

DOI: 10.5846/stxb202106101549

田育红, 刘怡青, 吴秀臣, 颜孟萱, 刘凤花, 栾静雅. 内蒙古东北段森林衰退现状及种群竞争对其生长的影响. 生态学报, 2022, 42(17): 7222-7233.
Tian Y H, Liu Y Q, Wu X C, Yan M X, Liu F H, Luan J Y. The status quo of forest decline and the impact of population competition on its growth in the northeast of the Inner Mongolia. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17): 7222-7233.

内蒙古东北段森林衰退现状及种群竞争对其生长的影响

田育红*, 刘怡青, 吴秀臣, 颜孟萱, 刘凤花, 栾静雅

北京师范大学地理科学学部, 地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

摘要: 随着气候变化加剧, 中国半干旱区东段发现大量森林衰退现象, 威胁到社会生产和环境保护的可持续发展。种群竞争是森林动态的内在驱动因子, 当前对该区域森林种群竞争与森林衰退关系的研究尚缺乏足够的依据。选取内蒙古大兴安岭典型森林作为研究对象, 依据 Hegyi 单木竞争指数模型计算个体水平上和样地水平上的竞争指数, 利用树木个体树轮指数 (TRI) 年表作为个体水平上的衰退指标, 利用样地年表 (TRI) 和胸高断面面积增量 (BAI) 来分析样地水平上的衰退指标, 探讨不同尺度上森林衰退状况。探讨个体水平上和样地水平上竞争指数与不同尺度上森林衰退指标之间的关系, 分析研究区森林衰退的内因特征。主要结论如下: 第一, 样地年表与树木个体年表所指示的衰退时段基本一致, 结合两者的重合结果, 可以得出各样地的衰退年份。不同样地的生长衰退时段有重合的现象, 个体年表中超过阈值 50% 的样地的严重衰退时期年份基本在 2001—2005 年间, 而在样地年表中, 样地五岔沟林场 (L-WCG1)、五岔沟林场大样地 (L-WCG2)、乌尔根 (L-WRG) 在 1989 年至 1997 年都出现生长衰退, 样地军达盖林场 (L-HDG)、L-WCG1、L-WCG2、L-WRG 和 s 根河 (L-GH1) 衰退重合期在 1998—2003 年期间。这是由于这一阶段研究区发生了大规模的干旱事件, 导致不同地点的树木生长都受到抑制。第二, 各样地中树木个体的五年平均相对胸高断面面积增量 ($rBAI_5$) 与个体竞争指数相关的显著性最高, 两者的关系可用指数函数方程表达, 即 $rBAI_5$ 随着个体水平竞争指数的上升而下降。这说明了竞争指数对于树木生长存在显著的影响。而样地竞争指数与近 2 年、5 年和 10 年内样地胸高断面面积均值 (BAI_2 、 BAI_5 、 BAI_{10}) 之间的关系不明显。从种群竞争方面研究中国半干旱区东段的森林衰退影响因素, 旨在为森林衰退机理研究提供依据, 为半干旱区森林资源可持续发展提供支持。

关键词: 半干旱区; 种群竞争; 森林衰退; 样地年表; 胸高断面面积

The status quo of forest decline and the impact of population competition on its growth in the northeast of the Inner Mongolia

TIAN Yuhong*, LIU Yiqing, WU Xiuchen, YAN Mengxuan, LIU Fenghua, LUAN Jingya

State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, School of Natural Resources, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: The ecosystem service values and functions of forests are important in the semi-arid region of eastern China. With the increasing of climate change and the degradation of the aridification, forest declines have been monitored in the region in recent years. It eventually changed the species composition, nutrient cycling and biomass accumulation cycle of the ecosystem, and then affected the forest regeneration and structure, caused disturbance to the service function and biodiversity of the forest ecosystem and to a certain extent threatened the human society, culture and ecological function, and promoted the sustainable development of social production and environmental protection. Population competition is an

基金项目: 内蒙古自治区科技重大专项 (2021ZD0011); 国家自然科学基金委优秀青年科学基金项目 (41922001); 国家自然科学基金面上项目 (4217010260)

收稿日期: 2021-06-10; 采用日期: 2021-11-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tianyuhong@bnu.edu.cn

intrinsic driving factor of forest dynamics. But there is still lack of evidences on the relationships between population competitions and forest decline in the area. Using typical forest types in Daxing'anling, the Inner Mongolia as cases, a suitable competition index model was used to analyze the competition status at both individual and population levels; then individual tree chronology (TRI) was selected as an indicator of individual growth reduction; Plot chronology and basal area increment (BAI) were applied to assess forest decline at the plot level. After that, the relationships between the competition indices and the forest decline indicators at different levels were analyzed. Results indicated that the chronology of the plot was basically same as the decay period indicated by the individual chronology of the tree. The decay period of each plot could be concluded by combining the coincidence results. There was also a coincidence between periods of growth decline in different plots. At the individual chronology, most plots had similar periods of 2000—2005, with serious decline over the threshold defined by that the percentage of trees with growth decline exceeding 50%. At the plot chronology, plots L-WCG1, L-WCG2, and L-WRG had the same period of growth decline from 1989 to 1997, and plots L-HDG, L-WCG1, L-WCG2, L-WRG and L-GH1 had the same periods of growth decline from 1998 to 2003. The reason may be that the serious drought events appeared in the stage, causing the growth of trees to be inhibited at a large scale. The individual five-year averagely relative basal area increment ($rBAI_5$) in each plot had the highest correlation with the individual competition index. The relationship between the two can be expressed by an exponential function equation through trend fitting. That is, $rBAI_5$ decreased as the individual level competition index increased. Thus the individual competition index had a significant impact on the growth of trees in five years. The relationships between the competition index at plot level and the mean values of the basal area increment in recent two, five and ten years (BAI_2 , BAI_5 and BAI_{10}) were insignificant. The research explored the factors of forest decline in semi-arid area of eastern China from the perspective of population competition. It aims at providing bases for the analyses of the driving mechanism of forest decline and the sustainable development of forest resources in semi-arid area.

Key Words: semi-arid area; population competition; forest decline; individual tree chronology; basal area increment

森林覆盖着全球约 30% 的陆地表面^[1], 提供了大量的木材、纤维及燃料等产物, 对于人类生产生活的各个方面有不可替代的作用, 森林生态系统同样也对于调节全球碳平衡、改善大气、水、土壤等生态环境等有重要意义, 其生态系统服务功能具有很高的价值^[2]。森林衰退来自于多种胁迫的共同作用, 具有随机性与复杂性, 它是指森林(树木)在生长过程中表现出生产力降低、生理机能及生长活力下降、生长缓慢停滞或死亡以及地力衰退等状态, 主要表现为林木生长力衰减甚至出现死亡^[3]。当前森林衰退现象有向全世界蔓延的趋势, 广泛引起各国领导层的关注和生态学家们的重视。大规模的森林衰退会改变生态系统物种组成、营养物质循环和生物量的积累周期, 进而影响森林的更新和结构, 对森林生态系统的服务功能和生物多样性造成难以恢复的干扰^[4], 一定程度上对人类社会、文化和生态功能产生影响, 降低可持续发展性^[5]。

种群竞争是森林衰退的内在驱动因子。植物个体间的竞争作用对植物各方面活动比如生长、存活和繁殖都有影响^[6]。竞争本质是个体之间为争夺资源而抑制对方的现象, 可能会致使一方受到抑制甚至逐渐衰亡^[7]。特别是当资源有限时, 植物之间的竞争作用会导致植物种群存活率和生长率的降低^[8]。Fernández-de-Uña 等^[9]对樟子松(*Pinus sylvestris*)、比利牛斯栎(*Quercus pyrenaica*)与葡萄牙栎(*Quercus faginea*)的种间竞争及其与树木生长、气候变化的关系进行研究后, 发现树木生长随着竞争的加剧呈指数级下降。由于气候变化引发的资源利用率降低、水势下降、光合速率和气孔导度降低, 地上地下的竞争也越发激烈, 最后降低了个体的径向生长。低竞争水平下的树木将能更好地抵御气候变化情景下预测的变暖条件, 而高竞争水平下的林木个体在持续增强的干旱事件中难以存活。因此, 竞争强度影响着树木在生长过程中对气候响应的变异性^[10]。

另外, 气候变化的背景下, 物种竞争加剧, 进而促使生物群落的变化, 改变物种分布和森林结构。树木死亡率的增加不一定归因于全球变化型干旱, 也可能是由于气候影响树木竞争所致^[11]。相关研究指出森林组分变动主要通过两种途径实现: 一是原树种和更适应于气候变化的树种(或入侵种)之间产生竞争而后被逐渐替代, 导致森林结构发生变化^[12]; 二是原树种通过干旱引起的枯死或野火烧毁发生死亡并被替代^[13]。在

欧洲西北部、南美等地的森林,入侵的喜温植物取代了原有物种而引发了森林逐步退化的现象^[14-16]。刘丹等^[17]的研究结果显示,分布在大兴安岭的兴安落叶松(*Larix gmelinii*)及小兴安岭和东部山地的云杉(*Picea asperata*)、冷杉(*Abies fabri*)和红杉(*Larix potaninii*)等树种的最适分布范围均发生了北移^[18]。Luo^[19]通过邻域分析对中西部加拿大北方森林进行研究发现:区域变暖加剧了树木的竞争。区域变暖可能通过延长生长季节和增加土壤养分利用率来刺激寒冷地区的树木生长^[20-21],这反过来可能增加了树木的竞争。总而言之,在全球气候变化包括 CO₂ 的增加导致的升温等环境因素的影响下,森林中的树种如果不能及时有效地改变基因和生理机制去适应变化后的气候,就很有可能在竞争和分异中逐渐衰退^[22]。广泛的研究结果显示,种群竞争对森林衰退的影响具有一致性。当前对于种群竞争引起森林衰退的潜在影响机制知之甚少,这是气候学家和生态学家研究的重点方向之一^[23],这也是干旱半干旱区森林衰退影响机制当前亟待解决的难题之一。

内蒙古东北段近百年来温度增加趋势显著^[24],气候异常事件频发,主要表现为升温 and 降水的减少^[25-26]。同时在该区域观测到,在低海拔区域和北方森林地区南部有大量森林衰退现象^[27-28]。这些区域已成为研究森林衰退的重点区域。然而,对该区域森林种群竞争引起森林衰退的影响机制仍缺乏足够的研究。本研究选取中国半干旱区东段内蒙古大兴安岭的典型森林样地为研究对象,选择合适的竞争指数模型并结合树木年轮法分析森林衰退特征,从种群竞争(内因)方面研究中国半干旱区东段的森林衰退影响因素,为森林衰退机理研究提供依据,为半干旱区森林资源动态监测提供参考,对相关区域森林管理提供建议。

1 研究区概括

研究区位于中国干旱半干旱区东段内蒙古东北段地区,地理坐标为 118°42′34″—123°42′14″ E, 44°11′33″—50°56′40″ N(图 1),属于大陆性季风气候,冬季寒冷夏季温暖。该区是亚洲内陆最大的生态过渡带,在气候上属于干湿过渡带,在植被分布上属于林草过渡带,是森林分布的干旱极限^[29],种群竞争激烈,植被对气候变化非常敏感^[30]。在过去 40 年中该区域的年均降水为 330 mm。夏季(6 月—8 月)平均气温和降水分别为 16.5℃ 和 232 mm,冬季(12 月—次年 2 月)平均气温和降水分别为 -24℃ 和 8 mm^[27-28]。研究区土壤类型主要为灰壤,地下水位大约为几十米。植被主要是以兴安落叶松(*Larix gmelinii*)天然林和人工林以及白桦(*Betula platyphylla*)天然林为主,伴有少量黑桦(*Betula dahurica*)、白桦(*Betula platyphylla*)、山杨(*Populus davidiana*)、华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)等。由于当地森林保护的各项政策,人为干扰措施主要表现为移除枯木而进行的择伐,对兴安落叶松人工林的种群竞争作用不显著,因此在这里人为因素不作为考虑因素。

2 研究方法

2.1 样地调查

本项目于 2016 年 7 月—2017 年 8 月进行两次野外实地调查。样地所在区域群落包括落叶松人工林、落叶松天然林、白桦天然林等(图 1)。选择兴安落叶松人工纯林作为此次的研究对象。在研究区内自南往北的方向上设立尽可能远离人为干扰且具有明显森林衰退现象的典型样地 8 个(图 1 中红色圆点标注),设置样方面积 30 m×30 m,在每个样方内,记录每棵树的位置(X、Y 坐标轴)用于进行种群竞争的分析,同时调查树木的胸径、基径、树高、冠幅、枝下高以及样地的经纬度、海拔、坡度、坡向等因子。然后使用取样直径为 5.15 mm、长度为 400 mm 的植物生长锥,在树木位于平胸高度的部分顺着自北向南和自西向东两个不同方向采集两个树芯,每个样地的采样树木至少 30 棵以上,以保证样品量充足。长在坡上的树木,取样避免在向坡/背坡方向,在平行于坡的两侧取样。

从生长锥取出树芯保存于改良的吸管内(两侧开口,便于装样和通风干燥),同时用白色布基胶布封口,在吸管一头同油性笔标注样品号。本研究共采集 318 棵树,一共 636 条树芯,群落类型为兴安落叶松人工纯林,样品信息见表 1。

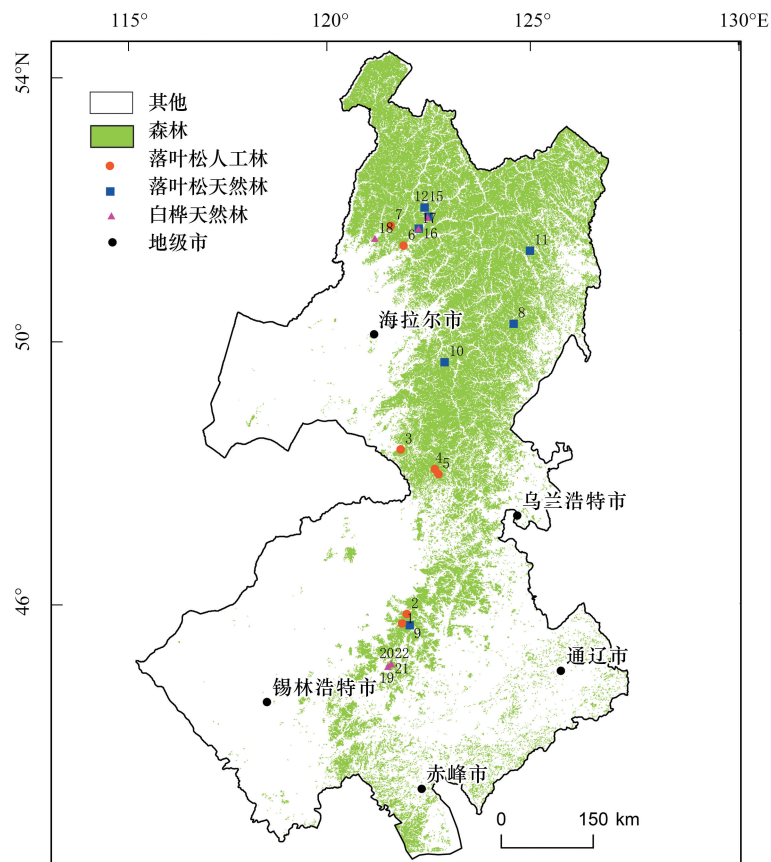


图 1 研究区采样分布点
Fig.1 Sampling distribution in the study area

表 1 年轮样品信息
Table 1 Sample information of tree rings

样地名称 Plot name	样地名称简写* Abbreviation for plot name	平均胸径/cm Mean breast- height diameter	平均树高/m Mean tree height	林分密度 Stand density/ (株/hm ²)	样本量/株 Sample number	时段 Tree age interval
乌兰坝林场	L-WLB	22.60	10.04	567	44	1978—2015 年
宝日格斯太	L-BR1	18.52	7.62	711	45	1983—2015 年
宝日格斯太老造林地	L-BR2	17.85	7.95	578	46	1984—2015 年
罕达盖林场	L-HDG	17.78	9.80	478	39	1987—2015 年
五岔沟林场	L-WCG1	19.54	8.99	878	33	1980—2015 年
五岔沟林场大样地	L-WCG2	23.79	9.60	478	33	1962—2015 年
乌尔根	L-WRG	17.50	8.78	956	41	1983—2015 年
根河	L-GH1	27.28	11.29	417	37	1953—2015 年

* L:落叶松首字母简称;WLB:乌兰坝,Wu Lan Ba;BR:宝日格斯太,Borigesitai;HDG:罕达盖,Han Da Gai;WCG:五岔沟,Wu Cha Gou;WRG:乌尔根,Wu Er Gen;GH:根河,Gen He

2.2 竞争指数选择和竞争范围的确定方法

本文根据桌面地理信息系统 (Mapinfo) 软件的相邻多边形地理分析功能确定竞争范围和竞争木。用胸径倒数作为权重因子对泰森多边形 (Voronoi) 图进行加权,利用 ArcGIS 软件中的加权泰森多边形工具得到加权后的 Voronoi 图。然后依据 1974 年 Hegyi 提出的单木竞争指数模型计算个体水平上和样地水平上的竞争指数(具体内容见前期研究)^[31]。由于国家对森林的政策保护措施,研究区近十年内未进行采伐作业,且林木

自然更新周期较长。由于样地内未发现明显的树桩、倒木及人工干扰现象,表明近十年内,样地内很可能较少出现树木个体的减少导致的种内和乔木种间竞争变化。且落叶松林胸径,树高等树形因子在 18 年左右达到高峰后基本定型^[32-33],而研究区用于分析树轮的 8 个样地都达到了 20 年以上的平均树龄,因此使用采样时观测到的竞争指数可以近似反映近十年来几个样地的种群竞争状况相对特征。

2.3 树木年轮方法

树木年轮的处理方法主要基于以下几个步骤:

第一,依据国际通用规范,将树轮样品进行预处理。先将保存在吸管的样品在实验室阴凉通风处平铺展开,阴干 15 d 左右。待样品干燥后,用白色乳胶将年轮样芯粘贴在定制的木槽之中,辅以棉线或者透明胶带捆绑加固固定,以防样品在其干燥时发生变形,继续平铺阴干大约两周时间。等乳胶干透之后卸下棉线或胶带进行样品打磨。按顺序使用 280—600 目的粒度从粗到细的砂纸打磨样品,再用 800 目砂纸对样品进行抛光,直至样品表面平滑,年轮边界清晰。

第二,采用显微镜目视定年的方法进行交叉定年,具体步骤如下:(1)选取四至六根生长状况良好,年轮完整的树芯先做处理;(2)根据采样年份断定靠近树皮的那一年,继而推测其他年份;(3)利用显微镜从树皮端向内数树木年轮,由于人工林的树龄在 40 年左右,每数到年份为 5 年时在样芯上做标记,整 10 年做两个标记;(4)定年时将几个样本中多次同时出现的窄轮对应的年份做好标记,作为特征年份;(5)重复以上步骤,对所有树轮样本进行定年,定年时可参照之前选取的年轮样本;(6)结合特征年轮和参照处理好的年轮样品,对有伪轮、缺失年轮的树芯进行定年。

第三,利用 0.001 mm 测量精度的 LINTAB 5 轮宽测量仪完成所有年轮样品的宽度测量,将得到的每条树芯的轮宽序列保存为 raw 文件。再使用 COFECHA 程序对 raw 文件的轮宽数值进行检验。其检测原理是将每个轮宽序列与主序列进行相关分析,依据其相关系数检验是否存在测量错误或者定年错误的时段。再通过检验结果对存在错误的树芯再次定年与测量,以保障年轮序列的正确性,同时剔除异常的样本^[34]。

第四,利用负指数或者线性函数消除大部分低频变化,拟合出每个年轮的生长序列^[35],再利用宽度的实际测量数值除以拟合值进行标准化,得到了无量纲序列,从而消除速生时期的树木对年轮年际间变化的影响^[36]。将每棵树的年轮宽度分别用 ARSTAN 软件处理得到树木个体的生长年表^[37],将样地中所有的树木年轮共同处理以建立样地年表,数据形式为树轮指数 (TRI, Tree ring index)。

2.4 计算年轮指标

(1) 个体生长衰退指标

当个体同时满足以下 3 个标准时,可以定义该树木个体发生了生长衰退^[37]:第一,树轮指数 (TRI) 持续 4 年以上低于 1 (由于此次调查的样地树龄偏小,衰退年数定为 4 年以上);第二,该时期年轮指数 (TRI) 的平均值低于 0.75;第三,该时期存在两年及两年上的树轮指数 (TRI) 最小值低于 0.6。

(2) 样地生长衰退指标 (胸高断面积增量 BAI 计算)

为了保留 TRI 年表建立过程中可能被消除的重要变化趋势,在此利用 raw 原始文件计算 BAI,计算公式^[38]如下:

$$BAI_t = \pi R_t^2 - \pi R_{t-1}^2$$

式中,BAI_t表示 *t* 年的胸高断面积增量,单位为 mm²;R_t表示 *t* 年的年增量结束时的树木半径,单位为 mm;R_{t-1}是 *t* 年增量开始时的树木半径即前一年的树木半径,单位为 mm。

又由于每年的年轮宽度 (*w_t*) 相当于树木半径的年增量。因此,将 *w_t* 代入,该公式可以表示为^[39]:

$$BAI_t = \pi (w_t^2 + 2 w_t R_{t-1})$$

求出每棵树每年的胸高断面积增量 (BAI) 后,将样地中同一年所有树木的 BAI 取平均值,得到样地平均 BAI 序列,用比值法将每棵树的 BAI 序列标准化即每棵树每年的 BAI 实际数值除以每年样地平均 BAI,得到无量纲的数列也就是每棵树的相对 BAI 序列 (称为 rBAI)。

3 结果分析

3.1 个体水平上的森林生长(衰退)现状分析

表 2 显示了各样地的树间相关系数(即样地内不同树之间的年轮序列的相关性)、树内相关系数(即样地内同一棵树的两条树芯的年轮序列的相关性)以及所有序列相关系数(即样地内所有序列的相关性),综合衡量树木个体之间的生长趋势的相似性^[37]。从表 2 可以看出,树间相关系数变化范围为 0.449—0.760,相对偏低;树内相关系数相对较高,最低 0.682,最高达到 0.973;所有序列相关系数居中,变化幅度从 0.460 到 0.762。所有样地中,样地 L-WLB 和样地 L-WCG2 的所有序列相关系数都偏低,小于 0.5,其他样地所有序列相关系数都在 0.5 以上。各样地的平均树龄最小为样地 L-HDG 的 23 年,最大为样地 L-GH1 的 48 年。

表 2 各样地的序列相关性系数及树龄

Table 2 Sequence correlation coefficients and tree ages of each plot						
样地 Plot	树间相关系数 Correlation coefficients among trees	树内相关系数 Correlation coefficients in a tree	所有序列相关系数 Sequence correlation coefficient	平均树龄 Mean tre e age	最小树龄 Minimum tree age	最大树龄 Maximum tree age
乌兰坝林场	0.457	0.682	0.460	31	23	38
宝日格斯太	0.500	0.753	0.503	25	20	33
宝日格斯太老造林场	0.618	0.796	0.620	25	19	32
罕达盖林场	0.673	0.973	0.677	23	20	29
五岔沟林场	0.607	0.806	0.610	31	29	36
五岔沟林场大样地	0.449	0.761	0.453	45	29	54
乌尔根	0.760	0.862	0.762	29	27	33
根河	0.661	0.802	0.662	48	38	58

通过 3 个衰退标准条件的筛选,得到发生生长衰退的树木及对应的衰退时段,再将每一年发生衰退的树木个数汇总,除以这一年的树木总数,得到该年树木衰退百分比,结果见图 2。对单个树木个体生长轨迹的研究表明,在其树轮年表中,出现生长下降期(> 4 年)的树木普遍存在(阴影面积)。设置树木衰退百分比 50% 为阈值,即认为发生严重衰退事件。

图 2 显示各样地的衰退树木所占百分比及样本数量信息,得出样地 L-WLB 的严重衰退时期发生在 2001—2005 年,影响 25 棵树木即占样地树木的 57%,不存在衰退现象的树木达到 23%;样地 L-BR1 的衰退事件发生在 1983—1985 年间,由于该时段实测到的树木个数只有 1—5 棵,不能真实反映出衰退树木与当年所有树木的比例信息,同样情况发生也在样地 L-BR2,它的严重衰退期在 1985—1986 年期间,树木个体数量只有 3、4 棵,存在衰退现象的树木个数为 2,两个样地不存在衰退现象的树木比例分别是 36% 和 48%;样地 L-HDG 发生严重衰退的时间介于 2000—2005 年间,出现衰退现象的树木数量达到 23—36 棵,占比同年树木数量的 59%—92%,不存在衰退现象的树木比例为 3%;样地 L-WCG2 的严重衰退时期为 2000—2005 年,影响树木达到 19—23 棵,占比同时期树木数量的 58%—70%,不存在衰退现象的树木比例为 12%;样地 L-WRG 于 2000—2007 年期间存在严重衰退现象,受影响树木个体多达 35 棵,所占同时期树木总数的 51%—85%,不存在衰退现象的树木比例为 5%;而只有样地 L-WCG1 与样地 L-GH1 在树木个体生长 TRI 年表上无严重衰退时段,但从整体上看,两个样地所存在的衰退事件的阴影面积都占据一定比例,不存在衰退现象的树木占比分别为 30% 和 27%。

将所有样地的衰退现象综合分析,发现样地 L-WLB、L-HDG、L-WCG2 和 L-WRG 发生严重衰退的时段重合期在 2000—2005 年间。

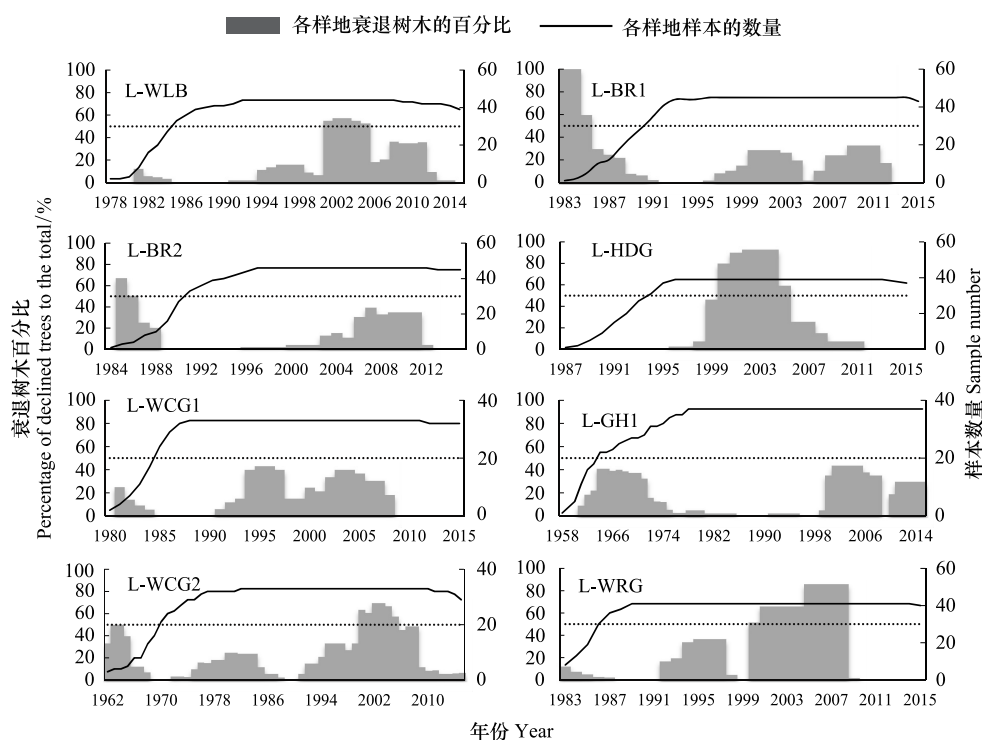


图2 各样地样本数量及衰退树木所占百分比

Fig.2 Sample number and the percentage of degraded trees in each plot

L-WLB: 乌兰坝林场; L-BR1: 宝日格斯特; L-BR2: 宝日格斯特老造林地; L-HDG: 罕达盖林场; L-WCG1: 五岔沟林场; L-GH1: 根河; L-WCG2: 五岔沟林场大样地; L-WRG: 乌尔根

3.2 样地水平上的森林生长(衰退)现状分析

将样地中所有的树木年轮共同用 ARSTAN 软件去趋势和标准化处理得到样地 TRI 年表, 具体信息如图 3。图 3 中显示的各样地的树轮指数序列中, 可以看出, 位于五岔沟的样地 L-WCG1 和 L-WCG2, 以及位于根河的样地 L-GH1 的生长序列即 TRI 年表长度相对其他样地都比较大, 其中样地 L-GH1 的 TRI 年表最长, 一共为 58 年, 时段为 1953—2015 年; 样地 L-HDG 的 TRI 年表最短, 共 29 年, 时段为 1987—2015 年。从波动幅度来看, 样地 L-WRG 的年轮指数 (TRI) 上下波动范围最大, 差值达到 2.224, 样地 L-BR1 的 TRI 波动幅度最小, 差值为 1.405。

结合趋势线和年表序列来看, 样地 L-WLB 的 TRI 年表在 2000 年前的波动幅度较小, 1993—2011 年间 TRI 指数整体呈现下降趋势, 期间在 2000 年出现生长释放。样地 L-BR1 的 TRI 指数在 1984—1997 年间, 1996—2011 年间出现下降趋势, 期间在 2005 年、2008 年 TRI 出现回升。样地 L-BR2 的 TRI 指数分别在 1984—1987 年、1998—2011 年总体呈现下降的趋势, 其中在 2000 年 TRI 跌至 12.86。样地 L-HDG 中, TRI 数值在 1998—2004 年内持续下降, 在 2003 年出现 TRI 年表的最低点即 0.17。样地 L-WCG1 的 TRI 年表总体上波动幅度相对比较剧烈, TRI 指数在 1955—1963 年、1989—1995 年持续下降, 1998—2007 年在几次波动中呈现下降趋势。样地 L-WCG2 的 TRI 在 1989—2008 年间呈现下降趋势, 期间在 1998 年出现生长释放的 TRI 回升现象。样地 L-WRG 的 TRI 指数在 1988—1997 年间的几次小波动中持续下降, 之后快速上升, 并在 1999 年开始下降直到 2008 年。样地 L-GH1 的 TRI 指数在 1998—2008 年持续下降, 而后陡增至 2009 年的 1.63, 之后至 2015 年都持续下降。

可以看出, 样地 TRI 年表与树木个体 TRI 年表所指示的衰退时段基本一致, 即图 2 的阴影面积对应的年份和图 3 红线部分的对应年份有很高的重叠性。由此可以看出, 样地 L-WLB 的衰退年份是 1993—2011 年;

样地 L-BR1 的衰退年份是 1984—1987 年、1997—2011 年;样地 L-BR2 的衰退年份是 1985—1987 年、2000—2011 年;样地 L-HDG 的衰退年份是 1999—2004 年;样地 L-WCG1 的衰退年份是 1992—1995 年、1998—2007 年;样地 L-WCG2 的衰退年份是 1992—2008 年;样地 L-WRG 的衰退年份是 1993—1997 年、2000—2008 年;样地 L-GH1 的衰退年份是 2000—2008 年、2010—2015 年。

将样地间进行对比,发现存在不同样地间生长衰退时段(即年表中 TRI 指数持续下降时期)重合的现象:样地 L-WCG1、L-WCG2 和 L-WRG 存在 1989—1997 年的衰退重合时期,样地 L-HDG、L-WCG1、L-WCG2、L-WRG 和 L-GH1 的衰退时段都在 1998—2003 年前后出现。

3.3 个体水平上竞争指数与树木生长(衰退)的关系分析

由于该年采集的竞争指数可以相对反映近十年样地树木的竞争近似状况,结合近几年的生长趋势进行分析树木个体的竞争状况与个体衰退的关系,本研究分别选取近 2 年(生长年份为 2014—2015 年)、近 5 年(生长年份为 2011—2015 年)以及近 10 年(生长年份为 2006—2015 年)的树木个体相对胸高断面面积增量 $rBAI_2$ 、 $rBAI_5$ 、 $rBAI_{10}$ 的平均值,与对应的树木个体的竞争指数做相关性分析。结果如表 3。

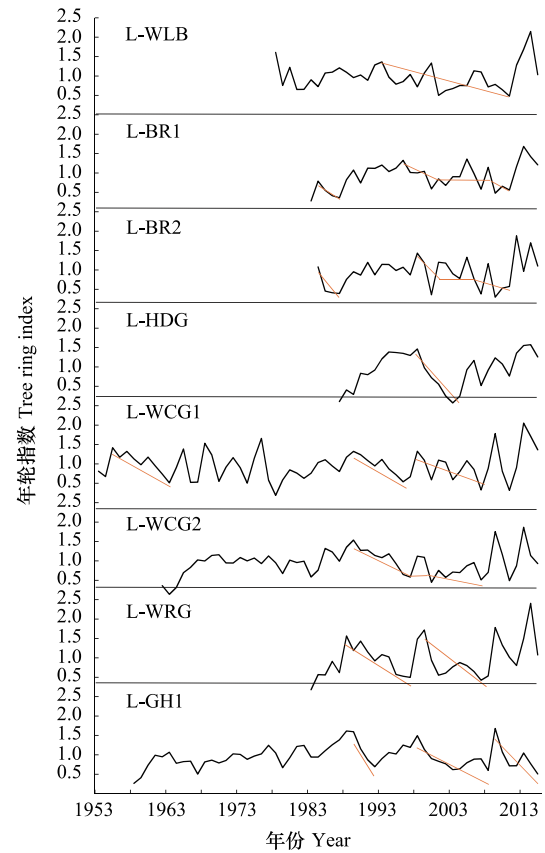


图 3 各样地的年轮指数序列(红色线条代表年轮指数下降即森林衰退的趋势)

Fig.3 Annual ring index series of various plots (red lines represent the trends of forest decline)

表 3 各样地树木个体竞争指数与 $rBAI$ 的相关性分析

Table 3 Correlation analysis between individual tree competition index and $rBAI$ in various plots

样地 Plot	近 2 年内树木相对胸高 断面面积增量 $rBAI_2$	近 5 年内树木相对胸高 断面面积增量 $rBAI_5$	近 10 年内树木相对胸高 断面面积增量 $rBAI_{10}$
乌兰坝林场	-0.605 **	-0.523 **	-0.555 **
宝日格斯太	-0.567 **	-0.722 **	-0.700 **
宝日格斯太老造林场	-0.619 **	-0.568 **	-0.538 **
罕达盖林场	0.216	-0.655 **	0.074
五岔沟林场	-0.662 **	-0.636 **	-0.596 **
五岔沟林场大样地	-0.367	-0.207	-0.162
乌尔根	0.129	-0.517 **	0.098
根河	-0.432 **	-0.292	-0.361
总体 Total	-0.192 **	-0.489 **	-0.277 **

$rBAI$: 树木个体相对胸高断面面积增量均值 The individual averagely relative basal area increment; $rBAI_2$: 近两年内树木个体相对胸高断面面积增量均值 The individual two-year averagely relative basal area increment; $rBAI_5$: 近五年内树木个体相对胸高断面面积增量均值 The individual five-year averagely relative basal area increment; $rBAI_{10}$: 近十年内树木个体相对胸高断面面积增量均值 The individual ten-year averagely relative basal area increment; * * 表示树木个体竞争指数与 $rBAI$ 之间的关系是极显著的 $P<0.01$

从表 3 可以得出,总体样本量上,个体水平的竞争指数与 $rBAI_2$ 、 $rBAI_5$ 、 $rBAI_{10}$ 的 3 个指标都呈现出极显著的负相关关系($P<0.01$)。其中样地 L-WLB、L-BR1、L-BR2、L-HDG、L-WCG1 和 L-WRG 的 6 个样地的树木个体竞争指数与 $rBAI_5$ 呈现极显著的负相关关系,且相关系数绝对值都在 0.5 以上。在 $rBAI_2$ 与个体竞争指数相

关性分析中,样地 L-WLB、L-BR1、L-BR2、L-WCG1 和 L-WRG 的 5 个样地中两者呈现显著性相关。在 $rBAI_{10}$ 与个体竞争指数相关性分析中,共有 4 个样地(样地 L-WLB、L-BR1、L-BR2 和 L-WCG1)的相关性显著,且绝对值也都在 0.5 以上。其他样地的个体竞争指数与相关指标之间的关系不显著。

在样地的横向比较中,样地 L-WCG2 的 $rBAI_2$ 、 $rBAI_5$ 、 $rBAI_{10}$ 的 3 个指标与其个体竞争指数的相关性都不显著,可能的原因是该样地的样本量最少,只有 19 棵,导致其相关关系不显著;样地 L-HDG 与 L-WRG 的 $rBAI_2$ 、 $rBAI_{10}$ 都与个体竞争指数呈现不显著正相关,而 $rBAI_5$ 却与个体竞争指数呈现显著性负相关。所有样地的个体竞争指数与 3 个指标之间的显著关系均为负相关,因此,个体竞争指数越高,近十年内的相对胸高断面面积增量越低,这也说明了种群竞争易造成树木生长量的下降。

在 3 个指数之间, $rBAI_5$ 与各样地的个体竞争指数相关性程度较高,因此将 $rBAI_5$ 与个体竞争指数做一个拟合分析得到图 4。

由图 4 可以看出,树木近五年间的相对胸高断面面积增量会随着个体竞争指数的上升而出现下降的趋势,通过拟合得到,两者关系可用指数函数表示,即 $(rBAI_5)_i = 1.6975e^{-0.403 CI_i}$ ($R^2 = 0.3744$)。

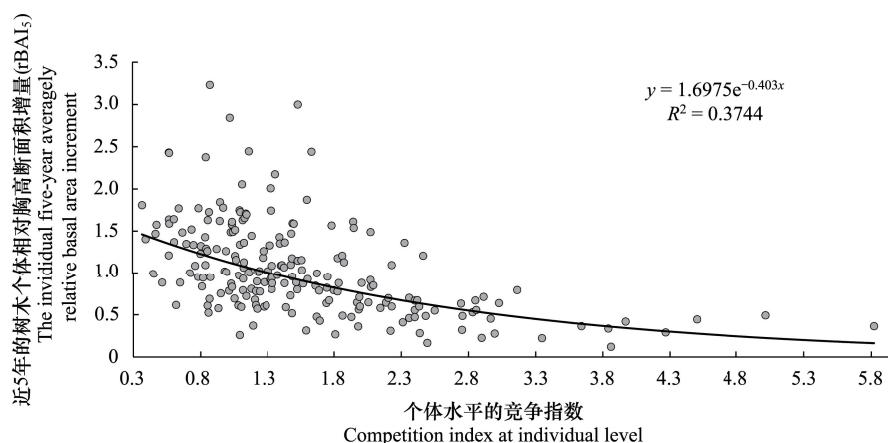


图 4 树木个体的 $rBAI_5$ 与竞争指数的变化关系

Fig.4 The relationship between individual tree $rBAI_5$ and competition index

3.4 样地水平上竞争指数和样地生长(衰退)的关系分析

分别选取近 2 年(生长年份为 2014—2015 年)、近 5 年(生长年份为 2011—2015 年)以及近 10 年(生长年份为 2006—2015 年)的样地胸高断面面积增量 BAI_2 、 BAI_5 、 BAI_{10} 的平均值代表样地生长的近期状况,与对应的样地竞争指数进行比较,结果如图 5。

可以看出,各样地的 3 个胸高断面面积增量指标 BAI_2 、 BAI_5 、 BAI_{10} 相差并不大,变化趋势也相对一致,多数样地的大小规律是: $BAI_2 > BAI_5 > BAI_{10}$ 。在样地 L-WCG1 中, BAI_5 最大;在样地 L-GH1 中 BAI_{10} 最大, BAI_5 居中, BAI_2 最小。

结合样地竞争指数进行对比分析,发现样地竞争指数最高(124.91)的样地 L-WRG 的胸高断面面积增量最小,样地 L-GH1、L-WLB、L-WCG2 的样地竞争指数在 28.65—36 之间,胸高断面面积增量也在 $6.5—9 \text{ mm}^2$ 左右,相差不大;样地 L-HDG、L-BR2 的样地竞争指数在 44—48 的区间,两个样地的三种胸高断面面积增量指标两两之间相差不大。因此,说明各样地的样地竞争指数与胸高断面面积增量的相对关系比较稳定。

4 讨论

4.1 个体水平的树木衰退状况分析

在个体水平上,根据衰退的定义标准,利用年轮指数(TRI)筛选出生长衰退的树木并计算其所占百分比,

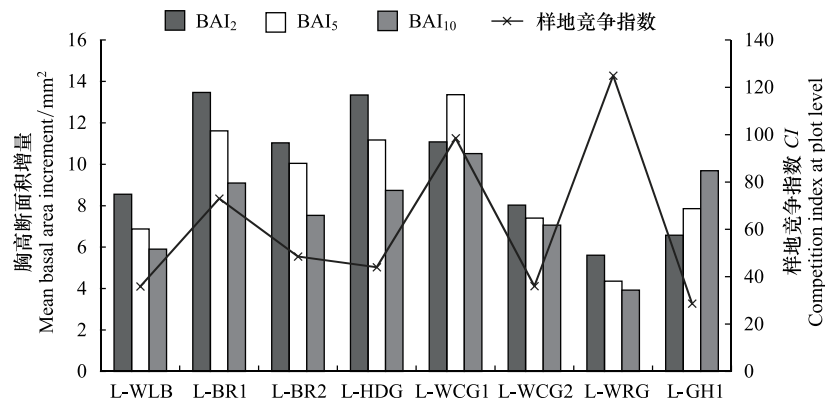


图5 样地竞争指数与样地胸高断面面积增量比较

Fig.5 Plot competition index and basal area increment in each plot

BAI₂:近两年内样地平均胸高断面面积增量 Mean basal area increment in two years; BAI₅:近五年内样地平均胸高断面面积增量 Mean basal area increment in five years; BAI₁₀:近十年内样地平均胸高断面面积增量 Mean basal area increment in ten years; CI:样地竞争指数 Competition index at plot level

发现生长衰退的现象在各样地的树木个体间普遍存在。从衰退百分比所占的阴影面积来看,衰退现象最为严重的是样地 L-WRG2,其次是样地 L-WRG,两者衰退严重时期存在衰退现象的树木所占百分比高达 70% 以上。通过样地间衰退时期的对比,发现各样地超过阈值 50% 的严重衰退时期年份基本在 2001—2005 年间。这是由于该时期这一地区发生了大规模的干旱事件,尤其是 2000 年和 2001 年干旱程度最严重^[40-41],导致不同地点的树木生长都受到了抑制。

4.2 样地水平的森林衰退状况分析

在样地水平上,通过建立八个样地树轮指数序列组成的 TRI 年表,并拟合各样地的生长趋势,显示各样地都存在 TRI 指数持续减小的生长衰退时段,结合树木个体 TRI 年表,发现两者指示的衰退时段有共同性,结果较为一致。通过样地间对比发现,不同样地间的生长衰退时段有重合的现象,比如大部分样地的衰退时段都在 1998—2003 年前后出现。从地理位置上可以发现样地 L-HDG、L-WCG1 和 L-WCG2 的地理坐标相近,样地 L-WRG 和 L-GH1 的位置也比较接近,这与前人对该区域干旱分析得出的严重干旱发生的年份相一致^[41],说明干旱的发生直接导致了森林的衰退。从整体年表上来看,样地 L-GH1 的生长趋势出现衰退现象,其他样地的 TRI 整体上有所增长。

4.3 种群竞争与树木生长的关系分析

树木个体的三种平均相对胸高断面面积增量 $rBAI_2$ 、 $rBAI_5$ 、 $rBAI_{10}$ 与个体水平竞争指数 CI_i 都呈现显著性负相关,各样地中 $rBAI_5$ 与个体竞争指数相关的显著性最高。将两者通过趋势拟合分析,发现两者的关系可用指数函数方程表达,即个体的五年平均相对胸高断面面积增量随着个体水平竞争指数的上升而下降。这说明了竞争指数对于树木生长存在显著的影响。树木受到相邻木的竞争压力越大,其生长越受到抑制,可表示为胸径的径向生长量减少,特别是当资源有限时,个体间的竞争会加剧,造成有些树木因获取资源受到限制而逐步地形成生长缓慢甚至是生长停滞期,增大其死亡的风险性^[42]。另一方面,树木胸径越大,所占据的空间越大,其竞争能力就越强,径向生长的增量就相对更高。有研究表明,树木间的竞争关系和竞争强度很可能比外部环境因素更能致使树木径向生长的增量减少,生长趋势降低^[42]。样地竞争指数与近年样地胸高断面面积均值的关系并没有明显的升降变化趋势,但同一水平的样地竞争指数所对应的近年样地胸高断面面积均值的差异性并不大,说明两者之间可能存在内在联系。然而由于样地水平上的生长状况和竞争指数变化是由多种因素共同作用的结果,不同因素对两个指标的影响程度也不同。

5 结论

TRI 年表显示出现生长下降期(> 4 年)的树木普遍存在。根据个体 TRI 年表所指示的衰退情况发现,样地 L-WLB、L-HDG、L-WCG2 和 L-WRG 发生严重衰退的时段重合期在 2000—2005 年间。只有样地 L-WCG1 与样地 L-GH1 在树木个体生长 TRI 年表上无严重衰退时段。

样地 TRI 年表与树木个体 TRI 年表所指示的衰退时段基本一致,即存在不同样地间生长衰退时段(即年表中 TRI 指数持续下降时期)重合的现象;样地 L-WCG1、L-WCG2 和 L-WRG 存在 1989—1997 年的衰退重合时期,样地 L-HDG、L-WCG1、L-WCG2、L-WRG 和 L-GH1 的衰退时段都在 1998—2003 年前后出现。

个体竞争指数越高,近 10 年内的相对胸高断面面积增量越低,这也说明了种群竞争易造成树木生长量的下降。树木近 5 年间的相对胸高断面面积增量会随着个体竞争指数的上升而出现显著下降的趋势,通过拟合得到,两者关系可用指数函数表示,即 $(rBAI_5)_i = 1.6975e^{-0.403 CI_i} (R^2 = 0.3744)$ 。

参考文献(References):

- [1] FAO. Global Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest Management. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations, 2006.
- [2] Olsson P O, Jonsson A M, Eklundh L. A new invasive insect in Sweden—*Physokermes inopinatus*: tracing forest damage with satellite based remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 2012, 285: 29-37.
- [3] 朱教君, 李凤芹. 森林退化/衰退的研究与实践. *应用生态学报*, 2007, 18(7): 1601-1609.
- [4] 王利伟, 李步杭, 叶吉, 白雪娇, 原作强, 邢丁亮, 蔺菲, 师帅, 王绪高, 郝占庆. 长白山阔叶红松林树木短期死亡动态. *生物多样性*, 2011, 19(2): 260-270.
- [5] Sasaki N, Putz F E. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2009, 2(5): 226-232.
- [6] 薛立, 傅静丹. 影响植物竞争的因子. *中南林业科技大学学报*, 2012, 32(2): 6-15.
- [7] 李博, 陈家宽, 沃金森 A R. 植物竞争研究进展. *植物学通报*, 1998, 15(4): 18-29.
- [8] 张忠华, 胡刚, 秦川, 何炎, 李玉芳. 青秀山风景区优势种大叶栎种内与种间的竞争关系. *中南林业科技大学学报*, 2016, 36(1): 67-71, 85-85.
- [9] Fernández-de-Uña L, Cañellas I, Gea-Izquierdo G. Stand competition determines how different tree species will cope with a warming climate. *PLoS One*, 2015, 10(3): e0122255.
- [10] Cao J, Liu H Y, Zhao B, Li Z S, Liang B Y, Shi L, Wu L, Cressey E L, Quine T A. High forest stand density exacerbates growth decline of conifers driven by warming but not broad-leaved trees in temperate mixed forest in northeast Asia. *Science of the Total Environment*, 2021, 795: 148875.
- [11] Phillips O L, Baker T R, Arroyo L, Higuchi N, Killeen T J, Laurance W F, Lewis S L, Lloyd J, Malhi Y, Monteagudo A, Neill D A, Vargas P N, Silva J N M, Terborgh J, Martínez R V, Alexiades M, Almeida S, Brown S, Chave J, Comiskey J A, Czimczik C I, Di Fiore A, Erwin T, Kuebler C, Laurance S G, Nascimento H E M, Olivier J, Palacios W, Patiño S, Pitman N C A, Quesada C A, Saldias M, Torres Lezama A, Vinceti B. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2004, 359(1443): 381-407.
- [12] 周广胜, 王玉辉. 全球生态学. 北京: 气象出版社, 2003.
- [13] Hennon P E, Hansen E M, Shaw III C G. Dynamics of decline and mortality of *Chamaecyparis nootkatensis* in southeast Alaska. *Canadian Journal of Botany*, 1990, 68(3): 651-662.
- [14] Peñuelas J, Boada M. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology*, 2003, 9(2): 131-140.
- [15] Sáenz-Romero C, Guzmán-Reyna R R, Rehfeldt G E. Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán, Mexico: Implications for seed zoning, conservation, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management*, 2006, 229(1/3): 340-350.
- [16] Loacker K, Kofler W, Pagitz K, Oberhuber W. Spread of walnut (*Juglans regia* L.) in an Alpine valley is correlated with climate warming. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2007, 202(1): 70-78.
- [17] 刘丹, 那继海, 杜春英, 张剑侠. 1961-2003 年黑龙江省主要树种的生态地理分布变化. *气候变化研究进展*, 2007, 3(2): 100-105.

- [18] 赵如. 气候变化背景下长苞冷杉(*Abies georgei*)种群数量动态研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2014.
- [19] Luo Y. Climate change-associated temporal increase of tree mortality and its consequences in central and western Canadian boreal forests[D]. Thunder Bay: Lakehead University, 2014.
- [20] Chapin F S, Rincon E, Huante P. Environmental responses of plants and ecosystems as predictors of the impact of global change. *Journal of Biosciences*, 1993, 18(4): 515-524.
- [21] Myneni R B, Keeling C D, Tucker C J, Asrar G, Nemani R R. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, 1997, 386(6626): 698-702.
- [22] 肖辉林. 森林衰退与全球气候变化. *生态学报*, 1994, 14(4): 430-436.
- [23] 于世河. 气候变化对森林树木死亡率影响研究综述. *防护林科技*, 2014, (6): 67-68, 95-95.
- [24] Huang J P, Yu H P, Guan X D, Wang G Y, Guo R X. Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change*, 2016, 6(2): 166-171.
- [25] Allen C D, Macalady A K, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears D D, Hogg E H, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim J H, Allard G, Running S W, Semerci A, Cobb N. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259(4): 660-684.
- [26] Kharuk V I, Ranson K J, Oskorbin P A, Im S T, Dvinskaya M L. Climate induced birch mortality in Trans-Baikal Lake region, Siberia. *Forest Ecology and Management*, 2013, 289: 385-392.
- [27] You G Y, Liu B, Zou C X, Li H D, McKenzie S, He Y Q, Gao J X, Jia X R, Arain M A, Wang S S, Wang Z, Xia X, Xu W G. Sensitivity of vegetation dynamics to climate variability in a forest-steppe transition ecozone, north-eastern Inner Mongolia, China. *Ecological Indicators*, 2021, 120: 106833.
- [28] Liu H Y, Williams A P, Allen C D, Guo D L, Wu X C, Anenkhonov O A, Liang E Y, Sandanov D V, Yin Y, Qi Z H, Badmaeva N K. Rapid warming accelerates tree growth decline in semi-arid forests of Inner Asia. *Global Change Biology*, 2013, 19(8): 2500-2510.
- [29] Chen Y, Liu H Y, Dong Z B, Duan K Q, Wang H Y, Han Y. East Asian summer and topography co-determine the Holocene migration of forest-steppe ecotone in northern China. *Global and Planetary Change*, 2020, 187: 103135.
- [30] Liu Y, Cai Q F, Shi J F, Hughes M K, Kutzbach J E, Liu Z Y, Ni F B, An Z S. Seasonal precipitation in the south-central helan mountain region, China, reconstructed from tree-ring width for the past 224 years. *Canadian Journal of Forest Research*, 2005, 35(10): 2403-2412.
- [31] 刘怡青, 田育红, 宋含章, 黄薇霖. 胸径和林分密度决定内蒙古东部落叶松林种内竞争. *生态学杂志*, 2018, 37(3): 847-853.
- [32] 巨文珍, 王新杰, 顾丽, 刘俊, 孙玉军. 伊春地区人工长白落叶松生长过程分析. *林业资源管理*, 2010, (1): 39-45, 63-63.
- [33] 阚龙攀, 黄家荣, 赵俊卉, 牛晓锋. 基于 BP 神经网络的落叶松生长模型研究. *江苏农业科学*, 2010, (1): 366-367, 379-379.
- [34] 李俊霞. 大兴安岭樟子松径向生长对气候变化的响应差异研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2017.
- [35] Cook E R, Kairiukstis L A. Reviewed work; methods of dendrochronology, applications in the environmental sciences. *Arctic and Alpine Research*, 1991, 23(1): 120.
- [36] 张寒松. 长白山典型森林植被树木年轮资料与气候变化的关系[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2007.
- [37] Li Y, Zhang Q B. History of tree growth declines recorded in old trees at two sacred sites in northern China. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1779.
- [38] Jump A S, Hunt J M, Peñuelas J. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 2006, 12(11): 2163-2174.
- [39] Biondi F, Qeadan F. A theory-driven approach to tree-ring standardization; defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research*, 2008, 64(2): 81-96.
- [40] 曲学斌, 王彦平, 张照明, 林聪. 干旱严重指数(DSI)在内蒙古地区的适用性分析. *气象科技*, 2021, 49(4): 612-620.
- [41] 郭晓萌, 佟斯琴, 包玉海, 任晋媛. 基于 SPEI 的内蒙古地区近 55 年干旱时空变化趋势分析. *地理信息世界*, 2021, 28(3): 42-48, 79-79.
- [42] 王玉涛, 刘平, 魏忠平. 油松人工林单木胸径生长量与竞争因子的关系. *沈阳农业大学学报*, 2016, 47(3): 299-306.