

DOI:10.12171/j.1000-1522.20190061

固沙植被景观格局变化及其影响因子

高 岩¹ 张宇清^{1,2,3} 秦树高^{1,2,3} 张举涛¹ 刘 振¹

(1. 北京林业大学水土保持学院, 宁夏盐池毛乌素沙地生态系统国家定位观测研究站, 北京 100083; 2. 北京林业大学林业生态工程教育部工程中心, 北京 100083; 3. 北京林业大学水土保持国家林业和草原局重点实验室, 北京 100083)

摘要:【目的】植物固沙作为重要的防沙治沙手段, 在中国北方沙区生态重建与恢复工作中应用已 60 余年。了解不同固沙植被的景观格局动态及影响因子, 可以为沙区的植被建设提供依据。【方法】本文通过中国植被图数据, 选取了以蒿属(褐沙蒿和黑沙蒿为主)、锦鸡儿属(中间锦鸡儿、小叶锦鸡儿和柠条锦鸡儿为主)、榆树和樟子松为优势种的典型植被, 在四大沙地(毛乌素、浑善达克、科尔沁和呼伦贝尔沙地)内的分布区域, 采用景观脆弱度指数和地理探测器模型, 分析了其在 1990—2015 年间景观格局变化及其影响因子。【结果】蒿属和锦鸡儿属灌丛总体呈扩张趋势且逐渐稳定, 景观格局主要受年降水量的影响(贡献率分别为 0.31、0.41), 榆树疏林和人工樟子松林表现出衰退趋势, 其主要影响因子分别是土地覆盖(贡献率为 0.34)和生长季气温(贡献率为 0.24)。【结论】在未来可能的气候条件下, 蒿属灌丛和锦鸡儿属灌丛能够稳定存在并继续发挥其防风固沙的生态功能; 榆树疏林和人工樟子松林可能会发生进一步退化, 在植被建设工程中需要根据沙区气候条件合理选择树种并加强管理。

关键词: 固沙植被; 景观格局; 影响因子; 景观脆弱度指数; 地理探测器

中图分类号: S288; S181; S127 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1522(2020)04-0102-11

引文格式: 高岩, 张宇清, 秦树高, 等. 固沙植被景观格局变化及其影响因子 [J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(4): 102-112.
Gao Yan, Zhang Yuqing, Qin Shugao, et al. Landscape pattern change and its influencing factors of sand-binding vegetation [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2020, 42(4): 102-112.

Landscape pattern change and its influencing factors of sand-binding vegetation

Gao Yan¹ Zhang Yuqing^{1,2,3} Qin Shugao^{1,2,3} Zhang Jutao¹ Liu Zhen¹

(1. Yanchi Research Station, School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. Forestry Ecological Engineering Research Center of Ministry of Education,
Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

3. Key Laboratory of State Forestry Administration on Soil and Water Conservation,
Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: [Objective] Introducing and establishing sand-binding vegetation, as one of the important approaches for combating desertification, has already applied in the ecological restoration and recovery in northern China for more than 60 years. Study on the dynamics of landscape patterns of sand-binding vegetation and their influencing factors is thus a crucial requirement for guiding and establishing sand-binding vegetation. [Method] Based on vegetation map, this paper selects several typical vegetation types with varied dominant species (*Artemisia* sp., *Caragana* sp., *Ulmus* sp., and *Pinus sylvestris* var. *mongolica*) in four sandy lands (Mu Us, Otindag, Horqin and Hulun Buir sandy lands). We explored their landscape pattern dynamics during 1990–2015 by the landscape vulnerability index (LVI), and detected their influencing factors by the geodetector method. [Result] Over the study period (1990–2015), the *Artemisia*

收稿日期: 2019-01-24 修回日期: 2019-04-23

基金项目: 国家重点研发计划课题(2016YFC0500905), 中央高校基本科研业务费专项(2015ZCQ-SB-02)。

第一作者: 高岩。主要研究方向: 荒漠化遥感监测。Email: gaoyan2012@bjfu.edu.cn 地址: 100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学水土保持学院。

责任作者: 秦树高, 博士, 高级实验师。主要研究方向: 荒漠化防治。Email: qinshugao@bjfu.edu.cn 地址: 同上。

本刊网址: <http://j.bjfu.edu.cn>; <http://journal.bjfu.edu.cn>

sp. and *Caragana* sp. shrublands showed stable expanding trends, and the average annual precipitation was the main factor influencing their landscape patterns (contribution ratio $q = 0.31$ and 0.41 , respectively); *Ulmus* sp. and artificial *P. sylvestris* var. *mongolica* forestlands showed declining trends, and the land use and cover change ($q = 0.34$) and average annual air temperature in growth season ($q = 0.24$) were the main driving factors, respectively. [Conclusion] The results indicate that, the *Artemisia* sp. and *Caragana* sp. shrublands could continue to play their ecological service for wind break and sand-fixation, whilst the *Ulmus* sp. and the artificial *P. sylvestris* var. *mongolica* forestlands could seriously degrade under the projected climate change.

Key words: sand-binding vegetation; landscape pattern; influencing factor; landscape vulnerability index (LVI); geodetector

土地沙漠化是当前世界最严重的生态环境问题之一^[1]。截至2014年,中国沙化土地面积约 $172.12 \times 10^4 \text{ km}^2$, 占国土总面积的17.93%^[2]。作为中国土地沙漠化的主要影响区域,毛乌素沙地、浑善达克沙地、科尔沁沙地和呼伦贝尔沙地,一直是我国沙漠化治理的重点区域^[2-3]。在以上区域,我国大力实施以植物固沙为主的生态修复工程,以期遏制沙漠化发展、降低沙漠化危害。近年的监测结果显示,以上沙地分布区域的植被覆盖度总体呈增加趋势,土地沙漠化得以控制^[4-5]。由于固沙植被覆盖度年际变异较大,致使难以有效评价其可持续性及其实际的固沙效益^[6]。作为能够客观反映植被空间组成和结构特征的重要指标,植被景观格局指数可用于分析沙地植被状况演变过程及主要影响因素^[7-8],可为气候变化背景下沙地植被管理提供科学依据。

目前,利用植被遥感数据提取植被特征信息,进而计算植被景观格局指数,是定量研究植被景观动态的主要方法^[9-12]。由于植被景观格局指数繁多,且相互间存在相关性和冗余性^[13],各学者采用层次分析、投影寻踪模型模拟等综合性评价方法,获取景观指数的最优解、构建景观生态风险指数等^[14-15]。然而,这些综合性评价方法,或忽略大量信息或受限于主观因素,难以客观揭示景观格局变化的规律。因此,一些学者提出采用景观脆弱度指数评价景观抗干扰的能力^[16-17],可用于反映景观自身敏感性及其在外界环境压力下的适应能力^[18-19],并取得了良好的评价效果。本文拟采用景观脆弱度指数,评价呼伦贝尔沙地、科尔沁沙地、浑善达克沙地和毛乌素沙地典型植被的稳定性及其与自然因子和人为干扰之间的关系。

沙地植被生长与气候因子关系密切。降水量的增加能够显著促进植被生长,温度的适当升高也能增强植被活动,但增温幅度过大反而会抑制植被生长^[7,20]。地形能够通过降水进行再分配来影响植被生长^[10,21-22]。人类活动引起的土地覆盖变化,对植被

景观造成强烈影响^[6]。但已有案例,多采用相关分析、定性描述方法解释诸多因素对植被景观格局的影响,无法进行定量比较和综合分析。

蒿属灌丛(以褐沙蒿 *Artemisia halodendron*、黑沙蒿 *Artemisia ordosica* 为优势种)、锦鸡儿属灌丛(以中间锦鸡儿 *Caragana intermedia*、小叶锦鸡儿 *Caragana microphylla* 和柠条锦鸡儿 *Caragana korshinskii* 为优势种)、榆树(*Ulmus* sp.)疏林和沙地樟子松(*Pinus sylvestris* var. *mongolica*)林等,是毛乌素沙地、浑善达克沙地、科尔沁沙地和呼伦贝尔沙地的典型固沙植被,在防风固沙、改善区域生态环境等方面发挥了重要作用^[23-25]。但是,近年来有研究发现,四大沙地出现了大量固沙植被陆续衰退或枯死、局地地下水位下降、土壤水分状况恶化等现象^[23-27]。植被系统的稳定性维系着沙地治理的可持续性^[4],于是人们越来越关注于固沙植被稳定性。目前,固沙植被稳定性评估,主要从立地水量平衡角度进行判断^[28],缺乏植被景观格局方面的综合性评估案例。本文以毛乌素沙地、浑善达克沙地、科尔沁沙地和呼伦贝尔沙地的典型固沙植被(蒿属灌丛、锦鸡儿属灌丛、榆树疏林和沙地樟子松林)为研究对象,运用景观脆弱度指数和地理探测器模型,分析其在25年间(1990—2015)景观格局变化趋势及其影响因子,以判断固沙植被稳定性和可持续性状况,为该区域植物固沙、固沙植被管理工作的高效开展提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

毛乌素、浑善达克、科尔沁和呼伦贝尔沙地均分布在中国北方的农牧交错地带,涉及内蒙古、宁夏、陕西、辽宁的部分县市(图1)。除科尔沁和呼伦贝尔沙地的少部分地区属于亚湿润干旱区外,其他均位于半干旱区。四大沙地日照充足,春季干燥多风,夏季炎热多雨,秋季凉爽短促,冬季寒冷漫长多西北风。

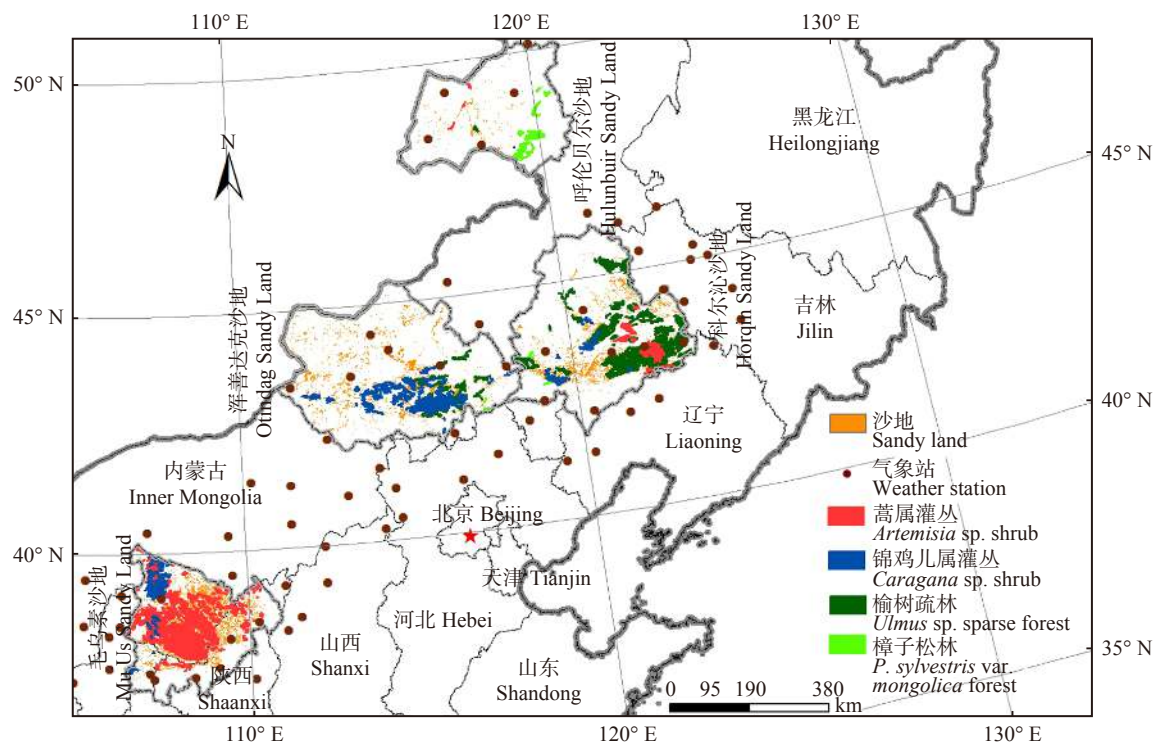


图1 四大沙地区位及其典型植被分布

Fig. 1 Location and typical vegetation distribution of the four sandy lands in northern China

毛乌素沙地位于宁夏、陕西和内蒙古3省(区)交界地带,地处鄂尔多斯高原与黄土高原的过渡地区(37°27′~39°22′N, 107°20′~111°30′E),涉及行政区总面积约 $8.24 \times 10^4 \text{ km}^2$, 年平均降水量 343.1 mm, 年均气温 8.3 °C(1990—2015 年)。植被类型以东部、中部的典型草原和西部的荒漠草原为主, 固沙植被以蒿属和锦鸡儿属灌木为主^[28]。

浑善达克沙地位于内蒙古高原东部(41°10′~42°58′N, 111°27′~117°10′E), 涉及行政区总面积约 $14.28 \times 10^4 \text{ km}^2$, 年平均降水量 271.7 mm, 年均气温 3.4 °C(1990—2015 年)。植被类型从东到西为草甸草原、典型草原、荒漠草原, 榆树疏林是该沙区的典型植被^[29]。

科尔沁沙地处于内蒙古高原向东北平原的过渡地带(41°41′~46°05′N, 117°49′~123°42′E), 涉及行政区总面积约 $12.28 \times 10^4 \text{ km}^2$, 年平均降水量 401 mm, 年均气温 6.0 °C(1990—2015 年)。植被类型以典型草原为主, 是京津风沙源治理工程的重点区域, 固沙植被为榆树疏林、樟子松林等^[26-27]。

呼伦贝尔沙地位于大兴安岭西侧内蒙古呼伦贝尔草原(47°20′~49°50′N, 117°10′~121°12′E), 涉及行政区总面积约 $8.31 \times 10^4 \text{ km}^2$, 年平均降水量 336.2 mm, 年均气温 0.09 °C(1990—2015 年)。植被类型从东到西依次为草甸草原、典型草原、荒漠草原, 典型植被为樟子松林。

1.2 数据与方法

1.2.1 典型植被的选择

依据中华人民共和国植被图(1:1 000 000), 选择了以蒿属、锦鸡儿属、榆树和樟子松为优势种的几种典型植被的空间分布范围^[28]。在此基础上, 利用2015年中国土地利用现状遥感监测数据, 在各典型植被分布范围内, 排除水域、农田、建设用地和工矿用地等非植被覆盖区, 其余区域作为各植被生长的典型区域进行后续分析(图1)。

1.2.2 数据来源及预处理

1:1 000 000 的植被图来源于国家自然科学基金委员会“中国西部环境与生态科学数据中心”(http://westdc.westgis.ac.cn/)。1 km 分辨率的数字高程模型(DEM)、1 km 分辨率的1990和2015年土地利用数据均来自中国科学院资源环境数据中心(http://www.resdc.cn/), 用ArcGIS10.3进行土地覆盖类型转移矩阵分析, 并根据DEM数据提取坡度和坡向。

植被覆盖度提取采用地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/)提供的经地面控制点几何校正的30 m分辨率的Landsat TM和ETM+系列数据。由于夏季是中国北方植被生长最好的季节, 能较好反映植被景观的空间分布格局, 故选取1990、1995、2000、2005、2010和2015年7—9月云量低于5%的遥感影像252景, 运用ENVI5.0进行辐射校正、大气校正、波段融合、镶嵌拼接、色差调整和裁剪, 得到

覆盖研究区的6期影像,随后计算NDVI,再运用ArcGIS10.3根据像元二分模型提取植被覆盖度^[22]。由于研究涉及时间跨度较长,选取了分辨率为250 m的MOD44B数据(<https://lpdaac.usgs.gov/>)进行植被覆盖度遥感估计验证,选取2000、2005、2010、2015年4期共12景MOD44B图像,分别提取四大沙地4个年份的平均植被覆盖度与Landsat系列数据提取的沙地平均植被覆盖度进行相关分析,二者相关系数为0.79,表明研究所用数据可信度较高。为了分析植被景观变化,将研究期内沙地典型植被覆盖度划分为5个等级^[22],划分标准及结果见表1。

表1 沙地典型植被覆盖度分级

Tab. 1 Coverage grading of typical vegetation in four sandy lands

等级 Grade	等级代码 Grade code	植被覆盖度 Fraction of vegetation coverage
低度 Low	I	$\leq 10\%$
中低 Low-medium	II	$10\% \sim 20\%$
中度 Medium	III	$20\% \sim 40\%$
中高 Medium-high	IV	$40\% \sim 60\%$
高度 High	V	$\geq 60\%$

气象数据为1990—2015年四大沙地及其周边共80个气象站点的逐日降水量和逐日气温,来源于中国气象数据共享服务网(<http://cdc.cma.gov.cn/>)。对原始数据进行筛选和检验,计算得到每个站点的月平均气温和年降水量,采用薄盘光滑样条法^[30]插值成为 $1\text{ km} \times 1\text{ km}$ 的栅格图像,通过掩膜获得研究区年降水量、年平均气温和生长季(4—10月)平均的栅格图像。

1.2.3 植被景观格局指数计算

在斑块类型和景观两个层次上对典型植被景观格局进行分析。斑块类型层次上,用斑块数量(number of patches, NP)表征景观基本特征;景观层次上,选取反映景观破碎化程度的边缘密度(edge density, ED)、反映同类斑块聚集程度的聚集度(aggregation index, AI)和反映斑块形状复杂程度的景观形状指数(landscape shape index, LSI)3个指标,用以表征典型植被景观的结构组成和空间配置信息^[22]。此外,计算景观脆弱度指数还涉及到香农多样性指数(Shannon's diversity index, SHDI)、香农均匀度指数(Shannon's evenness index, SHEI)和斑块多度密度(patch richness density, PRD)等,计算通过Fragstats 4.2软件实现。

1.2.4 植被景观脆弱度指数计算

为了综合评价各典型植被景观格局,采用景观脆弱度指数(LVI)评价景观脆弱性^[17],该指数由景观

本身结构的稳定程度和在环境变化以后的适应恢复能力决定,计算公式如下:

$$LVI = LSEI \times LAI \quad (1)$$

式中:LSEI是景观敏感度指数, LAI是景观适应度指数。

景观敏感度指数(LSEI)反映景观本身的脆弱度和对外界干扰的抵抗能力,通过景观干扰度指数(U_i)和景观类型易损度(V_i)来计算:

$$LSEI = \sum_{i=1}^n U_i V_i \quad (2)$$

式中: n 为景观类型数目; i 为景观类型; U_i 为景观干扰度指数,计算式为:

$$U_i = aFN_i + bFD_i + cDO_i \quad (3)$$

式中: FN_i 为破碎度指数, $FN_i \in [0, 1]$, 值越小,破碎度越小; FD_i 为分维数倒数,分维数 $\in [1, 2]$,其值越低,斑块的几何形状越简单,受干扰的程度越大; DO_i 为优势度指数,表示景观受一种或少数几种景观类型控制的程度; a 、 b 、 c 分别代表破碎度指数、分维数倒数和优势度指数在构成干扰度指数时的权重,反应了各指数对景观干扰度的贡献^[18],将 a 、 b 、 c 分别设定为0.3、0.2、0.5; V_i 与土地利用类型易损度有关,借鉴他人研究成果结合研究区特点,将沙地的 V_i 定为0.31^[31]。

景观适应度指数(LAI)反映了景观的适应性,体现在景观分布格局上,景观分布越均匀,能量流动越复杂,适应新环境的能力越强,计算如下:

$$LAI = PRD \times SHDI \times SHEI \quad (4)$$

式中:PRD是斑块丰度密度指数, SHDI是香农多样性指数, SHEI是香农均匀性指数。

1.2.5 植被景观影响因子的辨识

固沙植被景观受许多因子影响,但由于因子间会产生耦合效应,量化各因子的贡献率异常困难。本文将影响沙地植被景观格局的因子分为自然和人为因子两类,分别是:土地覆盖(LUCC);多年平均年降水量(PRE)、多年平均气温(TEM)、多年平均生长季气温(GST)、海拔(DEM)、坡度(SLO)、坡向(ASP)^[7,32]。

应用地理探测器模型的分异及因子探测功能,辨识影响植被景观格局变化的因子并分析其贡献,各因子对植被景观的贡献率(q)按下式计算:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (5)$$

式中: $h = 1, \dots, L$ 为变量 Y 或因子 X 的分层(strata); N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别是级 h 和全区的 Y 值的方差;SSW和SST分别为层

内方差之和 (within sum of squares) 和全区总方差 (total sum of squares); q 的值域为 $[0, 1]$, q 值越大表示影响因子 X 对景观 Y 的贡献越强^[33-34]。本文的植被景观是基于植被覆盖度划分的, 则 Y 为 2015 年的植被覆盖度。地理探测器要求输入数据为类型变量, 土地覆盖分为植被和非植被 2 类, 坡向分为 10 类, 其他各因子按大小统一分为 9 类。为了更直观的呈现结果, 将 q 值进行了归一化处理, 以下简称 q 值。

2 结果与分析

2.1 植被景观格局变化

总体上, 1990—2015 年间, 榆树疏林分布区植被转化为非植被的区域要明显多于其他植被 (表 2), 毛乌素、科尔沁和呼伦贝尔沙地的蒿属灌丛的 I 级斑块逐渐减少, II 级和 III 级斑块逐渐增多 (图 2)。

景观边缘密度整体上降低, 聚集度指数上升, 景观形状指数减小 (表 3), 连通性增强, 整体呈扩张态势 (图 3)。

毛乌素沙地锦鸡儿属灌丛的 III—V 级斑块一直较少, 浑善达克和科尔沁沙地锦鸡儿属灌丛 III、IV 级的斑块 2005 年后逐渐增多 (图 2)。整体上, 锦鸡儿属灌丛植被景观边缘密度波动较大但呈下降趋势, 聚集度指数略有上升, 景观形状指数先增大后减小 (表 3), 呈蔓延趋势 (图 3)。

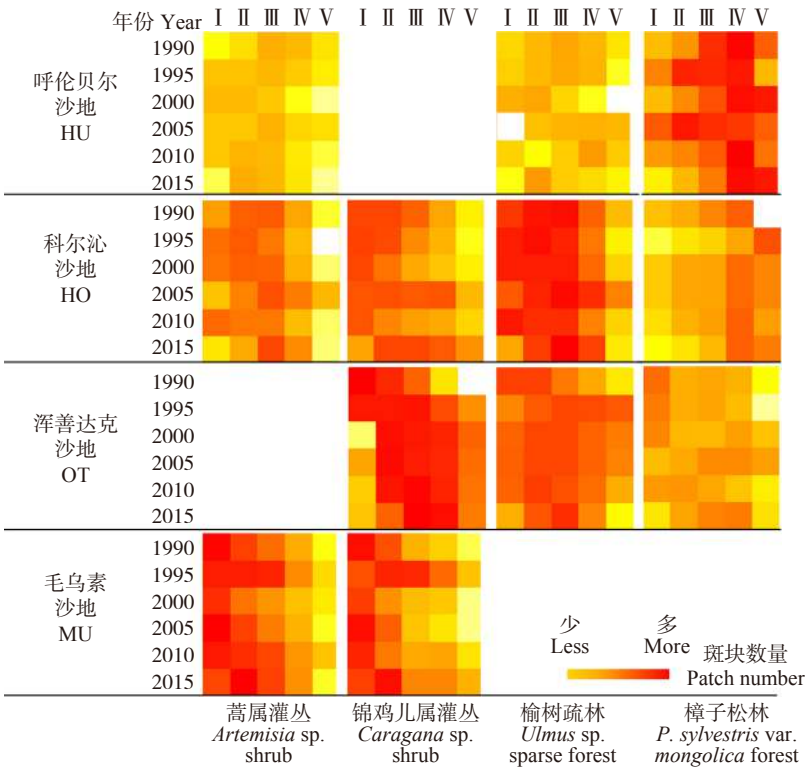
浑善达克、科尔沁和呼伦贝尔沙地榆树疏林景观边缘密度呈下降趋势, 聚集度略有上升, 景观形状指数先上升后下降, 整体变化不大 (表 3), 高覆盖度斑块略有减少, 表现出衰退趋势 (图 2、3)。

樟子松林植被景观格局变化在不同沙地差异较大 (表 3 和图 2、3)。浑善达克和科尔沁沙地樟子松

表 2 1990—2015 年沙地典型植被分布区土地覆盖转移面积比例

Tab. 2 LUCC change proportion of typical vegetation distributing area in sandy lands from 1990 to 2015 %

变化方式 Change type	蒿属灌丛 <i>Artemisia</i> sp. shrub	锦鸡儿属灌丛 <i>Caragana</i> sp. shrub	榆树疏林 <i>Ulmus</i> sp. sparse forest	樟子松林 <i>P. sylvestris</i> var. <i>mongolica</i> forest
未变化 Unchanged	75.56	80.11	69.57	90.83
非植被到植被 Non-vegetation to vegetation	11.72	9.07	13.31	5.98
植被到非植被 Vegetation to non-vegetation	12.71	10.88	17.12	3.19



MU、OT、HO 和 HU 和分别代表毛乌素、浑善达克、科尔沁和呼伦贝尔沙地,下同。MU, Mu Us Sandy Land; OT, Otindag Sandy Land; HO, Horqin Sandy Land; HU, Hulunbuir Sandy Land, same as below.

图 2 四大沙地典型植被不同盖度斑块数量

Fig. 2 Patch number of different coverage for typical vegetation in four sandy lands

表 3 沙地典型植被景观格局指数

Tab. 3 Landscape-level index of typical vegetation in sandy lands

典型植被 Typical vegetation	沙地 Sandy land	景观指数 Landscape index	年份 Year					
			1990	1995	2000	2005	2010	2015
蒿属灌丛 <i>Artemisia</i> sp. shrub	呼伦贝尔 HU	ED	110.40	131.27	169.84	129.40	129.46	65.63
		LSI	32.41	37.90	46.11	37.10	37.54	19.47
		AI	85.00	82.21	78.38	82.91	82.49	91.49
	科尔沁HO	ED	136.08	179.55	163.03	128.42	207.69	62.65
		LSI	163.25	211.00	193.84	154.08	214.69	75.53
		AI	80.38	74.94	76.82	81.44	74.42	91.12
	毛乌素MU	ED	149.96	175.76	316.05	137.05	219.45	77.44
		LSI	444.88	562.93	527.99	418.64	605.43	259.11
		AI	82.89	76.08	70.11	84.31	74.07	88.90
锦鸡儿属灌丛 <i>Caragana</i> sp. shrub	科尔沁HO	ED	104.99	129.83	186.65	138.22	312.31	106.59
		LSI	90.20	106.89	118.79	121.11	155.30	95.03
		AI	86.70	83.03	80.60	80.99	67.88	86.78
	浑善达克OT	ED	150.47	170.65	142.26	119.91	129.35	65.24
		LSI	284.11	345.79	279.93	235.75	274.62	198.22
		AI	82.74	76.77	80.88	84.24	81.29	90.75
	毛乌素MU	ED	78.10	152.78	219.85	66.04	196.63	57.08
		LSI	105.57	214.65	148.85	87.32	189.13	81.32
		AI	91.83	78.01	81.45	92.93	82.56	91.97
榆树疏林 <i>Ulmus</i> sp. sparse forest	呼伦贝尔 HU	ED	193.15	208.27	175.02	331.82	61.54	44.66
		LSI	40.74	43.83	36.25	67.47	33.05	39.47
		AI	72.93	70.75	76.80	54.85	92.17	94.72
	科尔沁HO	ED	128.65	160.35	160.77	131.81	199.61	64.80
		LSI	383.49	383.49	453.29	394.24	505.40	194.30
		AI	81.48	77.34	78.62	80.84	76.28	90.75
	浑善达克OT	ED	171.83	193.17	135.80	90.54	142.63	96.99
		LSI	242.50	315.41	291.63	262.77	237.54	215.34
		AI	81.25	72.53	80.58	87.33	79.38	86.14
樟子松林 <i>P. sylvestris</i> var. <i>mongolica</i> forest	呼伦贝尔 HU	ED	104.85	114.32	129.61	166.78	87.85	96.16
		LSI	107.82	117.56	133.24	170.99	87.13	98.75
		AI	84.93	83.53	81.22	75.83	87.62	86.33
	科尔沁HO	ED	97.00	171.74	182.92	183.06	248.81	98.13
		LSI	28.96	47.12	47.79	55.11	61.44	29.85
		AI	87.90	79.85	79.02	74.78	69.84	86.82
	浑善达克OT	ED	115.30	47.57	109.45	108.14	127.45	112.27
		LSI	40.88	17.00	39.06	38.47	45.32	41.69
		AI	83.58	93.59	84.45	84.65	81.70	83.90

注: ED.景观边缘密度; LSI.景观形状指数; AI.聚集度。Notes: ED, landscape edge density; LSI, landscape shape index; AI, aggregation index.

林景观边缘密度和聚集度变化不明显,景观形状指数上升,整体呈现破碎化趋势。呼伦贝尔沙地樟子松林景观边缘密度稍有降低,聚集度指数上升,景观形状指数降低,且高覆盖度斑块一直较多。

2.2 植被景观脆弱度变化

图 4 显示,蒿属灌丛的景观脆弱度呈显著下降趋势($P < 0.05$),最高值出现在 1990 年,2010 年达到最低值。锦鸡儿属灌丛景观脆弱度指数整体呈下降

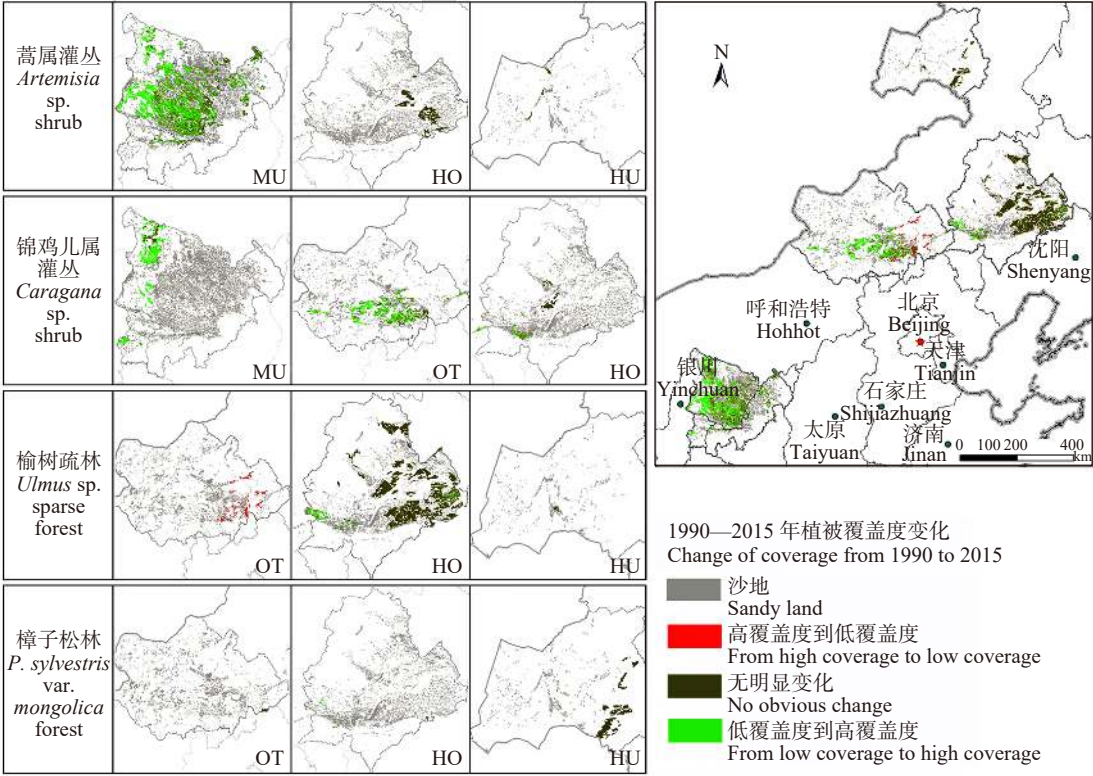


图 3 沙地典型植被盖度动态图

Fig. 3 Coverage change pattern for typical vegetation in four sandy lands

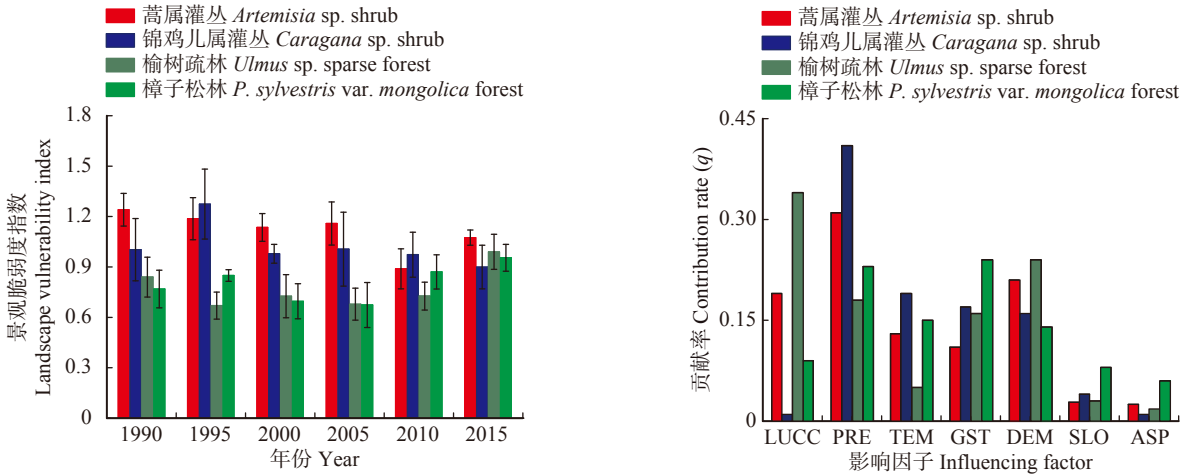


图 4 沙地典型植被景观脆弱度指数

Fig. 4 Landscape vulnerability index of typical vegetation in four sandy lands

趋势,但并不显著($P>0.05$)。榆树疏林的景观脆弱度指数较为平稳略有上升,樟子松林的脆弱度指数经历了上升—下降—上升的过程,但上升的趋势均不显著($P>0.05$)。

2.3 沙地典型植被景观影响因子

图 5 显示,蒿属灌丛景观的主要影响因子是多年平均降水量、海拔和土地覆盖,贡献率(q)分别为 0.31、0.21 和 0.19。锦鸡儿属灌丛景观的主要影响因子是多年平均降水量、多年平均气温和多年平均生长季气温,贡献率(q)分别是 0.41、0.19 和 0.17。榆

LUCC.土地覆盖变化;PRE.多年平均降水量;TEM.多年平均气温;GST.多年平均生长季气温;DEM.海拔;SLO.坡度;ASP.坡向。LUCC, land use and land cover change; PRE, average annual precipitation; TEM, average annual air temperature; GST, average annual air temperature in growth season; DEM, digital elevation model; SLO, slope degree; ASP, slope aspect.

图 5 沙地典型植被盖度影响因子的贡献率

Fig. 5 Contribution rate of influencing factors on typical vegetation coverage in sandy lands

树疏林景观的主要影响因子是土地覆盖、海拔和多年平均降水量,贡献率(q)分别是 0.34、0.24 和 0.18。对樟子松林景观影响最大的因子是多年平均生长季气温($q=0.24$)、多年平均降水量($q=0.23$)和多年平均气温($q=0.15$)。

3 讨 论

3.1 植被景观格局及脆弱度变化

研究结果显示,蒿属灌丛和锦鸡儿属灌丛植被斑块从低覆盖度逐渐向高覆盖度转化,连通性逐渐增强,景观脆弱度指数呈下降趋势(表3和图2、3、4),表明以蒿属和锦鸡儿属植物为优势种的植被在毛乌素、科尔沁和呼伦贝尔沙地呈现蔓延态势,且景观格局趋于稳定。样地调查结果也显示,蒿属灌丛和锦鸡儿属灌丛近年来在沙地生态系统中能够稳定存在且快速蔓延,表现出较好的适应性,这与前人研究结果一致^[35]。此外,这几种固沙灌木种耐寒、耐旱性较强,是北方干旱地区植被建设常用的固沙灌木种^[28,36],在防沙治沙和生态修复方面,起到了重要的作用。

浑善达克、科尔沁和呼伦贝尔沙地榆树疏林景观破碎化严重,景观脆弱度在1995年后逐渐上升(表3和图2、3、4),近年的调查也发现其更新受阻^[37-38]。榆树是东部沙地(浑善达克和科尔沁)主要的原生乔木^[25],自然条件下形成的群落较为稳定,但从研究结果来看,其景观脆弱度明显上升,表现出一定的退化趋势。樟子松是优良的常绿固沙针叶树种,在植物固沙工程中扮演着非常重要的角色。樟子松林在其天然分布的呼伦贝尔沙地景观格局较为稳定;在引种的浑善达克和科尔沁沙地破碎化严重,景观脆弱度在2005年以后逐渐上升(表3和图2、3、4),景观格局上表现出强烈的不稳定性。近年来的大量研究也表明,浑善达克和科尔沁等沙地的樟子松林饱受病虫害威胁,难以天然更新,正在发生大面积衰退^[25-27],导致衰退的原因一方面是盲目大规模引种造林导致沙地水量失衡,另外引种区与天然分布区气候差异较大,温度更高、无霜期变长,温差幅度小等,打破了樟子松在原生长环境中经过长期演化形成的动态平衡,影响其生长发育^[25,38-40]。因此,在浑善达克和科尔沁沙地大面积引种樟子松需慎重考虑。

3.2 植被景观变化的影响因素

水分是沙地植被系统格局和过程的最主要驱动力^[41-42]。研究表明,降水对灌木的影响要高于乔木(图5)。在干旱地区,蒿属和锦鸡儿属植物会通过休眠、停止新梢生长、部分甚至全部死亡(留下大量种子)的方式来应对干旱^[5,36,43],而乔木多采用延迟脱水或降低叶片面积的策略^[27,39],这使得降水对灌木景观的影响要高于乔木,也保证了季节性干旱后灌木植被景观的快速恢复。

研究结果显示,东部沙地(浑善达克和科尔沁)榆树疏林景观脆弱度上升的主要原因是土地覆盖变化(图5),这些变化主要由人类活动引起^[24-26]。人

为因素对沙地生态系统的影响具有双向性,一方面可以通过生态建设改善和恢复沙地植被;另一方面滥砍滥伐、过度放牧又会对植被造成快速且不可逆的破坏^[44-45]。近些年的调查发现,东部沙地部分旗县砍伐榆树数量占当地成年榆树总量的1/3,放牧强度不同的地区榆树幼苗数量可相差数倍,去除人为干扰后榆树疏林景观能够迅速恢复^[24,30]。鉴于榆树疏林在东部沙地中的重要生态地位,应对其采取严格的封育措施防止退化并促进其自然恢复。

气温是影响樟子松生长的重要因子^[26,45]。本研究发现,生长季平均气温对樟子松的影响要高于年均气温。春季回温时间过早或气温过高都会导致仍在休眠期的樟子松呼吸作用增强,消耗过多的养分,从而影响后期生长;夏秋季高温会造成净光合速率的降低和潜在蒸散增大,不利于其生长;冬季气温过低对樟子松生长的影响较小^[46-48]。因此,樟子松在冬季易出现极端低温的呼伦贝尔沙地的生长状况要好于生长季气温较高的科尔沁和浑善达克沙地。研究显示,北方沙区气温在过去50年呈现升高的趋势,升温速率约为0.025℃/a,且很有可能继续升高,其中,科尔沁沙地气温升高幅度最大^[49-50],沙地气温升高会加剧干旱,春季和秋季土壤的干旱胁迫使得人工樟子松林种子几乎没有萌发机会,即使幼苗萌发也难以在引种区形成菌根,抗旱、抗病能力弱,阻碍其天然更新^[26]。鉴于其对气候变化的响应,樟子松很可能并不适合在中国不同类型气候的沙区大面积引种。

4 结 论

本文筛选出毛乌素沙地、浑善达克沙地、科尔沁沙地和呼伦贝尔沙地中蒿属灌丛、锦鸡儿属灌丛、榆树疏林和樟子松林等几种典型植被,采用景观脆弱度指数,评价了其景观格局的稳定性,并用地理探测器模型分析了自然和认为因子对其的影响程度,为固沙植被的建设和差异化管理提供了一定的科学依据。结果表明,1990—2015年间,蒿属灌丛和锦鸡儿属灌丛呈较为明显的扩张态势,植被景观趋于稳定;榆树疏林和人工樟子松林在浑善达克沙地和科尔沁沙地呈现退化态势,其在未来气温不断升高背景下^[51],此退化态势可能仍会持续。蒿属灌丛和锦鸡儿属灌丛的景观格局主要受年降水量影响,其固沙功能在当前气候条件下能够得到稳定发挥;人为干扰是榆树疏林衰退的重要原因,可通过封禁保护的方式对其进行必要的保育;樟子松林的景观格局对降水量和生长季气温最为敏感,这可能是其与其他引种区域退化严重的主要原因之一。

参 考 文 献

- [1] Schlesinger W, Raikes J, Hartley A, et al. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems[J]. *Ecology*, 1996, 77(2): 364–374.
- [2] 国家林业局. 中国荒漠化和沙化状况公报 [EB/OL]. (2015–12–29) [2019–01–14]. <http://www.forestry.gov.cn/main/4170/20151229/880564.html>.
State Forestry Administration. Bulletin of desertification and desertification in China[EB/OL]. (2015–12–29) [2019–01–14]. <http://www.forestry.gov.cn/main/4170/20151229/880564.html>.
- [3] Zhang J, Zhang Y, Qin S, et al. Effects of seasonal variability of climatic factors on vegetation coverage across drylands in northern China[J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(6): 1782–1791.
- [4] 李新荣, 周海燕, 王新平, 等. 中国干旱沙区的生态重建与恢复: 沙坡头站 60 年重要研究进展综述[J]. *中国沙漠*, 2016, 36(2): 247–264.
Li X R, Zhou H Y, Wang X P, et al. Ecological restoration and recovery in arid desert region of China: a review for 60 year research progresses of Shapotou Desert Research and Experiment Station, Chinese Academy of Sciences[J]. *Journal of Desert Research*, 2016, 36(2): 247–264.
- [5] Houerou H L. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: a review[J]. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2000, 14(1): 3–14.
- [6] Wei F, Wang S, Fu B, et al. Vegetation dynamic trends and the main drivers detected using the ensemble empirical mode decomposition method in East Africa[J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(8): 2542–2553.
- [7] Du Z, Xu X, Zhang H, et al. Geographical detector-based identification of the impact of major determinants on aeolian desertification risk[J/OL]. *PloS One*, 2016, 11(3): e0151331 [2019–01–11]. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0151331>.
- [8] Turner M, Romme W, Gardner R H, et al. A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes[J]. *Landscape Ecology*, 1993, 8(3): 213–227.
- [9] 吴波, 慈龙骏. 毛乌素沙地景观格局变化研究[J]. *生态学报*, 2001, 21(2): 191–196.
Wu B, Ci L J. Temporal and spatial patterns of landscape in the Mu Us Sand Land, northern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(2): 191–196.
- [10] 周淑琴, 荆耀栋, 张青峰, 等. 毛乌素沙地南缘植被景观格局演变与空间分布特征[J]. *生态学报*, 2013, 33(12): 3774–3782.
Zhou S Q, Jing Y D, Zhang Q F, et al. Vegetation landscape pattern change and characteristics of spatial distribution in south edge of Mu Us Sandy Land[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(12): 3774–3782.
- [11] Piao S, Fang J, Ji W, et al. Variation in a satellite-based vegetation index in relation to climate in China[J]. *Journal of Vegetation Science*, 2004, 15(2): 219–226.
- [12] Tischendorf L. Can landscape indices predict ecological processes consistently?[J]. *Landscape Ecology*, 2001, 16(3): 235–254.
- [13] Zhou D, Zhao X, Hu H, et al. Long-term vegetation changes in the four mega-sandy lands in Inner Mongolia, China[J]. *Landscape Ecology*, 2015, 30(9): 1613–1626.
- [14] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. *生态学报*, 2011, 31(12): 3441–3450.
Gao B, Li X Y, Li Z G, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(12): 3441–3450.
- [15] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. *地理学报*, 2015, 70(4): 664–677.
Peng J, Dang W X, Liu Y X, et al. Review on landscape ecological risk assessment[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(4): 664–677.
- [16] 高杨, 黄华梅, 吴志峰. 基于投影寻踪的珠江三角洲景观生态安全评价[J]. *生态学报*, 2010, 30(21): 5894–5093.
Gao Y, Huang H M, Wu Z F. Landscape ecological security assessment based on projection pursuit: a case study of nine cities in the Pearl River Delta[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(21): 5894–5093.
- [17] 孙才志, 闫晓露, 钟敬秋. 下辽河平原景观格局脆弱性及空间关联格局[J]. *生态学报*, 2014, 34(2): 247–257.
Sun C Z, Yan X L, Zhong J Q. Evaluation of the landscape patterns vulnerability and analysis of spatial correlation patterns in the lower reaches of Liaohe River Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 247–257.
- [18] 梁佳欢, 李新举. 南四湖湿地景观格局脆弱度的时空分异特征[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(2): 626–634.
Liang J H, Li X J. Characteristics of temporal-spatial differentiation in landscape pattern vulnerability in Nansihu Lake Wetland, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(2): 626–634.
- [19] 任志远, 张晗. 银川盆地土地利用变化对景观格局脆弱性的影响[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(1): 243–249.
Ren Z Y, Zhang H. Effects of land use change on landscape pattern vulnerability in Yinchuan Basin, Northwest China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(1): 243–249.
- [20] Guo L, Cheng J, Luedeling E, et al. Critical climate periods for grassland productivity on China's Loess Plateau[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 233: 101–109.
- [21] Zhang F, Zhang H, Evans M R, et al. Vegetation patterns generated by a wind driven sand-vegetation system in arid and semi-arid areas[J]. *Ecological Complexity*, 2017, 31: 21–33.
- [22] 王新军, 赵成义, 杨瑞红, 等. 基于像元二分法的沙地植被景观格局特征变化分析[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(3): 285–294.
Wang X J, Zhao C Y, Yang R H, et al. Dynamic characteristics of sandy vegetation landscape pattern based on dimidiate pixel model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(3): 285–294.
- [23] 李新荣, 肖洪浪, 刘立超, 等. 腾格里沙漠沙坡头地区固沙植被

- 对生物多样性恢复的长期影响[J]. 中国沙漠, 2005, 25(2): 173–181.
- Li X R, Xiao H L, Liu L C, et al. Long-term effects of sand-binding vegetation on the restoration of biodiversity in Shapotou Region of Tengger Desert, Northern China[J]. Journal of Desert Research, 2005, 25(2): 173–181.
- [24] 唐蛟, 蒋德明, 王永翠. 疏林草原榆树种子-幼苗更新过程研究进展[J]. 生态学杂志, 2014, 33(4): 1114–1120.
- Tang J, Jiang D M, Wang Y C, et al. A review on the process of seed-seedling regeneration of *Ulmus pumila* in sparse forest grassland[J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(4): 1114–1120.
- [25] 李露露, 李丽光, 陈振举, 等. 辽宁省人工林樟子松径向生长对水热梯度变化的响应[J]. 生态学报, 2015, 35(13): 4508–4517.
- Li L L, Li L G, Chen Z J, et al. Responses of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* to gradient change of hydrothermal in plantations in Liaoning Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(13): 4508–4517.
- [26] 朱教君, 康宏樟, 许美玲. 科尔沁沙地南缘樟子松 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) 人工林天然更新障碍[J]. 生态学报, 2007, 27(10): 4086–4095.
- Zhu J J, Kang H Z, Xu M L. Natural regeneration barriers of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantations in southern Keerqin Sandy Land, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(10): 4086–4095.
- [27] 蒋德明, 张娜, 李雪华, 等. 我国固沙植物抗旱性及基于水量平衡的沙地造林合理密度研究进展[J]. 西北林学院学报, 2013, 28(6): 75–83.
- Jiang D M, Zhang N, Li X H, et al. Plant drought resistance and afforestation density based on water balance in sandy land, China: a review[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2013, 28(6): 75–83.
- [28] Zhu Y, Zhang J, Zhang Y, et al. Responses of vegetation to climatic variations in the desert region of northern China[J]. Catena, 2019, 175: 27–36.
- [29] 刘振, 董智, 李红丽, 等. 浑善达克沙地榆树疏林幼苗更新空间格局[J]. 生态学报, 2013, 33(1): 294–301.
- Liu Z, Dong Z, Li H L, et al. Spatial pattern of seedling regeneration of *Ulmus pumila* woodland in the Otindag Sand Land[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(1): 294–301.
- [30] 钱永兰, 吕厚荃, 张艳红. 基于 ANUSPLIN 软件的逐日气象要素插值方法应用与评估[J]. 气象与环境学报, 2010, 26(2): 7–15.
- Qian Y L, Lü H Q, Zhang Y H. Application and assessment of spatial interpolation method and daily meteorological elements based on ANUSPLIN software[J]. Journal of Meteorology and Environment, 2010, 26(2): 7–15.
- [31] 宁静, 张树文, 王蕾, 等. 农林交错区景观敏感性分析—以黑龙江省牡丹江地区为例[J]. 东北林业大学学报, 2009, 37(1): 35–38.
- Ning J, Zhang S W, Wang L, et al. Sensitivity analysis of landscape in forest-agriculture ecotones: a case study of Mudanjiang in Heilongjiang Province[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2009, 37(1): 35–38.
- [32] Liang P, Yang X. Landscape spatial patterns in the Maowusu (Mu Us) Sandy Land, northern China and their impact factors[J]. Catena, 2016, 145: 321–333.
- [33] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116–134.
- Wang J F, Xu C D. Geodetector: principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116–134.
- [34] Wang J, Zhang T, Fu B. A measure of spatial stratified heterogeneity[J]. Ecological Indicators, 2016, 67: 250–256.
- [35] 杨洪晓, 张金屯, 吴波, 等. 油蒿 (*Artemisia ordosica*) 对半干旱区沙地生境的适应及其生态作用[J]. 北京师范大学学报 (自然科学版), 2004, 40(5): 684–689.
- Yang H X, Zhang J T, Wu B, et al. Adaptation of *Artemisia ordosica* to temperate arid sandy land and its roles in habitat shift[J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2004, 40(5): 684–689.
- [36] 王林龙, 李清河, 徐军, 等. 不同种源油蒿形态与生理特征对干旱胁迫的响应[J]. 林业科学, 2015, 51(2): 37–43.
- Wang L L, Li Q H, Xu J, et al. Morphology and physiology characteristic responses of different provenances of *Artemisia ordosica* to drought stress[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2015, 51(2): 37–43.
- [37] 刘利. 松嫩平原榆树疏林生态系统退化机制的研究 [D]. 长春: 东北师范大学, 2012.
- Liu L. The degradation mechanisms of *Ulmus pumila* woodlands in the Songnen Plains[D]. Changchun: Northeast Normal University, 2012.
- [38] 宋立宁, 朱教君, 郑晓. 基于沙地樟子松人工林衰退机制的营林方案[J]. 生态学杂志, 2017, 36(11): 3249–3256.
- Song L N, Zhu J J, Zheng X. Forestation and management scheme of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantations in sandy lands based on their decline mechanisms[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 36(11): 3249–3256.
- [39] Liu Y, Wang A, An Y, et al. Hydraulics play an important role in causing low growth rate and dieback of aging *Pinus sylvestris* var. *mongolica* trees in plantations of Northeast China[J/OL]. Plant, Cell & Environment, 2018: 13160 [2019-01-13]. <https://online.library.wiley.com/doi/abs/10.1111/pce.13160>.
- [40] 吴祥云, 姜凤岐, 李晓丹, 等. 樟子松人工固沙林衰退的规律和原因[J]. 应用生态学报, 2004, 15(12): 2225–2228.
- Wu X Y, Jiang F Q, Li X D, et al. Decline regularity and causes of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation on sandy land[J]. Chinese Journal of Application Ecology, 2004, 15(12): 2225–2228.
- [41] Wu Z, Wu J, Liu J, et al. Increasing terrestrial vegetation activity of ecological restoration program in the Beijing-Tianjin sand source region of China[J]. Ecological Engineering, 2013, 52: 37–50.
- [42] Zhang G, Xu X, Zhou C, et al. Responses of grassland vegetation to climatic variations on different temporal scales in Hulun Buir

- Grassland in the past 30 years[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2011, 21(4): 634–650.
- [43] Cacho M D, Lloret F. Resilience of Mediterranean shrubland to a severe drought episode: the role of seed bank and seedling emergence[J]. *Plant Biology*, 2012, 14(3): 458–466.
- [44] Zhou D, Zhao X, Hu H, et al. Long-term vegetation changes in the four mega-sandy lands in Inner Mongolia, China[J]. *Landscape Ecology*, 2015, 3(9): 1613–1626.
- [45] 刘新平, 何玉惠, 魏水莲, 等. 科尔沁沙地樟子松 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) 生长对降水和温度的响应[J]. *中国沙漠*, 2016, 36(1): 57–63.
- Liu X P, He Y H, Wei S L, et al. Growth response of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* to precipitation and air temperature in the Horqin Sandy Land[J]. *Journal of Desert Research*, 2016, 36(1): 57–63.
- [46] 王晓春, 宋来萍, 张远东. 大兴安岭北部樟子松树木生长与气候因子的关系[J]. *植物生态学报*, 2011, 35(3): 294–302.
- Wang X C, Song L P, Zhang Y D. Climate-tree growth relationships of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* in the northern Daxing 'an Mountains, China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2011, 35(3): 294–302.
- [47] D'Arrigo R, Kaufmann K, Davi N, et al. Thresholds for warming-induced growth decline at elevational tree line in the Yukon Territory, Canada[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18(3): 10–29.
- [48] Pichler P, Oberhuber W. Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003[J]. *Forest Ecology and Management*, 2007, 242(2–3): 688–699.
- [49] Li Y, Huang J, Ji M, et al. Dryland expansion in northern China from 1948 to 2008[J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2015, 32(6): 870–876.
- [50] Shao Y, Zhang Y, Wu X, et al. Relating historical vegetation cover to aridity patterns in the greater desert region of northern China: implications to planned and existing restoration projects[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 89: 528–537.
- [51] 邵艳莹. 中国四大沙地植被动态变化及其对气候变化的响应 [D]. 北京: 北京林业大学, 2018.
- Shao Y Y. Vegetation dynamic and responses to climate change in four greater sandy lands of China[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2018.

(责任编辑 范 娟
责任编委 杨晓晖)