

DOI: 10.20103/j.stxb.202209132610

蔺佳玮, 张全智, 王传宽. 帽儿山干扰系列次生林碳密度恢复. 生态学报, 2023, 43(21): 8793-8802.

Lin J W, Zhang Q Z, Wang C K. Carbon density recovery of disturbance sequence secondary forests in Maoershan. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(21): 8793-8802.

帽儿山干扰系列次生林碳密度恢复

蔺佳玮^{1,2,3}, 张全智^{1,2,3,*}, 王传宽^{1,2,3}

1 东北林业大学生态研究中心, 哈尔滨 150040

2 森林生态系统可持续经营教育部重点实验室, 哈尔滨 150040

3 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040

摘要: 干扰作为森林恢复和生态演替的重要影响因子, 通过其改变植被群落的组成和微环境, 进而影响森林生态系统碳动态及固碳潜力。针对帽儿山地区阔叶红松原始林不同时期皆伐后形成的次生林干扰系列, 包括林木采伐一次 (NS, 林龄 56a)、采伐两次 (MS, 林龄 25a) 和采伐两次且扰动表层土壤 (YD, 林龄 15a) 的次生林, 采用森林清查和异速生长方程结合的方法, 旨在量化干扰方式对温带森林恢复进程中生态系统碳密度及分配格局的影响。结果表明: YD、MS 和 NS 的 0—50 cm 各层次土壤有机碳含量的波动范围依次分别为 10.46—29.27 mg/g、6.37—108.40 mg/g、5.21—114.34 mg/g; 且随土层的加深土壤有机碳含量显著降低。表层土壤 (0—20 cm) 有机碳含量在各干扰处理间存在显著差异 ($P < 0.01$), 而深层土壤有机碳含量差异不显著; 土壤有机碳含量与容重呈显著负相关关系。表层土壤有机碳密度占土壤总有机碳密度 (0—100 cm) 的 50% 以上, YD 的表层土壤有机碳密度 (30.91 t/hm^2) 显著低于 MS (54.09 t/hm^2) 和 NS (55.14 t/hm^2)。三种干扰处理的植被碳密度、土壤有机碳密度和生态系统碳密度的波动范围依次分别为 45.63—98.97 t/hm^2 、62.09—91.67 t/hm^2 、107.72—181.26 t/hm^2 。植被碳密度随林龄呈上升趋势, 而各演替时期树种碳密度变化趋势不一致, 其中, 先锋树种 ($(37.47 \pm 2.64) \text{ t/hm}^2$) 和灌木种 ($(0.85 \pm 0.48) \text{ t/hm}^2$) 的碳密度在各林型间差异不显著, 而后期种的碳密度则存在差异显著性, 其波动范围为 4.05—62.48 t/hm^2 。植被碳密度年均增长量 (MAI) 随林龄呈下降趋势, 由 YD 的 $3.04 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 降低到 NS 的 $1.77 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; 该趋势主要归咎于先锋种随演替进程而发生的变化, 而后期种和灌木种的贡献无显著差异。这些研究结果表明: 对东北温带森林土壤的中长期扰动改变其微环境和容重, 导致表层有机碳释放; 而仅对地上植被采伐干扰对土壤有机碳无显著影响。植被恢复过程中, 先锋种促进短期的碳固定, 而演替后期种决定了植被碳密度和碳汇潜力。研究为东北温带森林生态系统碳固持及其经营的评价和估测提供数据支持和理论依据。

关键词: 土壤扰动; 土壤有机碳; 碳密度; 温带次生林; 森林恢复; 碳汇; 碳分配

Carbon density recovery of disturbance sequence secondary forests in Maoershan

LIN Jiawei^{1,2,3}, ZHANG Quanzhi^{1,2,3,*}, WANG Chuankuan^{1,2,3}

1 Center for Ecological Research, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

2 Key laboratory of Sustainable Forest Ecosystem Management Ministry of Education, Harbin 150040, China

3 School of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

Abstract: Disturbance is an important factor affecting forest restoration and ecological succession. It changes plant community composition and microenvironment, and then affects carbon distribution and carbon sequestration potential of forest ecosystem. In this study, we selected disturbance sequence secondary forests, i.e., the near-mature secondary forest (NS, 56 years) formed by natural succession after clear-cutting of the mixed-broadleaved Korean pine forest, the half-mature secondary forest (MS, 25 years) formed by natural succession after clear cutting of NS, and disturbed young

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2021YFD2200401); 国家自然科学基金项目 (32071748)

收稿日期: 2022-09-13; **网络出版日期:** 2023-06-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: qzhang@nefu.edu.cn

secondary forest (YD, 15 years) formed by natural succession after clear cutting of NS and the soil has been disturbed for 15 years. We used the inventory and biometry-based measurement to examine the carbon density and its distribution. Our objectives were to quantify the effect of disturbance types and vegetation restoration on the carbon density and its distribution pattern of the temperate secondary forests in Northeast China. The results showed that the soil organic carbon content ([SOC]) of different soil layers (0–50 cm) varied from 10.46 to 29.27 mg/g, 6.37 to 108.40 mg/g, 5.21 to 114.34 mg/g in YD, MS, and NS, respectively. And the [SOC] decreased significantly with the deepening of soil layer. There were significant differences in the topsoil (0–20 cm) [SOC] among the sequence secondary forests ($P < 0.01$), but no significant difference in subsoil. The [SOC] was negatively correlated with bulk density. The topsoil organic carbon density accounted for more than 50% of the total soil organic carbon density. The topsoil SOC density of YD (30.91 t/hm^2) was significantly lower than that of MS (54.09 t/hm^2) and NS (55.14 t/hm^2). The carbon density of vegetation, soil (0–100 cm), and ecosystem varied from 45.63 to 98.97 t/hm^2 , 62.09 to 91.67 t/hm^2 , and 107.72 to 181.26 t/hm^2 in the three secondary forests, respectively. The carbon density of vegetation increased with the stand age, but the carbon density change trend of the tree species in different succession periods was not consistent. The carbon density of the pioneer tree species ($(37.47 \pm 2.64) \text{ t/hm}^2$) and shrub species ($(0.85 \pm 0.48) \text{ t/hm}^2$) was not significantly different among the three forest types, while the carbon density of the later species was significantly different among the three secondary forests, and varied from 4.05 t/hm^2 to 62.48 t/hm^2 . The mean annual increment (MAI) of carbon density decreased from 3.04 $\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in YD to 1.77 $\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in NS. The difference was mainly due to the contributions of pioneer species during succession, while MAI of later species and shrub species did not differ significantly among secondary stands. These findings indicated that the soil disturbance more than ten years changed its microenvironment and bulk density, resulting in the topsoil organic carbon loss of temperate forest in Northeast China. However, the aboveground vegetation cutting disturbance had no significant effect on soil organic carbon. In the process of vegetation restoration, pioneer species promoted short-term carbon fixation, while later species determined vegetation carbon density and carbon sink potential. This provides data support and theoretical basis for the evaluation and estimation of carbon sequestration and its management in temperate forest ecosystems in northeast China.

Key Words: soil disturbance; soil organic carbon; carbon density; temperate secondary forest; forest restoration; carbon sink; carbon distribution

人类活动引起的土地利用变化是导致大气温室气体浓度上升和气候变化的主要原因之一^[1]。土地利用方式改变,引发原有环境变化,从而导致土壤有机碳固持和释放,研究表明:土地利用方式对碳密度的影响取决于其原始群落特征,其对碳固持和释放具有不同定论^[2–4]。森林储存了陆地 50%–60%的碳^[5],土壤碳占生态系统碳库的 44%^[6],并对生态系统的恢复力和生产力起到重要作用。森林采伐改变了树种组成、微环境和有机质的输入,导致土壤有机碳含量和碳密度的变化^[7–9]。森林经营管理方式对森林土壤有机碳的影响效应有所不同^[10]。研究表明,热带雨林改变为牧场增加土壤碳库,而改变为农田减少土壤碳库^[4]。土壤有机碳库在不同尺度存在较大异质性^[11–13],对采伐、扰动的响应机制仍存在不确定性^[14–15]。演替过程中,先锋种逐渐被后期种取代,鉴于后期种更高的碳浓度,其竞争力强等特点积累更多碳储量^[16]。植被演替过程中林木生长、生物多样性等发生变化,地下碳积累过程及生态系统碳分配也会随之变化,植物群落生物量迅速生长加大对地下碳输入量^[17]。当前,中国森林以中幼龄林为主,具有更高的碳汇潜力,同时生态系统碳汇对人为干扰的响应相关观测仍显不足^[18]。森林植被恢复是先锋种被后期种取代的过程,生物量、碳密度和生产力的动态变化和机制研究尚不清楚^[17]。研究表明,在森林经营措施下,杉木林生态系统碳分配发生改变进而改变碳吸存能力,乔木层年均固碳速率随森林恢复经历 5 个变化阶段,在 14a 达到最大值^[19–20]。基于我国大尺度研究表明,生态系统植被碳密度和土壤有机碳密度随着林龄均呈增加趋势^[21]。然而,利用实测法探究天然次生林

各组分动态及贡献的数据和结论仍存在不确定性,从而限制了构建区域模型的发展^[1,15,18]。

我国温带森林主要分布在东北长白山和小兴安岭,地处中高纬度敏感区,在全国和区域碳平衡中起到至关重要作用^[5-6]。我国东北森林生态系统具有更高的碳密度^[21]。东北典型森林中,土壤有机碳占总碳密度约 60%^[22]。以往有关土地利用变化对土壤碳影响研究多集中森林、农田、草地和人工林之间转化^[23]。在林区,对采伐干扰及皆伐后种植其他经济作物事件常有发生,不同扰动方式对森林碳密度如何影响仍存在不确定性。本研究以温带次生林为研究对象,在立地条件和植被类型一致的同—林班,通过不同时期地上皆伐和地下土壤扰动,验证假设地上采伐未对森林土壤扰动,对次生林土壤有机碳密度无影响,而短期土壤扰动改变其物理结构,显著降低土壤有机碳密度,降低生产力。揭示扰动方式对东北温带次生林碳密度及其分配的影响机制,为准确评估不同土地利用方式东北温带次生林碳汇及其驱动力提供参考。

1 材料与方

1.1 研究区概况

本研究设在黑龙江帽儿山森林生态系统国家野外科学观测研究站(45°20'N,127°30'E)。平均海拔 400 m,平均坡度 10°—15°,暗棕壤,温带大陆性季风气候,水热同步,夏季温暖湿润,冬季寒冷干燥,年降水量约 629 mm,降水集中在 6—8 月,平均年蒸发量约 864 mm,年均温 3.1℃,1 月份均温 -18.5℃,7 月份均温 22.0℃。无霜期约 120—140 d^[24]。现有植被是原始阔叶红松林经干扰后,不同恢复途径形成的天然次生林和人工林。

1.2 样地设置

为降低本底差异性,本研究在坡度、坡向、坡位、地形地貌和水文特性一致的同—个森林经营小班进行,选择不同干扰次数和干扰处理下形成的处于不同演替阶段的次生林,即地上采伐干扰一次(NS,林龄 56a)、采伐两次(MS,林龄 25a)和采伐两次且表层土壤扰动(YD,林龄 15a)的次生林。于 2013 年对三种处理方式形成的次生林分别随机设立 3 块的固定样地,NS 和 MS 的固定样地面积为 600 m²(20 m×30 m),而 YD 为 100 m²(更新树种较单一,且密度极大);测定样地内 DBH>1cm 的乔木胸径,灌木测定离地 10 cm 处树干直径。样地概况见表 1。

表 1 不同干扰条件下次生林立地条件和植被特征概况

Table 1 Summary of site conditions and overstory characteristics for *t* secondary forests by different disturbance

林分类型 Forest type	坡位 Slope position	坡度 Gradient/(°)	林龄 Stand age/a	林分密度 Stand density/(株/hm ²)	胸高断面面积 Basal area/(m ² /hm ²)	平均胸径 Mean DBH/cm	起源 Origin	树种组成 Species composition
近熟林 Near-mature secondary forest	中坡位	18	56	1833 (617)	118.24 (16.94)	10.62 (1.89)	一次皆伐后天然演替形成	3BP2AM1UJ1JM1FM1PD1TM+TA+PA-QM
中龄林 Half-mature secondary forest	中坡位	15	25	6028 (804)	102.30 (9.77)	5.55 (0.14)	两次皆伐后天然演替形成	4BP3PD1FM1UJ+AM+QM-TA-JM
幼龄林 Disturbed young secondary forest	中坡位	15	15	6200 (2300)	81.97 (9.27)	5.26 (0.78)	两次皆伐后,种植人参与弃耕天然演替形成	8BP1PD+JM-PU-FM-AM

括号内数值为标准差($n=3$);DBH(胸径):diameter at breast height。PD:山杨(*Populus davidiana*);AM:五角枫(*Acer pictum* subsp. *mono.*);BP:白桦(*Betula platyphylla*);QM:蒙古栎(*Quercus mongolica*);JM:胡桃楸(*Juglans mandshurica*);FM:水曲柳(*Fraxinus mandshurica*);TA:紫椴(*Tilia amurensis*);PA:黄菠萝(*Phellodendron amurense*);UJ:春榆(*Ulmus davidiana*);TM:糠椴(*Tilia mandshurica*);PU:大青杨(*Populus ussuriensis*);树种组成中数字表示该树种胸高断面面积所占成数;+,-分别表示组成比例<5%和<2%

1.3 土壤有机碳密度测定

于 2013 年 10 月,每块样地内随机选 10 个采样点,采用内径 50 mm 自制土钻分层采集样品。因考虑不同

发生层理化性质差异较大,采样深度选择 0—5 cm(L1)、5—10 cm(L2)、10—15 cm(L3)、15—20 cm(L4)、20—30 cm(L5)、30—40 cm(L6)、40—50 cm(L7)、50—100 cm。将各层次土壤取出后,风干后除去根系和石砾等杂物,称重风干土总重量,取样在烘箱中 65℃ 至绝对干重,估算风干土含水率,计算每层土体总重量,并计算容重。将剩余样品研磨粉碎后,过 100 目样筛进行分析。

1.4 土壤有机碳含量([SOC])测定

称取约 100 mg 处理后样品置于燃烧瓷舟内,加入过量 0.1 mol/L HCl 溶液处理 24 h,并在 65℃ 烘干,静置冷却 2—3 h 后,利用 multi N/C 3000 分析仪连接 HT 1500 Solids Module 分析仪 (Analytik Jena AG, Germany) 燃烧法测定有机碳含量(mg/g)。

1.5 数据处理和分析

土壤各层碳密度计算公式为: $C_i = (M_i \times [SOC]_i) / (\pi \times D^2)$, 式中 C_i 为第 i 层碳密度 (g/cm^2), M_i 为第 i 层土壤重量 (g), $[SOC]_i$ 为第 i 层碳含量 (mg/g), π 为圆周率, D 为土钻半径 2.5 cm, 最终换算为单位面积碳储量 (t/hm^2), 即有机碳密度。

乔木层植被 (包括枯木) 碳密度利用已建立的异速生长方程^[25] 和各组分碳浓度^[16] 计算个体地上生物量碳 (AG)、地下生物量碳 (BG)、树干生物量碳 (ST) 和木质组织生物量碳 (WT); 灌木层利用本地区异速生长方程^[26] 和国际公认的碳浓度 (50%) 计算个体各组分生物量碳。通过累计与样地面积, 估算各组分样地水平碳密度。为便于对比植被恢复过程碳动态, 将植物种分为演替先锋种 (PI)、后期种 (LT) 和灌木种 (SH)^[27]。因本地区草本和碎屑碳库在生态系统中碳密度及其分配比例较小^[22], 尚不考虑。

数据分析以样地为统计试验单位, 采用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和最小显著性差异 (LSD) 检验比较不同干扰处理、土壤层次的有机碳含量和碳密度分异。采样点各层次碳密度累计后平均得到样地碳密度。统计分析和作图均由 R 4.1.2 完成^[28]。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳密度变化

不同干扰处理次生林的土壤有机碳含量存在显著差异 ($F_{2,6} = 9.20, P < 0.001$), 且在土层之间存在显著的垂直变化 ($F_{2,6} = 21.71, P < 0.001$)。有机碳含量随着土层加深而降低, YD、MS 和 NS 的不同层次有机碳含量波动范围依次分别为 10.46—29.27 mg/g、6.37—108.40 mg/g 和 5.21—114.34 mg/g, One-Way ANOVA 分析结果显示, L1 ($F_{2,6} = 15.48, P < 0.01$)、L2 ($F_{2,6} = 17.49, P < 0.01$)、L3 ($F_{2,6} = 5.59, P = 0.04$)、L7 ($F_{2,6} = 9.81, P = 0.01$) 层的有机碳含量在不同干扰处理次生林之间存在显著差异, 而 L4 cm ($F_{2,6} = 2.88, P = 0.13$)、L5 ($F_{2,6} = 0.42, P = 0.67$) 和 L6 ($F_{2,6} = 2.64, P = 0.15$) 层在林型间差异不显著。总体而言, YD 的土壤表层 (0—20 cm) 有机碳含量显著低于 NS 和 MS ($P < 0.01$), 而 NS 和 MS 的表层有机碳含量无显著差异 ($P > 0.05$)。深层 20—50 cm 有机碳含量无显著差异 ($P > 0.05$)。YD 表层土壤 (L1、L2、L3 和 L4) 有机碳含量相对于 NS 降低了 35%—70% (图 1)。

土壤扰动显著提升表层 (0—20 cm) 容重, 而对深层次容重影响不显著 (图 2)。YD、MS 和 NS 各层容重

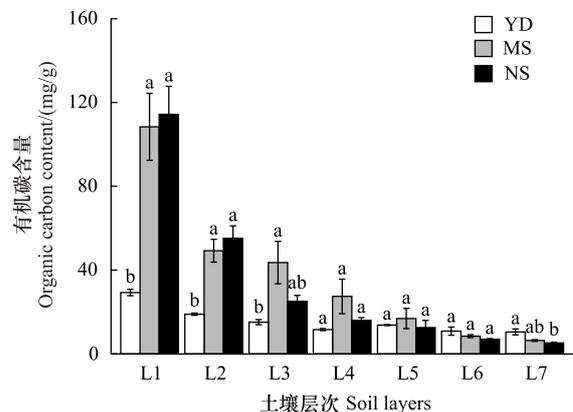


图 1 不同干扰处理次生林土壤有机碳含量垂直变化

Fig.1 Vertical variation of soil organic carbon content for the secondary forests by different disturbance

YD: 采伐两次且表层土壤扰动后, 自然更新形成林龄 15a 的次生林; MS: 地上采伐两次自然更新形成林龄 25a 的次生林; NS: 地上采伐干扰一次自然更新形成林龄 56a 的次生林; 小写字母 a、b 表示不同林型同一深度土壤有机碳含量经 LSD 检验的显著性分组 ($\alpha = 0.05$), 误差线为标准误 ($n = 3$); L1: 0—5 cm; L2: 5—10 cm; L3: 15—20 cm; L4: 20—30 cm; L5: 30—40 cm; L6: 40—50 cm; L7: 50—100 cm

波动范围依次为 0.77—1.11 g/cm³、0.41—1.24 g/cm³和 0.41—1.11 g/cm³。One-Way ANOVA 分析结果显示, L1 ($F_{2,6} = 54.45, P < 0.01$)、L2 ($F_{2,6} = 16.02, P = 0.003$)、L4 ($F_{2,6} = 10.29, P = 0.01$)、L5 ($F_{2,6} = 8.70, P = 0.02$) 层容重在 不同干扰处理次生林之间存在显著差异,而在 L3 ($F_{2,6} = 3.45, P = 0.10$)、L6 ($F_{2,6} = 0.04, P = 0.96$)、L7 ($F_{2,6} = 3.77, P = 0.09$) 层的容重差异不显著(图 2)。汇集所有土壤层次有机碳含量与容重回归分析发现,二者存在显著负相关($R^2 = 0.80, P = 0.001, n = 630$),即土壤有机碳含量随着容重的升高而越低(图 3)。

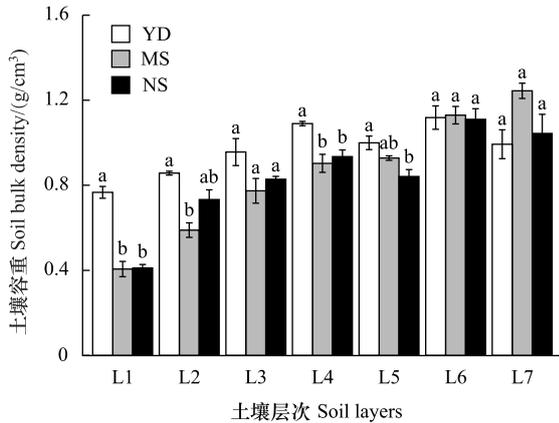


图 2 次生林土壤容重垂直变化

Fig.2 Vertical variation of soil bulk density for the secondary forests

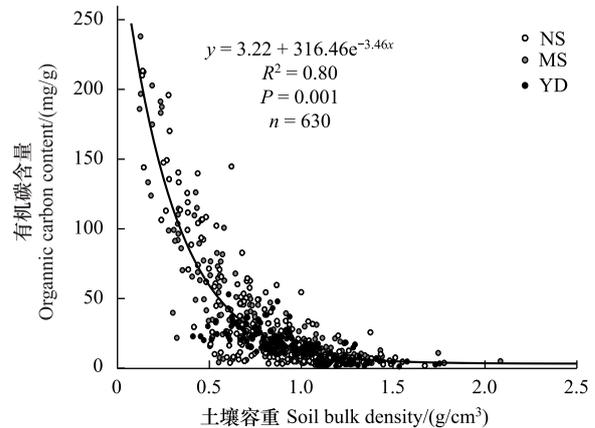


图 3 次生林土壤有机碳含量与容重之间相关性

Fig.3 The relationship between soil organic carbon content and soil bulk density for the secondary forests

土壤扰动显著降低土壤表层有机碳密度,而植被干扰对土壤有机碳密度影响不显著(图 4)。土壤 0—20 cm (CL1)、20—50 cm (CL2) 和 50—100 cm (CL3) 有机碳密度波动范围依次为 30.91—55.14 t/hm²、20.28—28.49 t/hm²和 6.18—9.09 t/hm²。总体而言,土壤有机碳密度在不同干扰处理次生林间($F_{2,22} = 4.88, P = 0.02$)和土壤层次间($F_{2,22} = 74.67, P = 0.001$)均存在显著差异。One-Way ANOVA 分析结果显示,除 CL1 表层有机碳密度在不同干扰处理次生林间存在显著差异外($F_{2,6} = 29.07, P = 0.001$),土壤 CL2 ($F_{2,6} = 3.20, P = 0.11$)和 CL3 ($F_{2,6} = 1.18, P = 0.37$)深层有机碳密度无显著差异。相较地上植被干扰一次的 NS 而言,土壤扰动 YD 的 CL1 表层有机碳密度降低了 23.18 t/hm²,损失量达次生林 NS 表层 CL1 有机碳密度的 43%(图 4)。不同干扰处理次生林土壤 CL1、CL2、CL3 层的有机碳密度占了 0—100 cm 总有机碳密度的波动范围为 50%—67%、25%—40%和 8%—10%(图 4)。

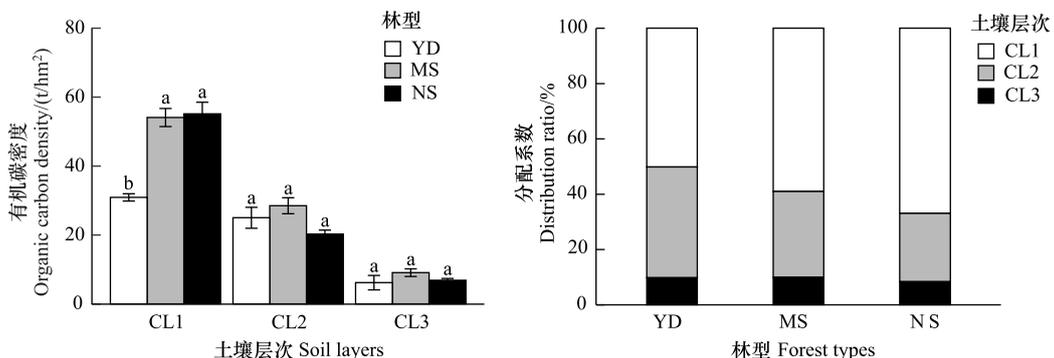


图 4 次生林土壤有机碳密度及其层次分配

Fig.4 Soil organic carbon density and its distribution of different layers for the secondary forests

CL1: 土壤 0—20 cm 层; CL2: 土壤 20—50 cm 层; CL3: 土壤 50—100 cm 层

2.2 植被碳密度及其分配格局

植被各组分碳密度随着干扰后恢复的时间而升高。帽儿山不同干扰处理次生林植被的地下组分碳密度 (BG, $F_{2,6} = 23.11, P = 0.002$)、地上组分碳密度 (AG, $F_{2,6} = 10.63, P = 0.01$)、树干碳密度 (ST, $F_{2,6} = 9.21, P = 0.01$) 和木质组织碳密度 (WT, $F_{2,6} = 10.53, P = 0.01$) 的波动范围依次分别为 8.27—19.44、37.55—78.87、29.02—56.51 和 36.27—76.68 t/hm²; NS 的植被各组分碳密度显著地高于其余两个干扰处理次生林碳密度 (图 5)。相较于 MS 和 YD, NS 的增幅范围分别为 61%—91%、95%—135%。

不同次生演替阶段物种的碳密度随着植被恢复显著变化,且同一干扰次生林各种类的碳密度存在显著的差异。后期种、先锋种和灌木种的碳密度在三种次生林间波动范围依次分别为 4.05—62.48 t/hm²、35.72—40.50 t/hm² 和 0.31—1.19 t/hm²,除后期种的碳密度在各处理次生林之间存在显著差异外 ($F_{2,6} = 12.43, P = 0.01$),先锋种 ($F_{2,6} = 0.98, P = 0.43$) 和灌木种 ($F_{2,6} = 1.12, P = 0.39$) 的碳密度无显著差异。各次生林的后期种、先锋种和灌木种的碳密度存在显著的差异 ($F_{2,24} = 11.06, P < 0.001$)。三种不同处理次生林的碳密度存在明显的树种分配格局,其中,NS 的碳密度以演替后期种为主,占总植被的 62%; MS 和 YD 的碳密度以先锋种为主,依次分别占总植被碳密度的 65% 和 89%;而后期种的碳密度依次分别占 32% 和 9%。灌木种的碳密度占总植被碳密度最高为 2% (图 6)。

总植被年均碳密度增长量 (MAI) 随着恢复时间呈显著降低趋势 ($F_{2,6} = 9.82, P = 0.01$),从恢复 15a 次生林的 3.04 t hm⁻² a⁻¹ 降低到恢复 56a 次生林的 1.77 t hm⁻² a⁻¹,主要是由于先锋种的 MAI 显著地减小 ($F_{2,6} = 50.41, P = 0.001$),由恢复 15a 次生林的 2.70 t hm⁻² a⁻¹ 降低到恢复 56a 次生林的 0.65 t hm⁻² a⁻¹。而后期种 ($F_{2,6} = 4.24, P = 0.07$) 和灌木种 ($F_{2,6} = 4.24, P = 0.07$) 的 MAI 在三种次生林波动范围分别为 0.27—1.12、0.01—0.07 t hm⁻² a⁻¹,且在三种不同处理次生林间的差异性不显著 (图 7)。

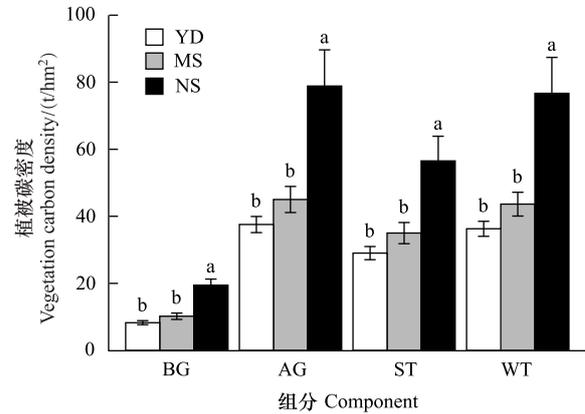


图 5 次生林植被主要组分碳密度
Fig.5 Vegetation carbon density of main components for the secondary forests
BG:地下碳密度;AG:地上碳密度;ST:树干碳密度;WT:木质组织碳密度

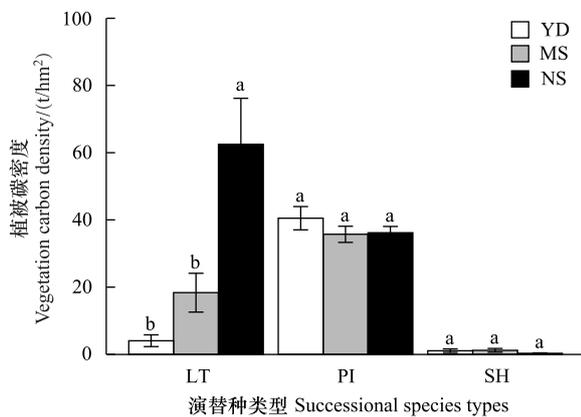


图 6 次生林不同演替阶段物种碳密度
Fig.6 Carbon density of the plant species in different successional stages for the secondary forests
LT:演替后期种;PI:先锋种;SH:灌木种

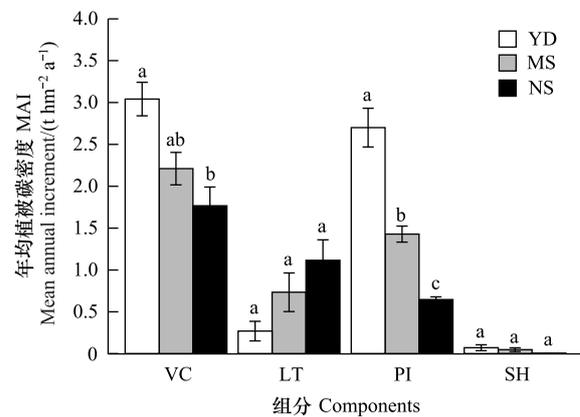


图 7 次生林植被年均碳密度增长量 (MAI)
Fig.7 Mean annual carbon density increment (MAI) of vegetation for the secondary forests
VC:植被碳密度;LT:演替后期种;PI:先锋种;SH:灌木种

2.3 次生林生态系统碳密度及其分配格局

三种次生林的植被碳密度、土壤有机碳密度和总碳密度的波动范围依次分别为 45.63—98.97 t/hm²、62.09—91.67 t/hm²和 107.72—181.26 t/hm²;植被碳密度($F_{2,6} = 12.76, P = 0.01$)、土壤(0—100 cm)有机碳密度($F_{2,6} = 12.29, P = 0.01$)和总碳密度($F_{2,6} = 12.84, P = 0.01$)在处理间均存在显著差异;其中,MS 和 YD 的植被碳密度显著低于 NS。土壤扰动处理次生林(YD)的土壤有机碳密度显著低于土壤未被干扰的 MS 和 NS 次生林(图 8);其差异主要源于表层土壤(0—20 cm, CL1)有机碳密度的差异($F_{2,6} = 29.07, P = 0.001$),表层土壤有机碳密度的波动范围为 30.91—55.14 t/hm²,而深层(20—50 cm 和 50—100 cm)的碳密度无显著差异(图 4)。其中,NS、MS 和 YD 的 0—100 cm 土壤有机碳密度占总碳密度依次分别为 46%、62%和 58%(图 8)。

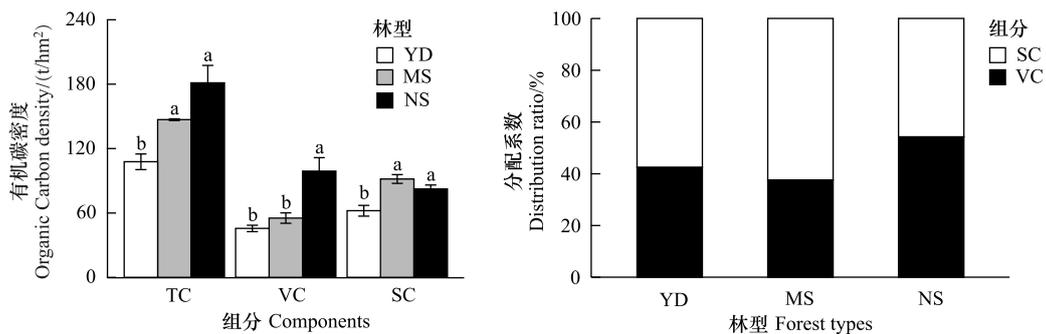


图 8 不同干扰处理次生林碳密度及其分配格局

Fig.8 Carbon density and its distribution pattern of the secondary forests with different disturbance treatments

总碳密度(TC)是植被碳密度(VC)与土壤有机碳密度(SC)之和;a,b表示差异显著性分组($\alpha = 0.05$)

3 讨论

3.1 干扰对土壤有机碳的影响

采伐和土壤扰动显著降低东北次生林表层土壤有机碳,而仅地上采伐对土壤碳含量无显著影响(图 1)。土壤有机碳含量取决于碳输入和输出过程,而采伐改变了凋落物质量和微环境,打破原有平衡,进一步导致碳含量变化^[10,14]。随林木收获,光照改变,土温升高^[29],刺激微生物活性^[15,30],促进碳分解,表层碳大量释放^[31]。二次地上干扰短期增加剩余物残体,潜在增加了碳输入,由于激发效应导致有机质分解加速^[32],对于 10 cm 以下深层有机碳而言,森林采伐后,根系仍保留在土中并枯死,地上植被恢复,凋落物和细根输入使碳得以补充,并缓慢分解矿化沉积^[33-34],导致采伐干扰对表层和深层碳影响趋势存在不一致现象。与地上皆伐相比,土壤扰动后 15a 次生林表层土(0—20 cm)有机碳含量显著低于前者,降低幅度达到 35—70%,降幅随深度放缓(图 1),此结果与以往研究相同^[14,35]。土地利用方式改变,输入有机质减少,导致碳分解释放速率加剧,引发表层碳含量急剧下降^[36-39]。森林采伐后种植经济作物,草本、枯落物等减少,且对表层土翻动,在降水和人为活动下,影响表层发生层、孔隙度等物理结构,容重显著升高(图 2)。种植人参的土壤扰动引起有机碳损失量达 40%,低于热带雨林转经济林损失的 50%有机碳,与 Guo 等综述研究森林变为农田的结果(42%)大致相同^[23]。

3.2 干扰与恢复对植被碳密度的影响

植被碳密度随着恢复的时间呈现出显著地增加(图 5),但平均年增长量呈现出下降趋势(图 7)。森林恢复时间(林龄)是控制植被碳密度和碳汇强弱的重要因子^[40-41]。采伐时间引起林龄差异,导致的再生长对碳汇发挥重要作用^[42]。本研究,植被各组分碳密度随林龄依次升高,56 年次生林植被各组分碳密度均显著高于另外两个(图 5),总植被碳密度达 98.97 t/hm²,处于该地区已发表相似林龄 6 种温带森林植被碳密度范围(86.3—122.7 t/hm²)^[22],略高出碳专项清查数据估算的全国中幼龄林(<60a)植被碳密度(60 t/hm²)^[21]。植

被碳密度由幼龄林的 45.63 t/hm^2 增加到近熟林的 98.97 t/hm^2 , 随着林龄的增长, 植物茎干生物量逐渐积累, 主导了植被碳密度的增加和碳平衡^[42]。本研究将三种群落植物分为先锋种、后期种和灌木种, 探索演替进程木本植物碳分配格局。演替初期(15、25a)次生林以先锋种碳密度为主, 占总植被超六成, 其中 15 年次生林中占近九成。恢复 56a, 属次生演替过渡阶段, 处先锋种和后期种共存期, 后期种碳密度占总植被六成以上(图 6)。同时, 后期种存活时间更加长久, 并其树干、粗根等木质组织存储了更多的生物量碳, 降低了生态系统层面的碳周转率, 但其树种间固碳速率差异有待深入探讨^[10,42]。后期种碳密度的显著差异造成各林型植被碳库变化, 而产生 MAI 显著减低趋势的主要贡献者则是先锋种(图 7)。与加拿大排水良好不同林龄黑云杉林(*Picea mariana*)研究结果不同, 由树种主导的 MAI($0.22\text{--}0.91 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)随年龄递增, 73a 时达到最高值^[43]; 同时低于热带雨林采伐后恢复中 MAI($3.9 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[17]。因此, 植被碳密度及 MAI 受水热条件、树种组成等影响, 但是对于同一地区, 植被碳密度和年均固碳量主要取决于演替过程中先锋树种和后期树种的更替, 以先锋树种为主要组成的中幼林具有更高的固碳速率。

3.3 生态系统碳密度恢复

生态系统总碳密度随着恢复的年龄而增加, 主要源于树木生物量碳的累积, 而干扰类型和演替阶段导致不同组分碳库分配变化(图 8)。本研究中生态系统碳密度从干扰后自然恢复 15 年次生林的 107.72 t/hm^2 增加到恢复 56 年次生林的 181.26 t/hm^2 , 此结果均低于该地区 6 种典型森林类型($186.9\text{--}349.2 \text{ t/hm}^2$)^[22] 和小兴安岭典型森林类型^[44] 的总碳密度。总碳密度的恢复主要是由于森林植被碳的累积。随着植被的恢复, 植被碳密度由 15 年次生林(NS)的 45.63 t/hm^2 增加到 56 年次生林的 98.97 t/hm^2 , 其中 NS 植被碳密度已达到阔叶红松原始林(101.4 t/hm^2)^[44] 的 98%。近熟林 NS 总碳密度(181.26 t/hm^2) 处于欧洲典型森林生态系统碳密度正常范围的中等水平($122\text{--}266 \text{ t/hm}^2$)^[10]。然而, 就土壤未扰动的 MS 和 NS 的土壤碳密度相比并没有显著变化, 致使 NS 的植被碳占据更高的比例。其中, NS 的植被碳密度占总碳密度达 54%(图 8), 稍高于东北温带森林顶极群落——阔叶红松林 30%—45%^[44], 在本研究的年龄系列中, 土壤有机碳分配随着年龄呈现出先增加后降低的趋势, 其主要由于幼龄林土壤受到扰动后土壤表层有机碳的流失。生态系统长期碳平衡取决于干扰程度。恢复 56a 的 NS 土壤碳分配系数达 46%, 低于本地区林龄 53a 硬阔叶天然次生林土壤碳密度分配系数(62.9%)^[22], 可能是由于土壤碳储量的空间异质性所致。因此, 植被恢复时间和空间异质性是影响森林生态系统各组分碳密度分配的关键因子。

4 结论

地上采伐干扰对温带次生林土壤有机碳含量和碳密度影响不显著, 而土地利用方式短期改变将导致土壤表层有机碳流失, 土壤表层(0—10 cm)有机碳含量较未干扰的次生林土壤损失量达 60%, 有机碳密度损失量达 23%, 改变表层土物理性质, 且土壤有机碳含量与容重呈极显著负相关。生态系统碳密度随着恢复时间而增加, 源于植被碳密度升高, 而产生林龄间植被碳密度差异的主要原因是演替后期树种的进入。植被年平均固碳量(MAI)随着恢复时间呈下降趋势, 这也证实了中幼龄林具有更高的固碳能力, 其主要贡献者是先锋树种。因此, 先锋种可以短期加速植被碳固持, 但后期种决定了植被碳密度和碳汇潜力。

参考文献(References):

- [1] 吴建国, 张小全, 徐德应. 土地利用变化对土壤有机碳贮量的影响. 应用生态学报, 2004, 15(4): 593-599.
- [2] Eswaran H, Van Den Berg E, Reich P. Organic carbon in soils of the world. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(1): 192-194.
- [3] Don A, Schumacher J, Freibauer A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. Global Change Biology, 2011, 17(4): 1658-1670.
- [4] Fujisaki K, Perrin A S, Desjardins T, Bernoux M, Balbino L C, Brossard M. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. Global Change Biology, 2015, 21(7): 2773-2786.
- [5] Dixon R K, Solomon A M, Brown S, Houghton R A, Trexler M C, Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science, 1994,

- 263(5144): 185-190.
- [6] Pan Y D, Birdsey R A, Fang J Y, Houghton R, Kauppi P E, Kurz W A, Phillips O L, Shvidenko A, Lewis S L, Canadell J G, Ciais P, Jackson R B, Pacala S W, McGuire A D, Piao S L, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 2011, 333(6045): 988-993.
- [7] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land - use change: processes and potential. *Global Change Biology*. 2000, 6 (3): 317-327.
- [8] Detwiler R P. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry*, 1986, 2(1): 67-93.
- [9] Grandy A S, Robertson G P. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 59-74.
- [10] Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson D W, Minkinen K, Byrne K A. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 2007, 137(3-4): 253-268.
- [11] 王绍强, 周成虎, 李克让, 朱松丽, 黄方红. 中国土壤有机碳库及空间分布特征分析. *地理学报*, 2000, 55(5): 533-544.
- [12] Chappell A, Rossel R A V. The importance of sampling support for explaining change in soil organic carbon. *Geoderma*, 2013, 193/194: 323-325.
- [13] O'Rourke S M, Angers D A, Holden N M, McBratney A B. Soil organic carbon across scales. *Global Change Biology*, 2015, 21(10): 3561-3574.
- [14] Mayer M, Prescott C, Abaker W E, Augusto L, Cécillon L, Ferreira G W, James J, Jandl R, Katzensteiner K, Laclau J, Laganière J, Nouvellon Y, Paré D, Stanturf J A, Vanguelova E, Vesterdal L. Tamm Review: influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: a knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*. 2020, 466: 118-127.
- [15] 雷蕾, 肖文发. 采伐对森林土壤碳库影响的不确定性. *林业科学研究*, 2015, 28(6): 892-899.
- [16] Zhang Q Z, Wang C K, Wang X C, Quan X K. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258(5): 722-727.
- [17] Wheeler C E, Omeja P, Chapman C, Glipin M, Tumwesigye C, Lewis S. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 2016, 373: 44-55.
- [18] 朴世龙, 何悦, 王旭辉, 陈发虎. 中国陆地生态系统碳汇估算: 方法、进展、展望. *中国科学: 地球科学*, 2022, 52(6): 1010-1020.
- [19] 代林利, 周丽丽, 伍丽华, 刘丽, 黄樱, 彭婷婷, 邱静雯, 何宗明, 曹光球. 不同林分密度杉木林生态系统碳密度及其垂直空间分配特征. *生态学报*, 2022, 42(2): 710-719.
- [20] 姚利辉, 康文星, 赵仲辉, 何介南. 会同杉木人工林不同生长阶段植物固碳特征. *生态学报*, 2015, 35(4): 1187-1197.
- [21] Tang X L, Zhao X, Bai Y F, Tang Z Y, Wang W T, Zhao Y C, Wan H W, Xie Z Q, Shi X Z, Wu B F, Wang G X, Yan J H, Ma K P, Du S, Li S G, Han S J, Ma Y X, Hu H F, He N P, Yang Y H, Han W X, He H L, Yu G R, Fang J Y, Zhou G Y. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4021-4026.
- [22] Zhang Q Z, Wang C K. Carbon density and distribution of six Chinese temperate forests. *Science China Life Sciences*, 2010, 53(7): 831-840.
- [23] Guo L B, Gifford R. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 2002, 8 (4): 345-360.
- [24] Sang Y R, Wang C K, Huo H. Inter-specific and seasonal variations in photosynthetic capacity and water use efficiency of five temperate tree species in Northeastern China. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2011, 26(1): 21-29.
- [25] Wang C. K. Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 2006, 222 (1/2/3): 9-16.
- [26] 李晓娜, 国庆喜, 王兴昌, 郑海富. 东北天然次生林下木树种生物量的相对生长. *林业科学*, 2010, 46(8): 22-32.
- [27] 王义弘. 帽儿山地区次生林的天然更新和演替. *东北林学院学报*, 1984, 12(S1): 39-46.
- [28] Chang W. *R graphics cookbook: practical recipes for visualizing data*. Array Sebastopol, CA: O'Reilly, 2018.
- [29] 谷加存, 王政权, 韩有志, 王向荣, 梅莉, 张秀娟, 程云环. 采伐干扰对帽儿山地区天然次生林土壤表层温度空间异质性的影响. *应用生态学报*, 2006, 17(12): 2248-2254.
- [30] 陈朝, 吕昌河, 范兰, 武红. 土地利用变化对土壤有机碳的影响研究进展. *生态学报*, 2011, 31(18): 5358-5371.
- [31] Mayer M, Sandén H, Rewald B, Godbold D L, Katzensteiner K. Increase in heterotrophic soil respiration by temperature drives decline in soil organic carbon stocks after forest windthrow in a mountainous ecosystem. *Functional Ecology*, 2017, 31(5): 1163-1172.
- [32] Chen L Y, Liu L, Qin S Q, Yang G B, Fang K, Zhu B, Kuzyakov Y, Chen P D, Xu Y P, Yang Y H. Regulation of priming effect by soil organic matter stability over a broad geographic scale. *Nature Communications*, 2019, 10: 5112.
- [33] Grand S, Lavkulich L M. Effects of forest harvest on soil carbon and related variables in Canadian spodosols. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, 76(5): 1816-1827.
- [34] Morris D M. Changes in DOC and DON fluxes in response to harvest intensity of black-spruce-dominated forest ecosystems in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science*, 2009, 89(1): 67-79.

- [35] Vario C L, Neurath R A, Friedland A J. Response of mineral soil carbon to clear-cutting in a northern hardwood forest. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78(1): 309-318.
- [36] Turner J, Lambert M. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 2000, 133(3): 231-247.
- [37] Schimel D, Braswell B, Holland E, McKeown R, Ojima D, Painter T, Parton W, Townsend A. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, 8: 279-293.
- [38] van Straaten O, Corre M D, Wolf K, Tchienkoua M, Cuellar E, Matthews R B, Veldkamp E. Conversion of lowland tropical forests to tree cash crop plantations loses up to one-half of stored soil organic carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(32): 9956-9960.
- [39] Zummo L M, Friedland A J. Soil carbon release along a gradient of physical disturbance in a harvested northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 2011, 261(6): 1016-1026.
- [40] Liu Y C, Yu G R, Wang Q F, Zhang Y J. How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography*, 2014, 23(3): 323-333.
- [41] Zhu K, Song Y L, Qin C. Forest age improves understanding of the global carbon sink. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(10): 3962-3964.
- [42] Pugh T A M, Lindeskog M, Smith B, Poulter B, Arneth A, Haverd V, Calle L. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(10): 4382-4387.
- [43] Wang C K, Bond-Lamberty B, Gower S T. Carbon distribution of a well- and poorly-drained black spruce fire chronosequence. *Global Change Biology*, 2003, 9(7): 1066-1079.
- [44] Cai H Y, Di X Y, Chang S X, Wang C K, Shi B K, Geng P F, Jin G Z. Carbon storage, net primary production, and net ecosystem production in four major temperate forest types in northeastern China. *Canadian Journal of Forest Research*, 2016, 46(2): 143-151.