

DOI: 10.5846/stxb201705311005

胡同欣, 胡海清, 孙龙. 中度火干扰对兴安落叶松林土壤呼吸的影响. 生态学报, 2018, 38(8): - .

Hu T X, Hu H Q, Sun L. Effects of fire disturbances on soil respiration in Dahurian Larch (*Larix gmelinii*) forests. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(8): - .

## 中度火干扰对兴安落叶松林土壤呼吸的影响

胡同欣, 胡海清, 孙 龙\*

东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040

**摘要:**通过测定中度火干扰后塔河地区兴安落叶松(*Larix gmelinii*)林生长季土壤呼吸( $R_s$ ),并进一步探究火干扰后影响土壤呼吸变化的主要环境因子。选择在塔河林业局火烧 4 年后兴安落叶松林中度火烧迹地设置样地,选择临近未过火区域设置对照样地。土壤呼吸通量用 LI-8100 进行测量,土壤异养呼吸( $R_h$ )采用壕沟法进行测量。火烧迹地与未火烧对照样地生长季土壤呼吸速率平均值分别为( $3.67 \pm 1.03$ )  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , ( $4.21 \pm 1.25$ )  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 。火烧迹地土壤呼吸速率显著降低( $P < 0.05$ )。生长季土壤呼吸组分的动态变化表明,土壤呼吸速率的降低是因为土壤自养呼吸( $R_a$ )显著降低导致的( $P < 0.05$ )。温度是控制这一地区生长季土壤呼吸变化的主要环境因子。与对照样地相比,火烧迹地土壤呼吸的变化与土壤温度具有更强的相关性。塔河地区兴安落叶松林火烧迹地和未火烧对照样地  $Q_{10}$  分别为  $5.85 \pm 1.06$ ,  $4.25 \pm 1.19$ ,火干扰后  $Q_{10}$  显著增加( $P < 0.05$ )。研究结果表明在全球气候变化的背景下火干扰后中国塔河地区兴安落叶松林生态系统对温度的变化更为敏感。本研究结果将为研究中国塔河地区火干扰后碳循环变化提供数据支持。

**关键词:**火干扰;土壤呼吸;兴安落叶松;环境因子;土壤呼吸温度敏感性指数( $Q_{10}$ )

## Effects of fire disturbances on soil respiration in Dahurian Larch (*Larix gmelinii*) forests

HU Tongxin, HU Haiqing, SUN Long\*

Faculty of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

**Abstract:** This study investigated the increasing seasonal soil respiration ( $R_s$ ) in the Dahurian Larch (*Larix gmelinii*) forests after fire disturbance in the Tahe area, and identified the main environmental factors influencing soil respiration changes after fires. Plots that had been under fire disturbance over four years in the Tahe forestry bureau were selected for this investigation, and the nearby unburnt area was selected for the control plots. The  $R_s$  was measured by using an Li-8100, and the trench method was used to measure the soil heterotrophic respiration ( $R_h$ ). The mean  $R_s$  of post-fire plots and unburnt control plots was ( $3.67 \pm 1.03$ )  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  and ( $4.21 \pm 1.25$ )  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , respectively. The  $R_s$  in the post-fire plots was significantly lower than that in the unburnt control plots ( $P < 0.05$ ). We quantified the  $R_s$  component changes after fire disturbance. The decrease in  $R_s$  was mainly due to a significantly decreased autotrophic respiration ( $R_a$ ) rate ( $P < 0.05$ ). Soil temperature was the dominant environmental factor influencing soil respiration variability in this area. Compared with the unburnt control plots, the  $R_s$  in the post-fire plots had a much stronger correlation with soil temperature. The temperature sensitivity index ( $Q_{10}$ ) of  $R_s$  in the post-fire plots and unburnt control plots was  $5.85 \pm 1.06$  and  $4.25 \pm 1.19$ , respectively. The  $Q_{10}$  value significantly increased after fire disturbance ( $P < 0.05$ ). In view of the global climate change, the results of this study demonstrate that the Dahurian Larch (*L. gmelinii*) forest ecosystem in the Tahe area of

基金项目:中央高校基本科研业务费专项资金项目(2572015DA01);国家自然科学基金(31470657)

收稿日期:2017-05-31; 网络出版日期:2017-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sunlong365@126.com

China is sensitive to temperature change. Our findings provide scientific basis for research on carbon cycling after fire disturbance in the Tahe area of China.

**Key Words:** fire disturbance; soil respiration; *Larix gmelinii*; environmental factors; temperature sensitivity index ( $Q_{10}$ )

近年来全球气候显著的变化对生态系统碳循环及人类活动产生着强烈的影响。研究表明化石燃料燃烧所导致的碳排放将会使全球气温在未来几十年甚至几百年内持续升高<sup>[1]</sup>。土壤作为全球气候变化的记录者,全球气候变化将通过土壤有机碳的动态变化对陆地生态系统产生巨大的影响。其中土壤呼吸(Soil respiration)作为生态系统碳循环的一个重要的组成部分,它包括植物根系、土壤微生物、菌根呼吸作用所释放的CO<sub>2</sub>的总和<sup>[2]</sup>。土壤呼吸是全球陆地生态系统中第二大碳排放来源,土壤呼吸释放的CO<sub>2</sub>量大约为80—98 Pg C a<sup>-1</sup>,每年通过土壤呼吸释放到大气中的CO<sub>2</sub>是全球化石燃料释放的10倍。因此,全球土壤呼吸变化将对全球碳平衡起着至关重要的作用<sup>[3-4]</sup>。

森林生态系统是陆地生态系统中重要的组成部分,探究森林生态系统土壤呼吸的变化机理以及未来潜在的变化规律是了解森林生态系统对全球气候变化响应的关键<sup>[5]</sup>。森林生态系统对干扰因素的响应将对森林内土壤呼吸的变化产生重要的影响<sup>[6]</sup>。最近许多研究关注各种干扰因素对森林生态系统土壤呼吸的影响,如在森林生态系统内开展控制火烧、凋落物移除、皆伐、氮的添加,以及森林土地利用方式的转变等研究<sup>[7-10]</sup>。在全球范围来看,尽管森林生态系统土壤呼吸过程如此重要,但对于高纬度北方森林生态系统土壤呼吸的变化依然缺乏系统深入的研究<sup>[11]</sup>。高纬度北方森林生态系统碳储量较高,约占全球碳总量的1/3—1/2,约含200—500Gt的碳,在全球碳库中具有重要地位<sup>[12]</sup>。此外,高纬度地区北方森林生态系统对于气候变化非常敏感<sup>[13]</sup>。北方森林生态系统作为森林火灾的高发、频发区域,对于研究全球碳平衡变化带来了许多不确定因素<sup>[14]</sup>。这些不确定因素主要来自于森林火灾火行为的异质性<sup>[15-16]</sup>,以及火后森林内重要的环境因子如温度、土壤含水率的变化。目前对于火干扰后土壤呼吸的变化多集中于火干扰后气象条件和土壤呼吸组分的变化。重度火烧能够改变森林内的水文条件,并间接增加土壤表面的径流量,影响森林内土壤养分的分解速率<sup>[17]</sup>。森林火灾能够降低森林的郁闭度,增加太阳辐射对土壤表面的影响从而改变土壤呼吸速率<sup>[18]</sup>。森林火灾还能够氧化森林内部植物,通过改变土壤温度、土壤湿度、土壤微生物活动、土壤中粗细根的比例来影响森林内土壤呼吸的变化<sup>[19-20]</sup>。许多研究利用不同的方法探究火干扰后土壤呼吸组分(土壤自养呼吸和异养呼吸)的变化,但并没有得出一致的结论<sup>[21-23]</sup>。这些研究表明量化火干扰后土壤温度、土壤湿度和土壤呼吸组分变化对于了解火干扰后土壤呼吸变化机理起着至关重要的作用。

本研究地区属于中国大兴安岭地区,是中国北方森林生态系统的主要区域,该地区的主要林型为兴安落叶松林,约占整个大兴安岭地区的70%以上<sup>[24]</sup>。这一地区同时是森林火灾的高发频发区域,1995—2010年间黑龙江大兴安岭地区共发生1614次森林火灾。森林总过火面积达 $3.5 \times 10^6 \text{ hm}^2$ <sup>[25]</sup>。森林火灾是影响这一地区碳循环的主要影响因子,但目前对这一地区火干扰后土壤呼吸的变化依然缺乏深入的报道。本研究拟解决的主要研究问题为:(1)量化生长季土壤自养呼吸和异养呼吸火后的动态变化规律,(2)分析火干扰对土壤呼吸及其组分的影响,(3)探究火后影响土壤呼吸变化的主要环境因子。本研究结果将有助于量化在全球气温升高的背景下火干扰在北方森林生态系统碳循环中所起的作用,从而为该区域建立火干扰条件下碳循环模型提供数据基础。

## 1 研究区域概况与方法

### 1.1 研究区域概况

研究区位于黑龙江省伊勒呼里山北麓的黑龙江省大兴安岭塔河林业局,地理位置坐标为52°09′07″—52°23′24″N, 125°19′55″—125°48′E,东临呼玛县,西接漠河县,南靠新林区、呼中区,该林业局面积为 $9.8 \times 10^5$

hm<sup>2</sup>, 属于寒温带季风气候, 冬季漫长而寒冷, 夏季短暂而湿热, 平均气温-2.4℃, 极端最低温度-47℃, 年降水量 460.3mm, 全年无霜期仅为 98d。本实验样地海拔 401m, 土壤厚度 60—80cm, 土壤类型为棕色针叶林土, 研究区主要乔木为兴安落叶松 (*Larix gmelinii* Rupr.) 和白桦 (*Betula platyphylla* Suk.)。

## 1.2 样地设置

本研究以 Keeley<sup>[26]</sup> 提出火强度划分方法为依据, 本实验样地内火烧强度均一, 火烧强度为中等强度, 枯枝落叶层、半腐殖质层被烧毁, 半腐殖质层以下颜色不变, 树干熏黑高度约 2.0—2.4m, 样地内树木死亡率约 64%。本研究在塔河林业局选取 2006 年 4 月兴安落叶松林中度火烧迹地设置样地, 同时选择临近未过火区域设置对照样地。火烧迹地与对照样地分别设置 3 块 20m×20m 的标准样地, 共计 6 块样地。对照样地与火烧样地内土壤性质和植被基本情况见表 1。

表 1 对照样地与火烧迹地土壤性质和植被基本情况

Table 1 Basic soil properties and vegetation information in unburnt control and post-fire plots

样地类型 Plot type	pH	有机质层深度 The depth of organic material layer/cm	土壤有机碳 Soil dissolved organic carbon/ (mg/kg)	微生物碳 Microbial biomass carbon/ (mg/kg)	微生物氮 Microbial biomass Nitrogen/ (mg/kg)	有效磷 Available phosphorus/ (mg/kg)	林下灌木 Understory
对照样地 Control plots	4.2	8.2	443	762	88	58	杜鹃 ( <i>Rhododendron Simsii</i> Planch.), 越桔 ( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.), 四叶重楼 ( <i>Paris quadrifolia</i> ), 鹿蹄草 ( <i>Pyrola calliantha</i> H. Andr.), 笃斯越桔 ( <i>Vaccinium uliginosum</i> Linn.)
火烧样地 Post-fire plots	4.6	4.3	327	562	56	26	胡枝子 ( <i>Lespedeza bicolor</i> Turcz.), 山刺玫 ( <i>Rosa davurica</i> Pall.), 越桔 ( <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.), 杜鹃 ( <i>Rhododendron Simsii</i> Planch.), 小叶章 ( <i>Calamagrostis angustifolia</i> Kom.), 舞鹤草 ( <i>Maianthemum bifolium</i> )

## 1.3 研究方法

### 1.3.1 土壤呼吸的测定

本实验中土壤呼吸通量用 LI-8100-103 便携测量气室连接到 LI-8100 土壤呼吸通量自动测量系统 (LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) 进行测定。2009 年 11 月, 在每块样地内随机设置 5 个内径为 19cm, 高 8cm 的 SH-200PVC 环。对该环进行加工处理后插入土壤中, 将 PVC 环露出土壤 3cm 左右, 并确保在土壤呼吸测量过程中 PVC 环的位置不发生变化。土壤异养呼吸的测定采用壕沟法<sup>[27]</sup>。在距离每块样地 1—1.5m 位置, 根据不同方向设置 4 个 60cm×60cm 的样方。确定样方位置后开始挖壕沟, 挖至土层深度约 45—50cm, 确保土层下方没有细根存在为止, 同时将样方内的植物根系与壕沟面的联系切断, 用双层塑料布沿壕沟面将样方围住, 隔离周围根系与样方的接触, 将土壤回填并将挖壕面压实。小心将样方内所有活体植物移除, 并将 PVC 环安置在样方中央, 方法与样地内设置 PVC 环方法相同。总土壤呼吸 ( $R_s$ ) 与壕沟法测量的土壤异养呼吸 ( $R_h$ ) 的差值为土壤自养呼吸 ( $R_a$ )。用土壤根系呼吸比例 ( $RC = R_a/R_s$ ) 来表示土壤自养呼吸占土壤总呼吸的比例。本研究土壤呼吸测定的时间段为 2010 年 6—10 月, 每个月测量 1 次, 整个生长季共 5 次。测定期间始终保持壕沟小样方内没有活体植物。

在测定土壤呼吸的同时, 用 LI-8100 自带的温度探头 (Licor p/n 8100-201) 和体积含水率探针 (ECH20 EC-5; p/n 8100-202) 测定 5cm 土壤温度 (°C) 和 5cm 土壤体积含水率 (%)。

### 1.3.2 数据分析

利用 SPSS 19.0 统计软件对采集数据进行处理和分析, 分别对数据进行描述性分析、显著性分析、计算相关系数和协方差、利用 ANOVA 检验不同组数据均值之间的差异。根据以往的研究, 指数方程模型能够较好

地反映土壤呼吸速率与5cm土壤温度之间的关系,从而建立土壤呼吸与5cm土壤温度的回归模型为<sup>[18, 28]</sup>:

$$R_s = \alpha \times e^{\beta \times T} \quad (1)$$

式中, $R_s$ 为土壤呼吸速率( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); $T$ 为5cm土壤温度( $^{\circ}\text{C}$ ); $\alpha$ 和 $\beta$ 分别为回归方程系数。

土壤呼吸对温度的敏感性通常用土壤呼吸温度敏感性指数 $Q_{10}$ 来描述, $Q_{10}$ 是温度增加 $10^{\circ}\text{C}$ 土壤呼吸速率改变的商, $Q_{10}$ 可以通过如下方程来计算<sup>[29-30]</sup>:

$$Q_{10} = e^{10 \times \beta} \quad (2)$$

$\beta$ 为式1计算结果所得出的回归方程系数。

## 2 结果与分析

### 2.1 火干扰后土壤呼吸速率,土壤温度和含水率的动态变化

在对照样地与火烧迹地中,6—10月生长季土壤呼吸速率( $R_s$ )呈现出显著的动态变化( $P < 0.05$ )。土壤呼吸的变化呈现出较为显著的单峰趋势(图1a)。在对照样地和火烧迹地 $R_s$ 从6—8月呈现出增加趋势,从8—10月呈现出下降趋势。对照样地中 $R_s$ 最大值出现在8月( $(6.81 \pm 1.87) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ),最小值出现在9月( $(1.57 \pm 0.38) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )。火烧迹地中最大值出现在7月( $(5.63 \pm 1.17) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ),最小值出现在10月( $(0.62 \pm 0.21) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )。对照样地与火烧迹地生长季 $R_s$ 平均值分别为 $(4.21 \pm 1.25) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , $(3.67 \pm 1.03) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 。与对照样地相比火烧迹地生长季 $R_s$ 平均值显著降低( $P < 0.05$ ),与对照样地相比火烧迹地 $R_s$ 平均值降低13%。

在整个实验期间土壤温度最大值出现在6—8月,最低值均出现在10月份,土壤温度同样呈现出显著的动态变化( $P < 0.05$ )(图1b)。对照样地中土壤温度的最大值为 $(9.70 \pm 0.89)^{\circ}\text{C}$ ,最小值为 $(1.78 \pm 0.41)^{\circ}\text{C}$ 。在

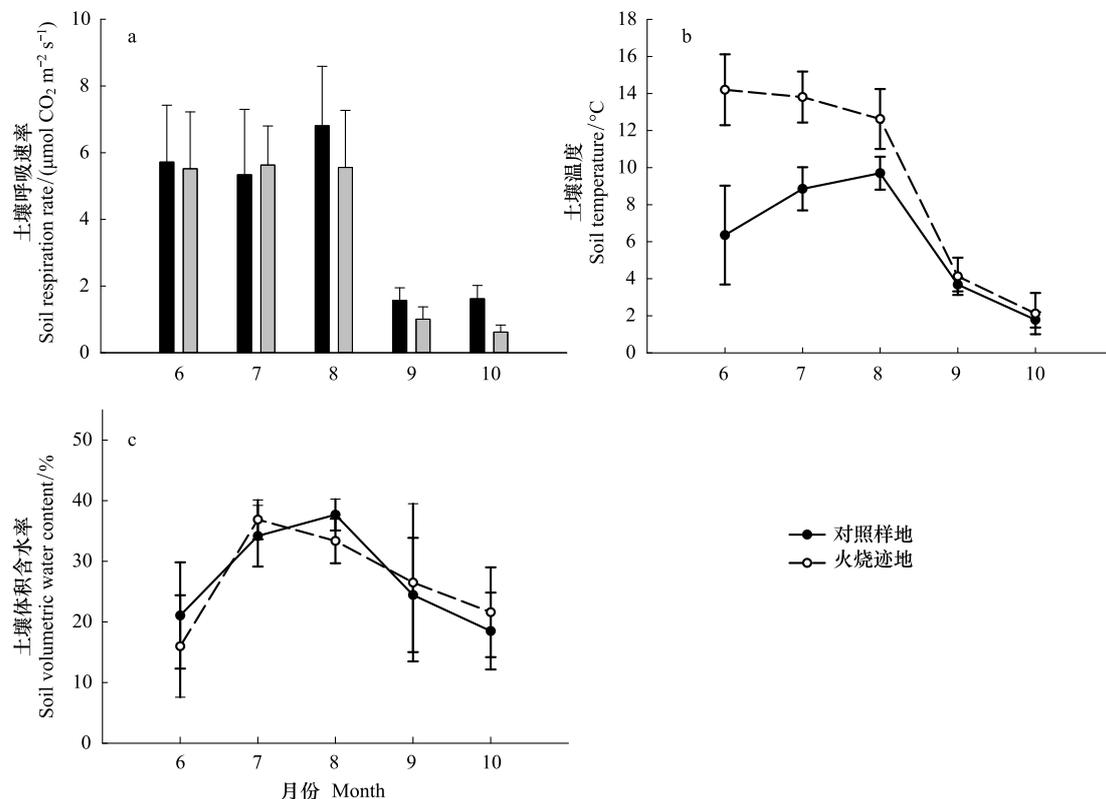


图1 兴安落叶松林对照样地,火烧迹地生长季土壤呼吸( $R_s$ )(a),土壤温度(b),土壤体积含水率(c)的动态变化(平均值 $\pm$ 标准误差)

Fig.1 Variation of growing season (a) soil respiration ( $R_s$ ), (b) soil temperature ( $T$ ) and (c) soil volumetric water content ( $W$ ) of control and post-fire plots (mean $\pm$ SE)

火烧迹地中土壤温度的最大值和最小值分别为  $(14.20 \pm 1.91)^\circ\text{C}$ ,  $(2.12 \pm 1.11)^\circ\text{C}$ 。对照样地与火烧迹地的平均值分别为  $(6.07 \pm 1.10)^\circ\text{C}$ ,  $(9.38 \pm 1.41)^\circ\text{C}$ 。与对照样地相比火烧迹地土壤温度要显著高于对照样地 ( $P < 0.05$ ), 火烧迹地生长季年平均温度比对照样地大约高  $3^\circ\text{C}$ 。对照样地与火烧迹地土壤含水率均呈现显著动态变化 ( $P < 0.05$ ), 土壤含水率最大值出现在降雨丰沛的 7—8 月份, 最低值则都出现在 6 月和 10 月。对照样地与火烧迹地年平均值分别为  $27.17\% \pm 6.43\%$ ,  $26.86\% \pm 7.15\%$ 。对照样地与火烧迹地的生长季平均值不存在显著差异 ( $P > 0.05$ )。

## 2.2 火干扰后土壤呼吸组分的动态变化规律

土壤异养呼吸 ( $R_h$ ) 和土壤自养呼吸 ( $R_a$ ) 呈现出与  $R_s$  近似单峰曲线的动态变化规律 (图 2a, b)。对照样地与火烧迹地  $R_h$  生长季平均值分别为  $(3.13 \pm 0.73) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ,  $(3.28 \pm 0.88) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 。对照样地与火烧迹地  $R_h$  生长季平均值之间不存在显著差异 ( $P > 0.05$ )。而对照样地与火烧迹地生长季  $R_a$  平均值分别为  $(1.09 \pm 0.66) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ,  $(0.39 \pm 0.18) \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 。对照样地与火烧迹地  $R_a$  生长季平均值之间存在显著差异 ( $P < 0.05$ ), 火烧迹地生长季  $R_a$  平均值降低了 64%。对照样地与火烧迹地生长季  $RC$  平均值分别为  $25.34 \pm 11.07$ ,  $16.62 \pm 10.56$ 。

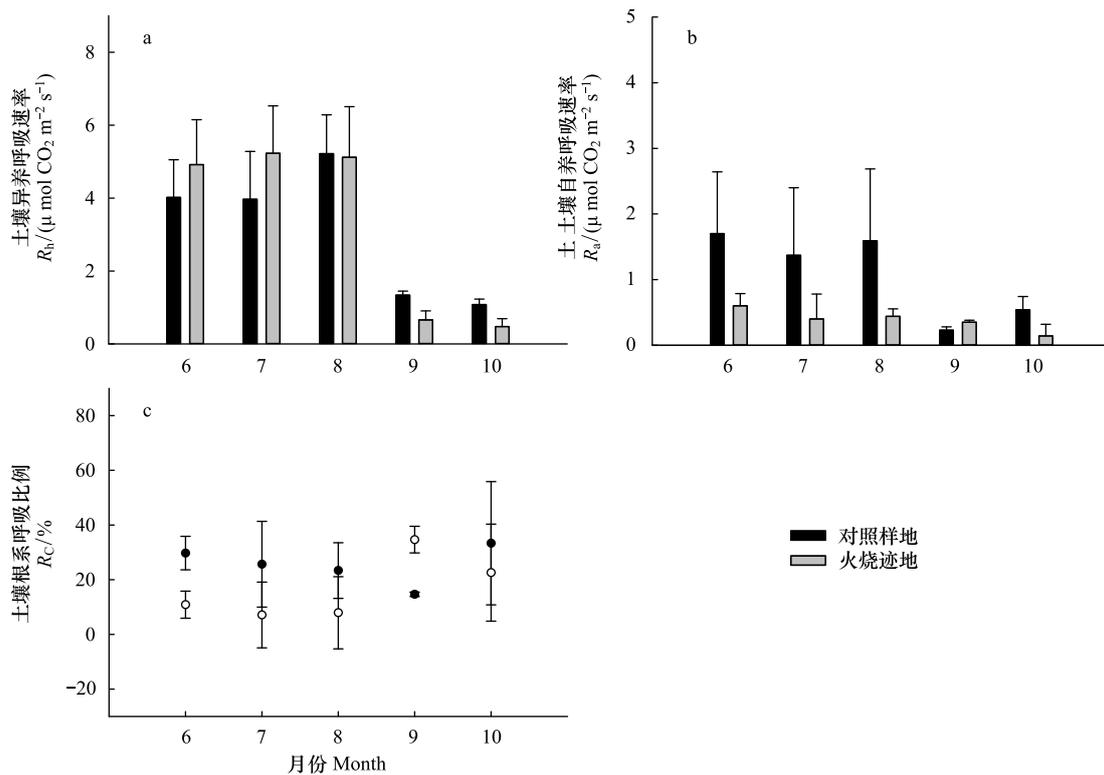


图 2 兴安落叶松林对照样地, 火烧迹地生长季异养呼吸 ( $R_h$ ) (a), 土壤自养呼吸 ( $R_a$ ) (b), 根系呼吸比例 ( $RC$ ) (c) 的动态变化 (平均值  $\pm$  标准误差)

Fig.2 Variation of growing season (a) soil heterotrophic respiration ( $R_h$ ), (b) soil autotrophic respiration ( $R_a$ ) and (c) the ratio of root soil respiration ( $RC$ ) of control and post-fire plots (mean  $\pm$  SE)

## 2.3 土壤呼吸与土壤温度和含水率之间的关系

研究发现, 5cm 土壤温度与对照样地和火烧迹地中  $R_s$  与  $R_h$  均呈现出显著的正相关关系, 而土壤含水率只与对照样地  $R_h$  呈现出显著负相关性, 在其余样地中均与土壤含水率没有显著相关性 (表 2)。

经过计算对照样地与火烧迹地中  $R_s$  的  $Q_{10}$  值分别为  $4.25 \pm 1.19$ ,  $5.85 \pm 1.06$ , 对照样地和火烧迹地  $R_h$  的  $Q_{10}$  分别为  $3.08 \pm 1.19$ ,  $3.95 \pm 1.05$  (表 3)。火烧迹地  $R_s$  与  $R_h$  的  $Q_{10}$  值均要显著高于对照样地  $R_s$  和  $R_h$  的  $Q_{10}$  值 ( $P < 0.05$ )。

表 2 土壤呼吸 ( $R_s$ ) 和土壤异养呼吸 ( $R_h$ ) 与 5cm 土壤温度和含水率的相关性分析Table 2 The correlation analysis of  $R_s$ ,  $R_h$  with 5cm soil temperature (°C) and soil water content (%)

样地类型 Plots types	温度 Soil temperature/°C	土壤体积含水率 Soil volumetric water content /%
对照样地 $R_s$ Control plots $R_s$	0.56 **	-0.12
火烧迹地 $R_s$ Post-fire plots $R_s$	0.76 **	0.06
对照样地 $R_h$ Control plots $R_h$	0.62 **	-0.38 **
火烧迹地 $R_h$ Post-fire plots $R_h$	0.76 **	0.17

\* \*.在 0.01 水平(双侧)上显著相关

表 3 土壤呼吸 ( $R_s$ ) 和土壤异养呼吸 ( $R_h$ ) 与 5cm 土壤温度指数回归方程和  $R_s$  与  $R_h$  的  $Q_{10}$  值Table 3 The exponential regression model of 5cm soil temperature with  $R_s$  and  $R_h$  and its  $Q_{10}$  values

样地类型 Plots types	数量 Number	指数方程 回归系数 Exponential equation regression coefficient $\alpha$	指数方程 回归系数 Exponential equation regression coefficient $\beta$	土壤呼吸温度 敏感性指数 The temperature sensitivity index of $R_s$ $Q_{10}$	决定系数 Coefficient of determination ( $R^2$ )	$F$	$P$
对照样地 $R_s$ Control plots $R_s$	75	1.4±0.18	0.14±0.02	4.25±1.19	0.46	74.42	<0.001
火烧样地 $R_s$ Post-fire plots $R_s$	75	0.47± 0.03	0.18±0.01	5.85±1.06	0.85	798.95	<0.001
对照样地 $R_h$ Control plots $R_h$	60	1.28±0.02	0.11±0.02	3.08±1.19	0.44	42.01	<0.001
火烧样地 $R_h$ Post-fire plots $R_h$	60	0.4±0.03	0.14±0.01	3.95±1.05	0.85	651.43	<0.001

### 3 讨论

#### 3.1 火干扰对土壤呼吸的影响

杨金艳和林丽莎等对我国东北部温带落叶松林生态系统生长季土壤呼吸观测结果与本研究相似,温带落叶松林生长季土壤呼吸速率变化范围分别为 0.95—3.52  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  [31], 0.43—6.27  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  [32]。许多研究表明北方森林生态系统土壤呼吸的变化范围为 1.14—14.0  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  [33-35]。不同森林生态系统研究表明  $R_h$  占  $R_s$  的比例为 50%—68%,本研究结果生长季  $R_h$  平均值约占  $R_s$  平均值的 75%,这可能是由于兴安落叶松林下灌木草本较少,生产力较低导致的 [36]。

在本研究中火烧迹地土壤呼吸值显著降低。一般来说,火烧会降低土壤呼吸速率,降低的程度受森林火灾的强度和火烧持续时间的影响 [37-38]。为了进一步探究火干扰对土壤呼吸影响的机理,有必要进一步分析火干扰对土壤呼吸组分的影响。火干扰导致土壤呼吸降低的程度取决于  $R_h$  和  $R_a$  所占的比例,其主要原因是两者会随着环境因子的变化表现出明显的空间异质性 [39-40]。本研究中,火烧对  $R_h$  没有显著影响,但导致  $R_a$  显著降低,同时火烧降低了  $RC$ 。许多研究表明在北方森林生态系统中由于重度火烧对凋落物层和腐殖质层的破坏,导致在火干扰后的 1—2a 内,土壤呼吸值降低 53%—67% [41]。同时因为凋落物层和表层有机碳的损失,火烧会导致  $R_h$  降低 [42]。但 Hicke 等 [43] 和 Muñoz-Rojas 等 [18] 研究发现由于火烧后大量的灰分物质分解导致  $R_h$  在火烧后增加。火烧移除了土壤表层植被并改变了植被的演替过程 [44],在火干扰后初期大量灰分物质的分解为微生物活动提供了良好的养分物质基础 [45],但是由于较低的净初级生产力, $R_h$  将会在火干扰后两年开始降低,在火烧后 5a 后将低于未火烧前的水平 [43]。在本研究中火烧 4a 后  $R_h$  与未过火样地不存在显著的差异。虽然火烧会导致植物根系死亡,从而导致土壤自养呼吸降低,但因为土壤异养呼吸所占比例较大,会掩盖了火干扰后土壤自养呼吸的变化 [7]。因此量化土壤呼吸的组分有利于更加深入了解火干扰后土壤呼吸的

变化规律。

Burke 等<sup>[46]</sup>指出在火烧 7 年以后,加拿大北方森林生态系统土壤呼吸将恢复到火烧前的水平。而本研究中在火烧后 4a 以后,土壤呼吸依然低于火烧前的水平,这主要是因为  $R_s$  显著降低导致的。火烧会对植物根系造成破坏,同时会影响植物根系对土壤有机碳的吸收<sup>[47-48]</sup>,火烧对植物细根的影响将会在火烧后持续数年<sup>[49]</sup>。火干扰对土壤呼吸的长期影响取决于火烧的强度和火后森林管理的策略,这将会影响火后植被的恢复,微生物量以及土壤有机碳的变化<sup>[50-51]</sup>。森林火灾作为一个强烈的干扰因子将会导致北方森林碳平衡变化的失衡。如果森林火灾的频率和强度持续增加,将会导致北方森林生态系统碳汇向碳源的转化<sup>[52-53]</sup>。

### 3.2 火干扰后土壤呼吸与土壤温度和含水率的关系

在本研究中,土壤呼吸与土壤温度和土壤含水率的变化存在较为相似的不同步变化规律,在温度较高和降雨丰沛的 7—8 月,土壤呼吸达到峰值,在温度较低同时降雨较少的 9—10 月呈现出下降趋势。火烧迹地与对照样地相比,火烧迹地土壤温度要显著高于对照样地,这主要是由于火烧破坏了森林林冠层,同时移除了新鲜的凋落物,使得火烧迹地受到太阳辐射的影响,土壤表面温度升高导致的<sup>[54]</sup>。

以往的研究表明土壤呼吸的整个生物过程都会受到土壤温度和含水率的影响<sup>[55-56]</sup>。但是由于土壤水热条件的交互作用,在野外条件下很难进行独立控制并进行区分<sup>[57]</sup>。本研究中同样考虑到将土壤温度与含水率作为影响土壤呼吸的主要环境因子进行分析,研究结果表明土壤温度是控制这一地区土壤呼吸变化的主要因素。温度与  $R_s$  和  $R_h$  呈现出显著的正相关关系。从表 2 中发现,  $R_s$  和  $R_h$  在火烧迹地与温度的相关性要高于温度与对照样地中的相关性。这可能是由于火烧后林冠层的损失和土壤表层太阳辐射增强了  $R_s$  和  $R_h$  对于温度的响应,火烧后  $Q_{10}$  值的增加也能反映这一点。而在本实验中  $R_s$  和  $R_h$  与 5cm 土壤含水率相关性较小或呈现出负相关性。这样的结果可能是由于在对照样地与火烧迹地中土壤含水率不存在显著的差异导致的。一些研究表明只有在极端的条件下土壤含水率才会成为土壤呼吸的主要的调控因素<sup>[58]</sup>。我国东北地区植物生长季雨量充沛,土壤含水率不是限制这一地区土壤呼吸变化的主要影响因子<sup>[32]</sup>。

$R_s$  和  $R_h$  与 5cm 土壤温度呈现出指数增长变化,对照样地中  $R_s$  的  $Q_{10}$  为  $4.25 \pm 1.19$ ,其他学者研究表明生长季兴安落叶松林  $Q_{10}$  的变化范围是 1.5—5.7<sup>[36,59-60]</sup>。本研究发现无论是  $R_s$  还是  $R_h$  在火烧迹地中  $Q_{10}$  值均显著高于对照样地 ( $P < 0.05$ )。目前研究结果表明  $Q_{10}$  不仅能反映土壤呼吸对于温度变化的响应,同时能够表示土壤呼吸对根系生物量,土壤湿度和土壤底物条件的综合响应<sup>[39,61-62]</sup>。这可能是由于火烧对植物根系的影响,同时火烧后温度升高将导致更多的可溶性有机碳以及灰分物质被利用,加速微生物和植物根系对土壤有机碳的吸收<sup>[63-64]</sup>。植物根系对温度的响应,将会增强  $R_s$  对温度的响应,火后更多的可利用的有机碳也将提高  $Q_{10}$  值<sup>[65]</sup>。虽然目前许多研究已经关注火干扰后  $Q_{10}$  的变化,但依然没有获得一致的研究结果<sup>[66-68]</sup>。未来研究将进一步探究火干扰后植物根系对  $Q_{10}$  值的影响,这不仅有利于了解土壤呼吸对温度的响应,同时能够更加深入的了解火干扰后土壤呼吸的变化机制。这将会有利于进一步探究北方森林生态系统碳循环对全球气候变化的响应。

## 4 结论

本研究测定了中国大兴安岭塔河地区火干扰后四年土壤呼吸速率并量化其火干扰后土壤呼吸组分的变化。研究结果表明火干扰导致该地区土壤呼吸速率显著降低,土壤呼吸速率的降低是因为土壤自养呼吸显著降低导致的。土壤温度是控制这一地区土壤呼吸变化的主要环境因子。火干扰后土壤呼吸的变化与土壤温度具有更强的相关性,火干扰后土壤呼吸  $Q_{10}$  显著增加。研究结果表明在全球气候变化的背景下火干扰后中国塔河地区兴安落叶松林生态系统对温度变化更为敏感。将来研究将致力于火干扰后中国北方森林生态系统土壤呼吸及其组分的长期监测工作,这将对揭示中国高纬度地区北方森林生态系统火干扰后碳循环的变化规律具有重要意义。

致谢:黑龙江省大兴安岭塔河林业局对本研究提供支持,特此致谢。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Solomon S, Plattner G K, Knutti R, Friedlingstein P. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(6): 1704-1709.
- [ 2 ] Luo Y Q, Zhou X H. Commercial systems and homemade chambers of soil respiration measurement soil respiration and the environment//Luo Y Q, Zhou X H, eds. *Soil Respiration and the Environment*. Burlington: Academic Press, 2006: 14-18.
- [ 3 ] Buchmann N. Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1625-1635.
- [ 4 ] Bond-Lamberty B, Thomson A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, 2010, 464(7288): 579-582.
- [ 5 ] Liu W, Moriizumi J, Yamazawa H, Iida T. Depth profiles of radiocarbon and carbon isotopic compositions of organic matter and CO<sub>2</sub> in a forest soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006, 90(3): 210-223.
- [ 6 ] Tang J W, Bolstad P V, Martin J G. Soil carbon fluxes and stocks in a Great Lakes forest chronosequence. *Global Change Biology*, 2009, 15(1): 145-155.
- [ 7 ] Smith D R, Kaduk J D, Balzter H, Wooster M J, Mottram G N, Hartley G, Lynham T J, Studens J, Curry J, Stocks B J. Soil surface CO<sub>2</sub> flux increases with successional time in a fire scar chronosequence of Canadian boreal jack pine forest. *Biogeosciences*, 2010, 7(5): 1375-1381.
- [ 8 ] Jia X X, Shao M A, Wei X R. Responses of soil respiration to N addition, burning and clipping in temperate semiarid grassland in northern China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2012, 166-167: 32-40.
- [ 9 ] Pang X Y, Bao W K, Zhu B, Cheng W X. Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to thinning in a pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2013, 171-172: 57-64.
- [ 10 ] Kang H Z, Fahey T J, Bae K, Fisk M, Sherman R E, Yanai R D, See C R. Response of forest soil respiration to nutrient addition depends on site fertility. *Biogeochemistry*, 2016, 127(1): 113-124.
- [ 11 ] Laganière J, Paré D, Bergeron Y, Chen H Y H. The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and C quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 53: 18-27.
- [ 12 ] McGuire A D, Melillo J M, Joyce L A. The role of nitrogen in the response of forest net primary production to elevated atmospheric carbon dioxide. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1995, 26: 473-503.
- [ 13 ] Bai W M, Wan S Q, Niu S L, Liu W X, Chen Q S, Wang Q B, Zhang W H, Han X G, Li L H. Increased temperature and precipitation interact to affect root production, mortality, and turnover in a temperate steppe: implications for ecosystem C cycling. *Global Change Biology*, 2010, 16(4): 1306-1316.
- [ 14 ] Kasischke E S, Turetsky M R. Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters*, 2006, 33(9): L09703.
- [ 15 ] Ngao J, Epron D, Delpierre N, Bréda N, Granier A, Longdoz B. Spatial variability of soil CO<sub>2</sub> efflux linked to soil parameters and ecosystem characteristics in a temperate beech forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2012, 154-155: 136-146.
- [ 16 ] Hu H Q, Hu T X, Sun L. Spatial heterogeneity of soil respiration in a *Larix gmelinii* forest and the response to prescribed fire in the Greater Xing'an Mountains, China. *Journal of Forestry Research*, 2016, 27(5): 1153-1162.
- [ 17 ] O'Donnell J A, Turetsky M R, Harden J W, Manies K L, Pruett L E, Shetler G, Neff J C. Interactive effects of fire, soil climate, and moss on CO<sub>2</sub> fluxes in black spruce ecosystems of Interior Alaska. *Ecosystems*, 2009, 12(1): 57-72.
- [ 18 ] Muñoz-Rojas M, Lewandowski W, Erickson T E, Dixon K W, Merritt D J. Soil Respiration dynamics in fire affected semi-arid ecosystems: effects of vegetation type and environmental factors. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 1385-1394.
- [ 19 ] Luan J W, Liu S R, Zhu X L, Wang J X, Liu K. Roles of biotic and abiotic variables in determining spatial variation of soil respiration in secondary oak and planted pine forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 44(1): 143-150.
- [ 20 ] Loehman R A, Reinhardt E, Riley K L. Wildland fire emissions, carbon, and climate: seeing the forest and the trees — A cross-scale assessment of wildfire and carbon dynamics in fire-prone, forested ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 2014, 317: 9-19.
- [ 21 ] Tang J W, Baldocchi D D. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry*, 2005, 73(1): 183-207.
- [ 22 ] Harmon M E, Bond-Lamberty B, Tang J W, Vargas R. Heterotrophic respiration in disturbed forests: a review with examples from North America. *Journal of Geophysical Research*, 2011, 116(G4): G00K04.
- [ 23 ] Pumpanen J, Kulmala L, Lindén A, Kolari P, Nikinmaa E, Hari P. Seasonal dynamics of autotrophic respiration in boreal forest soil estimated by

- continuous chamber measurements. *Boreal Environment Research*, 2015, 20: 637-650.
- [24] 徐化成. 中国大兴安岭森林. 北京: 科学出版社, 1998: 40-43.
- [25] 胡海清, 魏书精, 孙龙. 1965-2010 年大兴安岭森林火灾碳排放的估算研究. *植物生态学报*, 2012, 36(7): 629-644.
- [26] Keeley J E. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 2009, 18(1): 116-126.
- [27] Hanson P J, Edwards N T, Garten C T, Andrews J A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 2000, 48(1): 115-146.
- [28] Lloyd J, Taylor J A. On the temperature-dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 1994, 8: 315-323.
- [29] Xu M, Qi Y. Soil-surface CO<sub>2</sub> efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in Northern California. *Global Change Biology*, 2001, 7(6): 667-677.
- [30] Schipper L A, Hobbs J K, Rutledge S, Arcus V L. Thermodynamic theory explains the temperature optima of soil microbial processes and high  $Q_{10}$  values at low temperatures. *Global Change Biology*, 2014, 20(11): 3578-3586.
- [31] 杨金艳. 东北天然次生林生态系统地下碳动态研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2005.
- [32] 林丽莎, 韩士杰, 王跃思. 长白山阔叶红松林土壤 CO<sub>2</sub> 释放通量. *东北林业大学学报*, 2005, 33(1): 11-13.
- [33] Gordon A M, Schlentner R E, Van Cleve K. Seasonal patterns of soil respiration and CO<sub>2</sub> evolution following harvesting in the white spruce forests of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 1987, 17(4): 304-310.
- [34] French N H F, Goovaerts P, Kasischke E S. Uncertainty in estimating carbon emissions from boreal forest fires. *Journal of Geophysical Research*, 2004, 109(D14): D14S08.
- [35] You W Z, Wei W J, Zhang H D, Yan T W, Xing Z K. Temporal patterns of soil CO<sub>2</sub> efflux in a temperate Korean Larch (*Larix olgensis* Herry.) plantation, Northeast China. *Trees*, 2013, 27(5): 1417-1428.
- [36] 杨金艳, 王传宽. 东北东部森林生态系统土壤呼吸组分的分离量化. *生态学报*, 2006, 26(6): 1640-1647.
- [37] Weber M G. Forest soil respiration after cutting and burning in immature Aspen ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 1990, 31(1/2): 1-14.
- [38] Sun L, Hu T X, Kim J H, Guo F T, Song H, Lv X H, Hu H Q. The effect of fire disturbance on short-term soil respiration in typical forest of Greater Xing'an Range, China. *Journal of Forestry Research*, 2014, 25(3): 613-620.
- [39] Boone R D, Nadelhoffer K J, Canary J D, Kaye J P. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 1998, 396(6711): 570-572.
- [40] Burton A J, Pregitzer K S, Zogg G P, Zak D R. Drought reduces root respiration in sugar maple forests. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 771-778.
- [41] O'Neill K P, Richter D D, Kasischke E S. Succession-driven changes in soil respiration following fire in black spruce stands of interior Alaska. *Biogeochemistry*, 2006, 80(1): 1-20.
- [42] O'Neill K P, Kasischke E S, Richter D D. Environmental controls on soil CO<sub>2</sub> flux following fire in black spruce, white spruce, and aspen stands of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 2002, 32(9): 1525-1541.
- [43] Hicke J A, Asner G P, Kasischke E S, French N H F, Randerson J T, Collatz G J, Stocks B J, Tucker C J, Los S O, Field C B. Post-fire response of north American boreal forest net primary productivity analyzed with satellite observations. *Global Change Biology*, 2003, 9(8): 1145-1157.
- [44] Pereira P, Úbeda X, Martín D A. Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma*, 2012, 191: 105-114.
- [45] Rutigliano F A, De Marco A, D'Ascoli R, Castaldi S, Gentile A, De Santo A V. Impact of fire on fungal abundance and microbial efficiency in C assimilation and mineralisation in a Mediterranean Maquis soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 44(2): 377-381.
- [46] Burke R A, Zepp R G, Tarr M A, Miller W L, Stocks B J. Effect of fire on soil-atmosphere exchange of methane and carbon dioxide in Canadian boreal forest sites. *Journal of Geophysical Research*, 1997, 102(D24): 29289-29300.
- [47] Ryu S R, Concilio A, Chen J Q, North M, Ma S Y. Prescribed burning and mechanical thinning effects on belowground conditions and soil respiration in a mixed-conifer forest, California. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257(4): 1324-1332.
- [48] Sullivan B W, Kolb T E, Hart S C, Kaye J P, Hungate B A, Dore S, Montes-Helu M. Wildfire reduces carbon dioxide efflux and increases methane uptake in ponderosa pine forest soils of the southwestern USA. *Biogeochemistry*, 2011, 104(1/3): 251-265.
- [49] Uribe C, Inclán R, Sánchez D M, Clavero M A, Fernández A M, Morante R, Cardeña A, Blanco A, Van Mieghroet H. Effect of wildfires on soil respiration in three typical mediterranean forest ecosystems in Madrid, Spain. *Plant and Soil*, 2013, 369(1/2): 403-420.
- [50] Kowalski A S, Loustau D, Berbigier P, Manca G, Tedeschi V, Borghetti M, Valentini R, Kolari P, Berninger F, Rannik Ü, Hari P, Rayment

- M, Mencuccini M, Moncrieff J, Grace J. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. *Global Change Biology*, 2004, 10(10): 1707-1723.
- [51] Pausas J G, Keeley J E. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, 2014, 204(1): 55-65.
- [52] Cox P M, Betts R A, Jones C D, Spall S A, Totterdell I J. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 2000, 408(6809): 184-187.
- [53] Brown D R N, Jorgenson M T, Douglas T A, Romanovsky V E, Kielland K, Hiemstra C, Euskirchen E S, Ruess R W. Interactive effects of wildfire and climate on permafrost degradation in Alaskan lowland forests. *Journal of Geophysical Research*, 2015, 120(8): 1619-1637.
- [54] Iversen, L R, Hutchinson T F. Soil temperature and moisture fluctuations during and after prescribed fire in mixed-oak forests, USA. *Natural Areas Journal*, 2002, 22(4): 296-304.
- [55] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 1992, 44(2): 81-99.
- [56] Wang C K, Han Y, Chen J Q, Wang X C, Zhang Q Z, Bond-Lamberty B. Seasonality of soil CO<sub>2</sub> efflux in a temperate forest: biophysical effects of snowpack and spring freeze-thaw cycles. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2013, 177: 83-92.
- [57] Ngao J, Longdoz B, Granier A, Epron D. Estimation of autotrophic and heterotrophic components of soil respiration by trenching is sensitive to corrections for root decomposition and changes in soil water content. *Plant and Soil*, 2007, 301(1/2): 99-110.
- [58] Rey A, Pegoraro E, Oyonarte C, Were A, Escribano P, Raimundo J. Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semi-arid ecosystem in the SE of Spain. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(2): 393-403.
- [59] 王庆丰, 王传宽, 谭立何. 移栽自不同纬度的落叶松(*Larix gmelinii* rupr.)林的春季土壤呼吸. *生态学报*, 2008, 28(5): 1883-1892.
- [60] 包慧君. 兴安落叶松森林土壤碳排放特征的研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2010.
- [61] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 2006, 440(7081): 165-173.
- [62] 盛浩, 杨玉盛, 陈光水, 高人, 曾宏达, 钟羨芳. 植物根呼吸对升温的响应. *生态学报*, 2007, 27(4): 1596-1605.
- [63] Thornley J H M, Cannell, M G R. Soil carbon storage response to temperature: an hypothesis. *Annals of Botany*, 2001, 87(5): 591-598.
- [64] Conant R T, Ryan M G, Ågren G I, Birge H E, Davidson E A, Eliasson P E, Evans S E, Frey S D, Giardina C P, Hopkins F M, Hyvönen R, Kirschbaum M U F, Lavalley J M, Leifeld J, Parton W J, Steinweg J M, Wallenstein M D, Wetterstedt J Å M, Bradford M A. Temperature and soil organic matter decomposition rates-synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, 2011, 17(11): 3392-3404.
- [65] Cronan C S. Belowground biomass, production, and carbon cycling in mature Norway spruce, Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, 2003, 33(2): 339-350.
- [66] Rochette P, Desjardins R L, Pattey E. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Canadian Journal of Soil Science*, 1991, 71(2): 189-196.
- [67] Lin G H, Ehleringer J R, Rygielwicz P T, Johnson M G, Tingey D T. Elevated CO<sub>2</sub> and temperature impacts on different components of soil CO<sub>2</sub> efflux in Douglas-fir terracosms. *Global Change Biology*, 1999, 5(2): 157-168.
- [68] Cheng X Q, Han H R, Kang F F, Liu K, Song Y L, Zhou B, Li Y. Short-term effects of thinning on soil respiration in a Pine (*Pinus tabulaeformis*) plantation. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(2): 357-367.