priming in two subsoil horizons[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15 (4): 825—832.
- [27] Chen Y, Liu Y X, Chen C J, et al. Priming effect of biochar on the mineralization of native soil organic carbon and the mechanisms: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29 (1): 314—320. [陈颖, 刘玉学, 陈重军, 等. 生物炭对土壤有机碳矿化的激发效应及其机理研究进展[J]. *应用生态学报*, 2018, 29 (1): 314—320.]
- [28] Jiang X Y, Deneff K, Stewart C E, et al. Controls and dynamics of biochar decomposition and soil microbial abundance, composition, and carbon use efficiency during long-term biochar-amended soil incubations[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52 (1): 1—14.
- [29] Kaiser K, Guggenberger G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in

- soils[J]. *Organic Geochemistry*, 2000, 31 (7/8): 711—725.
- [30] Huang W Z, Zhao X L, Zhu J G, et al. Priming effect of soil carbon pools[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38 (1): 149—154. [黄文昭, 赵秀兰, 朱建国, 等. 土壤碳库激发效应研究[J]. *土壤通报*, 2007, 38 (1): 149—154.]
- [31] Miao S J, Qiao Y F, Wang W T, et al. Priming effect of maize straw addition on soil organic matter in yellow-brown soil[J]. *Soils*, 2019, 51(3): 622—626. [苗淑杰, 乔云发, 王文涛, 等. 添加玉米秸秆对黄棕壤有机质的激发效应[J]. *土壤*, 2019, 51 (3): 622—626.]
- [32] Farrell M, Kuhn T K, MacDonald L M, et al. Microbial utilisation of biochar-derived carbon[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465: 288—297.
- [33] Cui J, Ge T D, Kuzyakov Y, et al. Interactions between biochar and litter priming: A three-source ^{14}C and $\delta^{13}\text{C}$ partitioning study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 104: 49—58.
- [34] Kuzyakov Y, Friedel J, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32 (11/12): 1485—1498.
- [35] Zhang W D, Wang X F, Wang S L. Addition of external organic carbon and native soil organic carbon decomposition: A meta-analysis[J]. *PLoS One*, 2013, 8(2): e54779. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054779>.

(责任编辑：陈荣府)