

# 中亚热带植被恢复对土壤有机碳含量、碳密度的影响

辜翔<sup>1</sup> 张仕吉<sup>1</sup> 刘兆丹<sup>1</sup> 李雷达<sup>1</sup> 陈金磊<sup>1</sup> 王留芳<sup>1</sup> 方晰<sup>1,2,3\*</sup>

<sup>1</sup>中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004; <sup>2</sup>南方林业生态应用技术国家工程实验室, 长沙 410004; <sup>3</sup>湖南会同杉木林生态系统国家野外科学观测研究站, 湖南会同 438107

**摘要** 为揭示植被恢复对土壤有机碳(SOC)库的影响机制, 采用空间代替时间的方法, 以湘中丘陵区地域相邻、环境条件基本一致的櫟木(*Loropetalum chinense*)-南烛(*Vaccinium bracteatum*)-杜鹃(*Rhododendron simsii*)灌草丛(LVR)、櫟木-杉木(*Cunninghamia lanceolata*)-白栎(*Quercus fabri*)灌木林(LCQ)、马尾松(*Pinus massoniana*)-柯(又名石栎)(*Lithocarpus glaber*)-櫟木针阔混交林(PLL)和柯-红淡比(*Cleyera japonica*)-青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)常绿阔叶林(LAG)作为一个恢复演替序列, 设置固定样地, 采集0–10、10–20、20–30、30–40 cm土层土壤样品, 测定不同恢复阶段SOC含量( $C_{SOC}$ )和SOC密度( $D_{SOC}$ ), 通过主成分分析方法和逐步回归分析方法分析影响 $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 变化的主要因子。结果表明: (1)各土层 $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 随着植被恢复呈增加趋势, 且LAG显著高于其他3个恢复阶段。LAG 0–40 cm土层 $C_{SOC}$ 分别比LVR、LCQ、PLL增加12.5、9.3和4.7 g·kg<sup>-1</sup>, 分别提高了248.5%、113.1%和58.5%;  $D_{SOC}$ 分别增加67.1、46.1和32.5 t·C·hm<sup>-2</sup>, 分别提高了182.0%、79.7%和45.6%。(2)  $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 与群落植物多样性指数、群落总生物量、地上部分生物量、根系生物量、凋落物层现存量、凋落物层全氮(N)含量、凋落物层全磷(P)含量、土壤全磷(TP)、土壤有效磷(AP)含量、土壤C/N(除 $C_{SOC}$ 外)、C/P、N/P、<0.002 mm黏粒百分含量呈显著或极显著正相关关系, 与凋落物层C/N(除 $D_{SOC}$ 外)、凋落物层C/P、土壤pH值和土壤容重呈极显著负相关关系, 表明 $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 随着植被恢复的变化受到植被因子和土壤因子诸多因子的影响。其中, 土壤C/P、土壤pH值和凋落物层C/P对 $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 影响显著; 此外, <0.002 mm黏粒百分含量也显著影响着 $D_{SOC}$ , 而土壤C/P对 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 影响最显著。植被恢复过程中, 凋落物层C/P和土壤C/P、pH值、质地的变化是影响SOC库变化的重要因素。

**关键词** 湘中丘陵区; 植被恢复; 灌草丛; 灌木林; 针阔混交林; 常绿阔叶林; 植被因子; 土壤因子

辜翔, 张仕吉, 刘兆丹, 李雷达, 陈金磊, 王留芳, 方晰 (2018). 中亚热带植被恢复对土壤有机碳含量、碳密度的影响. 植物生态学报, 42, 595–608. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0021

## Effects of vegetation restoration on soil organic carbon concentration and density in the mid-subtropical region of China

GU Xiang<sup>1</sup>, ZHANG Shi-Ji<sup>1</sup>, LIU Zhao-Dan<sup>1</sup>, LI Lei-Da<sup>1</sup>, CHEN Jin-Lei<sup>1</sup>, WANG Liu-Fang<sup>1</sup>, and FANG Xi<sup>1,2,3\*</sup>

<sup>1</sup>School of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China; <sup>2</sup>National Engineering Laboratory of South China Forestry Ecology Applicable Technologies, Changsha 410004, China; and <sup>3</sup>Huitong National Field Station for Scientific Observation and Research of Chinese Fir Plantation Ecosystem of Hunan Province, Huitong, Hunan 438107, China

### Abstract

**Aims** Vegetation restoration plays an important role in the accumulation and storage of soil organic carbon (SOC). Our objectives were to investigate the effects of vegetation restoration on SOC and to explain the underlying mechanisms of carbon sequestration during vegetation restoration in the mid-subtropical China.

**Methods** According to the disturbance intensity and the degree of restoration, we used the space-for-time substitution method by selecting four different types of vegetation communities, composed of *Loropetalum chinense*-*Vaccinium bracteatum*-*Rhododendron simsii* scrub-grass-land (LVR), *Loropetalum chinense*-*Cunninghamia lanceolata*-*Quercus fabri* shrubbery (LCQ), *Pinus massoniana*-*Lithocarpus glaber*-*Loropetalum chinense* coniferous-broad leaved mixed forest (PLL), and *Lithocarpus glaber*-*Cleyera japonica*-*Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad-leaved forest (LAG) to represent the successional sequence in the secondary forests in Changsha

收稿日期Received: 2018-01-15 接受日期Accepted: 2018-05-09

基金项目: 国家林业公益性行业科研专项(201504411)和国家自然科学基金项目(30771720和31170426)。Supported by the National Forestry Public Welfare Industry Research Project (201504411), and the National Natural Science Foundation of China (30771720 and 31170426).

\* 通信作者Corresponding author (fangxizhang@sina.com)

County, Hunan Province, China. Permanent plots were established in each vegetation communities. Soil samples (0–40 cm) were collected and divided into four layers (0–10, 10–20, 20–30 and 30–40 cm). Soil organic carbon concentration ( $C_{SOC}$ ) and soil organic carbon density ( $D_{SOC}$ ) were measured. The main influencing factors on  $C_{SOC}$  and  $D_{SOC}$  were analyzed with Principal Component Analysis and Stepwise Regressions Analysis.

**Important findings** 1) Along vegetation restoration,  $C_{SOC}$  and  $D_{SOC}$  increased dramatically. The  $C_{SOC}$  was the highest in LAG, which was 12.5, 9.3 and 4.7  $g \cdot kg^{-1}$  higher than in LVR, LCQ and PLL in 0–40 cm soil depth, increasing by 248.5%, 113.1% and 58.5%, respectively. The increments of  $D_{SOC}$  in LAG at 0–40 cm soil depth were 67.1, 46.1 and 32.5  $t \cdot C \cdot hm^{-2}$ , and increased by 182.0%, 79.7% and 45.6% compared to  $D_{SOC}$  in LVR, LCQ and PLL, respectively. 2) Correlation analysis showed that  $C_{SOC}$  and  $D_{SOC}$  were strongly and positively correlated with species diversity index, community total biomass, aboveground biomass, root biomass, existing biomass in litter layer, nitrogen (N), phosphorus (P) concentration in litter layer, soil total P, soil available P, soil C/N ratio (except  $C_{SOC}$ ), soil C/P ratio, soil N/P ratio and percentage of soil clay (< 0.002 mm), but significantly and negatively correlated with C/N in litter layer (except  $D_{SOC}$ ), C/P in litter layer, soil pH and soil bulk density, suggesting that the differences in  $C_{SOC}$  and  $D_{SOC}$  under different vegetation stages were related to both vegetation and soil properties. 3) The results of principal component analysis and stepwise regression analysis revealed that soil C/P, pH, concentration of soil clay (except  $C_{SOC}$ ) and C/P in litter layer were the dominant factors affecting  $C_{SOC}$  and  $D_{SOC}$  during vegetation restoration. Among them, soil C/P ratio ranked first. These results indicated that the differences in soil C/P ratio, pH, soil clay concentration and C/P in litter layer were responsible for the changes in SOC during vegetation restoration.

**Key words** central hilly area of Hunan Province; vegetation restoration; scrub-grass-land; shrubbery; coniferous-broad leaved mixed forest; evergreen broad-leaved forest; vegetation factor; soil factor

Gu X, Zhang SJ, Liu ZD, Li LD, Chen JL, Wang LF, Fang X (2018). Effects of vegetation restoration on soil organic carbon concentration and density in the mid-subtropical region of China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 595–608. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0021

森林土壤有机碳(SOC)库是森林生态系统碳库的重要组成部分, 其储量占森林生态系统碳库的2/3以上, 其微小变化将会影响陆地生态系统碳收支平衡和碳循环过程, 导致全球气候变化。此外, 森林SOC库与土壤物理、化学、生物学性质密切相关, 其质量和数量不仅能够反映森林土壤生产力, 还反映地上植物群落的空间分布和时间演替过程(龚伟等, 2008; 辜翔等, 2013)。森林SOC库在调节全球气候变化、维持全球碳平衡以及森林立地生产力等方面起着重要的作用(Post & Kwon, 2000; Wang & Hall, 2004; Reichstein *et al.*, 2013)。因此, 森林SOC库动态变化及其影响因素的研究仍然是全球森林生态系统碳循环研究的核心内容(Jha *et al.*, 2012)。

森林SOC主要分布在1 m深度的土壤层中, 对环境变化和人类活动干扰较敏感, 受到诸多因素(如地上植物群落组成结构(龚伟等, 2008; 辜翔等, 2013)、生物量(朱丽琴等, 2017)等生物因素, 地形(唐朋辉等, 2016)、气候(Zak *et al.*, 2008)、土壤理化性质(Grüneberg *et al.*, 2013)及水热条件(Harrison-Kirk *et al.*, 2013)等非生物因素)综合作用的影响。其中, 植被变化是影响SOC库存和积累的重要因素

(Wang *et al.*, 2011; Ramesh *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2015)。随着植被恢复, 植物种类组成结构的变化可显著改变凋落物的质量和数量(Ramesh *et al.*, 2015)、根构型及其分泌物(Liu *et al.*, 2014), 显著提高SOC的含量、密度、储量及其稳定性(Deng *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2015), 全球土壤退化损失的有机碳的60%–75%可重新固定(Lal, 1999); 天然植被恢复对SOC含量( $C_{SOC}$ )的影响比人工植被恢复更显著(郭胜利等, 2009); 原始红桦(*Betula albosinensis*)林SOC密度( $D_{SOC}$ )显著高于次生红桦林(唐朋辉等, 2016)。土壤类型是影响黄土高原地区 $D_{SOC}$ 和SOC储量的主要因素(付东磊等, 2014); 低温和潮湿环境更有利于SOC的积累(Wynn *et al.*, 2006); 土壤氮(N)是SOC保持和周转的主要影响因素(Weintraub & Schimel, 2003), N添加抑制森林SOC分解, 而磷(P)添加促进土壤SOC分解(Fisk *et al.*, 2015); 土壤颗粒组成在SOC固定、转化过程中起着重要作用(Grüneberg *et al.*, 2013)。近20多年来, 在生态系统尺度上, 森林SOC的研究报道已有很多, 但由于森林生态系统各因子之间相互作用的复杂性以及生物、非生物环境的异质性, 使得森林SOC的研究结果仍

存在许多不确定性,特别是有关SOC库动态变化的影响因子方面的研究。研究表明,森林 $C_{SOC}$ 与土壤pH值极显著负相关,土壤酸性越强,微生物活性越弱,致使SOC周转速率下降,越有利于SOC的积累(刘景双等, 2003; Jia *et al.*, 2005)。而美国湿润热带SOC与土壤pH值之间具有弱的负相关关系(Motavalli *et al.*, 1995); 陈璟和杨宁(2016)认为,森林演替过程中, $C_{SOC}$ 受土壤pH值变化的影响很小,SOC库不会因此发生较大改变。 $C_{SOC}$ 与凋落物层现存量的相关性随着森林演替而变小(孙宝伟等, 2013); 而黄宗胜等(2012)发现,地表凋落物层现存量随着森林演替减少,显著减慢了SOC分解释放 $CO_2$ 的速率,有利于SOC的积累。此外,对于植被恢复或森林演替过程中 $C_{SOC}$ 与土壤P含量(刘振花等, 2009; 孙伟军等, 2013)、C/N (Jia *et al.*, 2005; 张雪等, 2016)、水分(Jia *et al.*, 2005; Deng *et al.*, 2013)等因子关系的研究,不同研究的结果也存在较大差异。研究结果的不一致性并不仅仅是某一个因子造成的,其他SOC周转的控制因素(如植被类型及其种群组成结构、土壤微生物数量及种群组成、土壤质地及其水热状况等)也是造成这种差异的重要原因。因此研究SOC与植被因子、土壤因子之间的关系,有助于深入了解植被因子、土壤因子对SOC周转的影响方式,对于发展更加完善的SOC周转模型也是十分必要的。现有森林SOC动态的研究,主要集中在不同植被类型之间或不同土地利用类型之间SOC库、活性有机碳库的差异(龚伟等, 2008; 刘振花等, 2009; 辜翔等, 2013; 孙伟军等, 2013; 陈璟和杨宁, 2016; 唐朋辉等, 2016; 朱丽琴等, 2017),在影响机制方面的研究很少涉及森林 $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 动态与植被因子、土壤因子间的相互关系(王淑芳等, 2012)。

由于长期的人类干扰和集约的土地利用,中国亚热带地带性常绿阔叶林已遭到严重的破坏,生物多样性减少和生态功能退化,对区域生态安全和可持续发展构成了严重威胁。为保护生物多样性和提升森林生态系统功能,20世纪90年代以来,中国政府实施了天然林保护等一系列林业生态工程,使得该地区森林植被恢复迅速,形成了多种次生植物群落。在特定的土壤类型和气候条件下,根据干扰强度和恢复程度及其物种组成的差异,沿着恢复演替梯度,这些次生植物群落可以划分为灌草丛、次生灌木林、针阔混交次生林、落叶常绿阔叶混交林和

常绿阔叶林(Xiang *et al.*, 2016)。随着植被恢复演替,群落组成结构趋于复杂,生物量提高,凋落物、根系的数量和质量发生改变,直接影响土壤理化性质、微生物群落组成及其酶活性,从而改变SOC库组成及其稳定性(朱丽琴等, 2017)。森林植被恢复演替是森林生态系统固碳过程中重要的潜在碳汇(Fang *et al.*, 2001)。在特定的生物、气候条件下,SOC随着植被恢复演替达到相对稳定状态,SOC状况可用于评价森林生态系统植被恢复的效果(戴全厚等, 2008; 龚伟等, 2008)。然而在地域相邻、环境(土壤和气候)条件基本一致的区域,随着植被恢复演替,SOC库动态变化的研究尚相对缺乏,特别是植被因子和土壤因子相互作用对森林SOC库动态变化的综合影响研究更少,对阐明亚热带天然林保护与恢复,人工林经营对森林SOC库动态、土壤肥力演变的影响机制带来一定局限性。为此,本研究根据人为干扰强度和植被恢复程度及其树种组成的差异,以湘中丘陵区地域相邻,土壤、气候条件基本一致的4种植物群落: 榿木(*Loropetalum chinense*)-南烛(*Vaccinium bracteatum*)-杜鹃(*Rhododendron simsii*)灌草丛、榿木-杉木(*Cunninghamia lanceolata*)-白栎(*Quercus fabri*)灌木林、马尾松(*Pinus massoniana*)-柯(又名石栎)(*Lithocarpus glaber*)-榿木针阔混交林和柯-红淡比(*Cleyera japonica*)-青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)常绿阔叶林作为一个植被恢复演替序列,研究随着植被恢复 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 的动态变化,植被因子和土壤因子共同作用对SOC库的综合影响,探寻植被恢复过程中影响SOC库动态变化的主要因子,揭示亚热带森林植被恢复演替对SOC库动态变化的影响机制,为该区域森林土壤碳吸存潜力评价提供基础数据,为亚热带乃至全国森林植被恢复和保护提供科学依据。

## 1 研究地概况

研究地设在湖南省长沙县(113.28°–113.45° E, 28.38°–28.40° N),地处幕连九山脉中支连云山脉的余脉,属于典型低山丘陵区,地形起伏较大,海拔55–550 m,坡度多在20°–30°;为中亚热带东南季风湿润气候,年平均气温17 °C,极端高温为40 °C(7–8月份),极端低温–11 °C(1月份),无霜期216–269天,雨量充沛,相对湿度较大,年降水量1412–1559 mm,主要集中于4–7月份,平均年日照

时间1 440 h。土壤以板岩和页岩发育而成的酸性红壤为主, 地带性植被为亚热带常绿阔叶林, 由于人为干扰(采伐、火烧和放牧)频繁, 强度各异, 原生地带性森林植被破坏比较严重。20世纪90年代初开始实施封山育林, 形成了多个处于不同恢复演替阶段的植物群落(灌草丛、灌木林、针阔混交林和常绿阔叶林), 为开展中亚热带森林植被恢复演替研究提供了良好的场所。

## 2 研究方法

### 2.1 样地设置和群落调查

2015年10月, 采用时空替代法, 按照亚热带森林群落自然演替进程, 根据人为干扰程度、植被恢复程度及其群落树种组成, 选择地域相邻、海拔、坡度、坡向以及土壤和气候条件基本一致的櫟木-南烛-杜鹃灌草丛(LVR)、櫟木-杉木-白栎灌木林(LCQ)、马尾松-柯-櫟木针阔混交林(PLL)和柯-红淡比-青冈常绿阔叶林(LAG)构成一个植被恢复演替序列, 并设置长期定位观测样地。LVR群落设置4个20 m × 20 m样地, LCQ群落设置3个20 m × 20 m样地, PLL和LAG群落均设置3个30 m × 30 m样地。4个不同恢复演替阶段植物群落的基本概况如下:

(1) LVR (恢复早期阶段): 1965年天然常绿阔叶林采伐后, 炼山、人工整地, 1966年营造马尾松人工林, 无施肥历史, 1990年马尾松人工林皆伐。1991年以来, 不断受到砍杂、火烧、放牧等人为干扰, 2012年停止人为干扰, 让其自然恢复, 现为灌草丛群落。

(2) LCQ (恢复中期I阶段): 1965年天然常绿阔叶林采伐后, 炼山、人工整地, 1966年营造杉木人工林, 无施肥历史, 1989–1990年杉木人工林皆伐。之后每隔3–5年对群落择伐一次, 2004年停止择伐, 让其自然恢复, 现为灌木林群落。

(3) PLL (恢复中期II阶段): 20世纪60年代末天然常绿阔叶林采伐后自然恢复为马尾松针阔混交林群落。

(4) LAG (恢复后期阶段): 长期以来无明显人为干扰, 保存比较完好的常绿阔叶林群落, 群落结构相对稳定, 林龄80–90年。

群落调查采用样方调查法, 所有植物均鉴定到种, 于2016年10–11月落叶树种落叶前完成。(1)在LVR样地, 沿对角线均匀设置4个2 m × 2 m样方调查灌木层、草本层植物, 记录植物名称、株数、多

度、盖度、平均高度和生活型等。(2)在LCQ样地, 沿对角线均匀设置4个5 m × 5 m样方调查灌木层植物, 记录植物名称、株数、多度、盖度、树高和生活型, 对树高高于1.5 m的灌木, 按照一定顺序编号挂牌, 测定胸径(DBH)、树高、冠幅、枝下高和健康状态; 对树高低于1.5 m的灌木, 测定地径和树高; 草本层植物调查方法与LVR样地草本层植物调查方法相同。(3)在PLL和LAG样地, 对树高高于1.5 m的木本植物, 按照一定顺序编号挂牌, 记录植物名称及其所在层次, 测定胸径、树高、冠幅、活枝下高和健康状态; 灌木层和草本层植物调查方法与LCQ样地灌木层和草本层植物的调查方法相同。

计算4个植物群落木本植物的密度、平均胸径、平均树高、Shannon-Wiener多样性指数等特征指标。4个植物群落的基本特征及其主要树种组成如表1所示。

### 2.2 生物量的测定方法

在样地群落调查基础上, 采用收获法和建立主要树种各器官生物量相对生长方程测算生物量, 于2016年10–11月落叶树种落叶前完成样地群落生物量的测定。在LVR的4个样地边界外围分别设置4个2 m × 2 m样方, 收割样方内的全部植物, 将同种灌木植物分为果、叶、枝、茎(干)和根, 同种藤本植物分为果、叶、茎和根, 同种草本植物分为地上部分和地下部分, 称鲜质量后分别选择分析样品; 在每个样地的对角线均匀布置3个1 m × 1 m样方, 收集样方内的全部凋落物, 称湿质量后选择分析样品; 根据分析样品85 °C烘干后的含水率, 计算各样方的干物质量, 估算样地单位面积的群落生物量。

在LCQ样地, 利用群落调查数据, 分别计算每个样地树高高于1.5 m的每种灌木平均胸径和平均树高, 确定为平均标准木, 在相应样地边界外围, 每种灌木分别选择3株平均标准木, 采用收获法测定各株平均标准木各组分(果、叶、枝、干和根)鲜质量后选择分析样品; 根据分析样品室内85 °C烘干后的含水率, 计算各树种各组分的生物量, 建立各树种各组分生物量相对生长方程, 计算各种灌木单株生物量; 树高低于1.5 m的灌木层、藤本层、草本层和凋落物层生物量的测定方法与LVR样地相同; 结合样地群落调查数据, 估算样地单位面积群落生物量。

在PLL和LAG样地: 利用群落调查数据, 分别

表1 不同植被恢复阶段样地的基本特征  
Table 1 Stand characteristics at different stages during vegetation restoration

恢复阶段 Restoration stage	优势植物 Dominant plants	组成比例 Composition proportion (%)	木本植物密度 Density of woody plants (trees·hm <sup>-2</sup> )	多样性 指数 Diversity index	重要值 Important value (%)	平均胸径 Average DBH (cm)	平均树高 Average tree height (m)	海拔 Elevation (m)	坡向 Slope aspect	坡度 Slope
桤木-南烛-杜鹃灌草丛 LVR	桤木 <i>Loropetalum chinense</i>	34.48	18 125	0.87	27.46	—	0.85 (0.3–1.8)	120–131	东南 Southeast	18°
	南烛 <i>Vaccinium bracteatum</i>	21.55			18.96					
	杜鹃 <i>Rhododendron simsii</i>	12.07			14.00					
	白栎 <i>Quercus fabri</i>	7.76			10.66					
	板栗 <i>Castanea mollissima</i>	5.17			2.72					
	其他(8种) Others (8 species)	18.97			26.20					
桤木-杉木-白栎灌木林 LCQ	桤木 <i>Loropetalum chinense</i>	17.47	7 633	1.06	22.02	2.74 (1.0–9.8)	3.37 (1.5–6.5)	120–135	西北 Northwest	22°
	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	14.85			13.16					
	白栎 <i>Quercus fabri</i>	12.66			11.10					
	南烛 <i>Vaccinium bracteatum.</i>	12.66			9.26					
	木姜子 <i>Litsea spp.</i>	11.35			10.13					
	其他(16种) Others (16 species)	31.01			34.43					
马尾松-柯-桤木针阔混交林 PLL	马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	39.69	17 629	1.91	45.34	5.70 (1.0–28.0)	6.54 (1.5–20.0)	135–160	西南 Southwest	20°
	柯 <i>Lithocarpus glaber</i>	25.52			13.87					
	桤木 <i>Loropetalum chinense</i>	11.06			7.43					
	红淡比 <i>Cleyera japonica</i>	3.59			4.11					
	连蕊茶 <i>Camellia cuspidata</i>	3.11			4.02					
	其他(22种) Others (22 species)	17.03			25.23					
柯-红淡比-青冈常绿阔叶林 LAG	柯 <i>Lithocarpus glaber</i>	38.78	19 970	2.29	25.75	5.63 (1.0–40.0)	5.75 (1.5–20.0)	200–260	东南 Southeast	22°
	红淡比 <i>Cleyera japonica</i>	18.70			11.05					
	青冈 <i>Cyclobalanopsis glauca</i>	5.82			8.90					
	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	5.36			6.14					
	格药桉 <i>Eurya muricata Dunn</i>	5.06			5.73					
	其他(31种) Others (31 species)	26.28			42.44					

括号内的数据为每个群落中树木胸径或树高的变化范围。  
Values in parenthesis are the range of tree diameter at breast height (DBH) or height of each forest. LAG, *Lithocarpus glaber*-*Cleyera japonica*-*Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad-leaved forest; LCQ, *Loropetalum chinense*-*Cunninghamia lanceolata*-*Quercus fabri* shrubbery; LVR, *Loropetalum chinense*-*Vaccinium bracteatum*-*Rhododendron simsii* scrub-grass-land; PLL, *Pinus massoniana*-*Lithocarpus glaber*-*Loropetalum chinense* coniferous-broad leaved mixed forest.

计算每个样地每种优势树种的平均胸径和平均树高, 确定为平均标准木, 在相应样地边界外围, 每种优势树种分别选择3株平均标准木, 按“分层切割法”在1.3、3.6 m处和以后2 m为1个区锯断, 树梢部分不足2 m的作梢头处理, 分别测定每株平均标准木叶、枝和干的鲜质量和选择分析样品; 树根生物量采用“挖掘法”测定, 以树桩为中心在1.5 m半径范围内进行圆柱形挖掘, 深度直至挖出完整的主根, 按细根(< 0.2 cm)、小根(0.2–0.5 cm)、粗根(0.5–2.0 cm)、大根(> 2.0 cm)和根头, 测定树根鲜质量和选择分析样品; 根据分析样品室内85 °C烘干后的含水率, 计算各树种各组分的生物量, 建立各树种组分生物量相对生长方程, 估算各树种单株生物量; PLL和LAG样地林下灌木层、藤本层、草本层和凋落物层生物量的测定方法与LVR样地相同; 结合样地群落调查数据, 估算样地单位面积群落生物量。

4个群落的生物量特征如表2所示。

2.3 凋落物层有机碳、全氮、全磷含量的分析方法

凋落物层分析样品烘干称干质量后, 经植物粉碎机磨碎, 过60目筛孔保存于样品瓶中, 用于测定养分含量的各项指标。凋落物层分析样品中有机碳含量用重铬酸钾-浓硫酸容量法测定, 全氮含量用K9840自动凯氏定氮仪(山东海能科学仪器有限公司, 济南)测定, 全磷含量用碱熔-钼锑抗比色法测定, 每个分析样品平行测定2次, 取平均值作为该样品的最终测定结果。4个植物群落凋落物层的养分特征如表2所示。

2.4 土壤样品的采集、处理和分析方法

完成凋落物层分析样品采集后, 在1 m × 1 m样方内挖掘土壤剖面, 按0–10、10–20、20–30、30–40 cm分层, 从下而上采集土壤样品, 同时用环刀法测定土壤容重。土壤样品室内自然风干, 去除

植物根系、动物残体、石砾等杂质后,将同一样地3个样方相同土层的土壤样品等质量混合为1个样品,再分成3份磨碎,分别过2、1、0.25 mm土壤筛,分别用于测定土壤颗粒组成、pH值、速效磷(AP)含量、SOC、全氮(TN)和全磷(TP)含量。

土壤颗粒组成用吸管法测定;pH值按土水质量比1:2.5,用pH计法测定; $C_{SOC}$ 用重铬酸钾-浓硫酸滴定法测定;全氮含量用K9840自动凯氏定氮仪测定,

TP用碱熔-钼锑抗比色法测定;AP用双酸浸提紫外可见分光光度比色法(UV-5100B,上海元析仪器有限公司,上海)测定。4个植物群落的土壤理化性质如表3所示。

2.5 数据处理

各土层 $D_{SOC}$ 用如下公式计算:

$$D_{SOCi} = C_{SOCi} \times BD_i \times H_i \times 10^{-1}$$

式中,  $D_{SOCi}$ 为第*i*土层SOC密度( $t \cdot C \cdot hm^{-2}$ ),  $C_{SOCi}$ 为第*i*

表2 不同植被恢复阶段的群落生物量和凋落物层养分特征(平均值±标准偏差)

Table 2 Plant community biomass and nutrient characteristics of litter layer at different stages during vegetation restoration (mean ± SD)

恢复阶段 Restora- tion stage	群落总生物量 Community total biomass ( $kg \cdot hm^{-2}$ )	地上部分 生物量 Aboveground biomass ( $kg \cdot hm^{-2}$ )	根系生物量 Root biomass ( $kg \cdot hm^{-2}$ )	凋落物层 现存量 Existing biom- ass in litter lay- er ( $kg \cdot hm^{-2}$ )	凋落物层 C含量 C concentra- tion in litter layer ( $g \cdot kg^{-1}$ )	凋落物层 N含量 N concentra- tion in litter layer ( $g \cdot kg^{-1}$ )	凋落物层 P含量 P concentra- tion in litter layer ( $g \cdot kg^{-1}$ )	凋落物层 C/N比 C/N ratio in litter layer	凋落物层 C/P比 C/P ratio in litter layer	凋落物层 N/P比 N/P ratio in litter layer
LVQ	5 185.4 ± 2 702.5 <sup>a</sup>	2 244.5 ± 1 153.9 <sup>a</sup>	2 029.6 ± 1 515.7 <sup>a</sup>	911.4 ± 653.9 <sup>a</sup>	315.8 ± 25.3 <sup>ac</sup>	9.84 ± 0.3 <sup>a</sup>	0.30 ± 0.02 <sup>a</sup>	35.8 ± 2.6 <sup>a</sup>	1532.2 ± 95.2 <sup>a</sup>	41.5 ± 2.9 <sup>a</sup>
LCQ	2 0591.5 ± 9 728.9 <sup>b</sup>	10 346.7 ± 7 143.2 <sup>b</sup>	5 443.0 ± 3 467.5 <sup>a</sup>	4 801.8 ± 1 030.2 <sup>b</sup>	277.2 ± 33.3 <sup>a</sup>	11.2 ± 0.9 <sup>a</sup>	0.34 ± 0.03 <sup>ab</sup>	26.0 ± 0.2 <sup>b</sup>	914.2 ± 69.4 <sup>b</sup>	35.7 ± 3.6 <sup>a</sup>
PLL	129 112.7 ± 19 713.5 <sup>c</sup>	107 692.6 ± 16 361.6 <sup>c</sup>	16 332.9 ± 3 047.6 <sup>b</sup>	5 087.2 ± 1 246.1 <sup>b</sup>	424.1 ± 8.6 <sup>b</sup>	11.5 ± 0.5 <sup>a</sup>	0.33 ± 0.05 <sup>ab</sup>	38.0 ± 1.6 <sup>a</sup>	1389.7 ± 227.9 <sup>ab</sup>	36.6 ± 4.4 <sup>a</sup>
LAG	148 975.4 ± 43 906.4 <sup>c</sup>	120 695.2 ± 13 647.7 <sup>c</sup>	24 400.4 ± 5 124.8 <sup>c</sup>	3 879.8 ± 1 171.5 <sup>b</sup>	332.3 ± 53.9 <sup>c</sup>	14.0 ± 0.2 <sup>b</sup>	0.38 ± 0.04 <sup>b</sup>	23.9 ± 3.5 <sup>b</sup>	953.1 ± 44.6 <sup>b</sup>	40.3 ± 4.0 <sup>a</sup>

LVQ、LCQ、PLL、LAG同表1。不同字母表示不同恢复阶段之间差异显著( $p < 0.05$ )。

See Table 1 for LVQ, LCQ, PLL, LAG. Different letters indicate significant differences among different vegetation restoration stages ( $p < 0.05$ ).

表3 不同植被恢复阶段土壤的理化性质(平均值±标准偏差)

Table 3 Soil physicochemical properties at different stages during vegetation restoration (mean ± SD)

恢复 阶段 Rest- oration stage	土层 深度 Soil layer (cm)	容重 Bulk density ( $g \cdot cm^{-3}$ )	0.05–2 mm 砂粒百分含量 Soil sand (0.05–2 mm) percentage (%)	0.002–0.05 mm 粉粒百分含量 Soil silt (0.002– 0.05 mm) percentage (%)	<0.002 mm 黏粒百分含量 Soil clay (<0.002 mm) percentage (%)	pH	TP ( $g \cdot kg^{-1}$ )	AP ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	C/N	C/P	N/P
LVR	0–10	1.4 ± 0.2 <sup>Aa</sup>	43.6 ± 4.8 <sup>Aa</sup>	44.7 ± 6.4 <sup>Aa</sup>	11.7 ± 4.6 <sup>Aa</sup>	4.5 ± 0.2 <sup>Aa</sup>	0.17 ± 0.16 <sup>Aa</sup>	2.1 ± 0.7 <sup>Aa</sup>	22.4 ± 12.5 <sup>Aa</sup>	109.1 ± 44.7 <sup>Aa</sup>	5.3 ± 2.4 <sup>Aa</sup>
	10–20	1.5 ± 0.1 <sup>Aab</sup>	39.5 ± 4.1 <sup>Aa</sup>	57.0 ± 5.2 <sup>Ab</sup>	3.5 ± 1.1 <sup>Ab</sup>	4.7 ± 0.2 <sup>Ab</sup>	0.12 ± 0.03 <sup>Ab</sup>	1.4 ± 0.6 <sup>Ab</sup>	20.0 ± 9.3 <sup>Ab</sup>	59.5 ± 51.4 <sup>Ab</sup>	3.3 ± 3.0 <sup>Ab</sup>
	20–30	1.5 ± 0.1 <sup>Aab</sup>	42.0 ± 5.6 <sup>Aa</sup>	56.5 ± 6.2 <sup>Ab</sup>	2.7 ± 0.9 <sup>Ab</sup>	4.8 ± 0.2 <sup>Ab</sup>	0.11 ± 0.04 <sup>Ab</sup>	1.3 ± 0.5 <sup>Ab</sup>	17.7 ± 9.5 <sup>Ab</sup>	42.9 ± 40.9 <sup>Ab</sup>	2.5 ± 2.2 <sup>Ab</sup>
	30–40	1.5 ± 0.1 <sup>Ab</sup>	43.1 ± 5.6 <sup>Aa</sup>	54.4 ± 6.1 <sup>ACb</sup>	2.5 ± 0.6 <sup>Ab</sup>	5.0 ± 0.2 <sup>Ac</sup>	0.11 ± 0.04 <sup>Ab</sup>	1.2 ± 0.5 <sup>Ab</sup>	13.7 ± 7.7 <sup>ABb</sup>	30.5 ± 37.4 <sup>Ab</sup>	2.5 ± 2.5 <sup>Ab</sup>
LCQ	0–10	1.4 ± 0.1 <sup>Ab</sup>	67.9 ± 2.1 <sup>Ba</sup>	21.6 ± 2.5 <sup>Ba</sup>	10.6 ± 2.4 <sup>Aa</sup>	4.8 ± 0.2 <sup>Ba</sup>	0.12 ± 0.03 <sup>Aa</sup>	2.6 ± 1.1 <sup>ABa</sup>	17.7 ± 6.8 <sup>Aa</sup>	164.4 ± 45.5 <sup>Ba</sup>	10.0 ± 3.1 <sup>Ba</sup>
	10–20	1.6 ± 0.1 <sup>Ab</sup>	60.1 ± 11.1 <sup>Bb</sup>	27.2 ± 9.1 <sup>Bb</sup>	12.9 ± 5.0 <sup>Ba</sup>	4.9 ± 0.2 <sup>ABab</sup>	0.10 ± 0.03 <sup>Ab</sup>	1.9 ± 0.6 <sup>Bab</sup>	16.3 ± 4.6 <sup>ABab</sup>	90.2 ± 29.9 <sup>Bb</sup>	6.0 ± 2.8 <sup>Bb</sup>
	20–30	1.6 ± 0.1 <sup>Ab</sup>	63.3 ± 3.9 <sup>Bab</sup>	26.0 ± 4.9 <sup>Bab</sup>	10.7 ± 3.5 <sup>Ba</sup>	5.0 ± 0.2 <sup>ABb</sup>	0.09 ± 0.02 <sup>Ab</sup>	1.9 ± 0.7 <sup>Bb</sup>	17.0 ± 7.5 <sup>ABab</sup>	72.4 ± 47.2 <sup>Bb</sup>	4.8 ± 2.8 <sup>ABc</sup>
	30–40	1.7 ± 0.0 <sup>Bb</sup>	63.4 ± 3.7 <sup>Bab</sup>	25.8 ± 5.0 <sup>Bab</sup>	10.8 ± 3.4 <sup>Ba</sup>	5.1 ± 0.2 <sup>Ab</sup>	0.10 ± 0.03 <sup>Ab</sup>	1.6 ± 0.7 <sup>ABb</sup>	12.5 ± 3.2 <sup>Ab</sup>	40.7 ± 17.7 <sup>ABc</sup>	3.5 ± 1.6 <sup>ABc</sup>
PLL	0–10	1.2 ± 0.3 <sup>Aa</sup>	49.0 ± 18.5 <sup>Aa</sup>	35.2 ± 14.0 <sup>Ca</sup>	15.8 ± 6.3 <sup>Ba</sup>	4.4 ± 0.2 <sup>Ba</sup>	0.15 ± 0.05 <sup>Aa</sup>	2.5 ± 0.9 <sup>ABa</sup>	21.5 ± 3.4 <sup>Aa</sup>	217.6 ± 54.6 <sup>Ca</sup>	10.2 ± 2.7 <sup>Ba</sup>
	10–20	1.4 ± 0.2 <sup>Aa</sup>	45.2 ± 19.3 <sup>Aa</sup>	43.3 ± 18.0 <sup>Ca</sup>	11.6 ± 8.3 <sup>Ba</sup>	4.5 ± 0.3 <sup>Bab</sup>	0.13 ± 0.06 <sup>Aa</sup>	2.0 ± 0.4 <sup>BCab</sup>	20.1 ± 6.5 <sup>Aab</sup>	103.6 ± 33.3 <sup>Bb</sup>	5.5 ± 2.1 <sup>Bb</sup>
	20–30	1.5 ± 0.2 <sup>Aa</sup>	43.0 ± 18.2 <sup>Aa</sup>	45.6 ± 19.4 <sup>Ca</sup>	11.5 ± 6.8 <sup>Ba</sup>	4.6 ± 0.3 <sup>Bab</sup>	0.11 ± 0.06 <sup>Aa</sup>	1.7 ± 0.8 <sup>ABb</sup>	16.6 ± 4.9 <sup>ABb</sup>	72.7 ± 26.5 <sup>Bc</sup>	4.5 ± 1.7 <sup>Bbc</sup>
	30–40	1.5 ± 0.1 <sup>Aa</sup>	41.2 ± 18.7 <sup>Aa</sup>	48.8 ± 19.7 <sup>Aa</sup>	10.1 ± 7.9 <sup>Ba</sup>	4.7 ± 0.3 <sup>Ab</sup>	0.13 ± 0.08 <sup>Aa</sup>	2.0 ± 1.5 <sup>Bab</sup>	17.1 ± 5.6 <sup>Bb</sup>	46.8 ± 22.4 <sup>ABc</sup>	3.1 ± 2.1 <sup>Ac</sup>
LAG	0–10	1.3 ± 0.1 <sup>Aa</sup>	26.1 ± 7.4 <sup>Ca</sup>	56.5 ± 8.4 <sup>Da</sup>	17.4 ± 4.2 <sup>Ba</sup>	4.4 ± 0.3 <sup>Ca</sup>	0.25 ± 0.05 <sup>Ba</sup>	2.8 ± 0.9 <sup>Ba</sup>	16.5 ± 2.9 <sup>Aa</sup>	151.4 ± 55.8 <sup>Ba</sup>	8.6 ± 3.7 <sup>Ba</sup>
	10–20	1.4 ± 0.0 <sup>Ab</sup>	20.1 ± 3.6 <sup>Cb</sup>	61.2 ± 4.8 <sup>Dab</sup>	18.8 ± 4.8 <sup>Ca</sup>	4.6 ± 0.2 <sup>Ca</sup>	0.20 ± 0.04 <sup>Bb</sup>	2.5 ± 0.9 <sup>Cab</sup>	13.2 ± 1.2 <sup>Bb</sup>	84.7 ± 27.3 <sup>ABb</sup>	6.5 ± 2.1 <sup>Bb</sup>
	20–30	1.5 ± 0.0 <sup>Ab</sup>	21.8 ± 5.2 <sup>Cab</sup>	62.9 ± 5.0 <sup>Ab</sup>	15.3 ± 4.3 <sup>Cab</sup>	4.6 ± 0.2 <sup>Ca</sup>	0.19 ± 0.04 <sup>Bb</sup>	2.0 ± 1.0 <sup>Bb</sup>	11.9 ± 1.6 <sup>Bb</sup>	67.4 ± 25.0 <sup>ABb</sup>	5.6 ± 1.8 <sup>Bb</sup>
	30–40	1.5 ± 0.0 <sup>Ab</sup>	23.9 ± 6.3 <sup>Cab</sup>	62.5 ± 7.3 <sup>Cb</sup>	13.6 ± 4.5 <sup>Bb</sup>	4.6 ± 0.3 <sup>Ca</sup>	0.20 ± 0.05 <sup>Bb</sup>	1.9 ± 0.9 <sup>ABb</sup>	12.0 ± 1.7 <sup>Ab</sup>	63.3 ± 31.3 <sup>Bb</sup>	5.2 ± 2.4 <sup>Bb</sup>

AP, 土壤速效磷含量; C/N, 土壤碳氮比; C/P, 土壤碳磷比; N/P, 土壤氮磷比; pH, 土壤pH值; TP, 土壤全磷含量。恢复阶段同表1。不同大写字母表示同一土层不同恢复阶段之间差异显著( $p < 0.05$ ), 不同小写字母表示同一恢复阶段不同土层之间差异显著( $p < 0.05$ )。

AP, soil available phosphorus concentration; C/N, ratio of carbon to nitrogen in soil; C/P, ratio of carbon to phosphorus in soil; N/P, ratio of nitrogen to phosphorus in soil; pH, soil pH value; TP, soil total phosphorus concentration. See Table 1 for restoration stage. Different capital letters represent significant differences between different vegetation restoration stages in the same soil layer ( $p < 0.05$ ), and different lowercase letters indicate significant differences between different soil layers at the same vegetation restoration stage ( $p < 0.05$ ).

土层SOC含量( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),  $BD_i$ 为第 $i$ 土层容重( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ),  $H_i$ 为第 $i$ 土层厚度( $\text{cm}$ )。

运用SPSS 22.0统计软件进行数据统计分析, 运用SigmaPlot 12.5软件制图。所有数据均为平均值 $\pm$ 标准偏差。用单因素方差分析(ANOVA)的最小显著差数法(LSD,  $p < 0.05$ )分析不同恢复阶段、不同土层 $C_{\text{SOC}}$ 、 $D_{\text{SOC}}$ 、群落生物量(总生物量、地上部分生物量、根系生物量和凋落物层现存量)、凋落物层养分特征(C、N、P含量及C/N、N/P、C/P)和土壤理化性质(容重、颗粒组成、pH值、TP含量、AP含量、C/N、N/P和C/P)的差异显著性; 用Pearson相关系数分析 $C_{\text{SOC}}$ 和 $D_{\text{SOC}}$ 与植被因子和土壤因子的相关性; 用主成分分析方法分析影响研究地 $C_{\text{SOC}}$ 和 $D_{\text{SOC}}$ 变化的植被因子和土壤因子, 寻找影响 $C_{\text{SOC}}$ 和 $D_{\text{SOC}}$ 变化的主要因子; 用逐步回归分析对主成分分析得出的主要影响因子进行筛选, 方程引入变量的标准为变量 $F$ 值的 $p \leq 0.05$ , 剔除变量的标准为 $p > 0.1$ , 并采用统计量 $t$ 对回归方程进行检验, 从而筛选出对 $C_{\text{SOC}}$ 和 $D_{\text{SOC}}$ 影响最大的因素。

### 3 结果和分析

#### 3.1 SOC含量( $C_{\text{SOC}}$ )的变化

如图1所示, 各土层 $C_{\text{SOC}}$ 均随着植被恢复呈增加趋势, 且同一土层不同恢复阶段差异显著( $p < 0.05$ ), 0–10、10–20 cm土层LVR、LCQ与PLL、LAG差异显著( $p < 0.05$ ), 但LVR与LCQ, PLL与LAG差异不显著( $p > 0.05$ ); 20–30、30–40 cm土层LVR与LCQ、PLL、LAG, LCQ、PLL与LAG差异显著( $p < 0.05$ ); 0–40 cm土层, LAG与LVR、LCQ、PLL, PLL与LVR、LCQ差异显著( $p < 0.05$ ), 其中LAG比LVR、LCQ、PLL分别增加12.5、9.3和4.7  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 分别提高了248.5%、113.1%和58.5%, 表明植被恢复显著提高 $C_{\text{SOC}}$ , 增强土壤储碳能力。

不同植被恢复阶段 $C_{\text{SOC}}$ 均随着土壤深度增加而下降, 且0–10 cm土层显著高于其他3个土层( $p < 0.05$ ), 表明土层对 $C_{\text{SOC}}$ 也有一定的影响(图1)。

#### 3.2 SOC密度( $D_{\text{SOC}}$ )的变化

如图2所示, 各土层 $D_{\text{SOC}}$ 随着植被恢复的变化趋势与 $C_{\text{SOC}}$ 的变化趋势一致, 同一土层不同恢复阶段 $D_{\text{SOC}}$ 差异显著( $p < 0.05$ ), 且随着土壤深度增加, 不同恢复阶段之间的差异不减弱。LVR、LCQ、PLL和LAG 0–40 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 分别为36.8、57.8、71.4和

103.9  $\text{t}\cdot\text{C}\cdot\text{hm}^{-2}$ , LAG比LVR、LCQ和PLL分别增加67.1、46.1和32.5  $\text{t}\cdot\text{C}\cdot\text{hm}^{-2}$ , 分别提高了182.0%、79.7%和45.6% (图2), 表明土壤储碳能力随着植被恢复显著提高, 且不随着土壤深度增加而下降。

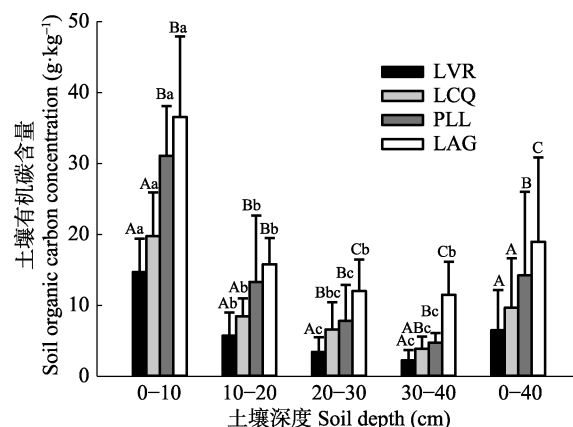


图1 不同植被恢复阶段的土壤有机碳含量(平均值 $\pm$ 标准偏差)。LAG, 柯-红淡比-青冈常绿阔叶林; LCQ, 榿木-杉木-白栎灌木林; LVR, 榿木-南烛-杜鹃灌草丛; PLL, 马尾松-柯-榿木针阔混交林。不同大写字母表示同一土层不同植被恢复阶段之间差异显著( $p < 0.05$ ), 不同小写字母表示同一植被恢复阶段不同土层之间差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 1 Soil organic carbon concentration at different stages during vegetation restoration (mean  $\pm$  SD). LVR, *Loropetalum chinense-Vaccinium bracteatum-Rhododendron simsii* scrub-grass-land; LCQ, *Loropetalum chinense-Cunninghamia lanceolata-Quercus fabri* shrubbery; PLL, *Pinus massoniana-Lithocarpus glaber-Loropetalum chinense* coniferous-broad leaved mixed forest; LAG, *Lithocarpus glaber-Cleyera japonica-Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad-leaved forest. Different capital letters represent significant differences among different vegetation restoration stages in the same soil layer ( $p < 0.05$ ), and different lower letters indicate significant differences among different soil layers at the same vegetation restoration stage ( $p < 0.05$ ).

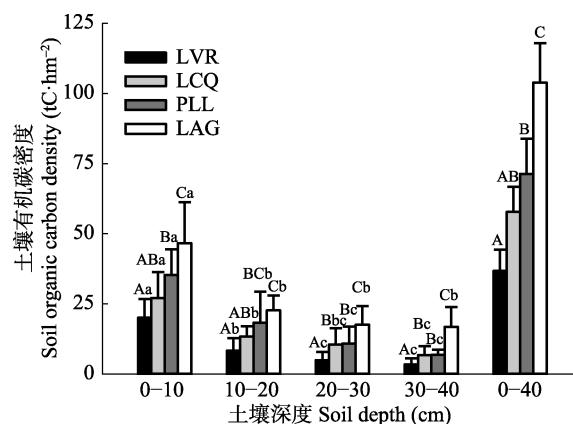


图2 不同植被恢复阶段的土壤有机碳密度(平均值 $\pm$ 标准偏差)。图注同图1。

Fig. 2 Soil organic carbon density at different stages during vegetation restoration (mean  $\pm$  SD). See Fig. 1 for notes.

同一植被恢复阶段 $D_{SOC}$ 均随着土壤深度增加而下降, 0–10 cm土层 $D_{SOC}$ 显著高于其他3个土层( $p < 0.05$ ), LVR、LCQ、PLL和LAG 0–20 cm土层 $D_{SOC}$ 分别占0–40 cm土层 $D_{SOC}$ 的77.3%、70.2%、75.2%和66.8% (图2), 表明SOC主要储存于0–20 cm土层中。

3.3  $C_{SOC}$ 、 $D_{SOC}$ 与植被因子、土壤因子的相关关系

Pearson相关性分析结果(表4, 表5)表明,  $C_{SOC}$ 与植物多样性指数、群落总生物量、地上部分生物量、根系生物量、凋落物层现存量、凋落物层N含量、凋落物层P含量、土壤TP含量、土壤AP含量、土壤C/N、C/P、N/P以及<0.002 mm黏粒百分含量呈显著( $p < 0.05$ )或极显著( $p < 0.01$ )正相关关系, 与凋落物层C/P、土壤pH值和容重呈极显著负相关关系( $p < 0.01$ )。表明 $C_{SOC}$ 随着植被恢复的变化受到植被因子和土壤因子等诸多因子的影响。

从表4和表5可以看出,  $D_{SOC}$ 与植物多样性指数、群落总生物量、地上部分生物量、根系生物量、凋落物层现存量、凋落物层N含量、凋落物层P含量、土壤TP含量、土壤AP含量、土壤C/P、N/P和<0.002 mm黏粒百分含量均呈显著( $p < 0.05$ )或极显著( $p < 0.01$ )正相关关系, 与凋落物层C/N、凋落物层C/P、土壤pH值和容重呈显著( $p < 0.05$ )或极显著( $p < 0.01$ )负相关关系。表明 $D_{SOC}$ 与 $C_{SOC}$ 一样受到植被因子和土壤理化性质等诸多因子的影响。

3.4  $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 影响因子的主成分分析

在自然条件下, 由于生态系统中影响 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 的各环境因子之间具有较强的相关性, 存在交

互作用(杜虎等, 2016)。为降低各因子间的多重共线性影响, 明确各因子的影响程度, 本研究通过主成分分析提取影响 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 变化的主要因子。分析结果(表6)表明, 在所有主成分中特征值大于1的主成分有5个, 其方差累计贡献率达到88.6%, 能反映不同因子对 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 影响的绝大部分信息。第1主成分与<0.002 mm黏粒百分含量、根系生物量、群落总生物量和地上部分生物量相关性较大, 方差贡献率达40.5%; 第2主成分与凋落物层C/P和土壤pH值有较大相关性, 方差贡献率为19.0%; 第3主成分与土壤C/P相关, 方差贡献率为15.1%; 第4主成分与凋落物层C含量相关, 方差贡献率为9.0%; 第5主成分与凋落物层N/P相关, 方差贡献率为5.0%。5个主成分中, 第1、2、3主成分反映的信息量占总信息量的74.6%, 可见, 植被恢复过程中 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 的变化与土壤<0.002 mm黏粒百分含量、根系生物量、群落总生物量、地上部分生物量、凋落物层C/P、土壤pH值、土壤C/P、凋落物层C含量及其N/P的变化密切相关。

3.5  $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 影响因子的逐步回归分析

由于仅仅分析其中单个因子的影响规律, 不能完全弄清各因子对 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 的影响机制, 为了揭示各因子对 $C_{SOC}$ 和 $D_{SOC}$ 影响的相对重要性, 对主成分分析得到的主要影响因子进行逐步回归分析, 并通过 $t$ 检验和 $F$ 检验, 分别得到 $C_{SOC}$ 与土壤C/P、pH值、凋落物层C/P的3个回归模型(表7)和 $D_{SOC}$ 与土壤C/P、<0.002 mm黏粒百分含量、pH值、凋落物层

表4 土壤有机碳含量( $C_{SOC}$ )、密度( $D_{SOC}$ )与植被因子的Pearson相关系数

Table 4 Pearson's correlation coefficient between soil organic carbon concentration ( $C_{SOC}$ ), density ( $D_{SOC}$ ) and vegetation factors

项目 Item	植物多样性 Species diversity index	群落总 生物量 Community total biomass	地上部分 生物量 Above- ground bio- mass	根系生 物量 Root biomass	凋落物层 现存量 Existing biomass in litter layer	凋落物层C 含量 C concentra- tion in litter layer	凋落物层N 含量 N concentra- tion in litter layer	凋落物层P 含量 P concentra- tion in litter layer	凋落物层 C/N比 C/N ratio in litter layer	凋落物层 C/P比 C/P ratio in litter layer	凋落物层 N/P比 N/P ratio in litter layer
$C_{SOC}$	0.293*	0.479**	0.473**	0.478**	0.456**	0.162	0.459**	0.378**	-0.240	-0.279*	-0.070
$D_{SOC}$	0.326*	0.476**	0.468**	0.495**	0.470**	0.102	0.496**	0.424**	-0.318*	-0.348*	-0.083

$n = 52$ . \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ .

表5 土壤有机碳含量( $C_{SOC}$ )、密度( $D_{SOC}$ )与土壤因子的Pearson相关系数

Table 5 Pearson's correlation coefficient between soil organic carbon concentration ( $C_{SOC}$ ), density ( $D_{SOC}$ ) and soil factors

项目 Item	容重 Bulk density	0.05–2 mm 砂粒百分含量 Soil sand percentage (0.05–2 mm)	0.002–0.05 mm 粉粒百分含量 Soil silt percentage (0.002–0.05 mm)	<0.002 mm 黏粒百分含量 Soil clay percentage (<0.002 mm)	pH	TP	AP	C/N	C/P	N/P
$C_{SOC}$	-0.678**	-0.246	0.027	0.637**	-0.666**	0.568**	0.727**	0.277*	0.792**	0.780**
$D_{SOC}$	-0.551**	-0.209	-0.007	0.623**	-0.623**	0.564**	0.752**	0.2430	0.796**	0.811**

$n = 52$ . \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ . AP、C/N、C/P、N/P、pH、TP 同表3。

See Table 3 for AP、C/N、C/P、N/P、pH、TP.



表6 植被因子和土壤因子主成分载荷矩阵、特征值及贡献率  
Table 6 The principle component loading matrix, eigenvalue, contribution rate for vegetation and soil factors

因子 Factor	主成分 Component				
	1	2	3	4	5
植物多样性指数 Species diversity index	0.687	-0.504	-0.200	-0.020	-0.259
群落总生物量 Community total biomass	0.877	0.247	-0.056	0.301	0.169
地上部分生物量 Aboveground biomass	0.862	0.279	-0.054	0.311	0.162
根系部分生物量 Root biomass	0.913	0.132	-0.13	0.221	0.221
凋落物层现存量 Existing biomass in litter layer	0.841	-0.247	0.112	0.180	0.079
凋落物层C含量 C concentration in litter layer	0.281	0.562	0.149	0.708	0.001
凋落物层N含量 N concentration in litter layer	0.786	-0.123	-0.232	-0.011	0.218
凋落物层P含量 P concentration in litter layer	0.810	-0.360	-0.080	0.199	-0.263
凋落物层C/N比 C/N ratio in litter layer	-0.522	0.625	0.241	0.501	-0.106
凋落物层C/P比 C/P ratio in litter layer	-0.622	0.745	0.06	0.12	0.112
凋落物层N/P比 N/P ratio in litter layer	-0.204	0.439	-0.3	-0.533	0.577
土壤容重 Soil bulk density	-0.384	-0.614	-0.367	0.237	0.157
0.05–2 mm砂粒百分含量 Soil sand percentage (0.05–2.00 mm)	-0.531	-0.57	0.549	0.187	0.078
0.002–0.05 mm粉粒百分含量 Soil silt percentage (0.002–0.05 mm)	0.276	0.615	-0.65	-0.122	-0.098
<0.002 mm黏粒百分含量 Soil clay percentage (<0.002 mm)	0.914	-0.023	0.174	-0.21	0.043
土壤pH值 Soil pH value	-0.575	-0.702	-0.204	0.159	0.195
土壤全磷含量 Soil total phosphorus concentration	0.631	0.342	-0.248	-0.457	-0.291
土壤速效磷含量 Soil available phosphorus concentration	0.656	-0.095	0.482	-0.204	-0.187
土壤碳氮比 Soil C/N ratio	-0.244	0.446	0.616	-0.205	-0.273
土壤碳磷比 Soil C/P ratio	0.350	0.066	0.861	-0.155	0.191
土壤氮磷比 Soil N/P ratio	0.499	-0.120	0.720	-0.172	0.296
贡献率 Contribution rate	40.533	18.984	15.113	8.953	4.995
累积贡献率 Accumulative contribution rate	40.533	59.517	74.630	83.583	88.578

表7 土壤有机碳含量影响因子的逐步回归分析  
Table 7 The stepwise regression analysis for main influencing factors of soil organic carbon concentration

因子 Factor	模型 Model		
	1	2	3
土壤碳磷比 Soil C/P ratio	0.141	0.111	0.101
土壤pH值 Soil pH value		-17.073	-19.492
凋落物层C/P比 C/P ratio in litter layer			-0.009
常数项 Constant term	-0.285	82.592	105.516
多元相关系数 Multiple correlation coefficient ( <i>R</i> )	0.792	0.874	0.912
调整判定系数 Adjust <i>R</i> <sup>2</sup>	0.620	0.755	0.820
<i>F</i>	84.203	79.603	78.584
<i>p</i>	0.000	0.000	0.000

C/P的4个回归模型(表8), 且各模型均达到极显著水平( $p < 0.01$ )。

从回归方程各因子的系数可以看出, 不同因子对C<sub>SOC</sub>的影响不同, C<sub>SOC</sub>与土壤C/P呈正相关, 与土壤pH值和凋落物层C/P呈负相关; 调整判定系数(*R*<sup>2</sup>)表明, 土壤C/P对C<sub>SOC</sub>的影响最大, 其次是土壤pH

值; 第3个回归方程多元相关系数最大, 更能准确反映植被恢复过程中植被和土壤因子对C<sub>SOC</sub>的影响, 该回归方程为: C<sub>SOC</sub> = 0.101土壤C/P - 19.492土壤pH值 - 0.009凋落物层C/P + 105.516 ( $R = 0.912$ ,  $p < 0.01$ )(表7), 表明植被恢复过程中, C<sub>SOC</sub>的变化是土壤C/P、土壤pH值和凋落物层C/P综合作用的结果。

如表8所示, 各因子对D<sub>SOC</sub>的影响存在差异, D<sub>SOC</sub>与土壤C/P和<0.002 mm黏粒百分含量呈正相关关系, 与土壤pH值和凋落物层C/P呈负相关关系; 从调整判定系数(*R*<sup>2</sup>)可以看出, 土壤C/P对D<sub>SOC</sub>影响最大, 其次是<0.002 mm黏粒百分含量, 凋落物层C/P最小; 第4个回归方程多元相关系数最大, 对不同恢复阶段D<sub>SOC</sub>变异性的解释程度更高, 该回归方程为: D<sub>SOC</sub> = 0.124土壤C/P + 0.107 <0.002 mm黏粒百分含量 - 20.204土壤pH值 - 0.012凋落物层C/P + 114.025 ( $R = 0.916$ ,  $p < 0.01$ ), 表明D<sub>SOC</sub>的变化主要受到土壤C/P、<0.002 mm黏粒百分含量、pH值和凋落物层C/P的调控。

表8 土壤有机碳密度影响因子的逐步回归分析  
Table 8 The stepwise regression analysis for main influencing factors of soil organic carbon density

因子 Factor	模型 Model			
	1	2	3	4
土壤C/P比 Soil C/P ratio	0.172	0.141	0.127	0.124
<0.002 mm黏粒百分含量 Soil clay percentage (< 0.002 mm)		0.763	0.565	0.107
土壤pH值 Soil pH value			-12.315	-20.204
凋落物层C/P比 C/P ratio in litter layer				-0.012
常数项 Constant term	1.416	-4.094	57.112	114.025
多元相关系数 Multiple correlation coefficient ( <i>R</i> )	0.796	0.865	0.889	0.916
调整判定系数 Adjust ( <i>R</i> <sup>2</sup> )	0.626	0.739	0.776	0.825
<i>F</i>	86.325	73.058	60.022	61.066
<i>p</i>	0.000	0.000	0.000	0.000

## 4 讨论

### 4.1 植被恢复对C<sub>soc</sub>的影响

SOC主要来源于植被地上枯落物及其地下根系的分解和周转,而枯落物的分解速率及其地下根系的分布和周转因植被类型不同而异(Berger *et al.*, 2002),因而植被类型在很大程度上影响着SOC库,也使得同一地区或同一气候条件下,不同植被类型之间C<sub>soc</sub>存在较大的差异(Deng *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2015)。植被恢复演替是一个重要的环境变化过程,在这个过程中,地上部分植被逐步变化, SOC库也随之发生改变(Castro *et al.*, 2010; Kunkel *et al.*, 2011)。随着森林进展演替,温带森林C<sub>soc</sub>通过细根周转、根系分泌物、枯枝落叶积累和分解等途径得到提高(张雪等, 2016; 薛蕊等, 2009)。随着植被恢复,土壤理化性质的变化也是影响SOC库的重要原因。研究表明, C<sub>soc</sub>与土壤理化性质之间存在很好的相关性(Sá & Lal, 2009); 土壤容重小, 土壤质地疏松, 利于植物根系的延伸以及地表水渗透, 有利于SOC的积累(Sá & Lal, 2009; Grüneberg *et al.*, 2013); 黏粒百分含量高的土壤颗粒比表面积大, 容易将有机碳吸附到其表面形成复合体, 增强SOC保持力, C<sub>soc</sub>提高(李顺姬等, 2010); 土壤N含量增加可能会提高森林土壤对碳的固持能力(刘世荣等, 2011)。本研究中, 各土层C<sub>soc</sub>随着植被恢复呈增加趋势, 且同一土层不同恢复阶段差异显著( $p < 0.05$ )。究其原因可能是: (1)随着植被恢复, 群落植物种类增加, 木本植物多样性指数增大(表1), 群落总生物量及各

组分生物量增高, 地表枯落物层现存量逐渐增多, 凋落物层质量明显改善(表2), SOC来源增加。Pearson相关分析结果(表4)也证实, C<sub>soc</sub>随着群落植物多样性指数、群落总生物量、地上部分生物量、根系生物量、凋落物层现存量、凋落物层N、P含量的增加而增加, 随着凋落物层C/N、C/P的下降而增加。(2)随着植被恢复, 地表裸露面积减少, 地表径流侵蚀减弱, 减缓了土壤SOC的损失; 土壤环境质量逐渐改善和稳定, 容重下降, <0.002 mm黏粒百分含量明显提高, 有利于土壤微团聚体结构的形成, 土壤保肥保水能力明显改善, 土壤养分含量明显提高(表3), SOC固持和保护作用增强, 这已被C<sub>soc</sub>与土壤TP、土壤AP含量、土壤C/N、C/P、N/P、<0.002 mm黏粒百分含量呈显著( $p < 0.05$ )或极显著( $p < 0.01$ )正相关关系的分析结果所证实(表5)。表明C<sub>soc</sub>受到众多因素的影响, 不仅受到群落植物组成、生物量、凋落物层现存量及其养分含量等植被因子的影响, 还受到土壤养分含量、酸碱度、质地等土壤因子的影响。此外, 灌草丛(LVR)、灌木林(LCQ)恢复到针阔混交林(PLL), 各土层C<sub>soc</sub>显著增加; 虽然恢复中期阶段PLL土壤表层(0–10、10–20 cm) C<sub>soc</sub>与恢复后期阶段LAG差异不显著, 但随着土壤深度增加, PLL与LAG的差异仍然显著, 表明植被恢复过程中SOC的累积需要一个过程, 在一定程度上可将马尾松针阔混交林(PLL)视为该地区植被恢复演替过程中一个重要的飞跃阶段, 土壤恢复不一定滞后于地上植被恢复, 表土层SOC库比深土层恢复更快。

尽管植被恢复过程中C<sub>soc</sub>与植被因子、土壤因子密切相关, 但不同因子对C<sub>soc</sub>的影响不尽相同。研究表明, SOC的储存在一定程度上是由关键养分N、P的有效性所控制, 高的土壤C/P表征着土壤P有效性较低, 反映土壤P的缺乏, 意味着土壤有机质分解较慢(曹娟等, 2015), P添加可促进土壤SOC分解(Fisk *et al.*, 2015), 森林土壤C/P增大的过程中土壤C储量会有所增加(刘万德等, 2010)。本研究中, 土壤C/P对林地C<sub>soc</sub>的影响最显著, C<sub>soc</sub>随着土壤C/P的增加而增加(表7)。尽管随着植被恢复, 土壤P含量增加, 但土壤C/P总体上也呈增加趋势(表3), 意味着土壤P稀缺程度增大, 微生物活性受到抑制, 有机质分解速率缓慢, 有利于SOC的积累(McKane *et al.*, 1995; Herbert *et al.*, 2003)。研究表明, C<sub>soc</sub>与土壤pH值呈显著负相关关系(刘景双等, 2003; Jia

*et al.*, 2005), 较低的土壤pH值, 通常会抑制微生物的活性和数量, 从而减慢SOC的分解速率, 有利于SOC的积累(Chen *et al.*, 2013); 凋落物C/P是影响凋落物分解速率的重要指标(Aerts, 1997), 较低的凋落物C/P, 能为微生物群落提供充足的养分和能源, 从而提高微生物活性, 促进凋落物的分解(尤龙辉等, 2016), 加快SOC的周转, 不利于SOC的储存(毕京东等, 2014)。本研究中, 土壤pH值、凋落物层C/P也显著影响林地 $C_{\text{SOC}}$ 的变化(表7),  $C_{\text{SOC}}$ 随着土壤pH值、凋落物层C/P增大而下降。表明土壤C/P、土壤pH值和凋落物层C/P随着植被恢复的变化对 $C_{\text{SOC}}$ 产生显著影响, SOC积累和存储与限制植物生长的P的供应有关(Herbert *et al.*, 2003)。

在垂直分布上,  $C_{\text{SOC}}$ 随着土层加深呈递减趋势, 与大多研究结果一致(龚伟等, 2008; 黄宗胜等, 2012; 辜翔等, 2013; Zhao *et al.*, 2015; 朱丽琴等, 2017), 主要是由于地表凋落物和植物根系分解所形成的有机碳首先进入土壤表层, 使得表层土壤 $C_{\text{SOC}}$ 明显高于深层土壤。也由于发育于同一母质的深层土壤, 受植物凋落物、根系的影响程度减弱, 使得不同植被恢复阶段之间 $C_{\text{SOC}}$ 的差异也随着土壤深度的增加而减弱。

## 4.2 植被恢复对SOC密度的影响

本研究中, 4个不同植被恢复阶段0–40 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 介于36.83–103.88 t C·hm<sup>-2</sup>, 除LVR外, LCQ、PLL、LAG均处于中国各森林类型 $D_{\text{SOC}}$  (44–264 t C·hm<sup>-2</sup>)的变化范围(刘世荣等, 2011); 除LAG外, LCQ、LVR和PLL 0–40 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 均低于三峡库区11种主要森林植被类型0–40 cm土层 $D_{\text{SOC}}$  (79.00–160.00 t C·hm<sup>-2</sup>)(陈亮中等, 2007); LCQ、LVR、PLL与恢复后期LAG常绿阔叶林土壤碳汇功能仍存在较大差距, 表明研究区林地土壤碳汇潜力大, 促进森林植被恢复将显著提高研究区土壤碳储能力。

同一气候条件下, 相同厚度土层 $D_{\text{SOC}}$ 的变化取决于 $C_{\text{SOC}}$ 和土壤容重。本研究中, 随着植被恢复, 土壤容重下降, 但不同恢复阶段之间差异不显著(表3), 表明土壤容重的差异不是植被差异造成的, 不同植被恢复阶段 $D_{\text{SOC}}$ 差异不是土壤容重的差异所致, 因而 $D_{\text{SOC}}$ 主要取决于 $C_{\text{SOC}}$ , 各土层 $D_{\text{SOC}}$ 随着植被恢复的变化趋势与其 $C_{\text{SOC}}$ 的变化一致。 $D_{\text{SOC}}$ 与 $C_{\text{SOC}}$ 一样, 也与植被因子(植物多样性指数, 群落总生物量, 地上部分生物量, 根系生物量, 凋落物现存量, 凋落

物N、P含量, 凋落物C/N、C/P)(表4)、土壤因子(土壤容重、<0.002 mm黏粒百分含量、pH值、TP含量、AP含量、C/P、N/P)(表5)密切相关。表明 $D_{\text{SOC}}$ 随着植被恢复的变化也是植被因子和土壤因子共同作用的结果。 $D_{\text{SOC}}$ 主要是受土壤C/P、pH值、凋落物层C/P、<0.002 mm黏粒百分含量的影响(表8), 表明显著影响 $C_{\text{SOC}}$ 的各因子也显著影响着 $D_{\text{SOC}}$ 。

随着土壤深度增加, 环境因素(生物、非生物)的影响减弱, SOC稳定性增强,  $C_{\text{SOC}}$ 下降, 因而 $D_{\text{SOC}}$ 也逐渐降低。研究表明, 不同林分类型0–10 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 最大, 随土壤深度增加而下降(梁启鹏等, 2010); 湖南省各森林类型0–20 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 占0–80 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 的28.25–64.07% (李斌等, 2015); 青藏高原7种植被类型0–20 cm土层平均SOC贡献率为43% (Liu *et al.*, 2012); 喀斯特地区0–20 cm土层 $D_{\text{SOC}}$ 占0–100 cm土层的40.98–73.11% (丁访军等, 2012)。本研究中, 不同植被恢复阶段 $D_{\text{SOC}}$ 均随着土壤深度增加而下降, SOC主要储存于0–20 cm土层, 表明SOC主要分布在土壤表层。因此, 应加强地表植被层的保护, 减少人为活动的干扰, 促进植物群落恢复, 提高和维持土壤层SOC库的稳定, 对减缓大气CO<sub>2</sub>浓度上升等有着重大的意义。

## 5 结论

通过比较中亚热带地区不同植被恢复阶段 $C_{\text{SOC}}$ 、 $D_{\text{SOC}}$ 的差异, 分析植被因子和土壤因子对 $C_{\text{SOC}}$ 、 $D_{\text{SOC}}$ 的影响, 主要得出以下结论:

植被恢复过程中各土层 $C_{\text{SOC}}$ 、 $D_{\text{SOC}}$ 显著增加, 土壤固碳能力增强, 但植被恢复过程中SOC的累积需要一个过程, 表土层SOC库比深土层恢复更快。因此, 应加强地表植被的保护, 促进植物群落恢复, 提高和维持土壤层SOC库的稳定。

$C_{\text{SOC}}$ 、 $D_{\text{SOC}}$ 随植被恢复的变化受到植被因子(群落植被组成、生物量、凋落物层现存量及其养分特征)和土壤因子(容重、<0.002 mm黏粒百分含量、pH值、TP、AP、C/N、C/P、N/P)的共同影响。其中, 显著影响 $C_{\text{SOC}}$ 的因子依次为土壤C/P、土壤pH值、凋落物层C/P, 显著影响 $D_{\text{SOC}}$ 的因子依次为土壤C/P、<0.002 mm黏粒百分含量、土壤pH值、凋落物层C/P。因而, 土壤C/P、土壤黏粒和容重、凋落物层C/P可作为反映研究区植被恢复过程中SOC变化的指标。

致谢 感谢中南林业科技大学生命科学与技术学院生态教研室博士生导师项文化教授、雷丕锋副教授在论文修改过程中的帮助。感谢中南林业科技大学引进高层次人才科研启动基金项目(2014YJ019)、中南林业科技大学研究生科技创新基金项目(CX2015A06)的支持。

## 参考文献

- Aerts R (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos*, 79, 439–449.
- Berger TW, Neubauer C, Glatzel G (2002). Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. *Forest Ecology and Management*, 159, 3–14.
- Bi JD, Li YL, Ning ZY, Zhao XY (2016). Carbon mineralization and decomposition of litters from dominant plants in the Horqin Sandy Land: Effect of litter quality. *Journal of Desert Research*, 36, 85–92. [毕京东, 李玉霖, 宁志英, 赵学勇 (2016). 科尔沁沙地优势植物叶凋落物分解及碳矿化——凋落物质量的影响. *中国沙漠*, 36, 85–92.]
- Cao J, Yan WD, Xiang WH, Chen XY, Lei PF (2015). Stoichiometry characterization of soil C, N and P of Chinese fir plantations at three different ages in Huitong, Hunan Province, China. *Scientia Silvae Sinicae*, 51(7), 1–8. [曹娟, 闫文德, 项文化, 谌小勇, 雷丕锋 (2015). 湖南会同3个林龄杉木人工林土壤碳、氮、磷化学计量特征. *林业科学*, 51(7), 1–8.]
- Castro H, Fortunel C, Freitas H (2010). Effects of land abandonment on plant litter decomposition in a Montado system: Relation to litter chemistry and community functional parameters. *Plant and Soil*, 333, 181–190.
- Chen J, Yang N (2016). Effect of re-vegetation on active organic carbon pool of purple soils on sloping-land in Hengyang, Hunan Province, China. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 24, 568–576. [陈璟, 杨宁 (2016). 衡阳紫色土丘陵坡地植被恢复对土壤活性有机碳库的影响. *热带亚热带植物学报*, 24, 568–576.]
- Chen LZ, Xie BY, Xiao WF, Huang ZL (2007). Organic carbon storage in soil under the major forest vegetation types in the Three Gorges Reservoir area. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 16, 640–643. [陈亮中, 谢宝元, 肖文发, 黄志霖 (2007). 三峡库区主要森林植被类型土壤有机碳贮量研究. *长江流域资源与环境*, 16, 640–643.]
- Chen S, Huang Y, Zou J, Shi Y (2013). Mean residence time of global topsoil organic carbon depends on temperature, precipitation and soil nitrogen. *Global and Planetary Change*, 100, 99–108.
- Dai QH, Liu GB, Xue S, Yu N, Zhang C, Lan X (2008). Effect of different vegetation restoration on soil carbon and carbon management index in eroded Hilly Loess Plateau. *Research of Soil and Water Conservation*, 15(3), 61–64. [戴全厚, 刘国彬, 薛蕙, 于娜, 张超, 兰雪 (2008). 不同植被恢复模式对黄土丘陵区土壤碳库及其管理指数的影响. *水土保持研究*, 15(3), 61–64.]
- Deng L, Wang KB, Chen ML, Shangguan ZP, Sweeney S (2013). Soil organic carbon storage capacity positively related to forest succession on the Loess Plateau, China. *Catena*, 110, 1–7.
- Ding FJ, Pan ZS, Zhou FJ, Wu P (2012). Organic carbon contents and vertical distribution characteristics of the soil in the three forest types of the karst regions in central Guizhou Province. *Journal of Soil and Water Conservation*, 26(1), 161–164. [丁访军, 潘忠松, 周凤娇, 吴鹏 (2012). 黔中喀斯特地区3种林型土壤有机碳含量及垂直分布特征. *水土保持学报*, 26(1), 161–164.]
- Du H, Zeng FP, Song TQ, Wen YG, Li CG, Peng WX, Zhang H, Zeng ZX (2016). Spatial pattern of soil organic carbon of the main forest soils and its influencing factors in Guangxi, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 282–291. [杜虎, 曾馥平, 宋同清, 温远光, 李春干, 彭晚霞, 张浩, 曾昭霞 (2016). 广西主要森林土壤有机碳空间分布及其影响因素. *植物生态学报*, 40, 282–291.]
- Fang J, Chen A, Peng C, Zhao S, Ci L (2001). Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 292, 2320–2322.
- Fisk M, Santangelo S, Minick K (2015). Carbon mineralization is promoted by phosphorus and reduced by nitrogen addition in the organic horizon of northern hardwood forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 81, 212–218.
- Fu DL, Liu MY, Liu L, Zhang K, Zuo JX (2014). Organic carbon density and storage in different soils on the Loess Plateau. *Arid Zone Research*, 1, 44–50. [付东磊, 刘梦云, 刘林, 张琨, 左进香 (2014). 黄土高原不同土壤类型有机碳密度与储量特征. *干旱区研究*, 31, 44–50.]
- Gong W, Hu XT, Wang JY, Gong YB, Ran H (2008). Soil carbon pool and fertility under natural evergreen broad-leaved forest and its artificial regeneration forests in Southern Sichuan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 2536–2545. [龚伟, 胡庭兴, 王景燕, 宫渊波, 冉华 (2008). 川南天然常绿阔叶林人工更新后土壤碳库与肥力的变化. *生态学报*, 28, 2536–2545.]
- Grüneberg E, Schöning I, Hessenmöller D, Schulze ED, Weisser WW (2013). Organic layer and clay content control soil organic carbon stocks in density fractions of differently managed German beech forests. *Forest Ecology and Management*, 303, 1–10.
- Gu X, Fang X, Xiang WH, Li SL, Sun WJ (2013). Soil organic carbon and mineralizable organic carbon in four subtropical forests in hilly region of central Hunan Province, China. *Chinese Journal of Ecology*, 32, 2687–2694. [辜翔, 方晰, 项文化, 李胜蓝, 孙伟军 (2013). 湘中丘陵区4种森林类型土壤有机碳和可矿化有机碳的比较. *生态学*

- 杂志, 32, 2687–2649.]
- Guo SL, Ma YH, Che SG, Sun WY (2009). Effects of artificial and natural vegetations on litter production and soil organic carbon change in loess hilly areas. *Scientia Silvae Sinicae*, 45(10), 14–48. [郭胜利, 马玉红, 车升国, 孙文义 (2009). 黄土区人工与天然植被对凋落物量和土壤有机碳变化的影响. 林业科学, 45(10), 14–18.]
- Harrison-Kirk T, Beare MH, Meenken ED, Condrón LM (2013). Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions. *Soil Biology & Biochemistry*, 57, 43–55.
- Herbert DA, Williams M, Rastetter EB (2003). A model analysis of N and P limitation on carbon accumulation in Amazonian secondary forest after alternate land-use abandonment. *Biogeochemistry*, 65, 121–150.
- Huang ZS, Yu LF, Fu YH (2012). Characteristics of soil mineralizable carbon pool in natural restoration process of karst forest vegetation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 23, 2165–2170. [黄宗胜, 喻理飞, 符裕红 (2012). 喀斯特森林植被自然恢复过程中土壤可矿化碳库特征. 应用生态学报, 23, 2165–2170.]
- Jha P, De A, Lakaria BL, Biswas AK, Singh M, Reddy KS, Rao AS (2012). Soil carbon pools, mineralization and fluxes associated with land use change in vertisols of Central India. *National Academy Science Letters*, 35, 475–483.
- Jia GM, Cao J, Wang C, Wang G (2005). Microbial biomass and nutrients in soils at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. *Forest Ecology and Management*, 217, 117–125.
- Kunkel ML, Flores AN, Smith TJ, Mcnamara JP, Benner SG (2011). A simplified approach for estimating soil carbon and nitrogen stocks in semi-arid complex terrain. *Geoderma*, 165, 1–11.
- Lal R (1999). Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science*, 1, 307–326.
- Li B, Fang X, Li Y, Xiang WH, Tian DL, Chen XY, Yan WD, Deng DH (2015). Dynamic properties of soil organic carbon in Hunan's forests. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 4265–4278. [李斌, 方晰, 李岩, 项文化, 田大伦, 谌小勇, 闫文德, 邓东华 (2015). 湖南省森林土壤有机碳密度及碳库储量动态. 生态学报, 35, 4265–4278.]
- Li SJ, Qiu LP, Zhang XC (2010). Mineralization of soil organic carbon and its relations with soil physical and chemical properties on the Loess Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 1217–1226. [李顺姬, 邱莉萍, 张兴昌 (2010). 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系. 生态学报, 30, 1217–1226.]
- Liang QP, Yu XX, Pang Z, Wang C, Lü XZ (2010). Study on soil organic carbon density of different forest types. *Ecology and Environmental Sciences*, 19, 889–893. [梁启鹏, 余新晓, 庞卓, 王琛, 吕锡芝 (2010). 不同林分土壤有机碳密度研究. 生态环境学报, 19, 889–893.]
- Liu C, Xiang WH, Lei PF, Deng XW, Tian DL, Fang X, Peng CH (2014). Standing fine root mass and production in four Chinese subtropical forests along a succession and species diversity gradient. *Plant and Soil*, 376, 445–459.
- Liu JS, Yang JS, Yu JB, Wang JD (2003). Study on vertical distribution of soil organic carbon in wetlands Sanjiang Plain. *Journal of Soil and Water Conservation*, 17(3), 5–8. [刘景双, 杨继松, 于君宝, 王金达 (2003). 三江平原沼泽湿地土壤有机碳垂直分布特征研究. 水土保持学报, 17(3), 5–8.]
- Liu SR, Wang H, Luan JW (2011). A review of research progress and future prospective of forest soil carbon stock and soil carbon process in China. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 5437–5448. [刘世荣, 王晖, 栾军伟 (2011). 中国森林土壤碳储量与土壤碳过程研究进展. 生态学报, 31, 5437–5448.]
- Liu W, Chen S, Qin X, Baumann F, Scholten T, Zhou Z, Sun W, Zhang T, Ren J, Qin D (2012). Storage, patterns, and control of soil organic carbon and nitrogen in the north-eastern margin of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Environmental Research Letters*, 7, 35401–35412.
- Liu WD, Su JR, Li SF, Zhang ZJ, Li ZW (2010). Stoichiometry study of C, N and P in plant and soil at different successional stages of monsoon evergreen broad-leaved forest in Pu'er, Yunnan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 6581–6590. [刘万德, 苏建荣, 李帅锋, 张志钧, 李忠文 (2010). 云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤 C、N、P 化学计量特征. 生态学报, 30, 6581–6590.]
- Liu ZH, Chen LX, Wang LL (2009). Soil active carbon in soils under different stages of Korean pine and broadleaf forest. *Chinese Journal of Soil Science*, 40, 1088–1103. [刘振花, 陈立新, 王琳琳 (2009). 红松阔叶混交林不同演替阶段土壤活性有机碳的研究. 土壤通报, 40, 1088–1103.]
- McKane RB, Rastetter EB, Melillo JM, Shaver GR, Hopkinson CS, Fernandes DN (1995). Effects of global change on carbon storage in tropical forests of South America. *Global Biogeochemical Cycle*, 9, 329–350.
- Motavalli PP, Palm CA, Parton CA, Elliott ET, Frey SD (1995). Soil pH and organic C dynamics in tropical forest soils: Evidence from laboratory and simulation studies. *Soil Biology & Biochemistry*, 27, 1589–1599.
- Post WM, Kwon KC (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and Potential. *Global Change Biology*, 6, 317–327.
- Ramesh T, Manjaiah KM, Mohapatra KP, Rajasekar K, Ngachan SV (2015). Assessment of soil organic carbon stocks and fractions under different agroforestry systems in subtropical hill agroecosystems of north-east India. *Agroforestry Systems*, 89, 677–690.
- Reichstein M, Bahn M, Ciais P, Frank D, Mahechal MD, Seneviratne SI, Zscheischler J, Beer C, Buchmann N, Frank DC, Papale D, Rammig A, Smith P, Thonicke K, van der Velde M, Vicca S, Walz A, Wattenbach M (2013).

- Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500, 287–295.
- Sá JCDM, Lal R (2009). Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 103, 46–56.
- Sun BW, Yang XD, Zhang ZH, Ma WJ, Arshad A, Huang HX, Yan ER (2013). Relationships between soil carbon pool and vegetation carbon return through succession of evergreen broad-leaved forests in Tiantong region, Zhejiang Province, Eastern China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 37, 803–810. [孙宝伟, 杨晓东, 张志浩, 马文济, Ali Arshad, 黄海侠, 阎恩荣 (2013). 浙江天童常绿阔叶林演替过程中土壤碳库与植被碳归还的关系. 植物生态学报, 37, 803–810.]
- Sun WJ, Fang X, Xiang WH, Zhang SJ, Li SL (2013). Active pools of soil organic carbon in subtropical forests at different successional stages in Central Hunan, China. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 7765–7773. [孙伟军, 方晰, 项文化, 张仕吉, 李胜蓝 (2013). 湘中丘陵区不同演替阶段森林土壤活性有机碳库特征. 生态学报, 33, 7765–7773.]
- Tang PH, Dang KL, Wang LH, Ma J (2016). Factors affecting soil organic carbon density in *Betula albo-sinensis* forests on the southern slope of the Qinling Mountains. *Acta Ecologica Sinica*, 36, 1030–1039. [唐朋辉, 党坤良, 王连贺, 马俊 (2016). 秦岭南坡红桦林土壤有机碳密度影响因素. 生态学报, 36, 1030–1039.]
- Wang H, Hall CAS (2004). Modeling the effects of Hurricane Hugo on spatial and temporal variation in primary productivity and soil carbon and nitrogen in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Plant and Soil*, 263, 69–84.
- Wang SF, Wang XK, Ouyang ZY (2012). Factors controlling soil organic carbon and total nitrogen densities in the upstream watershed of Miyun Reservoir, north China. *Environmental Science*, 33, 946–951. [王淑芳, 王效科, 欧阳志云 (2012). 密云水库上游流域土壤有机碳和全氮密度影响因素研究. 环境科学, 33, 946–951.]
- Wang YF, Fu BJ, Lü YH, Chen LD (2011). Effects of vegetation restoration on soil organic carbon sequestration at multiple scales in semi-arid Loess Plateau, China. *Catena*, 85, 58–66.
- Weintraub MN, Schimel JP (2003). Interactions between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in arctic tundra soils. *Ecosystems*, 6, 129–143.
- Wynn JG, Bird MI, Vellen L, Grand-Clement E, Carter J, Berry SL (2006). Continental-scale measurement of the soil organic carbon pool with climatic, edaphic, and biotic controls. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, 1–12.
- Xiang WH, Zhou J, Ouyang S, Zhang SL, Lei PF, Li JX, Deng XW, Fang X, Forrester DI (2016). Species-specific and general allometric equations for estimating tree biomass components of subtropical forests in southern China. *European Journal of Forest Research*, 135, 1–17.
- Xue S, Liu GB, Pan YP, Dai QH, Zhang C, Yu N (2009). Evolution of soil labile organic matter and carbon management index in the artificial *Robinia* of loess hilly area. *Scientia Agricultura Sinica*, 42, 1458–1464. [薛蕙, 刘国彬, 潘彦平, 戴全厚, 张超, 余娜 (2009). 黄土丘陵区人工刺槐林土壤活性有机碳与碳库管理指数演变. 中国农业科学, 42, 1458–1464.]
- You LH, Ye GF, Chen ZH, Luo MJ, Gao W, You SS (2014). Litter decomposition and initial nutrient content of major dominant tree species on coastal sandy areas. *Journal of Fujian Agriculture and Forestry University (Natural Science Edition)*, 43, 585–591. [尤龙辉, 叶功富, 陈增鸿, 罗美娟, 高伟, 游水生 (2014). 滨海沙地主要优势树种的凋落物分解及其与初始养分含量的关系. 福建农林大学学报(自然科学版), 43, 585–591.]
- Zak DR, Holmes WE, Burton AJ, Pregitzer KS, Talhelm AF (2008). Simulated atmospheric NO<sub>3</sub> deposition increases soil organic matter by slowing decomposition. *Ecological Applications*, 18, 2016–2027.
- Zhang X, Han SJ, Wang SQ, Gu Y, Yue LY, Feng Y, Geng SC, Chen ZJ (2016). Change of soil organic carbon fractions at different successional stages of *Betula platyphylla* forest in Changbai Mountains. *Chinese Journal of Ecology*, 35, 282–289. [张雪, 韩士杰, 王树起, 谷越, 岳琳艳, 冯月, 耿世聪, 陈志杰 (2016). 长白山白桦林不同演替阶段土壤有机碳组分的变化. 生态学杂志, 35, 282–289.]
- Zhao YG, Liu XF, Wang ZL, Zhao SW (2015). Soil organic carbon fractions and sequestration across a 150-yr secondary forest chronosequence on the Loess Plateau, China. *Catena*, 133, 303–308.
- Zhu LQ, Huang RZ, Duan HL, Jia L, Wang H, Huang SH, Yi ZQ, Zhang WF (2017). Effects of artificially restored forests on soil organic carbon and active organic carbon in eroded red soil. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 249–257. [朱丽琴, 黄荣珍, 段洪浪, 贾龙, 王赫, 黄诗华, 易志强, 张文锋 (2017). 红壤侵蚀地不同人工恢复林对土壤总有机碳和活性有机碳的影响. 生态学报, 37, 249–257.]

责任编辑: 程晓莉 责任编辑: 李 敏

扫码加入读者圈  
听语音, 看问答