

DOI: 10.5846/stxb202107272038

米朝娟,周自翔,刘婷,武佳,孙彦旭.陕北长城沿线植被恢复与生态系统防风固沙服务模拟分析.生态学报,2022,42(19):7884-7897.

Mi Z J, Zhou Z X, Liu T, Wu J, Sun Y X. Simulation analysis of vegetation restoration and ecosystem wind prevention and sand fixation service along the Great Wall in Northern Shaanxi. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(19): 7884-7897.

陕北长城沿线植被恢复与生态系统防风固沙服务模拟分析

米朝娟,周自翔*,刘婷,武佳,孙彦旭

西安科技大学测绘科学与技术学院,西安 710054

摘要:为探究风沙边缘地区植被恢复与生态系统防风固沙服务能力之间的作用机制以及如何保证防风固沙服务的可持续发展,选择毛乌素沙漠边缘地区——陕北长城沿线为研究区。利用 Theil-Sen 斜率估算、M-K 显著性检验、修正风蚀方程 (Revised Wind Erosion Equation, RWEQ) 和情景分析法,评估分析 2000—2018 年该地风沙治理工程效果和生态系统防风固沙服务的时空变化,并着重分析在风蚀因子改变的条件下,植被恢复对土壤风蚀和生态系统防风固沙服务能力的影响。结果表明:(1)在 2000—2018 年风沙治理工程中陕北长城沿线地区植被恢复状况显著改善,表明多年来在风蚀治理工作中取得显著的效果。(2)在实际情景中,随着植被不断的恢复,风蚀发生的危险程度总体在减小,而风蚀因子是导致实际风蚀量显著改变的主要原因。从生态系统防风固沙服务角度出发,在不同年份防风固沙总量变化显著,2005 年和 2010 年防风固沙量达到最小、最大值,分别为 4569.18 万 t 和 64164.44 万 t,差异明显,致使 2005 和 2010 年防风固沙服务能力也达到历史最低和最高值。(3)通过最小风蚀因子情景模拟间接表明:植被恢复能够遏制风蚀现象的发生。但在最大风蚀因子情景下,风蚀现象依旧明显,而植被所发挥的生态系统防风固沙服务能力越显著。(4)综合上述 3 种情景,每年潜在风蚀量>防风固沙量>实际风蚀量,说明在最大危害程度内生态系统防风固沙服务具有明显的效果。通过研究不仅证实植被是实现防风固沙服务功能可持续发展的必要条件,同时恢复植被对风沙区域进一步发展状况与趋势有着至关重要的作用。

关键词:生态系统;防风固沙;可持续发展;土壤风蚀

Simulation analysis of vegetation restoration and ecosystem wind prevention and sand fixation service along the Great Wall in Northern Shaanxi

MI Zhaojuan, ZHOU Zixiang*, LIU Ting, WU Jia, SUN Yanxu

College of Geomatics, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an 710054, China

Abstract: In order to explore the mechanism between vegetation restoration and the ecosystem service capacity of the wind prevention and sand fixation (WPSF), this study selected the region along the Great Wall of Northern Shanaxi which is in the edge of Maowusu Desert as the study area to ensure the sustainable development of ecosystem WPSF services. By using Theil-Sen slope estimation, M-K significance test, the Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) and scenario analysis method, the paper evaluated and analyzed the effects of the implementation of the Sand Dust Control Project and the spatio-temporal change of ecosystem WPSF service in the study area from 2000 to 2018, and focused on the effects of vegetation restoration on soil wind erosion and ecosystem WPSF service capacity under the condition of changing wind erosion factor. The results showed that: (1) the vegetation restoration along the Great Wall of Northern Shanaxi has improved significantly during the period from 2000 to 2018, which indicates that significant effects have been achieved in the Sand Dust Control

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41771576,42071285);陕西省 2022 年重点研发计划项目(2022SF-382);陕西省自然科学基金基础研究计划资助项目(2018JM4010)

收稿日期:2021-07-27; 网络出版日期:2022-05-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhouzixiang@xust.edu.cn

Project over the years. (2) In the real condition, with the continuous improvement of vegetation restoration from 2000 to 2018, the overall risk of soil wind erosion has been decreasing, and the wind erosion factor is the main reason for the significant change of the actual amount of wind erosion. From the point of view of ecosystem WPSF services, the total amount of WPSF in different years changed significantly. The amount of WPSF reached a minimum of 45.691 million tons in 2005, but a maximum of 641.644 million tons in 2010. As a result, the service capacity of WPSF also reached the lowest and highest levels in 2005 and 2010. (3) Through scenario simulation, it indirectly indicated that vegetation restoration could restrain the occurrence of wind erosion under the condition of the minimum wind erosion factor. However, under the condition of the maximum wind erosion factor, the wind erosion was still serious, and the ecosystem WPSF service ability of vegetation was more significant. (4) Under the three scenarios, the order is the annual potential wind erosion > wind prevention and sand fixation > actual wind erosion, which shows that the ecosystem WPSF service has obvious effect on the maximum disaster risk degree. In a word, the study proves that the vegetation restoration is not only a necessary condition for the sustainable development of ecosystem WPSF service function, but also plays a vital role in the further development of wind-sand region.

Key Words: ecosystem services; wind prevention and sand fixation; sustainable development; wind erosion

生态系统防风固沙服务是干旱和半干旱地区生态系统最重要的生态服务功能之一,实施防风固沙工程是抑制和固定风沙区沙尘不被再次移动以实现荒漠化逆转,有利于区域经济和人类福祉的可持续发展^[1]。生态系统防风固沙服务通常从风蚀角度为防风固沙服务提供研究。学术界对风蚀的评估始于 1940 年代,风蚀模型是评估土壤风蚀状况的主要技术手段,包括德克萨斯模型(Texas erosion analysis model, TEAM)^[2-3]、风蚀预报系统(WEPS)^[4-5]、风蚀方程(WEQ)^[6]、修正风蚀方程模型(Revised Wind Erosion Equation, RWEQ)^[7-9]等。由于一些模型主要集中在风蚀发生的可能性,无法评估潜在风蚀量。而大多数学者考虑到 RWEQ 模型具有良好的适用性,涉及气候条件、植被覆盖、土壤易蚀性、土壤结皮、地表粗糙度等综合因素来计算植被造成的沙粒滞留量所发生的风力侵蚀^[10-12]。部分学者不断探索和验证该模型并通过调整参数,利用 RWEQ 模型对宁夏^[7-12]、内蒙古^[13-14]、京津冀^[15-17]等中国干旱半干旱风沙区的风蚀状况进行了评估,取得了良好的效果。

植被是影响防风固沙生态功能的关键指标,也是检验防风固沙区生态保护成效的重要依据^[11]。恢复植被有利于保持土壤水分、改变地表状态,从而降低风蚀发生的潜力^[12]。风蚀的动态变化是自然气候变化和人类活动共同作用的结果,退耕还林使地表覆盖发生显著变化,进而与生态系统服务能力的变化相关度最高^[18]。应用地理探测器模型分析自然和人为因子对宁夏地区防风固沙服务功能空间格局形成及演变过程中的贡献与交互作用^[1]发现土壤类型和植被类型在防风固沙服务功能空间分布格局中发挥最重要的作用。而以归一化植被指数(NDVI)计算植被覆盖度,结合气象要素从不同尺度来评估宁夏灵武白芨滩自然保护区防风固沙功能时^[12],植被覆盖度的增加与研究区的防风固沙服务成正比。朱趁趁等^[14]利用 RWEQ 模型实现土地利用变化对内蒙古荒漠草原的防风固沙能力进行评估。结果表明:土地利用方式以林地恢复、建设用地扩张、不同覆盖度草地转化变化为主对防风固沙服务有一定的增强作用。徐洁等^[19]基于 RWEQ 和 HYSPLIT 模型模拟了生态功能区防风固沙服务和防风固沙服务空间流动路径,从生态系统服务流动的角度建立了生态功能区及其防风固沙服务受益区之间的时空联系。而以往的研究大多是大区域尺度,很少评估土壤风蚀对风沙区边缘地带的影响,而且采用的气象数据精度不够。由于目前风沙边缘地区的气象环境变化、植被恢复与防风固沙能力之间的相互作用机制与如何保证防风固沙服务功能的可持续性还需进一步研究。

基于生态工程的防风固沙、植被恢复、土壤保育等生态功能监测与评价,可为促进地区经济和社会的可持续发展提供实践指导^[20]。在我国土地沙化依然在扩展的趋势下,陕北长城沿线处于毛乌素沙漠的边缘地区,长期受到自然因素和人类活动扰动影响,是最脆弱的生态系统之一^[21]。目前,榆林大地基本上消灭了沙漠化土地现象,在全球沙漠治理的意义上率先实现了荒漠化的逆转。但该地在干旱少雨、生态脆弱的自然条件下,

导致频发干旱和风蚀现象。因此,从生态系统服务的角度探讨植被恢复、气象环境变化与防风固沙服务能力之间相互作用机制以及如何保证防风固沙服务的可持续性。本文研究内容包括:(1)分析陕北长城沿线2000—2018年植被覆盖时空变化。(2)利用RWEQ模型模拟长城沿线生态系统防风固沙服务物理量的时空模式,实现防风固沙服务的量化。(3)利用情景分析评估风蚀因子改变的情况下,植被恢复对防风固沙服务物理量和服务能力的影响。拟解决的关键问题:(1)以定量化研究的结果为长城沿线2000—2018年的风蚀现象的变化情况提供科学依据。(2)探讨风蚀因子改变,植被恢复对风沙边缘地区风蚀量的影响及生态系统防风固沙物质量和能力的影响。明确气象环境改变时,植被恢复与防风固沙服务的作用机制,并推进土地资源的保护和建设,实现可持续高质量发展,也为我国陕北地区防风固沙治理工作进程提供一定的科学参考。

1 研究区及数据源

1.1 研究区概况

陕北长城沿线(图1)位于陕西省最北端,包括定边、靖边、横山、榆阳、神木、府谷六个市县(区)^[21-22],北邻鄂尔多斯草原,西邻宁夏回族自治区。位于 $36^{\circ}45'—39^{\circ}58'N$, $107^{\circ}35'—111^{\circ}29'E$ 之间。作为陕北黄土高原丘陵沟壑区,地处干旱与半干旱地带,地势东低西高、年降水量偏少、土壤类型主要以沙土为主,为风力侵蚀提供了“有利”的发生条件。作为干旱频发区,面临着植被退化、水土流失等生态问题,生态系统脆弱易受人类活动干扰和气候变化的影响。

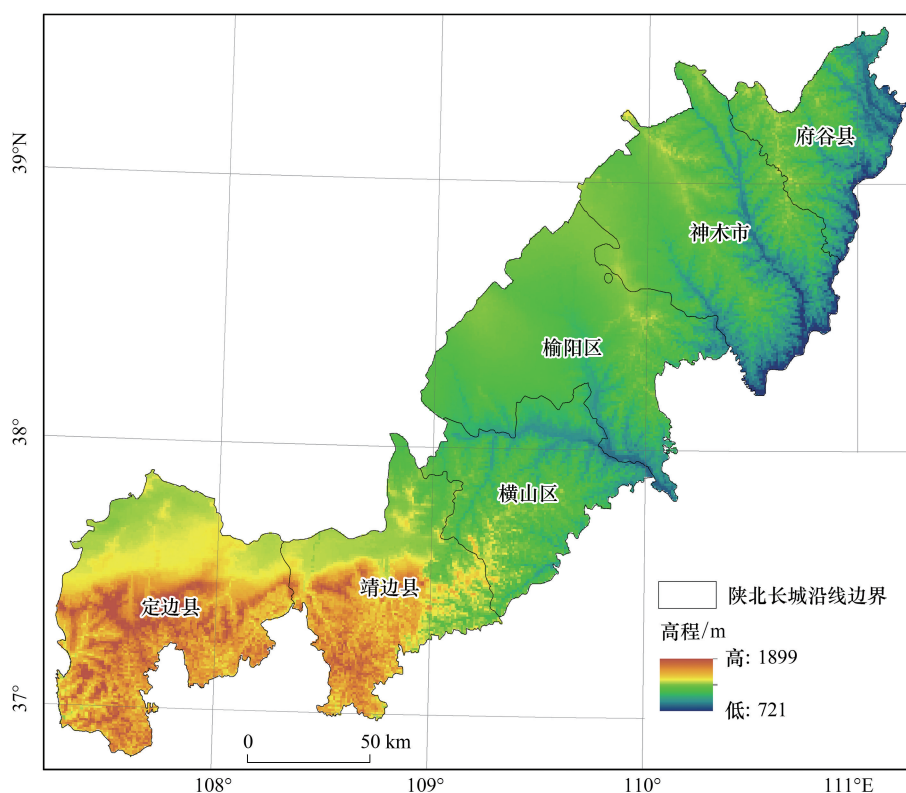


图1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of the study area

1.2 数据来源

本文使用的数据包括NDVI数据、数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)、土壤数据、雪盖数据和气象数据。(1)NDVI数据来源于美国地质勘探局(<http://glovis.usgs.gov/>)数据产品,选用2000—2018年时间段,空间分辨率为1km,利用MRT(MODIS Reprojection Tools)最大合成年数据。(2)DEM数据来源于中国科

学院资源与环境数据云平台 (<http://www.resdc.cn>) 空间分辨率为 1km。(3) 土壤数据和积雪覆盖数据来源于中国科学院旱区寒区科学数据中心 (<http://westdc.westgis.ac.cn>), 土壤数据为世界土壤数据库 (Harmonized World Soil Database, HWSD) 所提供的中国土壤数据为 1:100 万土壤数据库。中国雪深长时间序列数据集提供 1979 年 1 月 1 日到 2020 年 12 月 31 日逐日的中国范围的积雪厚度分布数据, 空间分辨率为 0.25° 。(4) 气象数据 (风速、气温、降水) 来源于时空三级环境大数据平台 (<https://data.tpdac.ac.cn/zh-hans/>) 提供的中国区域地面要素数据集 (China meteorological forcing dataset, CMFD)^[23-25], 该数据时间范围为 1979—2018 年, 时间分辨率为 3 小时, 空间分辨率为 0.1° , 数据格式为 NETCDF 格式, 运用 Python 语言提取出研究区内 349 个规则点气象要素, 大于实际研究区 4 个国家气象站点, 足以从栅格尺度上真实的反映出研究区内风速大于 5m/s 天数;(5) 土壤湿度数据来源于世界气候中心 (<https://www.worldweather.cn/>), 空间分辨率为 0.1° 。最终将所有数据统一为 CGCS_2000_Albers 坐标系, 利用 ArcGIS 平台重采样为 1km 分辨率。

2 研究方法

2.1 Theil-Sen 斜率估算与 M-K 显著性检验结合

为了进一步体现出研究区植被变化的显著性, 采用斜率估算和显著性检验相结合的方法。而 Theil-Sen 斜率估算和 Mann-Kendall 显著性检验是两种非参数检验方法, 目前已经得到广泛的应用^[26]。因其计算效率高, 能够有效地测定时间变化趋势的起始位置, 并具有检测范围广、定量化程度高等优点, 比一元线性回归趋势检验空间变化更为敏感。Theil-Sen 斜率估算通过计算序列中连续两期时间序列数据之间的斜率, 将所有像元的数值对斜率的中值做时间序列的总变化趋势。公式如下:

$$\beta = \text{Median}\left(\frac{x_j - x_i}{j - i}\right), \forall j > i \quad (1)$$

式中, β 是所有数据对斜率的中值。其大小表示平均变化率, 正负表示时间序列的变化趋势。Kendall() 为取中值函数。 x_j 和 x_i 分别表示时间序列中的第 j 项和第 i 项的值。但由于该斜率估算方法不能实现时间序列的趋势显著性判断。通常使用 Mann-Kendall 显著性检验来判断时间序列的趋势显著性。

Mann-Kendall 方法是由彭曼首次提出并使用, 并由 Kendall 进行改进, 对于序列 $X = (X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$ 先确定所有对偶值, 之后比较与检验统计量 S 的大小关系。该方法的原始假设是: H_0 : 时间序列中的数据随机排列, 即不存在显著趋势; H_1 : 时间序列数据存在上升或下降的单调趋势。公式如下:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (2)$$

$$\text{sgn}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1, & x_j - x_i > 0 \\ 0, & x_j - x_i = 0 \\ -1, & x_j - x_i < 0 \end{cases} \quad (3)$$

由于时间序列维度大小不同, 显著性检验统计量的选取有所不同。当时间序列小于 10 时, 直接使用统计量 S 进行双边趋势检验。在给定显著性水平 α 下, 如果 $|S| \geq S_{\alpha/2}$ 则拒绝原假设, 则存在显著趋势。反之则不存在显著性趋势。当时间序列 ≥ 10 时, 统计量 S 近似服从标准正态分布, 可将 S 标准化后得到检验统计量 Z , Z 值计算公式如下:

$$Z = \begin{cases} \frac{S - 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & \text{if } S > 0 \\ 0, & \text{if } S = 0 \\ \frac{S + 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & \text{if } S < 0 \end{cases} \quad (4)$$

$$\text{Var}(S) = \frac{n(n-1)(2n-5) - \sum_{i=1}^m t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad (5)$$

式中, n 是时间序列中数据个数; m 是序列中重复出现的数据组个数; t_i 是第 i 组重复数据组中的重复数据个数。同样, 采用双边趋势检验, 在给定显著性水平 α 下, 在正态分布表中查得临界值 $Z_{1-\alpha/2}$ 。如果 $|Z| \leq Z_{1-\alpha/2}$ 时, 则接受原假设即趋势不显著; 反之, 则相反。

2.2 生态系统防风固沙服务物质质量评价

植被所引起风蚀减少量可视为防风固沙服务的物理量, 其表示在裸土条件下潜在风蚀量与植被覆盖条件下实际风蚀量之间的差^[27]。在充分考虑气候条件、植被覆盖、土壤等要素情况下, 可根据 RWEQ 模型定量评估潜在风蚀量和实际风蚀量。利用两者的差值进行生态系统防风固沙服务物理量的评价^[28]。其计算公式如下:

$$SL_r = \frac{2z}{S_r^2} \times Q_{\max} \times e^{-(z/S_r)^2} \quad (6)$$

$$Q_{\max} = 109.8 \times (WF \times EF \times SCF \times K') \quad (7)$$

$$S_r = 150.71 \times (WF \times EF \times SCF \times K')^{-0.3711} \quad (8)$$

$$SL = \frac{2z}{S^2} \times Q_{\max} \times e^{-(z/S)^2} \quad (9)$$

$$Q_{\max} = 109.8 \times (WF \times EF \times SCF \times K' \times C) \quad (10)$$

$$S = 150.71 \times (WF \times EF \times SCF \times K' \times C)^{-0.3711} \quad (11)$$

$$G = SL_r - SL \quad (12)$$

式中, SL_r 表示单位面积年潜在风蚀量 (kg/m^2); $Q_{\max}$ 为潜在风力最大输沙能力 (kg/m); S_r 为潜在关键地块长度 (m); SL 表示单位面积年实际风蚀量 (kg/m^2); $Q_{\max}$ 为风力最大输沙能力 (kg/m); S 为关键地块长度 (m); G 表示单位面积防风固沙量 (kg/m^2); z 表示下风向距离 (m), 本文计算取 50m; WF 表示风蚀因子 (kg/m); EF 表示土壤可蚀性因子 (无量纲); SCF 表示为土壤结皮因子 (无量纲); K' 表示为土壤粗糙度因子 (无量纲); C 表示植被因子 (无量纲)。具体表达式如下:

风蚀因子 WF 在考虑风速作用的前提下, 还将积雪覆盖对地表的保护和土壤湿度纳入考量, 计算公式为:

$$WF = wf \times (\rho/g) \times SW \times SD \quad (13)$$

$$wf = u_2 (u_2 - u_1)^2 \times N_d \quad (14)$$

式中, wf 表示风力系数 (m/s^3); g 表示重力加速度 (m/s^2), 本文取 $9.8 \text{ m}/\text{s}^2$; ρ 表示空气密度 (kg/m^3), 本文中采用 20°C 时的空气密度值, 即 $1.205 \text{ kg}/\text{m}^3$; SW 表示土壤湿度因子 (无量纲); SD 表示积雪覆盖因子 (无量纲), 即无积雪覆盖的天数与研究总天数之比, 积雪深度小于 25.4 mm 时, 表示无积雪; u_1 为最小起沙风速, 模型中默认为 $5 \text{ m}/\text{s}$; u_2 表示 2 m 高度处的风速 (m/s); N_d 为每月风速超过阈值风速的天数。

土壤可蚀性因子 EF 指在一定土壤理化条件下土壤受风蚀影响大小。土壤结皮因子 SCF 指在一定理化条件下土壤结皮抵抗风蚀能力的大小。其表达式为:

$$EF = \frac{29.09 + 0.31sa + 0.17si + 0.33(sa/cl) - 2.59OM - 0.95\text{CaCO}_3}{100} \quad (15)$$

$$SCF = \frac{1}{1 + 0.0066 (cl)^2 + 0.021 (OM)^2} \quad (16)$$

式中, sa 为土壤砂粒含量 (%); si 为土壤粉粒含量 (%); cl 为土壤粘粒含量 (%); OM 为土壤有机质含量 (%); CaCO_3 为碳酸钙含量 (%). 假定土壤可蚀性因子和土壤结皮因子随时间保持不变, 在应用世界土壤数据库的基础上, 结合陕北长城沿线风沙边缘区土壤质地特征, 参考 RWEQ 模型内嵌土壤资料表, 计算出土壤可蚀性因子和土壤结皮因子。

地表粗糙度因子 K' 是由地形引起的土地表面粗糙程度对土壤风蚀的影响, 公式如下:

$$K' = \cos\alpha \quad (17)$$

式中, α 表示为坡度。

植被因子 C 表示一定的植被覆盖对土壤风蚀的抑制程度, 公式如下:

$$C = e^{-0.0483(FVC)} \tag{18}$$

$$FVC = \frac{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \tag{19}$$

式中, FVC 代表植被覆盖度(%), $NDVI_{veg}$ 和 $NDVI_{soil}$ 分别表示植被覆盖的最大和最小值。本文利用植被指数法, 基于像元二分模型计算得出 95% 和 5% 的累积频率对应下的植被覆盖最大和最小值^[29—30]。

生态系统防风固沙服务功能可以表明植被的实际固沙的能力^[31]。利用研究区面积, 定量化出防风固沙物理量, 以此来评估区域生态系统防风固沙服务能力的大小。计算公式为:

$$Q_{SR} = 10 \times G \times A \tag{20}$$

$$A_{SR} = Q_{SR} / A \tag{21}$$

式中, Q_{SR} 为研究区防风固沙量(t/a); A 为研究区面积(hm^2); A_{SR} 为生态系统防风固沙能力(t/hm^2)。

3 结果与分析

3.1 Theil-Sen 斜率估算与 M-K 检验

采用 Theil-Sen 斜率估算和 M-K 显著性检验相结合的方法, 利用 NDVI 数据得到的陕北长城沿线风沙边缘区植被变化情况(图 2)。结果表明: 2000—2018 年研究区内 98.74% 的区域植被变化表现为改善。其中, 约有 90.34% 植被覆盖区域的植被状况呈现出显著改善。结合哨兵二号影像数据对比来看, 榆阳区、神木市等因城市扩展, 导致植被出现退化。不显著改善集中表现在定边县占比较大, 说明风沙边缘地区的植被还需进一步保护。

虽然 Theil-Sen 斜率估算和 M-K 检验方法有计算效率高、检测范围广、定量化程度高等优点, 比一元线性回归趋势检验空间变化更为敏感。但本文检测到的陕北长城沿线风沙边缘地区植被变化空间分布模式与基于一元线性回归分析方法检测到的植被空间变化模式大体上一致。

3.2 风蚀模型因子时空格局

3.2.1 风蚀因子结果

从表 1 可以看出, 2000—2018 年风蚀因子呈现出减少-增多-减少的趋势, 且风蚀因子均值从 24.02m/s 波动式降至 12.26m/s, 整体上相对减小。在 2010 年风蚀因子均值达到最大, 为 74.13m/s, 2005 年最低, 为 6.32m/s。从各点大于 5m/s 的数值和天数来看, 2010 年相对多于其他年份, 致使 2010 年的风蚀因子出现最大值。

表 1 2000—2018 年风蚀因子变化

Table 1 Changes of wind erosion factors from 2000 to 2018

年份 Year	最大值/(kg/m) Maximum value	最小值/(kg/m) Minimum value	平均值/(kg/m) Average	年份 Year	最大值/(kg/m) Maximum value	最小值/(kg/m) Minimum value	平均值/(kg/m) Average
2000	72.85	2.28	24.02	2015	61.89	0	17.17
2005	44.94	0	6.32	2018	38.62	0	12.26
2010	277.44	0	74.13				

在空间分布来看(图 3), 风蚀因子分布差异明显, 且风蚀因子高值分布在榆阳区和神木县周边。对比分析, 2010 年较其他年份差异性更为显著。在 2005 年定边县风蚀因子高于其他五个县区, 统计分析这是由于当年定边县周边气象要素点大于起沙风速阈值的天数和个数偏多。

3.2.2 土壤及地形因子结果

土壤可蚀性因子表征土壤抵抗侵蚀能力的大小, 土壤对风蚀作用敏感程度越大, 可蚀性越高。陕北长城

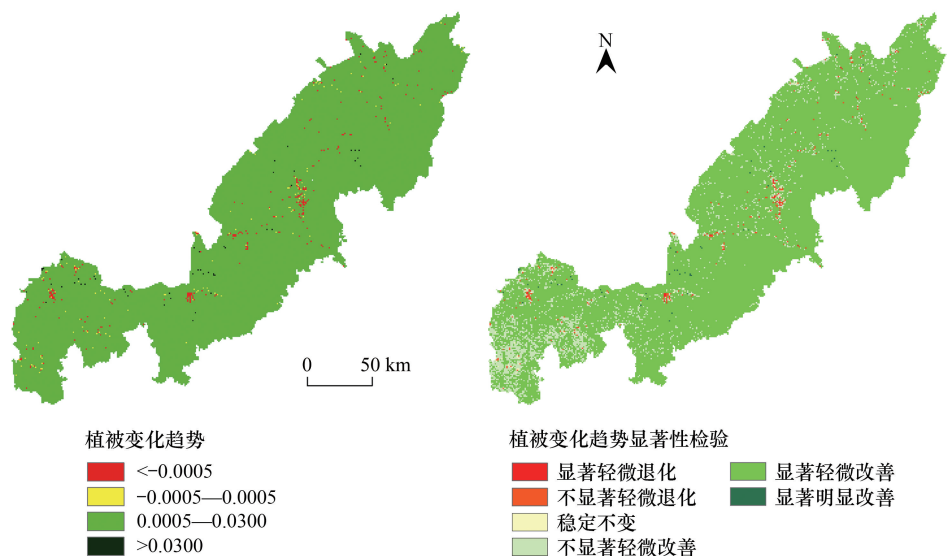


图2 2000—2018年植被变化趋势及显著性检验

Fig.2 Vegetation change trend and significance test from 2000 to 2018

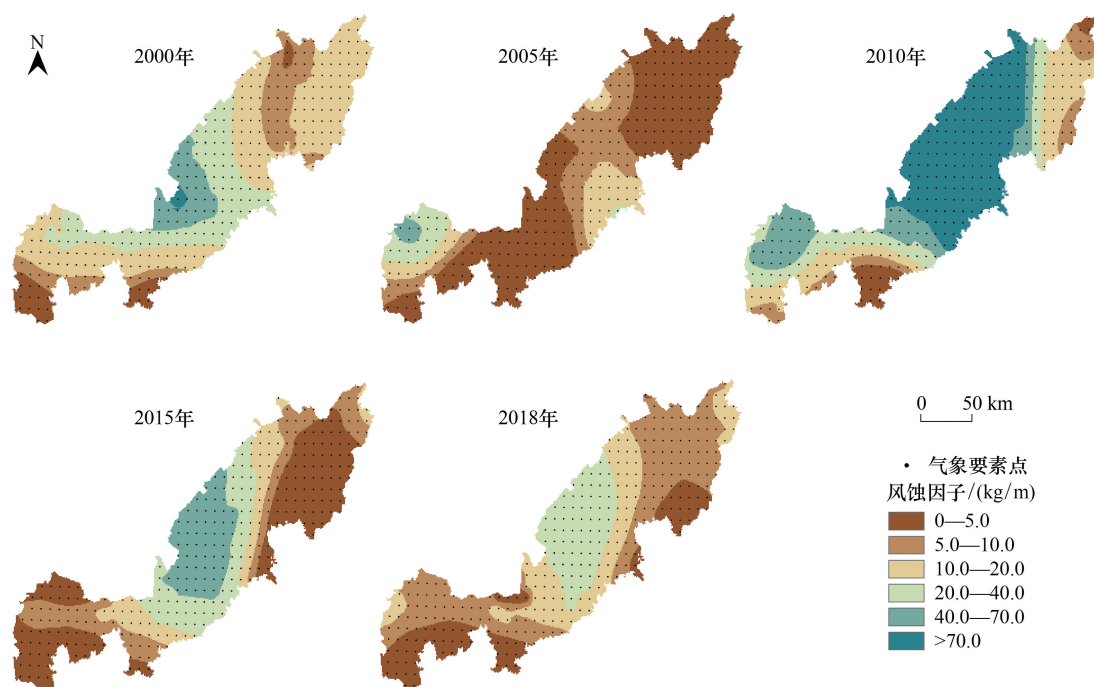


图3 2000—2018年风蚀因子空间分布

Fig.3 Spatial distribution of wind erosion factors from 2000 to 2018

沿线风沙边缘区 EF 取值(图4)在 0.26—0.61, 平均值为 0.48。在空间分布上, 榆阳地区土壤对风蚀作用较敏感, EF 取值较高, 而定边县和府谷县 EF 取值较低。从土壤理化性质出发, 红砂土的 EF 值最高, 这是因为其沙粒含量达 88% 以上, 容易发生风蚀现象。潜育土 EF 值最低且为 0.266, 因其粘粒和有机质含量达到 43.7% 相比于其他土壤类型不易起沙。

土壤结皮因子与土壤易受风力侵蚀威胁成反比, 即土壤表层结皮越坚固, 土壤结皮因子 SCF 值越大, 土壤越不易受到风蚀威胁。整个研究区 SCF 的取值(图4)在 0.06—1.00, 平均值为 0.56。 SCF 越高抵抗风蚀能

力越差。从空间分布来看,SCF 高值分布在长城沿线分割线以北,与内蒙古毛乌素沙漠相邻且抵抗风蚀能力较差。从土壤理化性质来看,红沙土粘粒含量和有机质含量最低,导致 SCF 最高,为 0.837,抗风蚀能力最差。始成土的粘粒和有机质含量相对较高,SCF 最低,说明其抗风蚀能力最强,不易发生风蚀。

地表粗糙度因子 K' 反映了地形对风蚀强度大小的影响。长城沿线 K' (图 4) 取值范围为 0.004—1.00, 均值为 0.65。空间分布上,长城沿线分割线以北地表粗糙度占大部分,主要分布在定边县北部、靖边县、榆阳区、神木县。根据海拔高度和地形来看,定边县和靖边县海拔北低南高,榆阳区、神木县西北高东南低,且两两县区高值区和低值区相近,造成地表粗糙度高,更易于侵蚀的发生。且定边县和靖边县南部山地海拔较高和起伏较大,不利于侵蚀的发生。

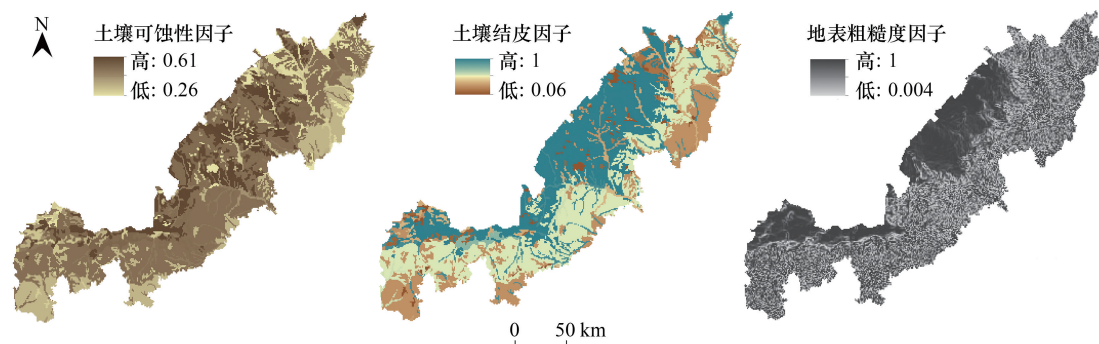


图 4 土壤因子分布

Fig.4 Distribution of soil factors

3.2.3 植被因子结果

植被因子表征植被对风蚀抑制程度的大小,植被生长越好对风蚀的抑制程度越大进而影响生态系统防风固沙能力。研究区 C 因子取值范围为 0.007—1.00, 植被整体呈现好转趋势但均值呈轻微下降趋势,局部存在波动。空间分布上(图 5), C 因子较高值主要分布在神木市和榆阳区等地,表现出易被风力侵蚀, C 因子较低值则相反。

3.3 防风固沙物质量及时空格局

3.3.1 潜在与实际风蚀时空变化

潜在风蚀能够反映出土壤可能的最大风蚀量,即土壤风蚀危害的“危险程度”。从表 2 可看出,2000—2018 年潜在风蚀量在 4569.18—64164.44 万 t, 2010 年达到潜在风蚀量峰值, 2005 年最少。与 2000 年相比, 2018 年减少了 13160.93 万 t。可见陕北长城沿线土壤风蚀危害的“危险程度”在呈波动式降低。与 2000 年相比, 2018 年平均单位面积潜在风蚀量下降了 $3.92\text{kg}/\text{m}^2$, 总体呈“减少-增加-减少”的波动式变化。2000—2018 年实际风蚀量在 1056.31—24211.89 万 t, 在 2010 年达到实际风蚀量峰值(24211.89 万 t), 2005 年最少。与 2000 年相比, 2018 年增加了 894.94 万 t。与 2010 年相比, 2018 年减少了 20161.58 万 t, 平均单位面积风蚀量减少了 $6.0\text{kg}/\text{m}^2$, 减少幅度较大, 整体呈“减少-增加-减少”的变化特点。

2000—2018 年潜在风蚀出现显著的空间差异性。根据各个因子空间分布, 在风蚀因子分布较大、地表较粗糙、土壤结皮较大的地区潜在风蚀强度最为剧烈且变化幅度最为明显, 如榆阳区和神木市。而定边县、靖边县和府谷县潜在风蚀强度较轻。实际风蚀年际空间变化上, 也存在明显的物质量变化。依据水利部《土壤风蚀分类标准(SL190—2007)》将土壤风蚀分为微度($<200\text{t}/\text{a}$)、轻度($200—2500\text{t}/\text{a}$)、中度($2500—5000\text{t}/\text{a}$)、强烈($5000—8000\text{t}/\text{a}$)、极强烈($8000—15000\text{t}/\text{a}$)、剧烈($>15000\text{t}/\text{a}$)^[32—33]。根据分类统计, 微度土壤风蚀面积增加了 16.16%, 轻度风蚀面积减少了 15.94%, 2010 年强烈、极强烈、剧烈风蚀面积占比最大, 与此对应该年的风蚀因子最大, 导致风蚀现象严重。2010 到 2018 年, 风蚀因子逐渐减小, 土壤风蚀强度也逐渐有了明显的改善。定边县、靖边县和府谷县微度风蚀强度占比较多; 榆阳区和神木市潜在风蚀最为剧烈且变化幅度最为

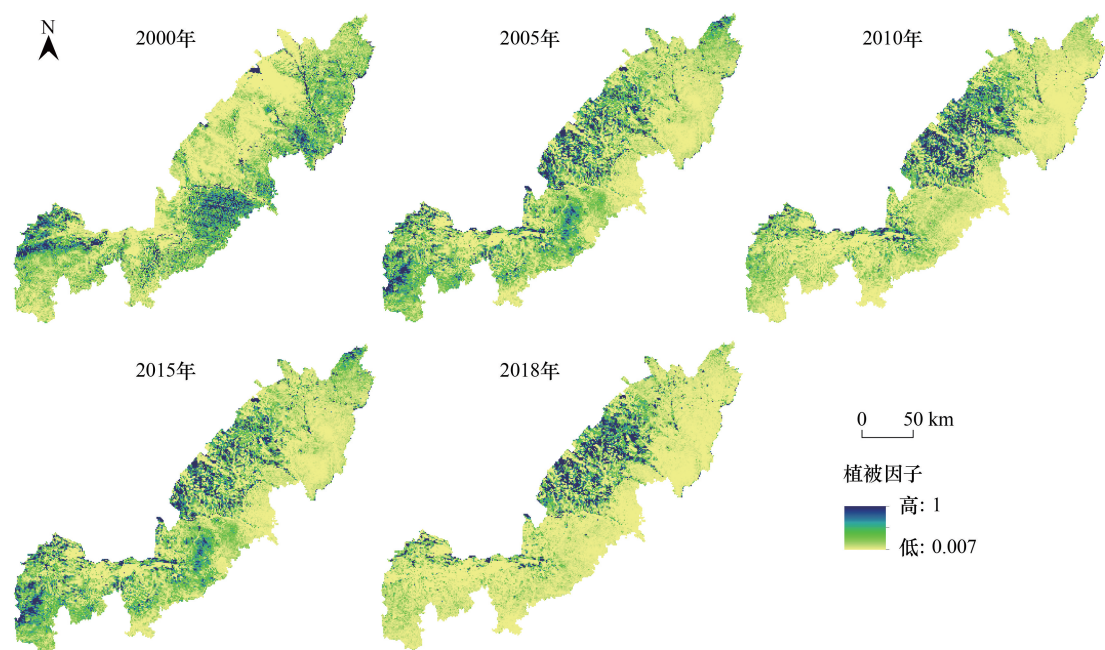


图 5 2000—2018 植被因子
Fig.5 The vegetation factor from 2000 to 2018

明显,也是单位面积实际风蚀量较严重的区域(图 6)。从时间统计和空间分布比较来看,每年的潜在风蚀量>防风固沙量>实际风蚀量,说明在最大危害程度内,防风固沙服务发挥明显作用。而从整体情况来看,在 2000—2018 年陕北长城沿线防风固沙治理过程中,土壤风蚀现象已得到显著遏制。相比于潜在风蚀,实际风蚀多考虑植被因子,由于其他因固定不变,主要是风蚀和植被因子对风蚀的影响最密切。

表 2 2000—2018 年防风固沙物质量统计/(kg/m²)
Table 2 Quality statistics of wind prevention and sand fixation materials from 2000 to 2018

类别 Types	项目 Item	年份 Year				
		2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
潜在风蚀 Potential wind erosion	单位面积年最大值	51.45	36.07	60.86	45.25	30.94
	单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	单位面积年平均值	7.52	1.36	19.11	6.04	3.60
	总量/万 t	25252.71	4569.18	64164.44	20293.98	12091.78
实际风蚀 Actual wind erosion	单位面积年最大值	47.05	32.20	60.86	45.11	29.67
	单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	单位面积年平均值	0.94	0.31	7.21	1.96	1.21
	总量/万 t	3155.37	1056.31	24211.89	6593.25	4050.31
防风固沙 Wind prevention and sand fixation	单位面积年最大值	50.98	35.69	60.73	45.09	30.92
	单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	单位面积年平均值	6.54	1.03	11.98	4.05	2.38
	总量/万 t	21944.56	3461.06	40206.75	13592.92	7987.44

3.3.2 防风固沙服务物质量时空变化

潜在与实际风蚀差值表征土壤风蚀模数(单位面积防风固沙物理量)。研究表明:防风固沙物质量从 2000 年的 21944.56 万 t 减少到 2018 年的 7987.44 万 t。2010 年变化波动增长较大且达到最大固沙量。依据

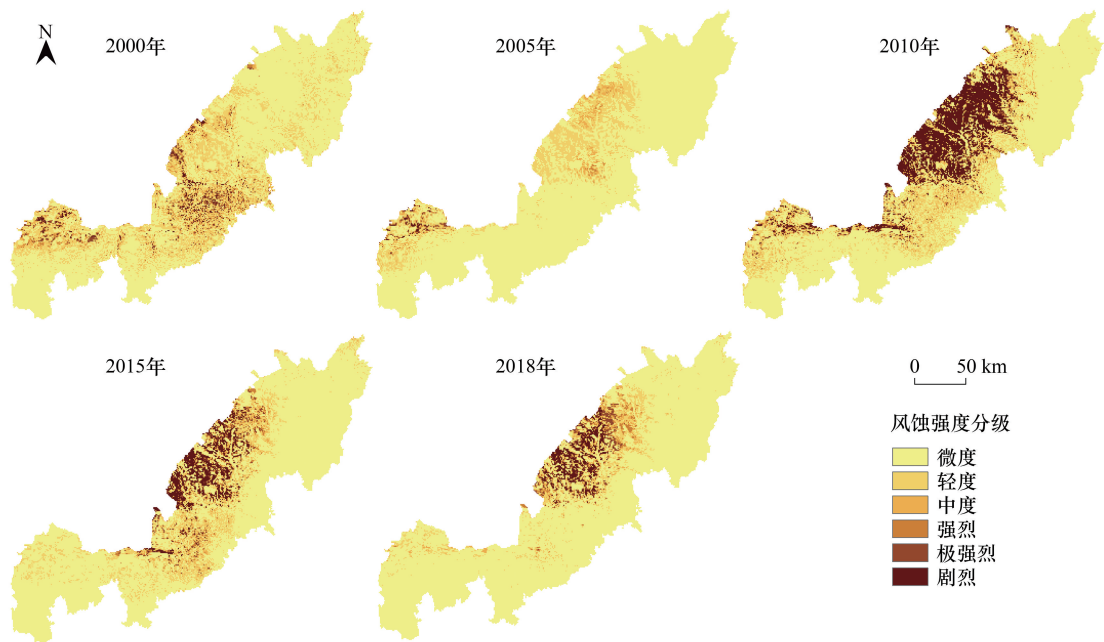


图 6 2000—2018 年风蚀强度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of wind erosion intensity from 2000 to 2018

张彪等^[31]将防风固沙服务能力 A_{SR} 分为: 低值区 ($A_{SR} \leq 5\text{t}/\text{hm}^2$)、较低区 ($5 \leq A_{SR} \leq 20\text{t}/\text{hm}^2$)、一般区 ($20 \leq A_{SR} \leq 60\text{t}/\text{hm}^2$)、较高区 ($60 \leq A_{SR} \leq 120\text{t}/\text{hm}^2$) 和高值区 ($A_{SR} \geq 120\text{t}/\text{hm}^2$)。从防风固沙服务能力分区统计来看, 如表 3 所示, 2000—2018 年生态系统防风固沙服务能力高值区和较高值区出现减小-增多-减小的变化特点, 且整体上是减小的趋势, 且对比观察不同年份的防风固沙强度的分布规律即存在相似又存在差异。长城沿线生态系统防风固沙服务能力表现出明显的空间异质性, 防风固沙服务能力高值区主要集中在神木市和榆阳区, 如图 7 所示。根据模型分析, 如果风蚀因子偏大且植被因子降低, 即风场强度增加导致防风固沙量显著减少。风速的不稳定性会导致风蚀因子结果出现较大偏差, 进而对防风固沙服务的空间分布变化产生较大的影响。在抑制土壤风蚀现象发生的基础上, 固沙能力也在减小, 后期需要加以重点保护植被。

表 3 2000—2018 年防风固沙能力空间分布/ km^2

Table 3 Spatial distribution of wind prevention and sand fixation capacity from 2000 to 2018

	分区 Zoning	年份 Year				
		2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
防风固沙能力	高值区	6549	737	11135	4111	1988
Wind prevention and sand	较高区	2336	490	3212	2562	1883
fixation capacity	一般区	5372	3061	4518	4158	5408
	较低区	6640	5439	4165	4750	7015
	低值区	12578	23848	10545	17994	17281

3.4 植被恢复对土壤风蚀及防风固沙服务影响

为了进一步探究风蚀因子变化, 植被恢复对风蚀现象及生态系统防风固沙服务的影响, 利用情景模拟法, 以最小(2005 年)、最大风蚀(2010 年)因子为基准, 分设两种情景(即情景 1 和 2)。由于计算潜在风蚀时没有考虑到植被覆盖, 其他因子固定不变, 即: 2005 年的潜在风蚀为情景 1 条件下的潜在风蚀, 2010 年的潜在风蚀为情景 2 条件下的潜在风蚀。从物质定量化分析角度出发(表 4), 横向对比情景 1 得出: 最小风蚀因子情

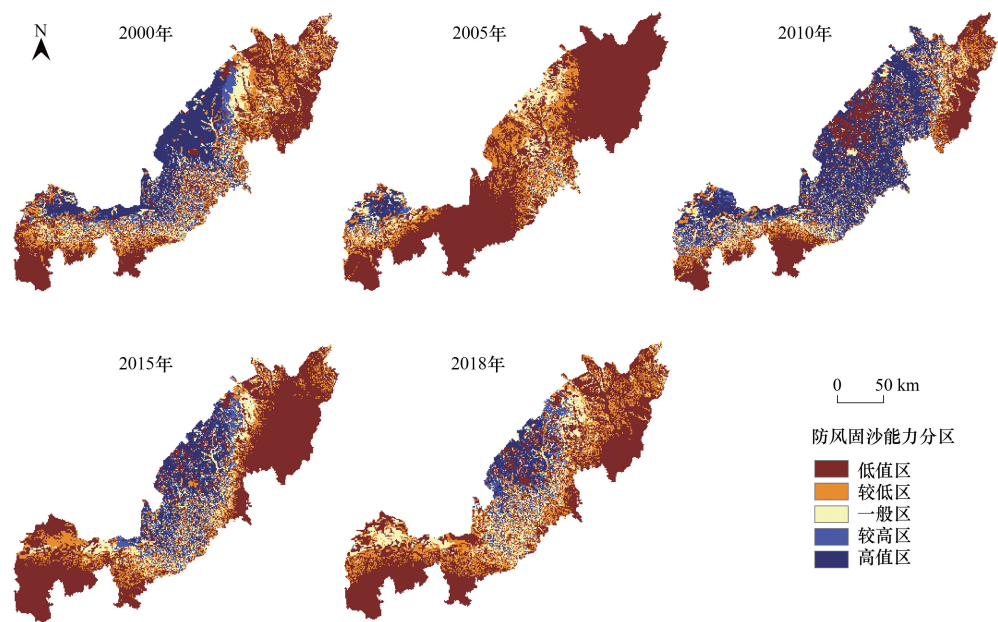


图 7 2000—2018 年防风固沙能力空间分布

Fig.7 Spatial distribution of wind prevention and sand fixation capacity from 2000 to 2018

表 4 2000—2018 年分情景下防风固沙物质量统计/(kg/m²)

Table 4 Quality statistics of wind prevention and sand fixation under different scenarios from 2000 to 2018							
	类别 Types	项目 Item	年份 Year				
			2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2018 年
情景 1 Scenario 1	实际风蚀	单位面积年最大值	35.38	32.20	34.52	33.65	33.48
		单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		单位面积年平均值	0.32	0.31	0.28	0.33	0.25
		总量/万 t	1066.56	1056.31	956.01	1104.19	825.38
	防风固沙	单位面积年最大值	35.41	35.69	35.46	35.59	35.62
		单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		单位面积年平均值	1.03	1.03	1.06	1.02	1.10
		总量/万 t	3449.60	3461.06	3563.04	3408.06	3703.58
情景 2 Scenario 2	实际风蚀	单位面积年最大值	60.86	60.86	60.86	60.86	60.86
		单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		单位面积年平均值	3.5	7.69	7.21	7.64	6.75
		总量/万 t	11764.29	25807.78	24211.89	25648.76	22649.44
	防风固沙	单位面积年最大值	60.73	60.73	60.73	60.73	60.73
		单位面积年最小值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		单位面积年平均值	15.54	11.51	11.98	12.68	12.43
		总量/万 t	52175.12	38648.90	40206.75	42569.73	41720.75

况下,植被长时间序列恢复,植被因子降低,抵抗风蚀能力增强,实际风蚀量从 1066.56 万 t 减少到 825.38 万 t,相比减少了 241.18 万 t,防风固沙量在逐年提升的同时防风固沙服务能力也显著提升。与情景 1 相比,情景 2 中风蚀因子的改变使得土壤风蚀量从 2000 年的 11764.29 万 t 波浪式增加到 2018 年的 22649.44 万 t,说明植被不再是影响风蚀的主要因素,计算风蚀因子的土壤湿度、风力系数等因子的改变使得地表更不易抵抗风蚀。但纵向对比情景 1 和 2:随着风蚀因子的显著变化,土壤风蚀危害的“危险程度”达到最大(潜在风蚀),以 2000 年为例,实际风蚀量从 1066.56 万 t 显著增长到 11764.29 万 t,防风固沙量从 3449.6 万 t 变到 52175.12。由此可见:其他因素不变,气象条件恶劣的情况下,极易发生土壤风蚀。但两种情境下的每年防风固沙量>实际风蚀量,利用植被固沙的效果也越来越明显,生态系统防风固沙服务功能也在增加。

空间分布上(图 8),在风蚀因子条件下(情景 1),植被恢复,2000—2018 年风蚀现象逐渐退化。在最大风

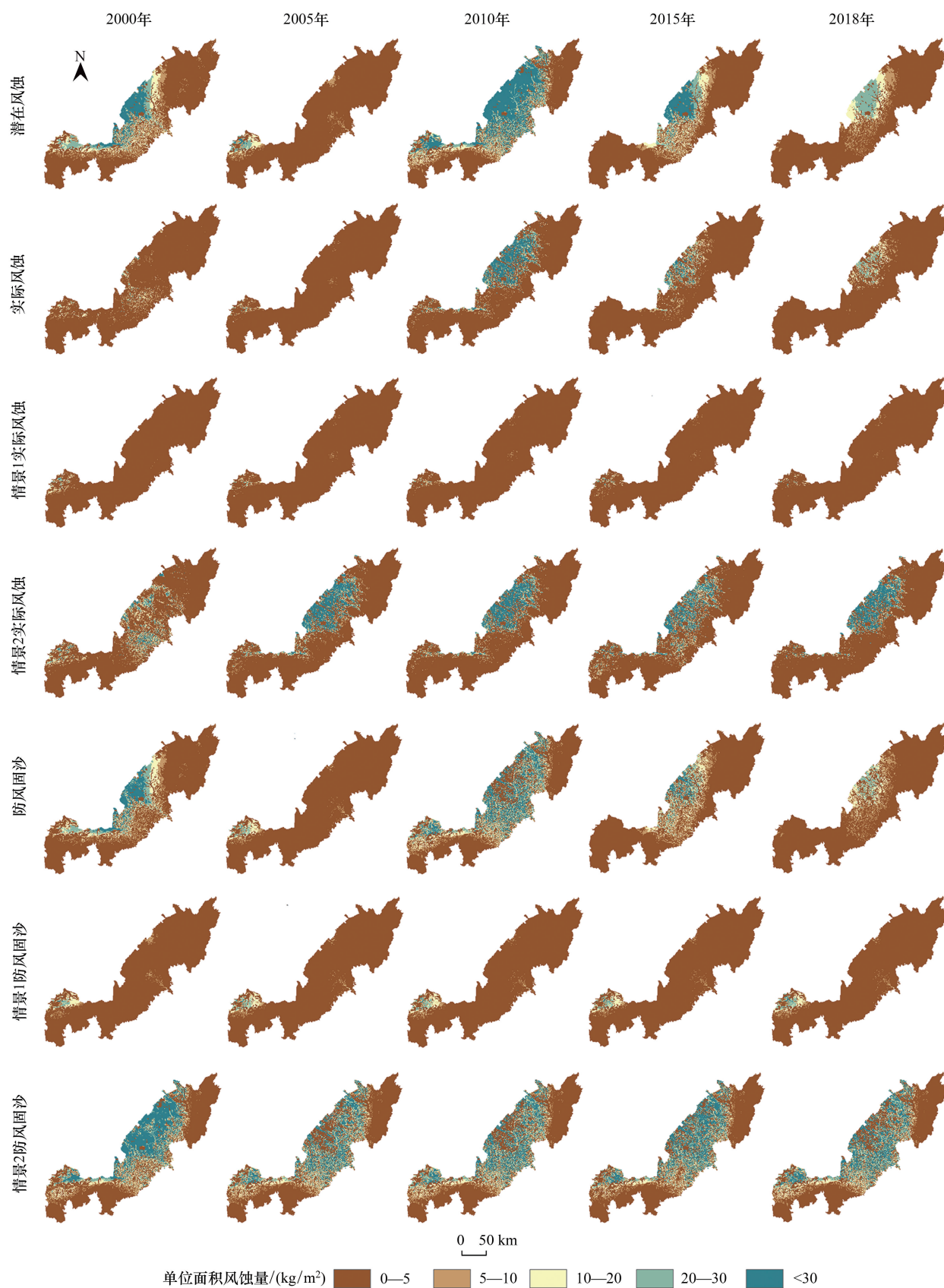


图 8 分情境下风蚀空间分布

Fig.8 The amount of wind erosion under different scenarios

蚀因子下(情景2),造成风蚀现象严重,且主要集中在榆阳区和神木县,导致定边县和靖边县受到殃及。这四个县区的防风固沙量也出现明显差异。可见风蚀因子是主导土壤风蚀的主导因素。整体来看:采取“锁绿”来防沙治沙是最为有效的,且随着风蚀因子的改变水土流失治理成效越为明显,生态系统防风固沙服务能力也越强。植被恢复对长城沿线的土壤风蚀起到有效的抑制,对生态系统防风固沙服务起到了一定的增强作用。但风蚀因子中风速属于不可防控的气象因素,只能依靠恢复植被来增强生态系统防风固沙能力。

4 结论

本文基于 RWEQ 模型分析了陕北长城沿线防风固沙服务物理量的时空模式,实现风沙边缘地区生态系统防风固沙服务的量化,并评估风蚀和植被因子变化下对生态系统防风固沙服务物理量和服务能力的影响。得到以下结论:(1)通过分析 2000—2018 年陕北长城沿线六个县区年际 NDVI 的时空变化,风沙区内植被呈明显增加趋势;(2)2000—2018 年整个风沙区实现了从“沙进人退”到“绿进沙退”的转变,土壤风蚀危害的“危险程度”也在逐步降低,实际风蚀和生态系统防风固沙总量 2005 年和 2010 年分别为 4569.18 万 t 和 64164.44 万 t,且潜在风蚀量>防风固沙量>实际风蚀量,生态系统防风固沙服务发挥显著作用。(3)利用情景变化定量分析,探索植被恢复可以一定程度上抑制风蚀现象。在最小风蚀因子情况下,不受外力条件变化,植被防风固沙服务的作用发挥不明显,且一定程度抑制风蚀现象的发生。风蚀因子改变加重研究区的土壤风蚀,植被所发挥的生态系统防风固沙服务越为明显。而两因子相结合(即实际情况下的风蚀量),风蚀因子占主导地位,对土壤风蚀和防风固沙量影响作用较大。不论是真实情况还是分情景下的风蚀,生态系统防风固沙服务空间差异显著,榆阳区和神木市的土壤风蚀现象最为严重,也是生态系统防风固沙服务物质和能力高值集中区。总之,恢复植被是实现区域性荒漠化逆转和改善生态系统防风固沙服务与能力的必要条件,恢复植被不仅可以减少土壤风蚀,也可以增强生态系统防风固沙服务能力。

5 讨论

(1)当前土壤风力侵蚀的定量化验证还存在一定的困难。实测的土壤风蚀量是开展研究结果验证的基础,由于没有实测的土壤风蚀量数据,无法对利用模型模拟的实际风蚀量结果进行验证,后续可进一步采用沙尘暴发生频率来验证本文的可靠性。鉴于此,文中利用情景模拟法可以间接进行验证,对比分析植被恢复对风蚀现象有一定的遏制作用,与刘硕等^[16]的研究结果一致。在改变风力因子时,风蚀现象依旧明显,植被发挥的生态系统防风固沙服务也显著提高。

(2)提高模型的优化性。在实现陕北长城沿线 2000—2018 年生态系统防风固沙量以及服务能力,由于实测气象站点少,而采用中国区域地面要素数据集,但该数据集时间范围限制,未能及时做到最新年份;考虑到该数据集时间分辨率较大,且有 349 个规则分布的点,在选用空间分辨率时采用 1km 空间分辨率,但对于土壤风蚀研究而言,1km 分辨率足以反映其空间差异。在实现雪盖因子计算的过程中,计算的是年积雪覆盖天数的概率,得到年尺度风蚀量。在后期研究细化时间尺度,从月尺度考虑生态系统防风固沙物质和服务能力。

(3)本文的研究结论仅从生态系统防风固沙量和服务能力角度出发,在情景 1 条件下植被的固沙作用效果不明显,但在最大风蚀因子条件下,植被对抑制风沙吹动,防风固沙效果越来越明显。三种情景每年的潜在风蚀量>防风固沙量>实际风蚀量。风蚀因子增大,潜在风蚀增加、实际风蚀增加、防风固沙量增加,生态系统防风固沙服务功能也增强。这与治沙研究者提出防沙治沙、植树造林工程以来的预想一致。从“沙进人退”到“绿进沙退”的转变是数十年治沙的功劳,“榆林绿”锁住了毛乌素沙地。作为自然地貌,毛乌素沙地不是真的消失,只是流动沙丘全部得到固定。但这些治理成果还属人工干预,尚需加快沙区生态系统的正向演替,实现自我循环发展,从根本上改变沙区生态面貌。

本文研究特色在于:采用中国区域地面要素数据集,更好的实现长城沿线风蚀因子的空间分布。但还存

在不足之处:在考虑土壤理化性质随时间不发生变化的情况下,但实际情况中,由于陕北长城沿线六个县区耕地面积占比较大,长期使用化肥致使土壤理化性质发生轻微改变,导致文章实验结果的可靠性存在一定的误差,土壤理化性质的改变对土壤风蚀具有一定的影响,对风沙区土壤理化性质的测定研究也是今后的研究的一个重要科学问题。在可控的人为范围内,做好治沙工程,坚持不懈地防沙治沙、植树造林使得生态环境持续改善,为榆林经济社会的快速发展提供了强有力的基础保障。

参考文献(References):

- [1] 张玥,许端阳,王子玉,张晓宇. 2000—2015 年锡林郭勒盟防风固沙服务功能变化驱动因素分析. 生态学报, 2021, 41(2): 603-614.
- [2] Gregory J M, Wilson G R, Singh U B, Darwish M M. TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. Environmental Modelling & Software, 2004, 19(2): 205-215.
- [3] Hagen L J. Erosion by wind: Modeling. Encyclopedia of Soil Science. 2nd ed, London: Taylor and Francis publishers, 2010.
- [4] Zhang J Q, Zhang C L, Chang C P, Wang R D, Liu G. Comparison of wind erosion based on measurements and SWEEP simulation: a case study in Kangbao County, Hebei Province, China. Soil and Tillage Research, 2017, 165: 169-180.
- [5] Ali S M, Ullah Z, Mokryani G, Khan B, Hussain I, Mehmood C A, Farid U, Jawad M. Smart grid and energy district mutual interactions with demand response programs. IET Energy Systems Integration, 2020, 2(1): 1-8.
- [6] Jaafarpour M, Khani A. Evaluation of the nurses' job satisfaction, and its association with their moral sensitivities and well-being. Journal of Clinical and Diagnostic Research, 2012, 6(10): 1761-1764.
- [7] 王洋洋,肖玉,谢高地,徐洁. 基于 RWEQ 的宁夏草地防风固沙服务评估. 资源科学, 2019, 41(5): 980-991.
- [8] Seo I W, Lim C S, Yang J E, et al. An overview of applicability of WEQ, RWEQ, and WEPS models for prediction of wind erosion in lands. Korean Journal of Agricultural Science, 2020, 47(2): 381-394.
- [9] Chi W F, Zhao Y Y, Kuang W H, He H L. Impacts of anthropogenic land use/cover changes on soil wind erosion in China. Science of the Total Environment, 2019, 668: 204-215.
- [10] 贺倩,戴晓爱. 基于 RWEQ 的三江源地区防风固沙与 NPP 研究. 湖北农业科学, 2019, 58(10): 45-50.
- [11] 胡玲,孙聪,范闻捷,刘海江,任华忠,崔要奎. 近 20 年防风固沙重点生态功能区植被动态分析. 生态学报, 2021, 41(21): 8341-8351.
- [12] 宋超,余琦殷,王瑞霞,王萍,王俊,马瑞,崔国发. 基于植被覆盖度的宁夏灵武白芨滩自然保护区防风固沙功能时空变化研究. 生态学报, 2021, 41(8): 3131-3143.
- [13] 迟文峰,白文科,刘正佳,党晓宏,匡文慧. 基于 RWEQ 模型的内蒙古高原土壤风蚀研究. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1024-1033.
- [14] 朱趁趁,龚吉蕊,杨波,张子荷,王彪,矢佳昱,岳可欣,张魏圆. 内蒙古荒漠草原防风固沙服务变化及其驱动力. 生态学报, 2021, 41(11): 4606-4617.
- [15] 巩国丽,要玲,任丽霞,段菲菲. 京津风沙源区生态保护与建设工程对防风固沙服务功能的影响. 水土保持通报, 2020, 40(5): 181-188.
- [16] 刘硕,李品,冯兆忠. 京津冀防风固沙植被生态修复研究进展与对策. 生态学杂志, 2019, 38(1): 267-274.
- [17] 张彪,王爽,李庆旭,谢高地. 基于防风固沙服务空间流动的区域关联度——以京津风沙源治理工程区为例. 资源科学, 2020, 42(5): 969-979.
- [18] 潘梅,陈天伟,黄麟,曹巍. 京津冀地区生态系统服务时空变化及驱动因素. 生态学报, 2020, 40(15): 5151-5167.
- [19] 徐洁,肖玉,谢高地,王洋洋,江源,陈文辉. 防风固沙型重点生态功能区防风固沙服务的评估与受益区识别. 生态学报, 2019, 39(16): 5857-5873.
- [20] 洪光宇,吴建新,苏雅拉巴雅尔,王晓江,李卓凡,王云霓,高孝威,史晓燕. 毛乌素沙地退耕还林工程灌木林生态系统服务功能评价. 内蒙古林业科技, 2019, 45(4): 22-28.
- [21] 李登科,郭锐,何慧娟. 陕北长城沿线风沙区植被指数变化及其与气候的关系. 生态学报, 2007, 27(11): 4620-4629.
- [22] 张建成. 榆林长城沿线风沙区春玉米超高产集成栽培技术. 安徽农学通报, 2010, 16(15): 87-89.
- [23] 阳坤,何杰. 中国区域地面气象要素驱动数据集(1979—2018). 国家青藏高原科学数据中心, 2019.
- [24] Yang, K, He, J, Tang, W, Qin J, Cheng cck. On downward shortwave and longwave radiations over high altitude regions: Observation and modeling in the Tibetan Plateau. Agricultural and Forest Meteorology, 2009, 150(1): 38-46.
- [25] He J, Yang K, Tang W, Lu H, Qin J, Chen Y, Li X. The first high-resolution meteorological forcing dataset for land process studies over China. Scientific Data, 2020 7(1), 1-11.
- [26] 王巨. 基于时序 NDVI 植被变化检测与驱动因素量化方法研究——以河西地区为例[D]. 兰州: 兰州大学, 2020.
- [27] Xu J, Xiao Y, Xie G D, Wang Y Y, Jiang Y. How to guarantee the sustainability of the wind prevention and sand fixation service: an ecosystem service flow perspective. Sustainability, 2018, 10(9): 2995.
- [28] 刘军会,马苏,高吉喜,邹长新,王晶晶,刘志强,王丽霞. 区域尺度生态保护红线划定——以京津冀地区为例. 中国环境科学, 2018, 38(7): 2652-2657.
- [29] 张成才,姜洋,李颖,姬兴杰,董萌佳. 基于像元二分模型的伏牛山地区植被覆盖度变化. 水土保持研究, 2020, 27(3): 301-307.
- [30] 闫洋,彭建,李刚勇,黄菲. 基于像元二分模型法反演新疆天然草原植被覆盖度变化. 草食家畜, 2020(6): 63-68.
- [31] 张彪,王爽. 锡林郭勒盟风沙源治理区防风固沙功能变化评估. 生态与农村环境学报, 2020, 36(3): 291-299.
- [32] 邹学勇,张春来,程宏,亢力强,吴晓旭,常春平,王周龙,张峰,李继峰,刘辰琛,刘博,田金鹭. 土壤风蚀模型中的影响因子分类与表达. 地球科学进展, 2014, 29(8): 875-889.
- [33] 朱青,周自翔,刘婷,白继洲. 黄土高原植被恢复与生态系统土壤保持服务价值增益研究——以延河流域为例. 生态学报, 2021, 41(7): 2557-2570.