

DOI: 10.5846/stxb201810172245

邱燕宁,任世钰,王鑫,杨鹏浩,李媛媛,李世寒,伍锡林,吴书翰,徐志伟,李国旗,黄成,徐驰.基于无人机影像的草方格生态恢复区植被空间格局演化研究.生态学报,2019,39(24):9058-9067.

Qiu Y N, Ren S Y, Wang X, Yang P H, Li Y Y, Li S H, Wu X L, Wu S H, Xu Z W, Li G Q, Huang C, Xu C. The spatial dynamics of vegetation revealed by unmanned aerial vehicles images in a straw-checkerboards-based ecological restoration area. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(24): 9058-9067.

基于无人机影像的草方格生态恢复区植被空间格局演化研究

邱燕宁¹,任世钰¹,王鑫¹,杨鹏浩¹,李媛媛¹,李世寒²,伍锡林²,吴书翰²,徐志伟²,李国旗³,黄成¹,徐驰^{1,*}

1 南京大学生命科学学院, 南京 210023

2 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

3 宁夏大学西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 银川 750021

摘要:理解植物群落组成结构的演化对于阐明荒漠化的过程与驱动机制、制定有效的干旱区生态系统恢复措施具有重要价值。研究干旱区植物群落的空间格局的演化过程有助于深入理解荒漠化和生态恢复的过程与机理。目前大量研究关注于植被退化过程中的群落组成结构变化,而对于生态恢复过程中的植物群落空间格局演化的研究尚不多见。干旱区生态系统中植物通常较为稀疏且个体较小,准确提取植物的分布往往需要分辨率极高的遥感数据。近年来,低空无人机遥感技术的快速发展为精细尺度上植被空间格局的研究提供重要技术支持。利用 2 cm 空间分辨率的低空无人机遥感数据结合地面群落调查,在精细尺度上研究了宁夏沙坡头草方格生态恢复区内植物群落的空间格局变化。研究结果表明,沙坡头地区草方格生态恢复工程实验区域,相对于未实施生态恢复工程的裸露沙丘区域,植物物种多样性和植被盖度显著提高。恢复工程实施 4 年后,平均植被盖度增加 3 倍,物种丰富度增加 1 倍。在植被恢复过程中,随着植被盖度的增加,植被斑块表现出规模上升、破碎化程度下降、形状复杂化、空间自相关减弱等格局特征变化。这些空间格局特征的变化表明大型植被斑块趋于恢复,整体微环境的改善有利于单独生长的植物个体存活,整体上生态系统退化为裸地的风险降低。利用低空无人机遥感手段,对草方格生态恢复工程的植被恢复过程进行了详细、高分辨率的空间格局调查及分析,结合地面群落调查,从多个方面证明了草方格生态恢复措施的有效性。基于无人机的系统格局连续长期监测有助于深入理解干旱区生态恢复机理,对于科学开展荒漠化生态恢复措施也具有重要价值。

关键词:生态恢复;空间格局;荒漠化;植物群落;稳态转换;景观指数;空间自相关

The spatial dynamics of vegetation revealed by unmanned aerial vehicles images in a straw-checkerboards-based ecological restoration area

QIU Yanning¹, REN Shiyu¹, WANG Xin¹, YANG Penghao¹, LI Yuanyuan¹, LI Shihan², WU Xilin², WU Shuhan², XU Zhiwei², LI Guoqi³, HUANG Cheng¹, XU Chi^{1,*}

1 School of Life Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China

2 School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China

3 Key Laboratory for Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Northwestern China of Ministry of Education, Ningxia University, Yinchuan 750021, China

Abstract: Understanding the temporal variation of plant community composition is one of the prerequisites to address

基金项目:国家自然科学基金项目(31770512, 41871012, 31540007);中央高校基本科研业务费(020814380089)

收稿日期:2018-10-17; 网络出版日期:2019-09-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xuchi@nju.edu.cn

desertification process and its driving factors and to further develop the effective measures for ecosystem restoration in arid region. Investigating the spatial pattern dynamics of plant communities may help to improve our understandings of vegetation degradation and restoration processes. Till now numerous studies have focused on the changes of community composition during vegetation degradation processes, whereas few studies paid concern to the spatial pattern dynamics of plant communities during the ecological restoration processes. Plants in arid ecosystems are usually sparse with relatively small individual size, which require high-resolution remote sensing data to accurately extract the plant distribution pattern. Recently, the rapid development of unmanned aerial vehicles (UAVs) remote sensing technology has allowed an opportunity for the studies on vegetation spatial pattern variation at fine-scale. In this study, we investigated the spatial pattern changes of plant communities in the ecological restoration sites in the Shapotou area, Ningxia Hui Autonomous Region using both high-resolution remote sensing data of UAVs with 2 cm spatial resolution and ground community survey. The results showed that the implementation of the straw checkerboards in Shapotou has significantly improved the plant species diversity and vegetation coverage compared to those of un-restored areas. After four years of implementation, the average vegetation coverage increased by three times and the species richness increased by one time. During the vegetation restoration process, the vegetation patches have shown a significant transformation in pattern features such as increased patch size, decreased fragmentation rate, complicated shape, and weakened spatial autocorrelation. The changes in these spatial pattern characteristics indicate that (1) The large-scale vegetation patches were in a recovery process. (2) The improvement of microenvironment was conducive to the survival of individual plants. (3) The risk of ecosystem degradation to bare land has been reduced. In this study, we assessed the vegetation spatial pattern variation during the restoration processes in detail using UAV remote sensing technology. Combined with thoroughly ground community survey, the effectiveness of straw checkerboards has been proven in multiple perspectives. The continuous long-term monitoring of the system pattern based on UAVs is valuable and necessary for understanding the ecological restoration mechanism in arid region and for future science-based ecological restoration measures in desertification control.

Key Words: ecological restoration; spatial pattern; desertification; plant communities; regime shift; landscape metrics; spatial autocorrelation

在气候变化和人类活动的驱动下,全球范围内的干旱、半干旱地区出现了不同程度的土地退化^[1]。我国是受荒漠化影响最严重的国家之一^[2]。截至 2014 年,全国荒漠化土地总面积超过 260 万 km²,占国土面积的近 30%。荒漠化导致的环境问题也严重影响了区域社会发展^[3]。面对严峻的荒漠化问题,我国从 20 世纪 50 年代起就开展了三北防护林工程、黄土高原退耕还林工程、京津风沙源治理工程等一系列大规模生态恢复工程^[4-7]。大量研究表明,这些生态恢复工程总体上有效遏制了土地退化,促进了物种多样性恢复、土壤改良、碳汇增加以及生态系统服务功能提升^[8-14]。

植物是干旱区生态系统中的关键组分。植被退化往往是导致土地发生荒漠化的直接原因和荒漠化的重要指标。理解植物群落组成结构的演化对于阐明荒漠化的过程与驱动机制,开展有效的干旱区生态系统恢复措施具有极为重要的价值。以往的大量研究关注荒漠化过程中植物群落的物种组成动态^[11,15-16],而近期研究发现,植物群落的空间格局能够提供用于揭示植物个体间以及植物与非生物环境间的相互作用以及生态系统演化的动力学机制等的关键信息,从而有助于深入理解荒漠化和生态恢复的过程与机理^[17-20]。例如国内外研究者发现,随着荒漠化程度加剧,生态系统发生的重要变化表现为大型植被斑块的破碎化和丧失,植被斑块逐渐偏离幂律分布^[21-22];此外,当荒漠化进程加剧至接近生态系统崩溃的临界阈时,植被斑块大小的异质性及其空间自相关程度相应上升^[17]。这些植被空间格局的变化特征可能是荒漠化进程的有效指标,对于干旱区生态系统的可持续管理具有潜在重要价值。目前对于植被恢复过程中的群落空间格局演化的研究尚不多见,特别是植被恢复过程中的格局演化是否遵循退化过程的逆向轨迹尚不清楚。

传统研究中,植被空间格局的调查多基于卫星影像或地面调查^[21,22],存在一定局限性:卫星影像分辨率低,且影像采集时间及数量均存在限制;地面调查则获取的多为植被斑块一维数据(长/宽或直径),在精确获取植被斑块形状,面积等形态数据方面存在技术限制。近年来,低空无人机遥感技术迅速发展,由于其具有飞

行高度低,飞行控制简单,灵活高效,成像数据空间分辨率高等优势,逐渐成为生态数据获取的重要工具^[23-25]。特别是在植被制图、生物多样性调查、森林火灾监控、精准农业等方面,无人机成像技术得到了广泛的应用^[26-31]。对于干旱区生态系统而言,其植物生长通常较为稀疏,且植物个体较小,即使高分辨率卫星遥感数据也难以完全满足准确提取植物分布的研究需求。而低空无人机技术可以较好解决分辨率限制问题,且操作灵活,从而为在精细尺度上研究荒漠化与生态恢复过程中的植被空间格局提供重要技术支撑。

本文以宁夏中卫沙坡头草方格生态恢复工程区为对象,以低空无人机获取的高分辨率航空影像为数据源,结合地面群落调查,分析植被恢复过程中群落空间格局的动态过程,以为荒漠化治理和干旱区生态恢复提供科学参考。

1 研究方法

1.1 研究区概况

本研究的研究区地处腾格里沙漠东南缘的宁夏回族自治区中卫市沙坡头地区(104°23' E, 37°31' N),年平均气温 7.2 °C, 年均降水量 180 mm, 年均蒸发量 1900 mm。该地区天然植物群落中的优势物种包括花棒(*Hedysarum scoparium*)、沙米(*Agriophyllum squarrosum*)和百花蒿(*Stilpnolepis centiflora*)等^[32]。自 1955 年以来,为保障包兰铁路沙漠段的顺利通行,我国科研人员提出了一套无灌溉条件下的治沙模式:固沙体系的主体是大面积铺设的半隐蔽式草方格沙障,即在流沙上扎设约 1 m² 大小的麦草方格,将沙面稳定后人工栽植以沙米、花棒、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii*)等旱生植物^[33]。因其高效、低成本等优点,草方格生态恢复措施在我国宁夏、内蒙古等严重荒漠化的地区得到了广泛应用。2013 年起,中卫市黄河东岸再次开展了大规模的基于草方格的生态恢复措施,至 2018 年已铺设草方格约 200 km²。本文即以该生态恢复项目区为研究对象(研究区典型植被状况见图 1)。

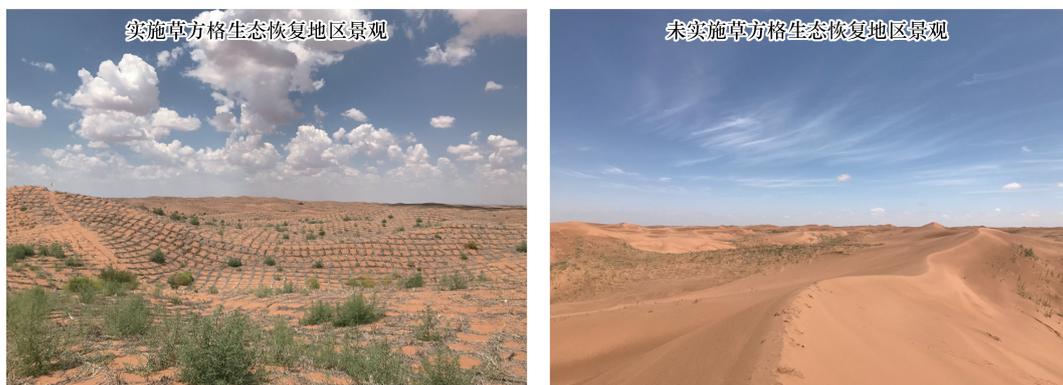


图 1 研究区典型区域照片

Fig.1 Photos of representative regions of the study sites

1.2 研究样地与无人机影像获取

在研究区内选取不同生态恢复历史(恢复时长)的典型群落设立研究样地,包括 2014 年实施生态恢复工程的区域、2016 年实施生态恢复工程的区域和未开展恢复工程区域,在不同区域内分别随机选取 8 个样方(共 24 个样方)进行取样分析。考虑到样方面积过大可能导致植物分布的空间异质性过大,而样方面积过小则可能导致取样代表性不足,最终设定的样方面积为 10 × 10 m²。在固定样地上进行定位观测的确可提供生态系统恢复最直接的观测资料,但由于生态恢复往往需要较长时间,开展定位观测强烈受到人力物力时间等资源限制。大量国内外生态系统研究广泛采用“空间代替时间”的途径来有效解决该问题^[34-36],其关键在于保证样地之间初始植被覆盖状况和立地条件的一致性。本文选取的研究样地都是由裸露沙丘开始进行恢复,在开展恢复工程前的地貌、水文、基质与生物群落等因子具有高度的一致性,可以很好保证演化分析的可对

比性。

本文研究团队于 2018 年 5 月植物生长状况良好的时期进行调查,野外调查内容包括无人机航拍获取样方内植被空间结构特征信息,以及分别调查样方内的植物物种组成及数量。在有限的时段内(4 年期),部分恢复区的草方格开始腐坏,而植物存活、发育并且生长状况良好,这表明草方格生态恢复工程对沙丘固定起到有效的作用。

使用大疆 Mavic pro 四旋翼无人机进行正射影像拍摄。基于地面植被及草方格铺设情况,设立航片目标空间分辨率为 2 cm,考虑到起飞点海拔差异、风力风向、样地坡度等客观条件对航片分辨率的影响,设立初始航拍空间分辨率为约 1 cm 以保证影像后期重采样的可靠性。利用公式 $H = \frac{f \times \text{GSD}}{a}$ 计算可得所需航高为约 30 m^[37-38]。其中: H 为摄影航高(单位 m); f 为镜头焦距(Mavic Pro 焦距为 28 mm);GSD 为地面分辨率为(0.01 m); a 为像元尺寸(Mavic Pro 像元边长 0.019 μm)。基于计算结果,本团队在 30 m 的相对高度开展了低空控制飞行拍摄(可见光波段,400—760 nm)。对获取的无人机影像进行质量检查与筛选、图像特征点提取与匹配拼接、重采样等预处理,最终获得了研究区域 2 cm 空间分辨率的正射影像。无人机获取的高分辨率影像中,植物活体、干枯的麦草以及沙地在可见光波段具有明显差别(示例见图 2),本研究利用监督分类(最大似然法)结合目视解译修正的方法提取植被分布二值数据。分类后在每个样方中随机选取 50 个验证点并基于目视判读计算分类精度,保证每个样方的植被分类精度均达到 95%以上。

无人机遥感影像预处理在 Pix4d Mapper 软件中完成,植被提取在 ArcGIS 10.1 中完成。

1.3 数据分析

对利用无人机高分辨率影像提取的植被空间分布二值数据(植被/非植被,示例见图 2)结合地面调查数据进行分析,主要采用的分析方法包括:

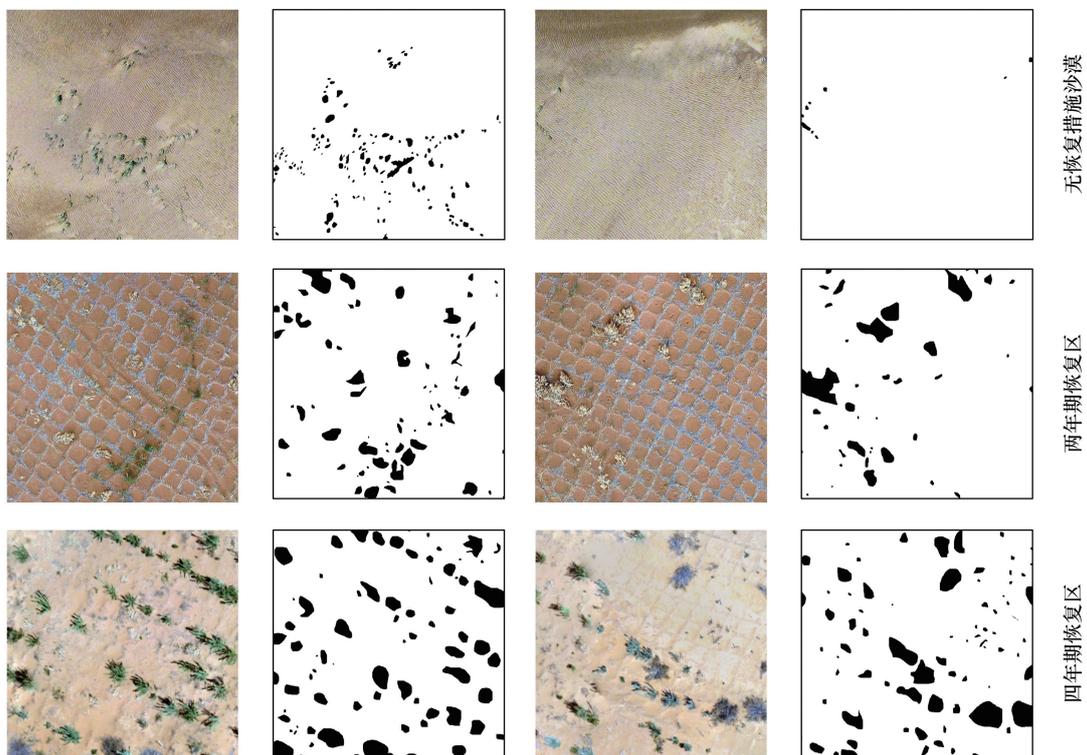


图 2 10 m×10 m 样方无人机影像及植被数据提取结果示例

Fig.2 Examples of aerial images and extracted vegetation patches in 10 m×10 m quadrats

(1)景观格局指数(landscape metrics)分析。选取 16 个常用且具有明确生态意义的景观指数(表 1),对每个样方内的植被斑块计算景观指数(类型水平)。各景观指数的意义及计算公式详见^[39-40]。

(2)空间自相关分析。Moran's *I* 指数可用于反映空间邻接或空间邻近的区域单元属性值的相似程度,其值域为 $[-1, 1]$,其值趋于 1 表明总体上空间正相关程度较高,性质相似的单元分布较为集中;指数的值趋于 -1 表明空间负相关程度较高,总体上邻近单元间差异较大;Moran's *I* 指数的值接近 0 则表明总体空间自相关程度较低^[41]。Geary's *C* 系数值域为 $[0, 2]$,大于 1 时表示存在空间负相关,而小于 1 表示存在空间正相关^[42]。将每个样方划分为 $1 \times 1 \text{ m}^2$ 的网格单元,分别计算每个网格内的植被覆盖度,计算全局 Moran's *I* 指数及全局 Geary's *C* 系数。

景观指数计算使用 Patch Analyst 5.0 及 Fragstats 4.2 完成,统计分析在 R 3.4.2 软件中进行,空间自相关指数计算利用 R 中的 Ape 包完成^[43-44]。采用单因素方差分析及 Tukey 多重比较法检验不同恢复区域格局与多样性的差异。

表 1 本研究所选用的景观指数
Table 1 Landscape metrics used in this study

类别 Category	景观指数 Landscape Metrics	类别 Category	景观指数 Landscape Metrics
面积 Area	斑块数量 (NumP)	形状 Shape	景观形状指数 (LSI)
	平均斑块大小 (MPS)		平均形状指数 (MSI)
	斑块大小变异系数 (PSCoV)		面积加权平均形状指数 (AWMSI)
	斑块大小标准差 (PSSD)		平均斑块分维数 (MPFD)
	最大斑块指数 (LPI)		面积加权平均斑块分维数 (AWMPFD)
边缘 Edge	总边缘 (TE)	破碎化 Fragmentation	平均邻近指数 (MPI)
	边缘密度 (ED)		平均欧氏最近邻体距离 (MENND)
	平均斑块边缘 (MPE)		面积加权平均欧氏最近邻体距离 (AWMENND)

2 结果与讨论

2.1 植被盖度与物种多样性

利用无人机高分辨率影像提取不同恢复年限样地内的植被分布发现,相对于未实施恢复措施裸露沙丘区域,草方格生态恢复区内植被盖度以及植物物种多样性均显著升高,且随恢复时间增加,植被盖度和物种多样性呈增加趋势(图 2,3)。未实施生态恢复区域以裸露沙丘为主(植被盖度低于 5%),大多数样方内只有单个物种存活,主要包括芨芨草(*Achnatherum splendens*)和沙米,平均物种丰富度约为 1.2;实施草方格生态恢复工程 4 年后,植被盖度增加至约 15%,增幅达 3 倍;而平均物种丰富度增加至 2.5,物种多样性指数的增幅都超过 1 倍。就植物盖度和物种多样性指标而言,研究区内的草方格生态恢复工程实施 4 年后植被情况显著改善,表明(至少在短期内)草方格生态恢复措施取得了良好效果。

由于裸露沙丘的流动性较强,植物容易被掩埋而死亡。草方格的设置可促进流沙的固定,从而增加荒漠植物的存活率^[45]。恢复区的植被多样性指数均出现上升,表明物种多样性随固沙年限增加表现出上升趋势。这与过去一些基于长时间尺度的草方格恢复措施的研究结果一致^[11,15]。有研究表明,在草方格固沙区,植被盖度随恢复年限增加而增加至稳定,最高可至 30% 左右^[46]。本研究样地由于恢复时间较短,当前植被盖度较低,在气候状况保持基本稳定的前提下未来植被盖度可能将进一步增加。

2.2 景观指数

进一步分析植被恢复过程中植被斑块的景观指数数值变化,结果表明恢复过程中的植被空间格局特征发生显著变化(图 4,表 2)。随恢复年限增加,植被的平均形状指数、面积加权平均形状指数、平均斑块分维数、面积加权平均斑块分维数呈下降趋势,其中平均形状指数从 1.36 ± 0.04 降至 1.25 ± 0.02 ,面积加权平均形状指

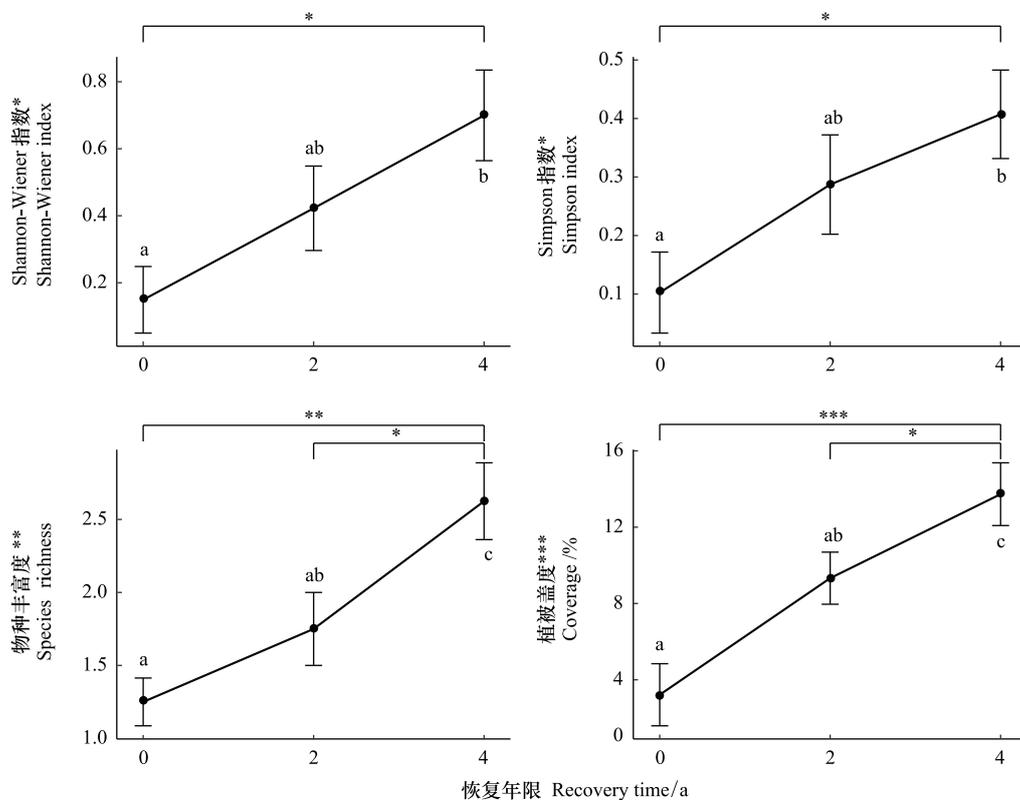


图3 不同草方格恢复年限样地内的植物物种多样性

Fig.3 Plant diversity indices among different study sites

*** : $P < 0.001$; ** : $P < 0.01$; * : $P < 0.05$; · : $P < 0.1$

数由 1.54 ± 0.10 降至 1.31 ± 0.03 , 平均斑块分维数由 1.14 ± 0.01 降至 1.08 ± 0.00 , 面积加权平均斑块分维数由 1.13 ± 0.01 降至 1.06 ± 0.00 ; 而平均斑块大小、斑块大小标准差、最大斑块指数、平均斑块边缘、平均欧氏最近邻体距离等表现出先上升再下降趋势, 其中平均斑块面积由 0.04 ± 0.01 升至 0.25 ± 0.05 , 再降至 0.17 ± 0.03 , 斑块面积标准差由 0.08 ± 0.04 升至 0.48 ± 0.13 , 再降至 0.3 ± 0.06 , 最大斑块指数由 0.64 ± 0.38 升至 2.48 ± 0.8 , 再降至 1.84 ± 0.47 , 平均斑块边缘由 81.3 ± 13.02 升至 190.06 ± 23.06 , 再降至 157.05 ± 11.37 , 平均欧氏最近邻体距离由 27.68 ± 7.56 升至 44.91 ± 4.91 , 再降至 33.19 ± 1.57 , 但恢复区指数数值仍高于未恢复区。总体上, 在植被恢复过程中, 随着植被盖度的增加, 植被斑块表现出规模上升、破碎化程度下降、形状复杂化等趋势。

以往研究表明, 在土地荒漠化过程中, 植被斑块趋于破碎化和丧失, 特别是对于整体生态系统功能具有重要作用的大型植被斑块的破碎化是系统退化的重要指标^[21]。荒漠植物斑块平均规模的增加, 以及植物间的破碎化程度的下降(斑块融合趋势)有利于形成大型植被斑块。在本研究区域的极端干旱胁迫条件下, 大型植被斑块的存在可以有效促进植物个体间彼此遮荫从而减少蒸腾失水、促进沉积物的截留, 根系密度增加可以促进沙丘固定、增加降水的入渗、以及增强根际微生物的活性, 从而在整体上有助于改善局部微环境, 进一步促进植物的存活和整体植被盖度的增加^[47-50]。这种正反馈机制是干旱胁迫生境中植被恢复的关键^[51]。本研究中景观指数的分析结果表明, 在生态恢复过程中确实存在植物斑块规模的增加和斑块融合等趋势。这种空间格局的变化过程可能是指示生态恢复措施有效性的重要证据。部分指数如平均斑块大小等在四年恢复区出现数值下降, 则可能与植被群落物种组成演替有关, 实地观察可见, 在四年恢复区, 逐渐有一年生草本(例如: 砂蓝刺头 *Echinops gmelini*, 小画眉草 *Eragrostis minor*) 开始生长, 沙蒿、沙米逐渐被其他如猫头刺 (*Oxytropis aciphylla*) 等斑块较小的植物取代, 与前人观测结果一致^[15]。

2.3 空间自相关

Moran's I 与 Geary's C 系数的计算结果表明, 随着恢复措施实施、恢复年限延长, 当地植被空间自相关强

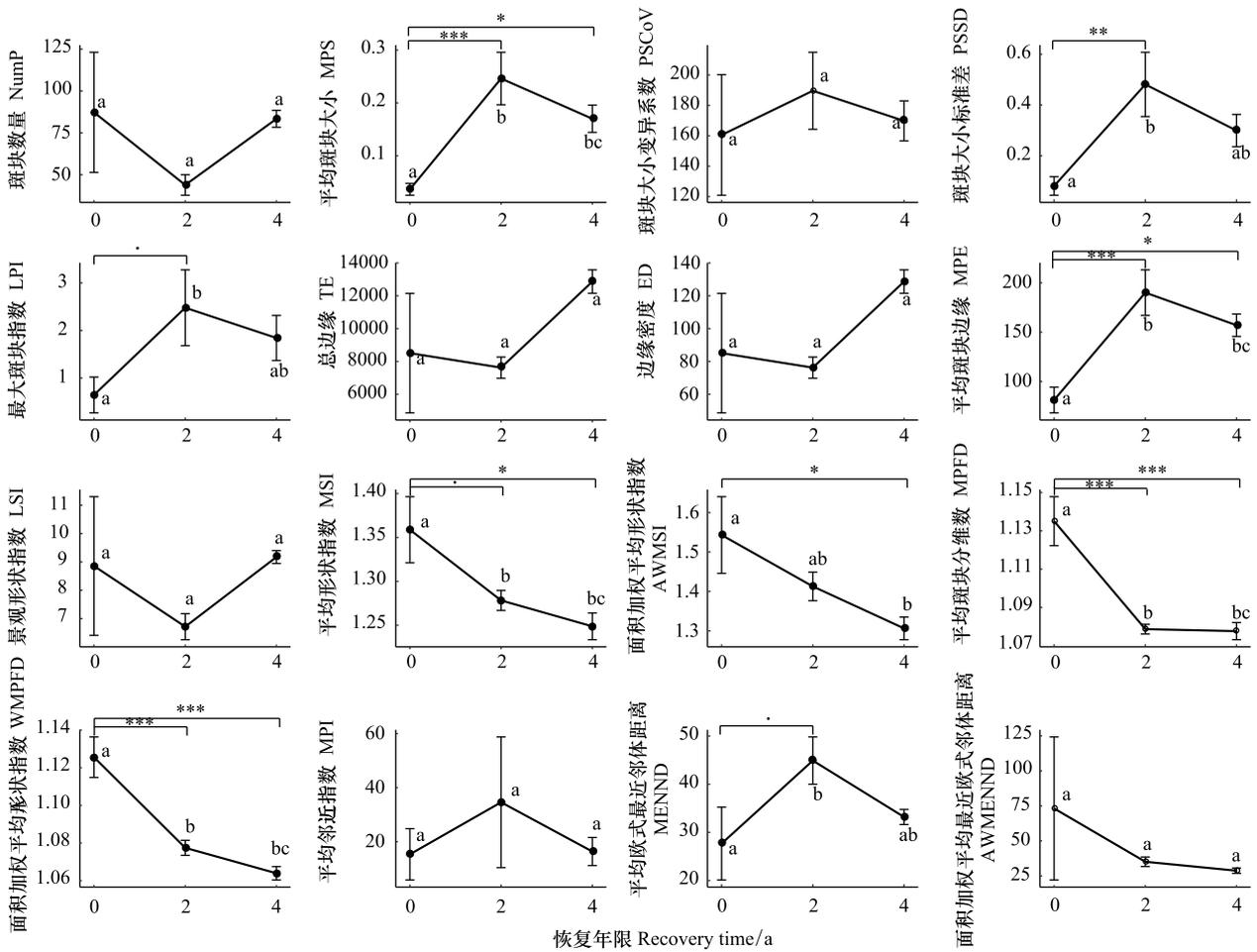


图4 不同恢复区样地景观指数的变化情况

Fig.4 The variation of selected landscape metrics among different study sites

*** : $P < 0.001$; ** : $P < 0.01$; * : $P < 0.05$; · : $P < 0.1$; 斑块数量 (NumP) Patch Number; 最大斑块指数 (LPI) Largest Patch Index; 景观形状指数 (LSI) Landscape Shape Index; 面积加权平均形状指数 (AWMSI) Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension; 平均斑块大小 (MPS) Mean Patch Size; 总边缘 (TE) Total Edge; 平均形状指数 (MSI) Mean Shape Index; 平均临近指数 (MPI) Mean Proximity Index; 斑块大小变异系数 (Pscov) Patch Size Coefficient of Variation; 边缘密度 (ED) Edge Density; 面积加权平均形状指数 (AWMSI) Area-Weighted Mean Shape Index; 平均欧式最近邻体距离 (MENND) Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance; 斑块大小标准差 (PSSD) Patch Size Standard Deviation; 平均斑块边缘 (MPE) Mean Patch Edge; 平均斑块分维数 (MPFD) Mean Patch Fractal Dimension; 面积加权平均最近欧式临近距离 (AWMENND) Area-Weighted Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance

度出现显著下降趋势。诸多研究表明,干旱区生态系统通常表现出多稳态 (alternative stable states, 即植被和裸地两种系统稳态) 特征, 由人为干扰、环境恶化等因素导致的生态系统崩溃在机理上可以通过稳态转换 (regime shift) 来解释^[52-53]。近年来大量研究致力于稳态转换发生的早期预警信号探索和验证, 并发现系统的空间自相关上升是稳态转换发生前期的重要指标之一。概言之, 在植被退化过程中, 多稳态和稳态转换理论预测植被斑块的空间自相关程度将呈现上升趋势。从具体生态过程的角度而言, 随着干旱干扰等胁迫因子的作用增强 (生态系统崩溃风险增加), 植物的存活更加依赖于相邻个体间的互利作用, 在空间格局特征上主要表现为植物邻体依赖的程度增加, 即空间正关联程度上升^[17-18]。

对于本文研究区域, 虽然难以观测到植被退化中的这种变化轨迹, 但通过对植被恢复过程的研究发现了相反的趋势 (即随着植被恢复, 其空间自相关程度下降)。这表明研究区的植物存活对个体间互利作用依赖程度下降, 即整体微环境的改善使得单独生长的植物个体易于存活。这可能表明生态系统正逐渐远离稳态转

换的临界点(即系统完全退化为裸地),从而进一步证明了草方格生态恢复措施的有效性。

表 2 不同恢复区样地景观指数的变化情况

Table 2 The variation of selected landscape metrics among different restoration sites

恢复年限 Recovery time	无恢复措施 施沙漠 Un-restored	两年恢复区 Restored for 2 years	四年恢复区 Restored for 4 years	恢复年限 Recovery time	无恢复措施 施沙漠 Un-restored	两年恢复区 Restored for 2 years	四年恢复区 Restored for 4 years
斑块数量 NumP	87.25±35.85	43.88±6.13	83.38±5.04	景观形状指数 LSI	8.86±2.45	6.71±0.46	9.17±0.23
平均斑块大小 MPS	0.04±0.01	0.25±0.05	0.17±0.03	平均形状指数 MSI	1.36±0.04	1.28±0.01	1.25±0.02
斑块大小变异系数 PSCoV	160.54±39.67	189.61±25.34	169.81±13.14	面积加权平均形状指数 AWMSI	1.54±0.10	1.41±0.04	1.31±0.03
斑块大小标准差 PSSD	0.08±0.04	0.48±0.13	0.3±0.06	平均斑块分维数 MPFD	1.14±0.01	1.08±0.00	1.08±0.00
最大斑块指数 LPI	0.64±0.38	2.48±0.8	1.84±0.47	面积加权平均斑块分维数 AWMPFD	1.13±0.01	1.08±0.00	1.06±0.00
总边缘 TE	8506.38±3638.66	7622.88±645.51	12866.38±714.52	平均邻近指数 MPI	15.32±9.49	34.59±24.19	16.36±5.19
边缘密度 ED	85.06±36.39	76.23±6.46	128.66±7.15	平均欧式最近邻体距离 MENND	27.68±7.56	44.91±4.91	33.19±1.57
平均斑块边缘 MPE	81.3±13.02	190.06±23.06	157.05±11.37	面积加权平均最近邻体距离 AWMENND	73.19±51.05	35.13±2.28	28.76±1.9

* 总边缘、平均斑块边缘、平均欧式最近邻体距离、面积加权平均最近邻体距离 单位: 10^{-2} m; 平均斑块大小、斑块大小变异系数、斑块大小标准差、最大斑块指数 单位: 10^{-4} m², 边缘密度 单位: 10^{-2} m/块; 斑块数量 (NumP) Patch Number; 最大斑块指数 (LPI) Largest Patch Index; 景观形状指数 (LSI) Landscape Shape Index; 面积加权平均形状指数 (AWMSI) Area-Weighted Mean Patch Fractal Dimension; 平均斑块大小 (MPS) Mean Patch Size; 总边缘 (TE) Total Edge; 平均形状指数 (MSI) Mean Shape Index; 平均邻近指数 (MPI) Mean Proximity Index; 斑块大小变异系数 (Pscov) Patch Size Coefficient of Variation; 边缘密度 (ED) Edge Density; 面积加权平均形状指数 (AWMSI) Area-Weighted Mean Shape Index; 平均欧式最近邻体距离 (MENND) Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance; 斑块大小标准差 (PSSD) Patch Size Standard Deviation; 平均斑块边缘 (MPE) Mean Patch Edge; 平均斑块分维数 (MPFD) Mean Patch Fractal Dimension; 面积加权平均最近邻体距离 (AWMENND) Area-Weighted Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance

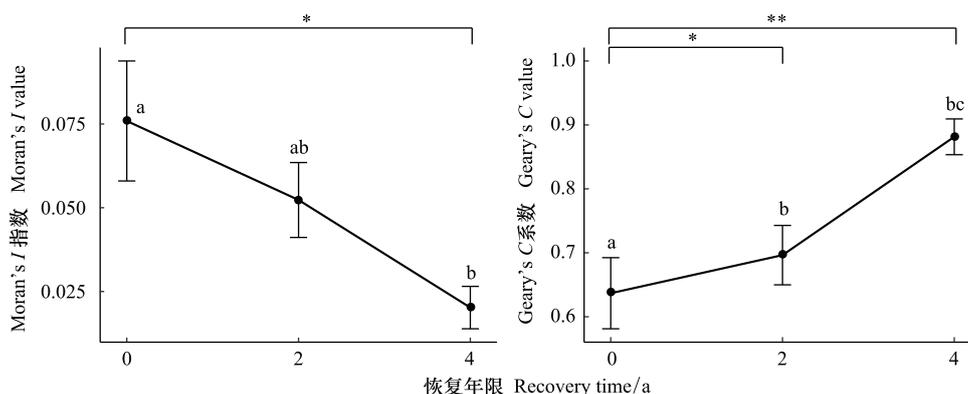


图 5 不同恢复区空间自相关指数

Fig.5 Spatial autocorrelation metrics among different study sites

***: $P < 0.001$; **: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$

3 结论

本文利用低空无人机高分辨率(2 cm)遥感数据结合地面群落调查,在精细尺度上研究了宁夏沙坡头草方格生态恢复区内植物群落的空间格局变化。研究表明,沙坡头地区草方格生态恢复工程的实施,相对于裸露沙丘区域,显著提高了当地植物物种多样性和植被盖度。恢复工程实施 4 年后,平均植被盖度增加 3 倍,物种丰富度增加 1 倍,且草方格腐坏过程并未导致植被的退化。在植被恢复过程中随着植被盖度的增加,植被斑块表现出规模上升、破碎化程度下降、形状复杂化、空间自相关减弱等格局特征变化。这些空间格局特征的变化表明大型植被斑块趋于恢复,整体微环境的改善有利于单独生长的植物个体存活,整体上生态系统退化为裸地的风险降低。本研究利用低空无人机遥感手段,对草方格生态恢复工程的植被恢复过程进行了详细、高分辨率的空间格局调查及分析,结合地面群落调查,从多个方面证明了草方格生态恢复措施的有效性。

本研究观测的生态恢复工程时间段仅为 4 年,尚无法评估草方格生态恢复措施的长期效益;但是短短四年植被恢复的情况和空间格局特征已表明这些生态措施开始发挥了积极的作用。基于无人机的系统空间格局研究,尤其是进一步开展连续长期监测,并结合地面生态系统功能调查,将有助于进一步深入理解干旱区生态恢复机理,并基于此科学实施具体生态恢复措施。

参考文献 (References):

- [1] Middleton N, Thomas D S G. World Atlas of Desertification; United Nations Environment Programme. London; Arnold, 1992.
- [2] Ma H, Zhao H. United nations; convention to combat desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. *International Legal Materials*, 1994, 33(5): 1328-1382.
- [3] 王涛, 朱震达. 中国沙漠化研究//西部大开发, 建设绿色家园学术研讨会论文集. 成都: 中国治沙暨沙业学会, 2001: 7-12.
- [4] Le Houérou H N. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid Mediterranean ecosystems in North Africa and west Asia; a review. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2000, 14(1): 3-14.
- [5] Li M M, Liu A T, Zou C J, Xu W D, Shimizu H, Wang K Y. An overview of the "Three-North" shelterbelt project in China. *Forestry Studies in China*, 2012, 14(1): 70-79.
- [6] Wu Z T, Wu J J, Liu J H, He B, Lei T, Wang Q F. Increasing terrestrial vegetation activity of ecological restoration program in the Beijing-Tianjin sand source region of China. *Ecological Engineering*, 2013, 52: 37-50.
- [7] Delang C O, Yuan Z. China's Grain for Green Program: A Review of the Largest Ecological Restoration and Rural Development Program in the World. Cham: Springer, 2015.
- [8] Xu Z W, Hu R, Wang K X, Mason J A, Wu S Y, Lu H Y. Recent greening (1981 - 2013) in the Mu Us dune field, north - central China, and its potential causes. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(5): 1509-1520.
- [9] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [10] Lu F, Hu H F, Sun W J, Zhu J J, Liu G B, Zhou W M, Zhang Q F, Shi P L, Liu X P, Wu X, Zhang L, Wei X H, Dai L M, Zhang K R, Sun Y R, Xue S, Zhang W J, Xiong D P, Deng L, Liu B J, Zhou L, Zhang C, Zheng X, Cao J S, Huang Y, He N P, Zhou G Y, Bai Y F, Xie Z Q, Tang Z Y, Wu B F, Fang J Y, Liu G H, Yu G R. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [11] 李新荣, 肖洪浪, 刘立超, 张景光, 王新平. 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. *中国沙漠*, 2005, 25(2): 173-181.
- [12] Hua F Y, Wang X Y, Zheng X L, Fisher B, Wang L, Zhu J G, Tang Y, Yu D W, Wilcove D S. Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. *Nature Communications*, 2016, 7: 12717.
- [13] Hong S B, Piao S L, Chen A P, Liu Y W, Liu L L, Peng S S, Sardans J, Sun Y, Peñuelas J, Zeng H. Afforestation neutralizes soil pH. *Nature Communications*, 2018, 9(1): 520.
- [14] 李新荣, 马凤云, 龙立群, 贾晓红. 沙坡头地区固沙植被土壤水分动态研究. *中国沙漠*, 2001, 21(3): 217-222.
- [15] 石莎, 冯金朝, 邹学勇. 沙坡头人工治沙工程植被物种组成及其多样性研究. *应用基础与工程科学学报*, 2008, 16(3): 363-370.
- [16] Zhang R Y, Wang Z W, Han G D, Schellenberg M P, Wu Q, Gu C. Grazing induced changes in plant diversity is a critical factor controlling grassland productivity in the Desert Steppe, Northern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 265: 73-83.
- [17] Xu C, Van Nes E H, Holmgren M, Holmgren S, Scheffer M. Local facilitation may cause tipping points on a landscape level preceded by early-warning indicators. *American Naturalist*, 2015, 186(4): E81-E90.
- [18] Xu C, Holmgren M, Van Nes E H, Maestre F T, Soliveres S, Berdugo M, Kéfi S, Marquet P A, Abades S, Scheffer M. Can we infer plant facilitation from remote sensing? A test across global drylands. *Ecological Applications*, 2016, 25(6): 1456-1462.
- [19] Berdugo M, Soliveres S, Kéfi S, Maestre F T. The interplay between facilitation and habitat type drives spatial vegetation patterns in global drylands. *Ecography*, 2019, 42(4): 755-767.
- [20] Ji S J, Geng Y, Li D F, Wang G H. Plant coverage is more important than species richness in enhancing aboveground biomass in a premature grassland, northern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(4): 491-496.
- [21] Kéfi S, Rietkerk M, Alados C L, Pueyo Y, Papanastasis V P, ElAich A, de Ruiter P C. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, 2007, 449(7159): 213-217.
- [22] Meloni F, Granzotti C R F, Bautista S, Martinez A S. Scale dependence and patch size distribution: clarifying patch patterns in mediterranean drylands. *Ecosphere*, 2017, 8(2): e01690.
- [23] 邓才龙, 刘焱雄, 田梓文, 任军, 彭琳. 无人机遥感在海岛海岸带监测中的应用研究. *海岸工程*, 2014, 33(4): 41-48.
- [24] 周在明, 杨燕明, 陈本清. 基于可见光波段无人机影像的入侵物种互花米草提取研究. *亚热带资源与环境学报*, 2017, 12(2): 90-95.
- [25] Paneque-Gálvez J, McCall M K, Napoletano B M, Wich S A, Koh L P. Small drones for community-based forest monitoring: an assessment of their

- feasibility and potential in tropical areas. *Forests*, 2014, 5(6): 1481-1507.
- [26] Zhang C H, Kovacs J M. The application of small unmanned aerial systems for precision agriculture; a review. *Precision Agriculture*, 2012, 13(6): 693-712.
- [27] Ambrosia V G, Wegener S S, Sullivan D V, Buechel S W, Dunagan S E, Brass J A, Stoneburner J, Schoenung S M. Demonstrating UAV-acquired real-time thermal data over fires. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2003, 69(4): 391-402.
- [28] Hinkley E A, Zajkowski T. USDA forest service-NASA: unmanned aerial systems demonstrations-pushing the leading edge in fire mapping. *Geocarto International*, 2011, 26(2): 103-111.
- [29] 胡健波, 张健. 无人机遥感在生态学中的应用进展. *生态学报*, 2018, 38(1): 20-30.
- [30] 张志明, 徐倩, 王彬, 孙虎, 耿宇鹏, 田冀. 无人机遥感技术在景观生态学中的应用. *生态学报*, 2017, 37(12): 4029-4036.
- [31] 汪桂芳, 穆博, 宋培豪, 金牧青, 何瑞珍, 田国行. 基于无人机航测的漯河市土地利用景观格局尺度效应. *生态学报*, 2018, 38(14): 5158-5169.
- [32] 李新荣, 张志山, 谭会娟, 高艳红, 刘立超, 王新平. 我国北方风沙危害区生态重建与恢复: 腾格里沙漠土壤水分与植被承载力的探讨. *中国科学: 生命科学*, 2014, 44(3): 257-266.
- [33] 中国科学院兰州沙漠研究所沙坡头沙漠科学研究所. 腾格里沙漠沙坡头地区流沙治理研究. 银川: 宁夏人民出版社, 1980: 101-120.
- [34] Eby S, Agrawal A, Majumder S, Dobson A P, Guttal V. Alternative stable states and spatial indicators of critical slowing down along a spatial gradient in a savanna ecosystem. *Global Ecology and Biogeography*, 2017, 26(6): 638-649.
- [35] Van Belzen J, Van de Koppel J, Kirwan M L, Van Der Wal D, Herman P M J, Dakos V, Kéfi S, Scheffer M, Guntenspergen G R, Bouma T J. Vegetation recovery in tidal marshes reveals critical slowing down under increased inundation. *Nature Communications*, 2017, 8: 15811.
- [36] Blois J L, Williams J W, Fitzpatrick M C, Jackson S T, Ferrier S. Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(23): 9374-9379.
- [37] 杨润书, 马燕燕, 殷海舟. 低空无人机航摄系统地面分辨率与航高的关系研究. *地矿测绘*, 2013, 29(3): 1-2, 8-8.
- [38] He J, Li Y S, Zhang K K. Research of UAV flight planning parameters. *Positioning*, 2012, 3(4): 43-45.
- [39] Rempel R S, Kaukinen D, Carr A P. Patch Analyst and Patch Grid. Thunder Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2012.
- [40] McGarigal K, Marks B J. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351, Portland, Oregon, USA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.
- [41] Lichstein J W, Simons T R, Shriver S A, Franzreb K E. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs*, 2002, 72(3): 445-463.
- [42] Jeffers J N R. A basic subroutine for geary's contiguity ratio. *Journal of the Royal Statistical Society*, 1973, 22(4): 299-302.
- [43] R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2017. [2018-10-06]. <https://www.R-project.org/>.
- [44] Paradis E, Claude J, Strimmer K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 2004, 20(2): 289-290.
- [45] 肖洪浪, 李新荣, 段争虎, 李涛, 李守中. 流沙固定过程中土壤-植被系统演变. *中国沙漠*, 2003, 23(6): 605-611.
- [46] 王新平, 李新荣, 肖洪浪, 张景光, 张志山. 干旱半干旱地区人工固沙灌木林生态系统演变特征. *生态学报*, 2005, 25(8): 1974-1980.
- [47] Schlesinger W H, Reynolds J F, Cunningham G L, Huenneke L F, Jarrell W M, Virginia R A, Whitford W G. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 1990, 247(4946): 1043-1048.
- [48] Wilson J B, Agnew A D Q. Positive-feedback switches in plant communities. *Advances in Ecological Research*, 1992, 23: 263-336.
- [49] Maestre F T, Puche M D. Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. *Applied Soil Ecology*, 2009, 41(3): 342-350.
- [50] Soliveres S, Eldridge D J. Do changes in grazing pressure and the degree of shrub encroachment alter the effects of individual shrubs on understorey plant communities and soil function? *Functional Ecology*, 2014, 28(2): 530-537.
- [51] Kéfi S, Holmgren M, Scheffer M. When can positive interactions cause alternative stable states in ecosystems? *Functional Ecology*, 2016, 30(1): 88-97.
- [52] Carpenter S R, Cole J J, Pace M L, Batt R, Brock W A, Cline T, Coloso J, Hodgson J R, Kitchell J F, Seekell D A, Smith L, Weidel B. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. *Science*, 2011, 332(6033): 1079-1082.
- [53] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596.