DOI: 10.5846/stxb201306111669

韩春兰,邵帅,王秋兵,李甄,孙仲秀,毛伟伟.兴安落叶松林火干扰后土壤有机碳含量变化.生态学报,2015,35(9):3023-3033. Han C L, Shao S, Wang Q B, Li Z, Sun Z X, Mao W W.The variability of soil organic carbon content in *Larix gmelinii* forests after fire disturbances. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(9):3023-3033.

兴安落叶松林火干扰后土壤有机碳含量变化

韩春兰*,邵 帅,王秋兵,李 甄,孙仲秀,毛伟伟

沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866

摘要:在大兴安岭兴安落叶松林区,选择不同恢复年限各种火烧强度(重度、中度、轻度)的火烧迹地进行调查并采集土壤样品, 对火后有机层和矿质层有机碳含量变化进行研究,以期为进一步开展森林火灾对区域碳平衡影响的定量评估提供科学依据。 研究结果表明:火干扰对土壤有机碳含量变化的影响包括火烧即时影响和火后生境条件变化带来的间接影响。火干扰样地有 机层的积累与转化主要是通过火后林冠郁闭度的变化影响的,其有机碳总储量低于对照样地。对于矿质层土壤,重度和中度火 干扰后,如果样地发生植被序列演替,即阔叶林植被入侵,样地郁闭度增加迅速,凋落物积累量增大,土壤有机碳含量将随着过 火年限的增加而增加;如果样地发生自我更新,样地郁闭度增加缓慢,凋落物分解量大于积累量,土壤有机碳含量将会在一定时 间内随着过火年限的增加而减少;但是,无论样地发生植被序列演替还是自我更新,土壤有机碳含量短时间内均无法恢复到火 前水平。轻度火干扰后,土壤有机碳含量短期内先增加,随着植被更新情况的发展最终趋于平衡。 关键词:土壤有机碳;火干扰;群落演替;兴安落叶松;大兴安岭

The variability of soil organic carbon content in *Larix gmelinii* forests after fire disturbances

HAN Chunlan^{*}, SHAO Shuai, WANG Qiubing, LI Zhen, SUN Zhongxiu, MAO Weiwei College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China

Abstract: Fire is the primary disturbance agent in boreal forests, and exerts a major influence on the carbon cycle in this ecosystem. Fire disturbances not only alter the composition of species in the local forest ecosystem and the structure, functions and development of forests across landscapes, but also result in remarkable variations of soil physical and chemical properties, the relative content of nutrient elements and the storage of soil organic carbon. Using remotely sensed data from a Larix gmelinii forest before and after fire in the Great Xing'an Mountains, we calculated the Composite burn index (CBI), combined with interviews with local guides and field investigations to estimate the intensity and disturbance range of the fire. Soil surveys, sample collections and analyses of different areas of restoration after fire disturbances of different intensities (high, intermediate and low intensity) were performed. We researched the soil organic carbon variables in detail and discussed the impact of organic and mineral horizons of different fire intensities on soil organic carbon, in order to provide a scientific basis for the quantitative evaluation of the regional carbon balance after forest fires. The results showed that the effects of fire on soil organic carbon included the immediate effects of fire and the indirect effects of changes in habitat conditions after fire. The organic layer was partially or completely burned off during fire disturbances. Moreover, fire changed the morphological characteristics of mineral horizons, increased bulk density and reduced the organic carbon content. The accumulation and transformation of organic carbon was mainly influenced through the consequent changes in plant species, canopy density and recovery times after fire. The total organic carbon content of the organic layer of the fire disturbance sample plot was lower than that of the control. The organic horizons were markedly altered by fire. The organic

收稿日期:2013-06-11; 网络出版日期:2014-05-22

基金项目:国家 973 项目(2011CB403206)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: hancly@163.com

carbon content in the organic horizons varied along with the extended recovery time, but no area recovered to the same level as the control within a short time period. Effects of fire disturbance on soil color were not evident, but fire disturbance destroyed the soil structure, decreased soil porosity and increased bulk density in a manner that was positively correlated with increasing fire disturbance intensity. The soil organic carbon content increased along with the extended recovery time if relay succession occurred in the sample area after a high or intermediate intensity fire. This resulted from the growth of invasive broad-leaved forest vegetation, a denser canopy and larger amounts of accumulated litter. However, if selfreplacement took place in the sample area, then the canopy density was reduced and the soil organic carbon content decreased with increasing ages of fire over time. Nevertheless, regardless of the relay succession or self-replacement that occurred in the sample area, no area recovered to the same level as the control within a short period of time. The soil organic carbon content increased in the short term after low intensity fire disturbances with the regeneration of vegetation. It eventually returned to the baseline with ongoing changing conditions within the area.

Key Words: soil organic carbon; fire disturbance; community succession; Larix gmelinil; Great Xing'an Mountains

全球北部森林生态系统中有 84%的碳储存在土壤中(有机层、泥炭和土壤有机碳)^[1],由于北方地区有机 碳矿化速率低^[2],相比其他地区要更难分解^[3]。林火是北方森林最主要的自然干扰因子,对森林生态系统碳 循环有深刻的影响^[4],了解寒温带天然林火后土壤有机碳含量随时间变化具有十分重要的意义。火干扰对 森林生态系统的影响不仅表现在局部区域物种的组成^[6]、景观尺度上森林结构、功能及动态的改变^[6],也会 导致土壤理化性质^[7]、养分元素含量^[8]等方面的改变。林火干扰会显著改变土壤有机碳的储量格局^[9]、固存 及转化^[10]。火灾将植被中的碳转移到土壤中并且与部分土壤碳一起挥发到大气中,转移的碳量取决于多种 因素,如火灾强度与频度、土壤类型及深度、物种组成及其生产力和生态系统含碳量等^[11]。有机层有机碳总 量随着火后恢复时间而变化,直到趋向于稳定状态^[12],而且,有机层有机碳含量直接影响矿质层土壤有机碳 含量^[13];而土壤有机碳积累主要取决于种类组分、林龄、气候带和区域土壤性质如排水性等^[14]。过去研究主 要集中于火干扰对土壤理化性质的影响^[7,15],很少对有机层和矿质层有机碳含量的影响因素进行研究^[16-17], 而关于有机层对矿质层有机碳含量的影响,特别是寒温带森林土壤有机碳水后动态变化的研究尚未见报道。 本研究以兴安落叶松林土壤为研究对象,对火干扰后土壤有机碳含量的变化规律进行研究,揭示土壤有机碳 含量变化的影响因素,以期为进一步开展森林火灾对区域碳平衡影响的定量评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

大兴安岭地区(50°10′—53°33′N, 121°12′—127°00′E)是全国面积最大的林区,森林覆盖率约为62%。 该地区属寒温带大陆性气候,冬季漫长寒冷,夏季短暂温热,年平均气温为-4℃,年平均年降水量为458.3 mm,降水多集中在6—8月份,初霜期在9月初,终霜期在5月中下旬,无霜期80—100d。植被多为北方寒温 带针叶林,以兴安落叶松(*Larix gmelinii*)为优势植物群落,其他主要植被类型还包括樟子松(*Pinus sylvestris* var.mongolica)、红皮云杉(*Picea koraiensis*)、白桦(*Betula platyphylla*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、山杨 (*Populus davidiana*)等;灌木主要有兴安杜鹃(*Rhododendron dauricum*)、越桔(*Vaccinium vitisidaea*)、杜香 (*Ledum palustre*)和胡枝子(*Lespedeza bicolor*)等。成土母质多为岩浆岩风化物,地带性土壤为棕色针叶林土。 **1.2**样品采集

2012 年 8 月在大兴安岭林区,选取成土过程基本相同的样地,按照重度、中度和轻度等不同火烧强度设置 9 个火烧样地,同时选取 2 个无火干扰样地作为对照(根据样地坡度,设置 20 号点为重度和轻度火干扰样地的对照点,25 号点为中度火干扰样地的对照点,表 1)。火烧强度在研究区火灾前、后遥感影像数据分析的基础上,结合实地考察记录计算综合燃烧指数(Composite Burn Index, CBI 指数),进行综合判断^[18]。

表1 样地基本情况表	General condition of sample areas
	Table 1

火烧时间 Dates of forest fire /(年份 year)	1987	1995	2012	1987	2003	2006	1987	1990	2003		
土壤系统 分类参比 Soil taxonomy reference	斑纹简育冷凉 淋溶土	普通暗瘠寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育冷凉 淋溶土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土	普通简育寒冻 雏形土
发生分类 土壤类型 Soil type	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土	棕色针叶林土
坡位 Slope positions	۲	논	논	논	Ŧ	Ŧ	<u> </u> 4-	۲	۲	<u> </u>	Ŧ
海拔 Altitude /m	565	286	550	676	271	535	478	434	573	419	352
坡度 Slope /(°)	-	3	0	8	8	٢	7	ŝ	-	ŝ	6
坡向 Aspect	茶	东北	无	圉	圉	西北	西南	西北	⊤	西南	东北
草本盖度 Herb coverage /%	80	10	20	5	50	09	60	20	20	55	5
草本高度 Herb height/cm	50	60	40	40	40	70	40	40	15	20	30
灌木盖度 Shrub coverage /%	35	80	70	06	20	30	30	70	50	×	45
灌木高度 Shrub height /m	7	0.6	0.3	0.8	1	1.6	1.5	0.8	0.8	0.8	1.4
林冠郁闭度 Canopy density	0.7	0.2	0.4	0.6	0.3	0.2	0.4	0.6	0.5	0.5	0.5
主要灌木类型 Predominant shrub type	杜香 Ledum spp.	苔草 Carex sp.	杜香 Ledum spp.	杜香 Ledum spp.	苔草 Carex sp.	苔草 Carex sp.	杜香 Ledum spp.	杜鹃 Rhododendron dauricum.	杜 鹃 Rhododendron dauricum	杜 鹃 Rhododendron dauricum	杜鹃 Rhododendron Janniann
主要乔木类型 Predominant trees type	白桦林 Betula platyphylla	落叶松林 Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii	白桦林 Betula platyphylla	落叶松林 Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii	白桦,落叶松林 Betula platyphylla, Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii	落叶松林 Larix gmelinii
火干扰 强度 Fire intensity	重度	重废	重废	中度	中度	中度	嶅	嶅	嶅废	对照	对照
采祥点经纬度 Latitude and longitude	52°55'59.88"N 122°25'48.33"E	51°54'32.9"N 125°53'40.07"E	53°0'11.84"N 122° 9'6.3"E	52°57'27.85"N 123°20'29.62"E	52°4'24.76"N 126°9'1.54"E	50°54′53.82″N 124°23′17.16″E	52°59'40.54"N 122°15'19.8"E	52°23'2.63"N 124°4'54.96"E	51°59'0"N 123°41' 0"E	52°22'54.47"N 124°41'45.32"E	52°23'17.5"N 125°35'50.38"E
采样地点 Locations	西林吉 林业局	韩家园 林业局	西林吉 林业局	阿木尔 林业局	韩家园 林业局	松岭 林业局	西林吉 林业局	塔河 林业局	新林 林业局	塔河 林业局	十八站 林业局
样点号 Sample No.	14	29	17	13	31	39	16	21	34	20	25

韩春兰 等:兴安落叶松林火干扰后土壤有机碳含量变化

9期

dauricum

http://www.ecologica.cn

样地规格设置为 20 m×20 m,样地基本信息调查记录见表 1。每个样地随机选取 3 个取样点,分别采取有 机层和矿质层样品。在各取样点处首先划定 50 cm×50 cm 的样方,测量未分解层(Oi 层)、半分解层(Oe 层) 和高分解层(Oa 层)的厚度并分别取样,将同一样地的 3 个取样点的同层样品混合均匀,挑出活物,称重,用四 分法按适当比例取待测样带回实验室。完成有机层样品采集后,在该点挖掘土壤剖面至母质层,按照土壤发 生层次采集土壤容重样和化学分析样,记录土壤剖面形态特征。同一样地的 3 个剖面相同土壤发生层的化学 分析样充分混合,取适量分析测试样装袋,带回实验室。

由于森林土壤的不均一性、砾石和根系的复杂性,矿质层土壤容重环刀取样法往往达不到预期的目的和效果。因此,本研究在王庆礼等^[19]测定土壤容重方法的基础上加以改进,即:在待测土壤层中,用土壤剖面刀向下细致的挖一小坑(大小和深度据实际情况而定,一般直径 10—20 cm,深度 5—10 cm)。将全部挖出来的土壤、砾石及根系等置入备好的塑料袋内称重并记录;筛分出>2 mm 砾石,挑出根系,分别称量砾石和根系总湿重;按比例取湿砾石和根系样品并记录,取去除砾石和根系后的土壤样品 20 g 左右入铝盒以测定含水量,连同砾石和根系样品—并带回实验室。然后将一个薄塑料袋铺于小土坑内,用量筒量水入土坑直至溢满为止,记录水体积。

1.3 实验分析

1.3.1 样品处理

有机样品处理:将样品分成两份,一份 105 ℃烘干至恒重,测定自然含水率;另一份 65 ℃烘干,粉碎,过 1 mm筛储存备用^[20]。

容重样品处理:将铝盒和砾石样品于 105 ℃恒温烘干至恒重,根系样品于 65 ℃恒温烘干至恒重,结合野 外记录计算土壤容重。

1.3.2 分析方法

样品有机碳含量采用元素分析仪(Elementar verio Ⅲ,德国)测定。

1.4 土壤碳储量计算

(1)有机层

各样地不同层次有机层单位面积干重(g/cm²)乘以相应层次有机碳含量(g/kg),经换算得到单位面积各 有机层有机碳储量(kg/m²)^[21]。

(2)矿质层

通过剖面中各发生层土壤有机碳含量(g/kg)、平均容重(g/cm³)、砾石含量(%)和厚度(cm)先算出每层 有机碳密度,再加和,得到单位土壤剖面有机碳储量(即土壤碳密度 kg/m²)^[22]。

2 结果与讨论

2.1 火后植被演替与土壤有机层厚度变化

2.1.1 植被演替

火干扰影响整个森林生态系统的发展和演替。T.A.Kurkowski 指出,火干扰后森林演替主要有两种模式: (1)自我更新,指火后森林更新苗类型与火烧前植被类型相同,群落组成结构不发生较大变化,只是森林年龄 结构或林下物种发生变化;(2)序列演替,指火烧迹地先被先锋树种所占据,随着演替时间推移,后期演替树 种出现并逐渐占优势,群落组成结构发生改变^[23]。由于白桦树种具有萌芽力强、种子小而利于传播、对不良 环境条件抵抗力较强等特点,因此在大兴安岭落叶松林火烧迹地初期植被演替过程中,白桦往往作为先锋树 种,在适宜的火烧迹地逐渐形成白桦林^[24]。本研究中,13 号、14 号、16 号三个样地发生了序列演替,以白桦 为主的阔叶林入侵;21 号、29 号、31 号、34 号和 39 号样地发生自我更新,林分组成上以落叶松林为主。火后 样地植被更新情况影响样地郁闭度的变化,重度和中度火干扰样地郁闭度(分别为0.2—0.7 和0.2—0.6)变化 范围较大,轻度火干扰样地郁闭度(0.5—0.6)变化范围较小(表1)。

2.1.2 土壤有机层厚度变化

9期

在重度和轻度火干扰下,调查样地有机层总厚度表现了随恢复时间延长而增厚的规律,且火后恢复时间 最长的样地均同对照样地相近;中度火干扰下,有机层总厚度未表现出随时间而增厚的规律,但恢复时间较长 的样地有机层总厚度最大,甚至大于对照样地(图1)。



图 1 火干扰对不同层次有机层厚度的影响 Fig.1 The effects of fire on depth of organic layers

Oi: 未分解层;Oe: 半分解层;Oa: 高分解层

P.T.Sorenson^[25]研究北方恢复森林有机层发育得出,林冠郁闭度和林分类型都是影响有机层恢复的重要因素。尽管多数阔叶林凋落物要比相似环境的针叶林凋落物分解更快^[26],但是,对有机层厚度的变化和性质起着最重要影响的因素是林冠郁闭度的变化^[27],由于不同林冠郁闭度影响阳光直射,使得有机层的温度不同进而影响分解速率,而林冠郁闭度与火烧迹地森林植被更新状况有关^[28-29]。本研究中,13 号和14 号样地发生了植被序列演替,导致样地林冠郁闭度增加迅速,且阔叶林每年凋落物量要高于针叶林^[30],使得总有机层及其各分层厚度均高于其他火干扰样地和对照样地;29 号和31 号样地火干扰后仅发生了自我更新,由于火烧强度较大,大量树种被烧死,更新缓慢^[31],导致林冠郁闭度增加缓慢,有机层有机质分解速度快,使得有机层厚度均低于其他火干扰样地和对照样地。轻度火干扰对样地影响不大,火干扰后植被很快恢复,有机层又逐渐积累起来。因此,火干扰主要通过火后林冠郁闭度变化来影响有机层厚度,进而影响有机层的积累与转化。

2.2 火后土壤矿质层的形态特征

对样地土壤剖面矿质层进行调查与描述可知(表 2),重度火干扰样地土壤剖面厚度在 67.0—121.0 cm 之 间,平均 96.0 cm;中度火干扰样地土壤剖面厚度在 68.0—81.0 cm 之间,平均 76.7 cm;轻度火干扰样地土壤剖 面厚度在 71.0—87.0 cm 之间,平均 80.7 cm。各样地土壤颜色的色调多为 10YR,其次为 7.5YR 和 2.5Y。土 壤干态颜色多以黄橙色或黄棕色为主,个别层次呈橙白色或棕色;湿态颜色多为棕色、暗棕色、黄棕色。火干 扰样地土壤湿态颜色与对照样地相比差异并不大,土壤干态颜色与对照样地相比下层土壤色调更趋于红化, 可能由于土壤中铁氧化物形态变化所致^[32],而明度、彩度变化则不明显,只是 17 号样地明度小于对照样地, 可能由于土壤中铁氧化物形态变化所致^[32],而明度、彩度变化则不明显,只是 17 号样地明度小于对照样地, 可能由于火烧产生大量碳屑积存于土层中之故^[33]。样地土壤质地,表层土壤多为壤质或粉壤质,下层土壤多 为砂壤质或黏壤质,火干扰对颗粒大小分布并没有直接影响,但由于侵蚀作用的增强使得细粒物质被选择性 的移除^[34]。由于本研究所选择的样地均为平坦地(≤5°)或为缓坡地(6°—15°)^[35],除了中度火干扰样地火 后会产生一定的土壤侵蚀外,其余样地侵蚀作用较弱。样地砾石含量(>2 mm)对土壤质地有影响,土壤中粗 砂粒较多。除了 17 号、29 号和 31 号样地 A 层土壤为团块结构外,其他样地 A 层土壤均为团粒结构;B 层、BC 层土壤多为团块结构。火干扰主要是通过影响土壤有机质来影响土壤结构,有机质对土壤结构和孔隙的形成 有利。火干扰过程中消耗土壤有机质,再经雨水冲刷,土壤团粒结构就会解体,造成土壤板结^[36]。样地表层 土壤结构体现了火强度和火后样地生境条件的综合影响,随着火后土壤有机质逐渐得到补充,团粒结构逐渐 发育;下层土壤块状结构可能与黏粒随着水分向下淋溶淀积有关。样地表层土壤容重变化范围为0.82—

各样地矿质层基本形态
表2 4

			Tab	ole 2 Morphologic charact	eristics of mineral	layer of sample a	tera		
미 고 최	土壤发生层	ł	土壤	颜色 Soil Color	·日本 日本 -	-11-47 July -	土壤容重	H H	砾石含量
件点号 Sample No.	Soil genetic horizon	徕度 Depth/ cm	干态 Dry	湿态 Wet	— 土環贞地 Soil Texture	土猆萡构 Soil Structure	Bulk Density/ (g/cm ³)	恨杀 Roots	Gravel concentration/%
14	Ah	0-10	橙白 10YR8/1	灰黄棕 10YR4/2	壤土	小团粒结构	1.20	极少量中根,少量细根	0
	Btl	10-38	浅淡黄 7.5YR8/3	浊黄棕 10YR5/4	黏壤土	中层状结构	1.55	少量细根	0
	Bts2	38—82	浊黄橙 10YR6/3	浊黄棕 10YR5/3	黏壤土	小团块结构	1.47	少量细根	10
	BC	82—100	浊黄橙 10YR6/3	暗棕 10YR3/3	砂壤土	中团块结构	1.60	少量细根	23
29	Ah	0-17	橙白 10YR8/2	浊黄棕 10YR5/4	粉壤土	小团块结构	1.03	中量中根、细根、极细根	8
	Bw	1742	橙白7.5YR8/1	浊黄棕 10YR5/4	粉壤土	小团块结构	1.00	无	25
	BC	42—67	橙白 10YR8/2	浊黄橙 10YR6/4	粉壤土	中团块结构	1.63	无	15
17	$\mathbf{A}\mathbf{h}$	0-20	浊黄棕 10YR5/3	黑棕 10YR2/3	黏壤土	小粒状结构	1.31	少量中根,多量细根	5
	Bw	20-62	浊黄橙 10YR7/4	棕 10YR4/6	黏壤土	大团块结构	1.53	少量细根	9
	BC	62—121	亮棕 7.5YR5/6	暗红棕 5YR3/3	黏壤土	小团块结构	1.63	无	90
13	Ah	0—7	灰白 2.5Y8/1	浊黄橙 10YR7/2	壤土	大团粒结构	1.19	中量粗根,中根,多量细根	10
	Bw	7—23	浅淡黄 2.5Y8/4	黄棕 10YR5/8	砂壤土	中团粒结构	1.60	少量中根,中量细根	15
	BC	23—68	浅淡黄 2.5Y8/3	浊黄棕 10YR5/4	砂壤土	小团块结构	1.50	无	60
31	Ah	60	浊黄棕 10YR5/4	暗棕 7.5YR3/4	壤土	中团块结构	1.32	少量细根,多量极细根	1
	Bw	9—31	亮红棕 5YR5/6	暗红棕 5YR3/6	壤土	小团块结构	1.18	极少量细根	2
	BC	3147	浊棕7.5YR5/4	棕/ 7.5YR4/4	砂壤土	小屑粒结构	1.08	极少量细根	15
	C	47—81	淡黄橙 10YR8/4	黄棕 10YR5/6	砂壤土	无	1.59	无	98
39	Ah	60	浊黄棕 10YR5/4	暗棕 7.5YR3/3	粉壤土	小团粒结构	0.95	多量细根	10
	BC	9—81	浊黄橙 10YR7/4	棕 7.5YR4/4	壤土	小团粒结构	1.30	少量细根	95
16	Ah	0—4	灰黄棕 10YR6/2	暗棕 10YR3/4	壤土	小团粒结构	0.86	极少量粗根,中量细根	0
	Bt_1	454	浊黄橙 10YR6/4	棕/10YR4/6	砂壤土	中团块结构	1.59	少量细根	12
	Bt_2	5473	浊黄橙 10YR7/4	棕 10YR4/6	砂壤土	小团块结构	1.58	极少量细根	38
	C	73—84	浊黄橙 10YR6/4	棕/10YR4/4	砂壤土	光	1.62	极少量细根	49
21	Ah	6—0	浊黄橙 10YR6/4	暗棕 7.5YR3/3	壤土	小团粒结构	0.87	少量中根,多量细根	0
	Bw	9—28	亮黄棕 10YR7/6	棕 7.5YR4/6	砂壤土	中团块结构	1.42	中量细根	40
	BC	2871	浊黄橙 10YR6/4	棕 7.5YR4/3	砂壤土	小屑粒结构	1.04	无	25
34	Ah	0—8	浊黄橙 10YR6/4	暗棕 7.5YR3/4	壤土	小团粒结构	0.82	中量中根	0
	Bw	8—57	淡黄橙 10YR8/4	浊棕 10YR5/4	黏壤土	中团块结构	1.38	中量细根	22
	BC	5787	浅淡黄 2.5Y8/4	黄棕 10YR5/6	黏壤土	中团块结构	1.55	极少量细根	70
20	Ah	0 - 10	浊黄橙 10YR7/4	棕 10YR4/6	壤土	小团粒结构	0.85	少量中根,中量细根	0
	Bw	1061	浅淡黄 2.5Y8/4	浊黄棕 10YR5/4	黏壤土	小团块结构	1.48	极少量中根,少量细根	45
	BC	61-104	浅淡黄 2.5Y8/4	黄棕 10YR5/6	砂壤土	中团块结构	1.61	极少量细根	70
25	Ah	20	浊黄橙 10YR7/4	灰黄棕 10YR4/2	壤土	小团粒结构	0.91	多量中根、细根	35
	Bw	744	浅淡黄 2.5Y8/3	亮黄棕 10YR6/6	壤土	中团块结构	1.32	少量中根、细根	15
	BC	4475	亭槟75XB5/6	槟 7 5YB4/6	黏壤土	小团蛰结构	1 63	Ŧ	06

生 态 学 报

35 卷

1.32 g/cm³,重度和中度火干扰样地表层土壤容重明显高于对照样地,轻度火干扰样地表层土壤容重与对照 样地相差不大(0.82—0.87 g/cm³),火烧产生的热量会破坏土壤有机质而导致土壤容重上升,尤其是表层土 壤容重,因为森林土壤大部分有机质都集中储存在表层土壤中,而凋落物燃烧释放的热量直接作用于表层土 壤^[37]。所有调查样地植物根系均随土壤深度的加深逐渐变细,丰度逐渐减少,砾石含量则多随着土壤深度加 深而逐渐增加。

2.3 火干扰对土壤有机碳含量的影响

2.3.1 火干扰对有机层有机碳含量的影响

各样地有机碳含量按 Oi、Oe、Oa 层的顺序依次减小(图 2),直接反映了各有机层的矿化程度。Oi 层有机 碳含量与样地植被种类有着密切关系,阔叶林高于针叶林^[25]。火干扰后,样地由于发生植被序列演替,白桦 等阔叶林树种入侵,使得 13 号、14 号和 16 号样地 Oi 层有机碳含量均高于其他相同火干扰强度的样地。Oe、 Oa 层有机碳含量不仅受 Oi 层直接影响,而且分解速率还与植被盖度有关,包括林冠郁闭度、灌木盖度和草本 盖度等。因此,Oe、Oa 层有机碳的积累和转化同样与环境条件、植被类型、干扰程度等因素密切相关^[38]。本 研究中,不同强度火干扰下,Oe、Oa 层有机碳含量随时间的变化趋势并不明显。





有机层有机碳单位储量受火干扰影响较大(图3),除了13号样地外,其他不同强度火干扰样地有机层总 碳储量明显低于相应的对照样地。火干扰不仅直接烧掉有机层,或高温促进其分解导致有机碳大量减少,而 且还通过影响样地植被演替,间接影响凋落物积累和转化及其有机碳含量。有研究表明,落基山冷杉林生态 系统火后1a时间内有机层碳储量下降^[39];基于不同环境因素和火干扰程度,森林凋落物恢复时间可以从5a 到 80a^[40]。大兴安岭林区中度火干扰后阔叶树更新苗密度最大,森林更新状况好于轻度和重度火烧迹地^[41]。 13号样地可能由于生境条件原因,在郁闭度较高的环境下,阔叶林植被凋落物不易分解而积累了较深厚的有 机层。从图3中还可以看出,各样地Oe 层有机碳储量多明显高于Oi 层和Oa 层,主要是由于该地区年均温较 低,凋落物分解速度慢而逐渐积累导致Oe 层厚度较大所致。

2.3.2 火干扰对矿质层有机碳含量的影响

由图 4 可知,供试样地土壤有机碳含量均随深度的增加而减少。重度和中度火干扰样地 Ah 层土壤有机 碳含量均低于对照样地,与谷会岩等^[42]的研究结果相同。重度或中度火干扰后,土壤有机碳由于火烧的即时 影响会产生少量极难分解的黑炭,但会释放大量二氧化碳,使土壤有机碳含量下降,火后森林植被不论发生序 列演替还是自我更新,土壤有机碳均很难在短时间内恢复到火前水平。

重度火干扰样地 Ah 层土壤有机碳含量,14 号样地>17 号样地>29 号样地;中度火干扰样地 Ah 层土壤有 机碳含量,13 号样地>39 号样地>31 号样地。13 号和 14 号样地由于火后植被序列演替,大量阔叶林入侵带 来了大量凋落物,使得更多的有机碳分解进入土壤。29 号和 31 号样地由于自我更新速度较慢,凋落物量少,









使土壤摄入有机碳量小;另一方面,由于林冠郁闭度增加缓慢,地表接受太阳辐射量较大,使得土壤表层有机 碳更容易分解。火后森林生态系统仅依靠自我更新,其恢复过程将是非常漫长的,甚至需要上百年的时 间^[31],因此,火干扰后植被群落的演替方式会影响土壤有机碳含量及分布。重度和中度火干扰,有机层几乎 全部烧除,矿质层由于高温影响,加速了有机碳分解。火后,首先大量草本植物萌发,接着灌木层代替草本层, 此时,如果乔木层发生植被序列演替,先锋树种入侵,群落结构由原来的针叶纯林过渡为针阔混交林或者阔叶 林^[43],凋落物随之增加。由于阔叶林凋落物有机碳含量高,增加了土壤有机碳的输入量。随着阔叶林植被生 长,林冠郁闭度增加迅速,降低了土壤有机碳的分解速率。如果乔木层只发生自我更新,火后林冠郁闭度增加 缓慢,有机层和矿质层将吸收较多的热量,凋落物分解较快,有机层积累量较低,矿质层有机碳分解较迅速。 重度火干扰样地 B 层土壤有机碳含量,17 号、29 号样地低于对照样,但 14 号样地却高于对照样;中度火干扰 样地 B 层土壤有机碳含量,火干扰样地均高于对照样地;较深的 BC(B₂)层土壤有机碳含量相差不明显。火 对土壤有机碳的影响随着土壤深度的增加而减小^[44],最显著的反应表现在 0—10 cm^[45]。重度和中度火干扰 明显增加土壤容重^[46]、降低土壤水分渗透率^[12],进而影响土壤有机质的淀积。因此,重度和中度火干扰后, 如果样地发生植被序列演替,即阔叶林植被入侵,样地郁闭度较大,凋落物逐渐积累,使土壤有机碳含量随着 过火年限的增加而减少。

轻度火干扰样地 Ah 层土壤有机碳含量,34 号样地>16 号样地>21 号样地,16 号、21 号样地低于对照样地,34 号样地却高于对照样地;B 层土壤有机碳含量表现相同的变化。轻度火干扰样地土壤有机碳含量火后

呈现"S"形变化,即短期内先增加而后一段时间减少到一定程度再增加。国内外学者研究轻度火干扰对土壤 有机碳含量影响的结果并不一致,有升高^[32]、也有降低^[42]、还有影响不明显的报道^[47]。孙明学等^[48]研究表 明,轻度地表火干扰 5a,A、B 层混匀土壤有机碳含量上升;谷会岩等^[42]认为轻度火烧 20a 后兴安落叶松表层 土壤有机碳含量低于对照森林土壤,土壤 10—20 cm 碳含量的变化趋势与 0—10 cm 的变化趋势类似;方东 明^[49]指出,低强度的林火不仅可以促进落叶松林的更新、减少死可燃物,也不会对林分的碳汇功能造成太大 影响。样地经过轻度火干扰,短期内加速了针叶林正常生态系统物质循环,植物生长环境得到了改善,生物量 增加,短期内增加了凋落物量及土壤有机碳含量,而土壤有机碳含量是地上凋落物和地下根系及其分泌物所 带来有机碳的量与分解释放二氧化碳的量之间的平衡^[50],含量多少同样地条件有关,因此随着轻度火干扰后 的恢复,土壤有机碳含量又会趋于其原有水平。所以,轻度火干扰后,土壤有机碳含量短期内先增加,随着植 被更新情况的发展最终趋于平衡。

土壤碳密度是表征土壤碳储量的重要指标,主要受样地土壤有机碳含量、土壤容重、土壤砾石含量、土层 深度等因素综合影响。图 5 可以看出,样地土壤碳主要储存在矿质层 Ah 层和 B 层中,BC 层由于砾石较多, 导致有机碳含量少,单位有机碳储量较低。供试样地中,34 号样地土壤有机碳密度最高,为 13.09 kg/m²,39 号样地土壤有机碳密度最低,仅为 1.84 kg/m²。火干扰后,样地单位土壤有机碳储量变化趋势并不明显。火 干扰对样地土壤碳密度影响仅限于减少土壤有机碳含量及增加土壤容重,而样地基本成土环境,包括砾石含 量等因素对土壤有机碳的储存同样有较大的影响。样地有效土层厚度(Ah 层与 B 层土壤厚度)与有机碳蓄 积量有一定的关系,有效土层越厚,有机碳蓄积量越大,同时,有效土层的砾石含量对有机碳蓄积也有一定的 影响。本研究所选取中度火干扰样地坡度为 7°-8°,火干扰后,由于侵蚀作用会导致土层有一定程度的损 失^[51],使得中度火干扰有效土层厚度较其他火干扰强度样地普遍薄,导致其碳储量相对低于其他火干扰强度 样地。国内外有学者曾经研究过火干扰对土壤有机碳储量的影响^[52-53],但是在大兴安岭林区实地考察过程 中发现,由于样地间环境差异较大,特别是土壤发育程度、岩性特征有较大差异,导致样地土壤碳蓄积量有本 质的不同。因此,火干扰后单位土壤有机碳储量的变化并不明显。





3 结论

火干扰对土壤有机碳含量变化的影响包括火烧即时影响和火后生境条件变化带来的间接影响。火干扰 样地有机层的积累与转化主要是通过火后林冠郁闭度的变化影响的,其有机层有机碳总储量低于对照样地。 对于矿质层土壤,重度和中度火干扰后,如果样地发生植被序列演替,即阔叶林植被入侵,样地郁闭度增加迅速,凋落物积累量增大,土壤有机碳含量将随着过火年限的增加而增加;如果样地发生自我更新,样地郁闭度 增加缓慢,凋落物分解量大于积累量,土壤有机碳含量将会在一定时间内随着过火年限的增加而减少;但是, 无论样地发生植被序列演替还是自我更新,土壤有机碳含量短时间内均无法恢复到火前水平。轻度火干扰后,土壤有机碳含量短期内先增加,随着植被更新情况的发展最终趋于平衡。

参考文献(References):

- [1] 周剑芬,管东生.森林土地利用变化及其对碳循环的影响.生态环境,2004,13(4):674-676.
- [2] Prescott C E, Maynard D G, Laiho R. Humus in northern forests: friend or foe? Forest Ecology and Management, 2000, 133(1/2): 23-36.
- [3] Apps M J, Kurz W A, Luxmoore R J, Nilsson L O, Sedjo R A, Schmidt R, Simpson L G, Vinson T S. Boreal forests and tundra. Water, Air, and Soil Pollution, 1993, 70(1/4): 39-53.
- [4] 吕爱锋,田汉勤,刘永强.火干扰与生态系统的碳循环.生态学报,2005,25(10):2734-2743.
- [5] Chen H Y H, Vasiliauskas S, Kayahara G J, Ilisson T. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. Forest Ecology and Management, 2009, 257(1): 343-350.
- [6] 王绪高,李秀珍,贺红士. 1987年大兴安岭特大火灾后不同管理措施对落叶松林的长期影响. 应用生态学报, 2008, 19(4): 915-921.
- [7] Longo M S, Urcelay C, Nouhra E. Long term effects of fire on ectomycorrhizas and soil properties in Nothofagus pumilio forests in Argentina. Forest Ecology and Management, 2011, 262(3): 348-354.
- [8] Hamman S T, Burke I C, Knapp E E. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. Forest Ecology and Management, 2008, 256(3): 367-374.
- [9] González-Pérez J A, González-Vila F J, Almendros G, Knicker H. The effect of fire on soil organic matter-a review. Environment International, 2004, 30(6): 855-870.
- [10] Certini G, Nocentini C, Knicker H, Arfaioli P, Rumpel C. Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. Geoderma, 2011, 167-168: 148-155.
- [11] Nancy H F F, Pierre G, Eric S K. Uncertainty in estimating carbon emissions from boreal forest fires. Journal of Geophysical Research, 2004, 109 (D14), G14S08.
- [12] Nguyen-xuan T, Bergeron Y, Simard D, Fyles J W, Pare D. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec; a wildfire versus logging comparison. Canadian Journal of Forest Research, 2000, 30(9); 1353-1364.
- [13] Zhang C F, Jamieson R C, Menga F R, Gordonc R J, Bhattid J, Bourquea C P C. Long-term forest-floor litter dynamics in Canada's boreal forest: Comparison of two model formulations. Ecological Modelling, 2011, 222(6): 1236-1244.
- [14] Jordán A, Zavala L M, Mataix-Solera J, Nava A L, Alanís N. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. Catena, 2011, 84(3): 136-147.
- [15] Chen S, Peng S, Chen B, Chen D, Cheng J. Effects of fire disturbance on the soil physical and chemical properties and vegetation of Pinus massoniana forest in south subtropical area. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(3): 184-189.
- [16] Shrestha B M, Chen H Y H. Effects of stand age, wildfire and clearcut harvesting on forest floor in boreal mixedwood forests. Plant and Soil, 2010, 336(1/2): 267-277.
- [17] 赵彬,孙龙,胡海清,孙志虎.兴安落叶松林火后对土壤养分和土壤微生物生物量的影响.自然资源学报,2011,26(3):450-459.
- [18] Veraverbeke S, Lhermitte S, Verstraeten W W, Goossens R. A time-integrated MODIS burn severity assessment using the multi-temporal differenced normalized burn ratio (dNBR_{MT}). International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2011, 13(1): 52-58.
- [19] 王庆礼,代力民,许广山.简易森林土壤容重测定方法.生态学杂志,1996,15(3):68-69.
- [20] Ding Z, Zhang Y D. Carbon pool structure and carbon density of soil in *Pinus koraiensis* plantation ecosystem. Journal of Forestry Research, 2010, 21(2): 177-182.
- [21] Vesterdal L, Schmidt I K, Callesen I, Nilsson L O, Gundersen P. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. Forest Ecology and Management, 2008, 255(1): 35-48.
- [22] 金峰,杨浩,蔡祖聪,赵其国. 土壤有机碳密度及储量的统计研究. 土壤学报, 2001, 38(4): 522-528.
- [23] Kurkowski T A, Mann H D, Rupp T S, Verbyla D L. Relative importance of different secondary successional pathways in an Alaskan boreal forest. Canadian Journal of Forest Research, 2008, 38(7): 1911-1923.
- [24] 王绪高,李秀珍,贺红士,冷文芳,问青春.大兴安岭北坡落叶松林火后植被演替过程研究.生态学杂志, 2004, 23(5): 35-41.
- [25] Sorenson P T, Quideau S A, MacKenzie M D, Landhäusser S M, Oh S W. Forest floor development and biochemical properties in reconstructed boreal forest soils. Applied Soil Ecology, 2011, 49: 139-147.
- [26] Prescott C E, Vesterdal L, Preston C M. Influence of initial chemistry on decomposition of foliar litter in contrasting forest types in British Columbia. Canadian Journal of Forest Research, 2004, 34(8): 1714-1729.

- [27] Kavvadias V A, Alifragis D, Tsiontsis A, Brofas G, Stamatelos G. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. Forest Ecology and Management, 2001, 144(1/3): 113-127.
- [28] Neris J, Tejedor M, Rodríguez M, Fuentes J, Jiménez C. Effect of forest floor characteristics on water repellency, infiltration, runoff and soil loss in Andisols of Tenerife (Canary Islands, Spain). Catena, 2012, 108: 50-57.
- [29] Xie F J, Xiao D N, Li X Z. Forest crown density restoration and influencing factors in the burned area of northern Great Hing'an Mountains of China. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(3): 879-886.
- [30] 汪思龙,陈楚莹.森林残落物生态学.北京:科学出版社,2010:14-17.
- [31] 李秀珍,王绪高,胡远满,孔繁花,解伏菊.林火因子对大兴安岭森林植被演替的影响.福建林学院学报,2004,24(2):182-187.
- [32] Kumaravel V, Sangode S J, Siddaiah N S, Kumar R. Interrelation of magnetic susceptibility, soil color and elemental mobility in the Pliocene-Pleistocene Siwalik paleosol sequences of the NW Himalaya, India. Geoderma, 2010, 154(3/4): 267-280.
- [33] Schmidt M W I, Skjemstad J O, Gehrt E, Kögel-Knabner I. Charred organic carbon in German chernozemic soils. European Journal of Soil Science, 1999, 50(2): 351-365.
- [34] Certini G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia, 2005, 143(1): 1-10.
- [35] 胡海清. 林火生态与管理. 北京: 中国林业出版社, 2005: 65-66.
- [36] 张敏, 胡海清, 马鸿伟. 林火对土壤结构的影响. 自然灾害学报, 2002, 11(2): 138-143.
- [37] Williams R J, Hallgren S W, Wilson G W T. Frequency of prescribed burning in an upland oak forest determines soil and litter properties and alters the soil microbial community. Forest Ecology and Management, 2012, 265: 241-247.
- [38] Turk T D, Schmidt M G, Roberts N J. The influence of bigleaf maple on forest floor and mineral soil properties in a coniferous forest in coastal British Columbia. Forest Ecology and Management, 2008, 255(5/6): 1874-1882.
- [39] Switzer J M, Hope G D, Grayston S J, Prescott C E. Changes in soil chemical and biological properties after thinning and prescribed fire for ecosystem restoration in a Rocky Mountain Douglas-fir forest. Forest Ecology and Management, 2012, 275; 1-13.
- [40] Lorenz K, Preston C M, Raspe S, Morrison I K, Feger K H. Litter decomposition and humus characteristics in Canadian and German spruce ecosystems: information from tannin analysis and ¹³C CPMAS NMR. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(6): 779-792.
- [41] 蔡文华,杨健,刘志华,胡远满,柳生吉,荆国志,赵增福.黑龙江省大兴安岭林区火烧迹地森林更新及其影响因子.生态学报,2012, 32(11): 3303-3312.
- [42] 谷会岩,金靖博,陈祥伟,王恩烜,周一杨,柴亚凡.不同火烧强度林火对大兴安岭北坡兴安落叶松林土壤化学性质的长期影响.自然资源学报,2010,25(7):1114-1121.
- [43] 孙家宝, 胡海清. 大兴安岭兴安落叶松林火烧迹地群落演替状况. 东北林业大学学报, 2010, 38(5): 30-33.
- [44] Wang X W, Song C C, Sun X X, Wang J Y, Zhang X H, Mao R. Soil carbon and nitrogen across wetland types in discontinuous permafrost zone of the Xiao Xing'an Mountains, northeastern China. Catena, 2013, 101: 31-37.
- [45] DeBano L F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. Journal of Hydrology, 2000, 231-232: 195-206.
- [46] Kennard D K, Gholz H L. Effects of high-and low-intensity fires on soil properties and Plant growth in a Bolivian dry forest. Plant and Soil, 2001, 234(1): 119-129.
- [47] 崔晓阳,郝敬梅,赵山山,桑英,王海淇,邸雪颖.大兴安岭北部试验林火影响下土壤有机碳含量的时空变化.水土保持学报,2012,26 (5):195-200.
- [48] 孙明学, 贾炜玮, 吴瑶. 大兴安岭北部地区林火对土壤化学性质的影响. 东北林业大学学报, 2009, 37(5): 33-35.
- [49] 方东明,周广胜,蒋延玲,贾丙瑞,许振柱,隋兴华.基于 CENTURY 模型模拟火烧对大兴安岭兴安落叶松林碳动态的影响.应用生态学报,2012,23(9):2411-2421.
- [50] Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson D W, Minkkinen K, Byrne K A. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma, 2007, 137(3/4): 253-268.
- [51] Carcaillet C, Richard P J H, Asnong H, Capece L, Bergeron Y. Fire and soil erosion history in East Canadian boreal and temperate forests. Quaternary Science Reviews, 2006, 25(13-14): 1489-1500.
- [52] Sorensen C D, Finkral A J, Kolb T E, Huang C H. Short-and long-term effects of thinning and prescribed fire on carbon stocks in ponderosa pine stands in northern Arizona. Forest Ecology and Management, 2011, 261(3): 460-472.
- [53] Chen H Y H, Shrestha B M. Stand age, fire and clearcutting affect soil organic carbon and aggregation of mineral soils in boreal forests. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 50: 149-157.