

DOI: 10.11766/trxb201812110500

采伐残余物不同处理方式对杉木幼林土壤有机碳组分和相关酶活性的影响*

吴传敬 郭剑芬[†] 许恩兰 贾淑娴 吴东梅

(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 对福建三明格氏栲自然保护区 40 多年生杉木成熟林的采伐残余物进行保留 (Residue retained, RR)、清除 (Residue removed, R)、火烧 (Residue burnt, RB) 处理, 种植杉木三年后不同土层 (0~10 cm 和 10~20 cm) 土壤有机碳组分及相关酶活性进行研究。结果表明, (1) RR 处理显著提高土壤有机碳及各组分的含量, 在 0~10 cm 土层 RR 处理土壤有机碳含量 ($24.74 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 显著高于 R ($13.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和 RB 处理 ($20.14 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$); R 处理土壤有机碳的活性指数 (土壤有机碳活性组分占土壤总有机碳的比例) (43.5%) 显著高于 RR (32.6%) 和 RB (36.1%) 处理 ($P<0.05$), RR 和 RB 处理土壤有机碳的难降解指数 (67.4% 和 64%) 分别为 R 处理 (56.52%) 的 1.2 倍和 1.1 倍, 但 RR 和 RB 处理间土壤有机碳难降解指数差异不显著 ($P>0.05$)。 (2) 在 10~20 cm 土层, RR 和 RB 处理土壤有机碳含量 ($20.54 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $16.84 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 差异不显著 ($P>0.05$), 但明显高于 R 处理 ($10.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。RR 处理的土壤有机碳活性指数最低, 难降解指数最高。同一处理不同土层土壤有机碳的活性指数大小均表现为 10~20 cm 高于 0~10 cm, 而 10~20 cm 土壤有机碳的难降解指数却低于 0~10 cm。 (3) RR 处理土壤中 β -葡萄糖苷酶 (βG)、纤维素水解酶 (CBH)、过氧化物酶 (PER) 活性高于 RB 和 R 处理。RR 处理 0~10 cm 土层土壤的 β -葡萄糖苷酶和纤维素水解酶活性显著高于 10~20 cm 土层 ($P<0.05$)。RB 处理 0~10 cm 土层仅有纤维素水解酶活性明显高于 10~20 cm 土层, R 处理两土层间 3 种酶活性差异均不显著 ($P>0.05$)。 (4) 相关性分析表明, β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶活性分别与土壤活性组分 I (LPI)、活性组分 II (LP II) 呈显著正相关, 而过氧化物酶活性与难降解组分 (RP) 显著相关。可见 RR 处理对提高土壤有机碳的含量和稳定性具有积极影响, 同时有利于提高土壤养分有效性和土壤质量。

关键词 采伐残余物; 保留; 清除; 火烧; 土壤有机碳组分; 酶活性

中图分类号 S714.6 **文献标识码** A

森林土壤碳库约占全球土壤有机碳库的 73%, 为森林地上部分有机碳库的 2~3 倍^[1-2]。森林土壤有机碳库的微小变化会对全球碳平衡产生重大影响。因此, 当前土地利用变化和森林经营措施, 如森林采伐和火烧对土壤碳库影响问题颇受重视。特别是在森林采伐过程中会产生包含大量营养物质的

采伐残余物, 它是土壤有机质的重要来源。输入土壤中的有机质数量和质量的微小变化均有可能影响森林土壤有机碳的累积或损失。国内外学者研究了森林采伐后采伐残余物不同处理方式对土壤有机碳库的影响, 通常认为采伐后保留采伐残余物处理能够增加进入土壤的有机质数量, 有利于土壤有机碳

* 国家重点研发计划项目 (2016YFD0600304) 和福建省高等学校新世纪优秀人才支持计划项目 (J1-1253) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFD0600304) and the Program for New Century Excellent Talents in Fujian Province University (No. J1-1253)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jfguo@fjnu.edu.cn

作者简介: 吴传敬 (1992—), 男, 山东德州人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮循环研究。E-mail: 2267974160@qq.com

收稿日期: 2018-12-11; 收到修改稿日期: 2019-01-25; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2019-02-25

累积, 同时为下一轮林木生长提供充足的养分^[3]。与保留采伐残余物相比, 清除采伐残余物处理使进入土壤中的有机质数量减少, 不利于土壤有机碳的累积, 且降低有机碳矿化速率^[4]。但是也有研究表明, 随着时间的延长, 采伐残余物对土壤有机碳的影响逐渐减小^[5]。目前, 多数关于采伐残余物不同处理对土壤有机碳影响的研究主要集中在土壤总有机碳的变化, 但是土壤有机碳的累积还受到土壤有机碳稳定性的影响, 对有机碳组分及碳循环相关酶活性的影响仍未知, 而土壤有机碳稳定性又与不同土壤有机碳组分密切相关, 因此, 采伐残余物不同处理方式对土壤有机碳组分的影响愈来愈受到关注。

按照有机碳周转速率及其对外界环境的敏感程度等, 当前通常将土壤有机碳划分为活性碳和难降解性碳两个碳组分。尽管土壤总有机碳库中土壤活性碳组分的比例较小, 但是其对外界环境的变化响应较为敏感, 对于反映环境变化对土壤有机碳的影响具有重要意义。土壤难降解碳组分代表着土壤有机碳的稳定程度, 与土壤碳累积关系密切。这两个组分之间并无绝对的界限, 土壤有机碳活性组分的含量变化及其转化过程均会对难降解组分的含量与累积有着重要影响^[6]。因此, 在土壤中有有机碳的活性组分和难降解组分同等重要, 对土壤中不同有机碳组分含量的了解, 更利于对土壤生产力的评价。此外, 土壤有机碳组分含量变化不仅受到土壤自身性质的影响, 还取决于参与土壤生化过程酶的变化。相关研究表明, 部分土壤酶活性与土壤有机碳含量及其矿化紧密相关^[7]。酶活性易受外界环境因子变化和人为活动的影响。国内外亦已开展了森林经营措施对土壤酶活性的影响研究^[8], 如 Geng 等^[9]研究发现, 森林间伐能够显著降低纤维素酶、酚氧化酶活性, 增加过氧化物酶的活性。自然火灾后土壤酚氧化酶活性降低^[10]。然而有关森林采伐后采伐残余物的不同处理方式对土壤酶活性的影响尚不明确。

土壤有机碳的分组方法多样, 通常分为物理分组和化学分组。物理分组法通常受限于土壤异质性、各有机碳组分之间存在重复等因素。而化学分组则主要根据土壤有机碳在各种溶液中的水解性、溶解性、化学反应进行, 可简便有效地获得土壤有机碳各组分的信息^[11]。与土壤有机碳物理和其他化学分组方法相比, H_2SO_4 水解土壤有机碳的方法能依次

将土壤有机碳分为两个活性组分和一个难降解组分, 可以更加准确地分析不同有机碳组分与相关土壤酶活性的关系。因此, H_2SO_4 水解土壤有机碳法可为探究土壤微生物酶对土壤有机碳的作用提供指示作用。同时 H_2SO_4 水解法可通过计算有机碳活性指数和难降解指数, 有效衡量土壤有机碳的稳定性及活性碳库、难降解碳库的大小。

杉木作为南方地区主要的造林树种, 其种植面积约占我国人工林面积的 1/4。我国亚热带地区作为重要用材林(杉木)和商品林基地, 将大面积成熟杉木林皆伐后进行全面火烧, 是我国南方林区栽杉的主要营林技术环节之一, 但采伐残余物火烧会对土壤产生强烈干扰, 减少土壤碳吸存^[12], 因而, 近年来逐渐采用保留或清除采伐残余物等方式进行造林。由于目前未对采伐残余物不同处理方式下再造林土壤有机碳等性质进行深入研究, 从而影响了人工林科学碳汇经营的开展。本文拟对福建三明格氏栲自然保护区 40 多年生杉木成熟林皆伐后采伐残余物进行保留(Residue retained, RR)、清除(Residue removed, R)、火烧(Residue burnt, RB)处理, 对种植杉木三年时不同土层(0~10 cm 和 10~20 cm)土壤有机碳组分及相关酶活性进行研究, 可为我国亚热带山区采取合理的碳经营措施提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样地概况与试验设计

本实验样地位于福建省三明市莘口格氏栲自然保护区(26°09'39"~26°12'09"N, 117°27'30"~117°29'26"E), 三明格氏栲省级自然保护区系武夷山东伸支脉地带, 海拔在 250~500 m 之间, 属低山丘陵, 最高峰 602.2 m。气候类型为亚热带季风气候, 具有冬冷夏热、水热同期、湿润多雨、四季分明等特点。年平均气温约 19.5℃, 年均降水量达 1700 mm, 降水集中于 7—8 月。

2014 年 7 月对样地原有林木进行皆伐后设置保留(RR)、清除(R)、火烧(RB)采伐残余物三种处理方式, 并种植杉木幼苗。2017 年 12 月, 在保留、清除、火烧采伐残余物处理的杉木幼林进行取样, 每个处理设置三块大小为 15 m × 15 m 的样地, 在土壤的 0~10 cm、10~20 cm 土层按照“S”型随机设置 5 个取样点, 将采集的土壤置于保温箱冷藏

并迅速带回实验室,手动去除所有肉眼可见植物残体,将所取土壤样品分为两份,一份原土测定土壤酶活性;另一份土壤样品过 2 mm 筛后用于检测土壤基本理化性质。将部分过 2 mm 筛的土壤在室温下风干后过 0.15 mm 筛,测定土壤碳组分等指标。

1.2 土壤理化性质测定

使用土壤碳氮元素分析仪 (Elementar Vario EL III, Elementar, 德国) 对土壤总有机碳、全氮进行测定;用便携式 pH 计 (STARTER 300, OHAUS,

美国) 对土壤 pH 进行测定,水土比为 2.5:1。用去离子水 (水土比为 4:1) 浸提土壤溶解性有机氮 (DON, dissolved organic nitrogen), 振荡离心后,过 0.45 μm 滤膜,使用连续流动分析仪 (Skalar san++, 荷兰) 对溶液中 DON 的含量进行测定。使用 2 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 为浸提液 (水土比为 4:1), 振荡离心后过滤,用连续流动分析仪 (Skalar san++, 荷兰) 测定滤液中的土壤铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮和亚硝态氮 ($\text{NO}_3^-+\text{NO}_2^-$)-N 的含量。

表 1 采伐残余物不同处理方式土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of the soil relative to residue handling method

土层 Depth	处理 treatment	pH	含水率	总有机碳	全氮	溶解性有机氮	铵态氮	硝态亚硝态氮
			Moisture /%	Total organic C /($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Total N /($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Dissolved organic N /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	NH_4^+ /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	($\text{NO}_3^-+\text{NO}_2^-$)-N /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
0~10 cm	R	4.30±0.09a	14.6±0.02b	13.43±0.69c	1.17±0.29b	6.53±0.38a	7.94±0.27b	2.64±0.51a
	RR	4.23±0.4a	16.9±0.01a	24.74±0.51a	1.47±0.28a	5.05±0.41b	9.31±0.39a	1.43±0.21b
	RB	4.23±0.01a	16.6±0.01a	20.14±4.66b	1.27±0.21a	6.69±0.78a	8.07±0.57b	1.21±0.09c
10~20 cm	R	4.34±0.05a	17.4±0.04a	10.8±1.19b	0.95±0.21b	5.31±0.87b	7.58±1.45a	2.04±0.61a
	RR	4.33±0.01a	18.4±0.01a	20.54±0.68a	1.48±0.23a	6.68±0.53a	9.48±0.76a	1.47±0.14a
	RB	4.06±0.16b	16.2±0.02b	16.84±3.91a	1.04±0.07b	4.47±0.47b	7.45±0.27b	1.29±0.06b

注: R、RR、RB 分别表示清除、保留、火烧采伐残余物处理;平均值±标准差,同列不同字母表示相同土层不同处理间显著差异 ($P < 0.05$)。下同 Note: R, RR and RB stands for residue retained, residue removed, and residue burnt, respectively; mean±standard deviation. Different letters in the same column mean significant difference between treatments the same in soil layer. The same below

1.3 土壤有机碳组分测定

用 H_2SO_4 浸提法将土壤有机碳划分为活性组分 I (淀粉、半纤维素、可溶性糖类等) 和活性组分 II (纤维素等) 以及难降解组分 (木质素等), 研究土壤有机碳各个组分的含量和有机碳的稳定性^[13]。

称取 1.00 g 过 0.15 mm 筛的风干土壤样品于凯氏消煮管内,加 20 mL $2.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ H_2SO_4 , 管口处盖玻璃漏斗于 105°C 下消煮 30 min 后,将溶液转移至 50 mL 离心管内,在 $4500 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 下离心 25 min, 转移收集清液。再向离心管内加入 20 mL 去离子水继续离心,将两次所得清液合并过 0.45 μm 滤膜,得到活性组分 I (Fraction of labile C I, LP I), 主要包括淀粉、半纤维素等。残留在离心管中的土壤样品加去离子水反复离心清洗后,置于烘箱 60°C 下烘干;加 2 mL 的 $13 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ H_2SO_4 同时转移至离心管内,常温下连续振荡大约 10 h;然后加去离子水将离心管内硫酸稀释为 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 转移至凯氏消煮管内并

于 105°C 下消煮 3 h, 手动摇匀, 然后再转移至离心管离心, 转移收集清液, 离心管内残留土样加 20 mL 去离子水离心清洗, 将两次所得清液合并过 0.45 μm 滤膜抽滤, 得到活性组分 II (Fraction of labile C II, LP II), 该组分主要由土壤中的纤维素等碳水化合物组成。将残留土样用去离子水离心清洗数次后, 置于 60°C 烘干, 得到难降解组分 (Fraction of recalcitrant C, RP), 残留物主要包括木质素等。

1.4 土壤酶活性测定

土壤酶活性参照 Saiya-Cork 等^[14]的方法测定土壤中 β -葡糖苷酶、纤维素水解酶、过氧化物酶。其中, 水解酶使用伞形酮 (MUB) 作为标示底物, 氧化酶使用 L-二羟苯丙氨酸 (L-DOPA) 为标示底物。将微平板置于黑暗环境下 20°C 孵育后, 使用多功能酶标仪 (SpectraMax M5, 美国) 测定土壤样品中 β -葡糖苷酶、纤维素水解酶、过氧化物酶的活性。

表 2 土壤酶的种类、缩写、类型及使用底物

Table 2 Species, abbreviations and types of soil enzymes and substrates used

酶 Enzyme	缩写 Abbreviation	类型 Type	底物 Substrate
β -葡萄糖苷酶 β -1, 4-glucosidase	β G	C-targeting hydrolytic	4-MUB- β -D-glucoside
纤维素水解酶 Cellobiohydrolase	CBH	C-targeting hydrolytic	4-MUB- β -D-cellobioside
过氧化物酶 Peroxidase	PER	C-targeting oxidase	L-DOPA

1.5 数据统计

使用 Microsoft Excel 2007、SPSS 20.0 对数据进行统计分析。使用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 检验不同处理之间土壤理化性质、土壤养分及土壤酶活性的差异显著性 (邓肯法, $P=0.05$); 使用相关分析 (Correlation analysis) 检验不同碳组分与土壤酶活性的相关系数。绘图使用 Origin 9.0 软件完成。

2 结果

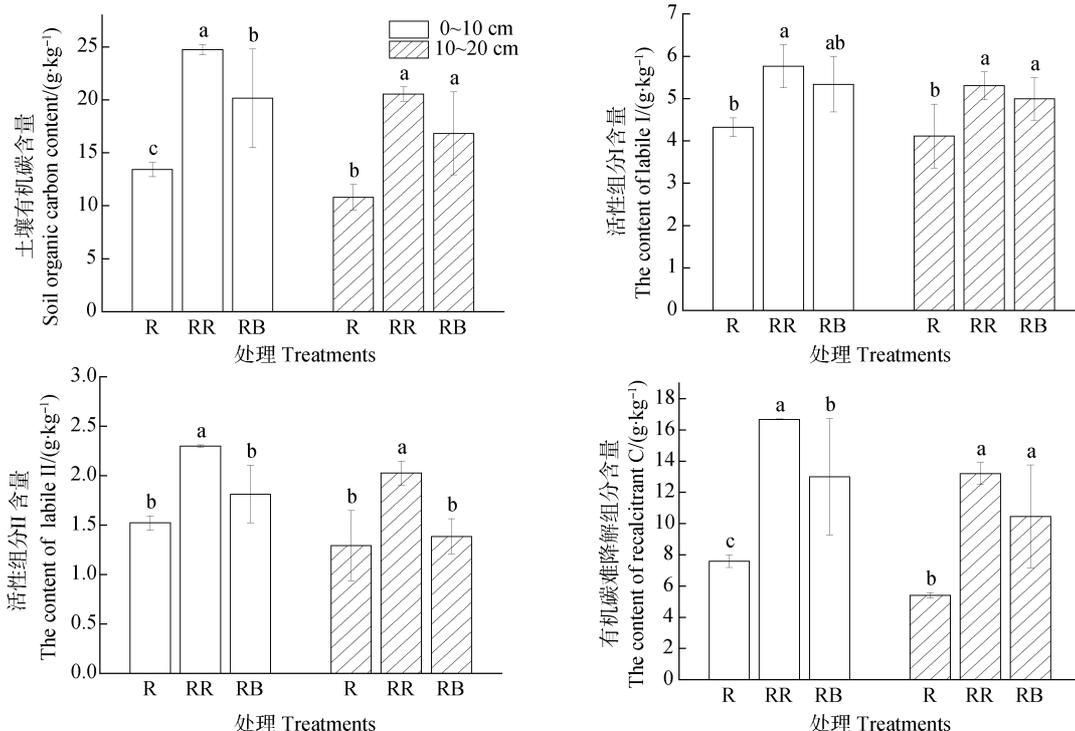
2.1 采伐残余物不同处理方式土壤有机碳及各组分的含量差异

0~10 cm 土层采伐残余物不同处理土壤有机碳

含量差异显著, 其中, RR 处理土壤有机碳含量 ($24.74 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 明显高于 R ($13.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和 RB 处理 ($20.14 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)。在 10~20 cm 土层, RR 和 RB 处理土壤有机碳含量差异不显著 ($P>0.05$), 但明显高于 R 处理。

各处理土壤经 H_2SO_4 水解获得的活性有机碳组分, 表现为活性组分 I (LP I) 含量大于活性组分 II (LP II) 的含量。不同土层土壤有机碳活性组分 I、活性组分 II、难降解组分 (RP) 变化趋势与土壤总有机碳相似, 即 $\text{RR}>\text{RB}>\text{R}$, 且 RR 处理各土层土壤有机碳各组分含量均显著高于 R 处理 ($P<0.05$) (图 1)。

在 R、RR、RB 三种不同处理方式下, 0~10 cm 土层土壤有机碳活性组分 (LP) 占土壤总有机碳 (TC) 的比例 (活性指数) 分别为 43.5%、32.6%、



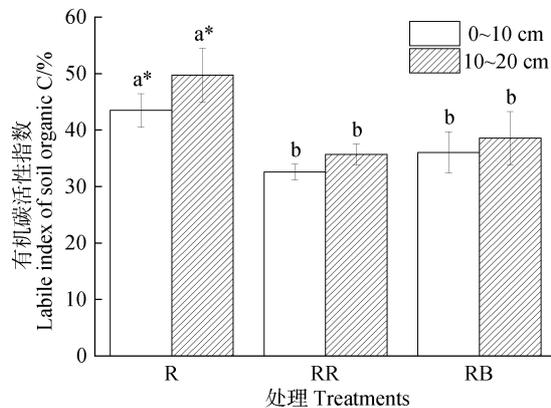
注：图上不同小写字母表示相同土层不同处理间差异显著 ($P<0.05$) Note: Different lowercase letters mean significant differences between treatments the same in soil layer ($P<0.05$)

图 1 采伐残余物不同处理土壤有机碳及其各组分含量

Fig. 1 Contents of soil organic carbon and its fractions in soil relative to residue treatment

36.1%。10~20 cm 土层土壤有机碳中活性组分所占比例分别为 49.7%、35.7%、38.6%。两土层中 R 处理的 LP 占土壤有机碳的比例均明显高于 RR 与 RB 处理。

比较不同土层间 LP 占土壤总有机碳的比例发现, R 处理 10~20 cm 土层 LP 占土壤总有机碳的比例明显高于 0~10 cm 土层 ($P<0.05$), 但其他两种采伐残余物处理下 LP 占土壤总有机碳的比例在两土层之间差异不显著 (图 2)。



注: 图上不同小写字母表示相同土层不同处理间差异显著 ($P<0.05$), *表示相同处理不同土层间差异显著 ($P<0.05$)。下同 Note: Different lowercase letters mean significant differences between treatments the same in soil layer ($P<0.05$), * means significant differences between soil layers in the same treatment ($P<0.05$). The same below

图 2 采伐残余物不同处理土壤有机碳活性指数

Fig. 2 Labile index (LIC) of soil organic carbon in soil relative to residue treatment

通过 $LP II / (LP I + LP II)$ 可知, 各个处理 LP I 占总活性组分的比例高于 LP II。采伐残余物不同处理下 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤 LP II 占总活性组分的比例均为 RR 处理的最高, 说明 RR 处理增加了 LP II 的比重。

除 RR 处理外, 其他两种处理 0~10 cm 土层土壤 LP II 占土壤总活性组分的比例均明显高于 10~20 cm 土层 (图 3)。

难降解组分占土壤总有机碳的比例即为难降解指数。R 处理不同土层土壤有机碳难降解指数显著低于 RR 和 RB 处理 ($P<0.05$), 但 RR 和 RB 处理之间土壤有机碳难降解指数无显著差异。各处理中仅有 R 处理 0~10 cm 土层土壤有机碳难降解指数显著高于 10~20 cm 土层 (图 4)。

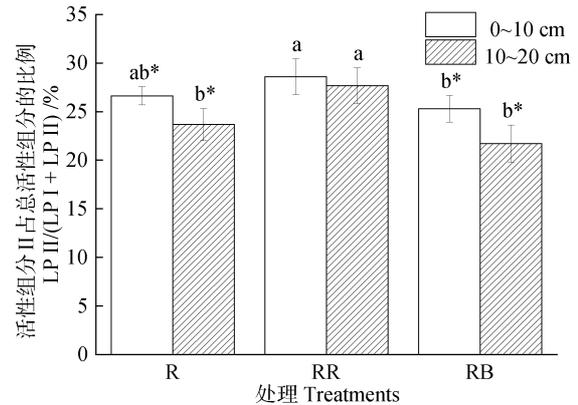


图 3 采伐残余物不同处理土壤活性组分 II 占总活性组分的比例 ($LP II / (LP I + LP II)$)

Fig. 3 Ratio of labile fraction II to the total labile C (fraction I and II)

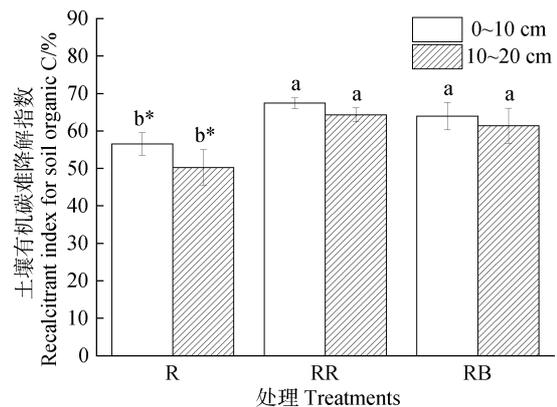


图 4 采伐残余物不同处理土壤有机碳难降解指数

Fig. 4 Recalcitrance index (RIC) of soil organic carbon in soil relative to residue treatment

2.2 采伐残余物不同处理方式下的土壤酶活性

在 0~10 cm 土层 RR 处理土壤 β -葡萄糖苷酶 ($49.76 \text{ nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)、纤维素水解酶 ($11.43 \text{ nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) 和过氧化物酶 ($22.85 \text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) 活性均显著高于 R 处理 ($P<0.05$), 但与 RB 处理差异不显著。RB 处理土壤纤维素水解酶活性显著高于 R 处理, 但这两种处理之间土壤 β -葡萄糖苷酶和过氧化物酶活性均无显著差异。10~20 cm 土层 3 种酶活性各处理间差异均未达到显著水平 ($P>0.05$)。

比较两土层土壤酶活性可知, RR 处理中, 0~10 cm 土层土壤 β -葡萄糖苷酶和纤维素水解酶活性显著高于 10~20 cm 土层土壤 ($P<0.05$)。RB 处理 0~10 cm 土层 3 种酶中仅纤维素水解酶活性明显高于 10~20 cm 土层, 而 R 处理土壤 3 种酶活性两土层之间均无明显差异 (表 3)。

2.3 不同碳组分与土壤酶活性的关系

比较采伐残余物不同处理方式下土壤酶活性与土壤有机碳组分的相关性, 可以发现 β -葡糖苷酶与 LP I、LP II、RP 的相关性均达到显著水平

($P < 0.05$); 纤维素水解酶与这三种碳组分亦成极显著正相关 ($P < 0.01$)。过氧化物酶仅与 RP 显著相关 ($P < 0.05$), 而与 LP I、LP II 的相关性不显著 (表 4)。

表 3 采伐残余物不同处理土壤酶活性

Table 3 Soil enzyme activities in soil relative to residue treatment

土层 Depth	处理 Treatment	$\beta\text{G}/(\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	$\text{CBH}/(\text{nmol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	$\text{PER}/(\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$
0~10 cm	RR	49.76±9.44a*	11.43±1.75a*	22.85±0.80a
	R	28.77±6.52b	6.22±1.13b	13.38±6.19b
	RB	37.92±6.13ab	10.77±3.26a*	19.51±5.61ab
10~20 cm	RR	21.51±3.66a*	7.1±1.5a*	20.73±4.65a
	R	16.17±3.14a	4.70±1.26a	14.06±5.13a
	RB	22.83±8.33a	7.16±0.55a*	18.39±6a

注: βG : β -葡糖苷酶, CBH : 纤维素水解酶, PER : 过氧化物酶; 平均值±标准差; 同一列不同小写字母表示相同土层不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), *表示相同处理不同土层间差异显著 ($P < 0.05$) Note: βG : β -1, 4-glucosidase, CBH : Cellobiohydrolase, PER : Peroxidase; mean±standard deviation; Different lowercase letters in the same column mean significant difference between different treatments the same in soil layer ($P < 0.05$), * means significant differences between soil layers in the same treatment ($P < 0.05$)

表 4 土壤有机碳各组分与酶活性之间的相关系数

Table 4 Correlation coefficients of each fraction of soil organic carbon with soil enzyme activity

酶	活性组分 I	活性组分 II	难降解组分
Enzyme	Fraction Labile I (LP I)	Fraction Labile II (LP II)	Fraction of Recalcitrant organic carbon (RP)
βG	0.425*	0.627**	0.621**
CBH	0.550**	0.594**	0.653**
PER	0.313	0.344	0.386*

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$

3 讨论

3.1 采伐残余物不同处理方式对土壤有机碳的影响

采伐等森林管理措施可通过多种机制影响土壤碳库的平衡, 包括改变外源碳输入的数量和质量、改变土壤微生物群落组成、改变驱动微生物过程的环境条件等。通常认为, 采伐残余物处理方式对土壤有机碳含量的影响主要体现在造林初期 (< 10 a), 且在土壤表层表现较为明显。本研究发现, RR 处理 0~10 cm 土层土壤有机碳含量显著高于 R 和 RB (图 1), 这与国内外相关研究类似。Chen 和 Xu^[15] 研究显示, 短期内 (6 a) 保留

采伐残余物处理会显著增加土壤有机碳含量。这与保留采伐残余物处理一方面增加有机质归还, 另一方面在一定程度上起到保护地表的作用、减少有机碳损失有关。而森林采伐后清除采伐残余物使土壤失去有机质来源, 地表裸露加速了土壤中有机质的分解与流失, 降低土壤有机碳含量^[16]。有研究表明, 保留采伐残余物较清除采伐残余物在 0~60 cm 土壤范围内有机碳含量增加 24%~49%^[17]。火烧采伐残余物处理则会使采伐残余物与土壤中的养分迅速释放, 虽然短期内会提高土壤养分含量, 但是火烧会改变土壤及有机质的结构, 不利于土壤有机碳的长期累积。

3.2 采伐残余物不同处理方式对土壤有机碳组分的影响

对比三种处理间不同碳组分的含量发现,RR 和 RB 处理显著提高了两个土层有机碳活性组分、难降解组分的含量,这可能是由于 RR、RB 处理改变了输入土壤的有机碳含量,进而造成土壤有机碳各组分含量变化。 H_2SO_4 水解所得的活性组分主要是由微生物和植物来源的多糖及纤维素组成。先前研究证明,土壤有机碳活性组分与土壤有机质的输入量成正比,且更易受到植被变化和土地管理措施的影响^[18]。土壤有机碳活性组分可反映土壤有机碳的活跃性和生物可降解性。R 处理土壤有机碳各组分含量低于 RR 和 RB 处理,且活性组分占土壤有机碳的比例即活性指数显著高于 RR 和 RB 处理($P < 0.05$),表明采伐后 R 处理不仅降低了土壤有机碳的含量而且降低了有机碳的稳定性。各处理 10~20 cm 土层土壤有机碳的活性指数高于 0~10 cm 土层(图 2)。这可能是因为本区域降水量较大,活性组分更容易淋溶迁移。另一方面,10~20 cm 土层受外界环境影响较小,且微生物含量低于表层土壤,使得 10~20 cm 土层的活性组分较 0~10 cm 土层更稳定。此外,植物有机质的分解是土壤有机碳活性组分的重要来源,森林采伐后保留采伐残余物使得通过分解与淋洗采伐残余物进入土壤的有机碳含量增加。这部分有机碳属于土壤有机碳的活性组分,其含量增加可为微生物等分解者提供充足的养分供应,提高微生物生物量,从而进一步促进植物残体的分解。并且土壤中微生物生物量增加和周转又可以促进土壤中微生物残体碳等难降解产物在土壤中稳定富集^[19]。采伐残余物的输入使土壤有机碳活性组分含量增加的同时,可以使土壤有机碳难降解组分增加,或者通过微生物周转改变土壤中有机碳原有的难降解组分含量。由此可见,采伐残余物的分解过程中土壤有机碳各组分的含量变化与土壤有机碳的累积过程存在密切的关系。

土壤有机碳未被 H_2SO_4 水解的难降解组分主要是纤维素等具有芳香环结构与烷基结构的碳^[20-21],相比于活性组分更难被生物或化学降解,具有更高的生物化学稳定性,反映了土壤有机碳的稳定程度。与活性指数相反,RR 和 RB 处理土壤有机碳难降解指数显著高于 R 处理(图 4),说明 RR 和 RB 处理不仅增加了土壤有机碳难降解组分的含量,而且增加了土壤有机碳难降解组分在土壤总有机碳中的占

比。这在一定程度上有利于提高森林土壤碳储量和稳定性。

3.3 采伐残余物不同处理方式对碳相关酶活性的影响及其与土壤有机碳组分的关系

森林土壤酶是森林生态系统化学过程的重要参与者,能够快速反映土壤环境的变化。 β -葡糖苷酶、纤维素水解酶、过氧化物酶与土壤中有机质的分解和腐殖化紧密相关。本研究显示,在表层土壤中,RR 处理土壤酶活性高于 R 和 RB 处理(表 3)。保留采伐残余物为微生物活动提供了底物来源,增加了土壤酶活性,有利于土壤碳循环。Geisseler 等^[22]通过对土壤水分和植物残体对土壤酶活性的影响研究表明,在不同水分条件下添加植物残体能够显著提高土壤酶活性,并且认为添加植物残体改变了土壤中微生物群落组成和生物量,进而影响土壤酶活性。Adamczyk 等^[23]通过对云杉和樟子松的研究发现,全树收获会导致土壤中酶活性降低,而保留采伐残余物会增加土壤碳矿化,提高酶活性。可见保留采伐残余物能够提高土壤中酶的活性,这主要是因为采伐残余物能够为微生物提供良好的营养供给,微生物代谢增强,从而促进土壤酶活性升高。本研究中 RR 处理的 3 种酶活性均高于其他处理,说明 RR 处理更能够促进土壤碳和养分循环,改善土壤质量。这一定程度上反映了采伐残余物是维持森林土壤生产力的重要因素。

RB 处理土壤酶活性低于 RR 处理可能是因为采伐残余物火烧后引起的高温使土壤酶失活造成短期内酶活性降低。同时,火烧后使得土壤中部分养分流失也可能是造成 RB 处理土壤中酶活性降低的因素,这与国内外相关研究结果相似。如:Knelman 等^[24]研究发现,重度火烧会降低土壤 β -葡糖苷酶和酸性磷酸酶的活性。刘俊第等^[25]研究发现,火烧后马尾松人工林 0~20 cm 土层土壤 β -葡糖苷酶和纤维素水解酶活性降低,而 0~10 cm 土层土壤多酚氧化酶和过氧化物酶活性显著升高。由此可见,RR 处理与 RB 处理相比更能促进土壤养分循环、活化土壤微生物及提高其功能。

对土壤不同有机碳组分与酶活性进行相关分析表明,土壤中 β -葡糖苷酶、纤维素水解酶与土壤有机碳的活性及难降解组分显著相关,但过氧化物酶仅与难降解组分的相关性达到显著水平(表 4),这可能与有机碳组分的物质组成以及不同类型酶的功

能差异有关。 H_2SO_4 浸提土壤有机碳的活性组分主要是淀粉、可溶性糖类、纤维素、半纤维素, β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶对土壤纤维素的分解及可溶性糖类的形成起重要作用。在本研究中, β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶与土壤有机碳活性组分、难降解组分呈显著或极显著正相关(表 4), 说明 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶与土壤有机碳含量的增加和累积有密切联系。土壤酶作为微生物参与土壤养分循环的重要环节, 其活性的大小同样取决于土壤微生物生物量的大小。靳振江等^[26]研究表明, 土壤酶活性与土壤微生物生物量及土壤有机碳的含量显著正相关, 并推论土壤酶参与土壤有机质降解的机制与土壤有机碳的矿化机制可能存在差异, 土壤酶可能仅促进土壤有机碳在土壤-植被之间循环, 从而使土壤有机碳在土壤内累积。土壤中 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶能够促进土壤有机碳及活性组分含量增加, 同时土壤有机碳也可能会影响土壤酶的活性。如果土壤有机碳活性组分的含量高, 可以为参与土壤化学循环的微生物提供充足的底物供应, 促进土壤酶活性升高^[27]。因此, β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶与土壤有机碳组分呈正相关。过氧化物酶能够参与土壤中木质素的分解, 与土壤有机碳难降解组分的分解有着直接关系。本研究结果显示, 土壤过氧化物酶与土壤有机碳的难降解组分显著正相关, 而对土壤有机碳活性组分调控并不显著。这可能是因为在土壤中木质素等难降解物质含量增加时, 会刺激土壤微生物等分泌过氧化物酶, 促进土壤木质素向可溶性有机质转化, 同时参与了土壤中小分子有机质的腐殖化进程。而且土壤可溶性有机质组成和来源复杂, 使得土壤过氧化物酶与土壤有机碳活性组分的关系更加难以预测。土壤有机碳的不同组分反映了土壤有机质的分解过程或阶段, 而土壤酶活性易受土壤或其他外界环境变化的影响。土壤酶活性与土壤有机碳组分间的相互关系较为复杂, 今后需对土壤有机碳不同分组方法及不同组分中的酶活性进行深入研究。

4 结 论

保留采伐残余物处理表层土壤有机碳的含量显著高于采伐残余物清除和火烧处理。保留采伐残余物处理的难降解组分对土壤有机碳的贡献(难降解性)高于清除和火烧采伐残余物处理。而且与其他

处理相比, 保留采伐残余物使土壤酶活性更高, 这有利于提高土壤养分有效性。可见, 森林采伐后保留采伐残余物显著提高了杉木幼林土壤有机碳和各组分的含量以及酶活性, 采伐残余物保留更有利于土壤有机碳的稳定和土壤质量的改善。

参 考 文 献

- [1] Post W M, Emanuel W R, Zinke P J, et al. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 1982, 298 (5870): 156—159
- [2] 张仲胜, 李敏, 宋晓林, 等. 气候变化对土壤有机碳库分子结构特征与稳定性影响研究进展. *土壤学报*, 2018, 55 (2): 273—282
Zhang Z S, Li M, Song X L, et al. Effects of climate change on molecular structure and stability of soil carbon pool: A general review (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (2): 273—282
- [3] Eisenbies M H, Vance E D, Aust W M, et al. Intensive utilization of harvest residues in southern pine plantations: Quantities available and implications for nutrient budgets and sustainable site productivity. *BioEnergy Research*, 2009, 2 (3): 90—98
- [4] Kaarakka L, Tamminen P, Saarsalmi A, et al. Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a norway spruce (*Picea abies*(L)karst.) stand. *Forest Ecology and Management*, 2014, 313: 180—187
- [5] Mendham D S, Sankaran K V, O'Connell A M, et al. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34 (12): 1903—1912
- [6] 徐嘉晖, 高雷, 孙颖, 等. 大兴安岭森林土壤矿物结合态有机碳与黑碳的分布及土壤固碳潜力. *土壤学报*, 2018, 55 (1): 236—246
Xu J H, Gao L, Sun Y, et al. Distribution of mineral-bonded organic carbon and black carbon in forest soils of Great Xing'an Mountains, China and carbon sequestration potential of the soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (1): 236—246
- [7] Zhang L, Chen W, Burger M, et al. Changes in soil carbon and enzyme activity as a result of different long-term fertilization regimes in a greenhouse field. *PLoS One*, 2015, 10 (2): e0118371
- [8] Baldrian P. Distribution of extracellular enzymes in soils: Spatial heterogeneity and determining factors at various scales. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78 (1): 11—18
- [9] Geng Y, Dighton J, Gray D. The effects of thinning and soil disturbance on enzyme activities under pitch pine soil in New Jersey pinelands. *Applied Soil Ecology*, 2012, 62: 1—7

- [10] Boerner R E, Waldrop T A, Shelburne V B. Wildfire mitigation strategies affect soil enzyme activity and soil organic carbon in loblolly pine (*Pinus taeda*) forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 2006, 36 (12): 3148—3154
- [11] 张丽敏, 徐明岗, 娄翼来, 等. 土壤有机碳分组方法概述. *中国土壤与肥料*, 2014 (4): 1—6
Zhang L M, Xu M G, Lou Y L, et al. Soil organic carbon fractionation methods (In Chinese). *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2014 (4): 1—6
- [12] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 火烧对森林土壤有机碳的影响研究进展. *生态学报*, 2015, 35 (9): 2800—2809
Guo J F, Yang Y S, Chen G S, et al. A review of effects of fire on soil organic carbon in forests (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35 (9): 2800—2809
- [13] Rovira P, Vallejo V R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: An acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 2002, 107 (1): 109—141
- [14] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34 (9): 1309—1315
- [15] Chen C R, Xu Z H. Soil carbon and nitrogen pools and microbial properties in a 6-year-old slash pine plantation of subtropical australia: Impacts of harvest residue management. *Forest Ecology and Management*, 2005, 206 (1/3): 237—247
- [16] Oliveira F C C, Silva I R, Ferreira G W D, et al. Contribution of *Eucalyptus* harvest residues and nitrogen fertilization to carbon stabilization in ultisols of southern Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2018, 42: e0160340
- [17] Maier C A, Johnsen K H, Dougherty P, et al. Effect of harvest residue management on tree productivity and carbon pools during early stand development in a loblolly pine plantation. *Forest Science*, 2012, 58 (5): 430—445
- [18] Cheng X, Chen J, Luo Y, et al. Assessing the effects of short-term spartina alterniflora invasion on labile and recalcitrant c and n pools by means of soil fractionation and stable C and N isotopes. *Geoderma*, 2008, 145 (3/4): 177—184
- [19] Gillespie A W, Diachon A, Ma B L, et al. Nitrogen input quality changes the biochemical composition of soil organic matter stabilized in the fine fraction: A long-term study. *Biogeochemistry*, 2014, 117 (2): 337—350
- [20] Huang Z, Clinton P W, Davis M R. Post-harvest residue management effects on recalcitrant carbon pools and plant biomarkers within the soil heavy fraction in *Pinus radiata* plantations. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43 (2): 404—412
- [21] 李昌明, 王晓玥, 孙波. 基于固态-¹³C 核磁共振波谱研究植物残体分解和转化机制的进展. *土壤*, 2017, 49 (4): 658—664
Li C M, Wang X Y, Sun B. Advances in studying mechanisms of plant residue decomposition and turnover based on solid-state ¹³C nuclear magnetic resonance spectroscopy (In Chinese). *Soils*, 2017, 49 (4): 658—664
- [22] Geisseler D, Horwath W R, Scow K M. Soil moisture and plant residue addition interact in their effect on extracellular enzyme activity. *Pedobiologia*, 2011, 54 (2): 71—78
- [23] Adamczyk B, Adamczyk S, Kukkola M, et al. Logging residue harvest may decrease enzymatic activity of boreal forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 82: 74—80
- [24] Knelman J E, Graham E B, Trahan N A, et al. Fire severity shapes plant colonization effects on bacterial community structure, microbial biomass, and soil enzyme activity in secondary succession of a burned forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 90: 161—168
- [25] 刘俊第, 林威, 王玉哲, 等. 火烧对马尾松林土壤酶活性和有机碳组分的影响. *生态学报*, 2018, 38 (15): 5374—5382
Liu J D, Lin W, Wang Y Z, et al. Effects of fire on soil enzyme activities and organic carbon fractions in *Pinus massoniana* forest (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38 (15): 5374—5382
- [26] 靳振江, 李强, 黄静云, 等. 典型岩溶生态系统土壤酶活性、微生物数量、有机碳含量及其相关性——以丫吉岩溶试验场为例. *农业环境科学学报*, 2013, 32 (2): 307—313
Jin Z J, Li Q, Huang J Y, et al. Relationship among soil organic carbon, enzyme activities and microbial numbers in typical Karst ecosystem: A case study of Yaji Karst experimental site, China (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32 (2): 307—313
- [27] 赵晴. 吉林松原盐碱农田土壤理化性质和酶活性对有机碳的影响研究. 长春: 吉林大学, 2018
Zhao Q. The effect of soil physico-chemical properties and enzyme activities on soil organic carbon of Songyuan saline-alkali farmlands in Jilin Province (In Chinese). Changchun: Jilin University, 2018

Effects of Logging Residue on Composition of Soil Carbon and Activity of Related Enzymes in Soil of a Young Chinese Fir Plantation as Affected by Residue Handling Mode

WU Chuanjing GUO Jianfen[†] XU Enlan JIA Shuxian WU Dongmei

(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】 In this study, analysis was done of effects of logging residue on soil carbon composition and activity of related soil enzymes in different soil layers as affected by residue handling mode in the soil of a young Chinese fir plantation in the *Castanopsis kawakamii* Nature Reserve located in Sanming, Fujian, China.【Method】 Logging residue was handled in the following ways, i.e., residue retained (RR), residue removed (R) and residue burnt (RB). Soil organic carbon was divided into 3 fractions: labile C I (LP I -C), labile C II (LP II -C) and recalcitrant C (RP-C). Acidolytic organic carbon and residue of acidolysis was separated using two-step sulfuric acid hydrolysis. Activities of β -1, 4-glucosidase (β G) and cellobiohydrolase (CBH) were measured using a spectrophotometer at 410 nm with methylumbelliferone (MUB) as substrate, whereas activity of peroxidase (PER) was at 460 nm with L-dihydroxyphenylalanine (L-DOPA) as substrate. 【Result】 Results show: (1) RR significantly increased the content of soil organic carbon and those of its fractions. Treatment RR ($24.74 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) was significantly higher than Treatment R ($13.43 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) and Treatment RB ($20.14 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) in soil organic carbon content in the 0~10 cm soil layer. Treatment R (43.5%) was significantly higher than Treatment RR (32.6%) and Treatment RB (36.1%) in labile index of the soil organic carbon (ratio of the fraction of labile organic C to total organic C) ($P<0.05$). Treatment RR and Treatment RB (67.4% and 64%) was 1.2 and 1.1 times higher than Treatment R (56.52%), respectively, in soil organic carbon recalcitrance index. Obviously, Treatment RR and Treatment RB were quite similar in this aspect ($P>0.05$); (2) Treatment RR and Treatment RB did not differ much in soil organic carbon content in the 10~20 cm soil layer ($P>0.05$), but significantly higher than R ($10.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Treatment RR was the lowest in labile index and the highest in recalcitrance index. Labile index was higher in the 10~20 cm soil layer than in the 0~10 cm soil layer, while recalcitrant index was just contrary; (3) Treatment RR was higher than Treatment RB and R in activities of β G, CBH and PER. In Treatment RR, β G and CBH activities were significantly higher in the 0~10 cm soil layer than in the 10~20 cm soil layer, while in Treatment RB CBH activity was significantly higher in the 0~10 cm soil layer than in the 10~20 cm layer ($P<0.05$). In contrast, no significant differences were found in activity of the three enzymes between the two soil layers in Treatment R ($P>0.05$). (4) Correlation analysis shows that β G and CBH activities were significantly and positively related to contents of LP I -C and LP II -C, while PER activity was significantly related to content of RP-C. 【Conclusion】 Organic carbon content in the surface soil was significantly higher in Treatment RR than in Treatments R and RB. Contribution of RP-C to soil organic carbon was higher in Treatment RR than in Treatments R and RB, and soil enzyme activity was higher in Treatment RR than in the others. Therefore, it can be concluded that Treatment RR has some positive effects on soil organic carbon in content and stability, and hence improve soil nutrient availability and soil quality as well.

Key words Logging residue; Residue retained; Residue removed; Residue burnt; Soil carbon composition; Enzyme activity

(责任编辑：陈荣府)