

DOI: 10.5846/stxb201905231065

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.

Zhu C C, Gong J R, Yang B, Zhang Z H, Wang B, Shi J Y, Yue K X, Zhang W Y. Changes of windbreak and sand fixation services and the driving factors in the desert steppe, Inner Mongolia. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(11): 4606-4617.

内蒙古荒漠草原防风固沙服务变化及其驱动力

朱趁趁, 龚吉蕊*, 杨波, 张子荷, 王彪, 矢佳昱, 岳可欣, 张魏圆

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

摘要:荒漠化是内蒙古荒漠草原面临的最严重的生态环境问题之一, 而风蚀则是造成土地退化的主要因素。采用修正风蚀方程 (Revised wind erosion equation, RWEQ) 定量评估了内蒙古荒漠草原 2000 和 2017 年的固沙量, 并结合土地利用、降水、风速、植被覆盖度数据分析了该区域防风固沙服务的影响因素。结果表明: 内蒙古荒漠草原的防风固沙服务表现出明显的空间异质性, 不同土地利用类型提供的防风固沙服务有所差异, 其中高覆盖度草地的固沙量相对较高。总体来说, 2000 年固沙量与降水、风速、植被覆盖度均为正相关, 2017 年固沙量与降水为负相关, 与风速和植被覆盖度为正相关。2000—2017 年内蒙古荒漠草原固沙物质总量增幅为 53.95%, 其中 9.65% 来源于土地利用变化区域, 土地利用方式发生变化的面积占研究区总面积的 5.6%。2000—2017 年土地利用变化以林地的恢复、建设用地的扩张以及不同覆盖度间草地的转换为主。2000—2017 年, 风力因子的分布模式对防风固沙服务的空间分布变化的影响较大。总的来说, 土地利用变化对内蒙古荒漠草原的防风固沙服务有一定的增强作用, 防风固沙服务的空间分布在时间上的变化主要受气候因子的影响。

关键词:荒漠草原; 防风固沙; 土地利用; 降水; 风速; 植被覆盖度

Changes of windbreak and sand fixation services and the driving factors in the desert steppe, Inner Mongolia

ZHU Chenchen, GONG Jirui*, YANG Bo, ZHANG Zihe, WANG Biao, SHI Jiayu, YUE Kexin, ZHANG Weiyan

Key Laboratory of Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: Desertification is one of the most serious ecological and environmental problems in the desert steppe, Inner Mongolia, and wind erosion is the main factor causing land degradation. In this paper, the Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) was used to quantitatively evaluate the amount of sand fixation in desert steppe of Inner Mongolia in 2000 and 2017. The influencing factors of windbreak and sand fixation service in this area were analyzed based on land use, precipitation, wind speed and vegetation data. The results showed that the windbreak and sand fixation services of desert grasslands in Inner Mongolia presented obviously spatial heterogeneity, and the windbreak and sand fixation services provided by diverse land use types were different. Among them, the amount of sand fixation in high-coverage grasslands was relatively high. In general, in 2000, the amount of sand fixation was positively correlated with precipitation, wind speed, and vegetation coverage, while in 2017, the sand fixing amount was negatively correlated with precipitation and positively correlated with wind speed and vegetation coverage. The results showed that the total amount of sand fixation increased by 53.95% from 2000 to 2017, of which 9.65% originated from land use changed areas, and the area of land use change accounted for 5.6% of the total area of the study area. The land use change type in 2000—2017 was mainly consist of the restoration of forest land, the expansion of construction land and the conversion of grassland between different cover degrees.

基金项目:国家重点研发计划课题(2016YFC0500502); 国家自然科学基金面上项目(41571048)

收稿日期:2019-05-23; **网络出版日期:**2021-04-06

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

From 2000 to 2017, the distribution pattern of wind factors had a greater impact on the spatial distribution of windbreak and sand fixation services. In summary, land use change has a certain enhancement effect on the windbreak and sand fixation services of desert grasslands in Inner Mongolia, and the changes of the spatial distribution of the services are mainly affected by climate factors.

Key Words: desert steppe; windbreak and sand fixation; land use; precipitation; wind speed; vegetation coverage

土壤作为一种不可再生资源,为陆地上广泛的生物多样性提供基本材料,并为人类社会提供商品、服务和资源,对维持地表生态系统的正常运行至关重要^[1-2]。土壤侵蚀不仅造成表土流失和土壤质量退化,还会导致河流淤积、水污染、空气污染等次生环境问题的产生^[3]。其中风蚀作为中国北方干旱半干旱地区的重要环境问题,是引起该地区土地退化和制约可持续发展的主要原因,受到了研究者的广泛关注^[4-7]。

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,在所有人类活动中,土地利用/土地覆盖变化与生态系统提供生态系统服务能力的变化最为相关^[8-9]。作为风蚀的主要动力,近地面风通过移除表土来强烈的影响风蚀过程,张等人^[10]应用风洞实验和数值模拟发现近地面风速的减缓可以显著减弱同一植被覆盖下的风蚀^[11]。降水可以直接影响土壤含水量,土壤水分在土壤颗粒间产生张力,增强颗粒间的粘结力,降低土壤的可侵蚀性,最终提高土壤表面抗风蚀能力^[12]。而在内蒙古荒漠草原,强风和干燥松散的土壤表面之间的相互作用可能会导致严重的侵蚀^[13]。植被通常被认为是保护土壤表面免受侵蚀的关键因素,有利于保持土壤水分,改变地表粗糙度,降低风速或增加阈值风速,从而降低风蚀潜力^[12]。相比于裸地,有植被覆盖的土壤不仅有助于通过根部的机械加固提高土壤强度,还能通过蒸散作用影响土壤系统的持留能力^[14]。有研究表明,植被覆盖率低于 20% 几乎不会降低土壤表面的风速,而超过约 60%,土壤侵蚀基本停止^[15]。在相同植被覆盖率下,不同植被覆盖类型间表面粗糙度、冠层结构的差异对土壤的抗侵蚀能力有显著影响^[16-17]。在风蚀危害严重和土地利用/覆盖发生变化的地区,土地利用、气候和风蚀之间的相互作用可能相当复杂。而以往的研究主要集中在驱动侵蚀过程的应力之一,且大多基于风洞模拟,集中在沿海和内陆沙漠地区,很少在半干旱地区的荒漠草原进行^[10]。因此,目前荒漠草原区土地利用、气候变化与区域防风固沙能力之间的相互作用机制尚不清楚。

内蒙古荒漠草原处于荒漠与典型草原的过渡地带,是最脆弱的生态系统之一,对气候变化和人类扰动都十分敏感^[18-19]。低降雨量、频繁的干旱和强风使该地区经常发生严重的沙尘暴,长期遭受严重的土壤侵蚀,具有发生荒漠化的潜在风险^[5,20]。但同时内蒙古荒漠草原作为中国北部的生态屏障,又在防风固沙等方面起着无可替代的作用^[21]。因此,本研究以内蒙古荒漠草原为研究区,采用修正风蚀方程(Revised wind erosion equation, RWEQ)量化该地区 2000—2017 年防风固沙能力变化及其与气候、植被盖度和土地利用/覆盖的关系,以支持综合决策,为提出控制该地区荒漠化所需的长期解决办法提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古中西部的荒漠草原地带。荒漠草原是典型草原向荒漠过渡的地带性植被类型,主要分布于内蒙古高原中部,其地域范围东起苏尼特,西至乌拉特区,北与蒙古人民共和国荒漠草原相连,南抵阴山北麓低丘陵,整体上以狭长带状呈东北至西南方向分布,是中国北方草原的重要组成部分,约占中国北方草原的 34.7%^[22](图 1)。该地区属干旱大陆性气候,年降水量 100—300mm,年平均气温约 3—9℃,棕钙土为荒漠草原的地带性优势土壤,随着湿润度的增加,土壤类型由淡棕钙土、棕钙土逐渐过渡为栗钙土,土壤肥力较低,有机质含量一般低于 2%。荒漠草原群落组成单一,由于气候条件恶劣,植物生长较差,草群稀疏矮小,总盖度 15%—35%^[18]。植物主要是多年生旱生丛生小禾草,并有一定数量的旱生、强旱生小半灌木或小灌木组

成。在气候进一步变干的情况下,草原群落中旱生小半灌木的作用逐渐增强^[23]。

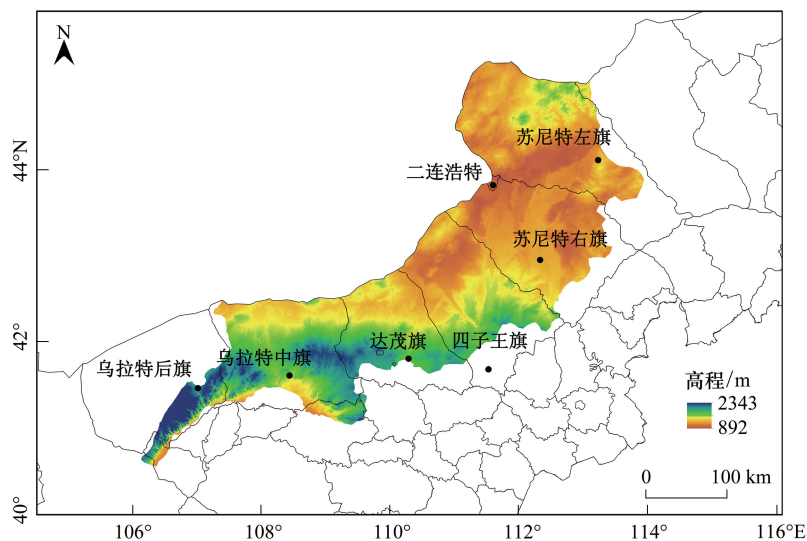


图1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of study area

1.2 数据与方法

1.2.1 数据来源与处理

本研究采用的数据包括气象数据、遥感数据、土壤数据以及土地利用数据。其中气象数据(包括风速、降水、温度等)来源于中国气象科学数据共享网(<http://data.cma.cn>),并在 ArcGIS 中采用 Kriging 方法进行插值;遥感数据来源于美国国家航空航天局(NASA),使用中分辨率成像光谱仪(MODIS)时间序列 NDVI (Normalized Vegetation Index)数据集(MOD13Q1 产品)(<https://modis.gsfc.nasa.gov/>),分辨率为 250m。所用数据具体序列为 MOD13Q1. A2000193、MOD13Q1. A2000209、MOD13Q1. A2000225、MOD13Q1. A2000241、MOD13Q1. A2017193、MOD13Q1. A2017209、MOD13Q1. A2017225、MOD13Q1. A2017241。并在 MRT (Modis Reprojection Tool) 中进行拼接,在 ENVI 中对数据进行校正,采用最大合成法(MVC)得到半月 NDVI 数据^[24];土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/default.aspx>),分辨率为 30m,本文中的土地利用分类采用中国土地利用/覆盖遥感监测数据分类系统,其中林地包括有林地、灌木林、疏林地以及其它林地,草地包括高覆盖度草地、中覆盖度草地及低覆盖度草地;高覆盖度草地指覆盖度>50%的天然草地、改良草地和割草地,中覆盖度草地指覆盖度在>20%—50%的天然草地和改良草地,低覆盖度草地指覆盖度在 5%—20%的天然草地。土壤属性数据来源于寒区旱区科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn/>),基于世界土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集(V1.2)。本文中制图与分析均以 250m 分辨率为基础进行。

1.2.2 防风固沙服务量化方法

植被引起的风蚀量的减少可以看作是防风固沙服务的物理量,以裸露土壤条件下潜在风蚀量与植被覆盖条件下实际风蚀量的差值表示^[25]。本研究选取修正风蚀方程(RWEQ)作为风蚀量的计算工具估算内蒙古荒漠草原生态系统潜在风蚀 $S_{L潜}$ 和实际风蚀量 S_L ,以两者之差 G 表示固沙量^[26]。固沙量计算公式如下:

$$G = S_{L潜} - S_L \quad (1)$$

$$S_{L潜} = \frac{2z}{S_{潜}^2} Q_{max潜} e^{-(z/s)^2} \quad (2)$$

$$S_{潜} = 150.71 (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K')^{-0.3711} \quad (3)$$

$$Q_{\max\text{潜}} = 109.8(WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K') \quad (4)$$

$$S_L = \frac{2z}{S^2} Q_{\max} e^{-(z/s)^2} \quad (5)$$

$$S = 150.71 (WF \cdot EF \cdot SCF \cdot K' \cdot C)^{-0.3711} \quad (6)$$

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

式中, G 为固沙量($\text{t km}^{-2} \text{a}^{-1}$); $S_{L\text{潜}}$ 为裸土条件下的土壤风蚀量($\text{t km}^{-2} \text{a}^{-1}$); S_L 为有植被覆盖下的实际土壤风蚀量($\text{t km}^{-2} \text{a}^{-1}$); $Q_{\max}$ 为风力的最大输沙能力($\text{t km}^{-2} \text{a}^{-1}$); S 为关键地块长度(m); Z 为下风向最大风蚀出现距离(m); WF 为气象因子; EF 为土壤可蚀性因子; SCF 为土壤结皮因子; K' 为地表糙度因子; C 为植被覆盖因子。各因子计算方法如下。

(1) 气象因子

气象因子即风速、温度及降雨等各类气象因子对风蚀综合影响的反映^[26],其表达式如下:

$$WF = Wf \cdot \frac{\rho}{g} \cdot SW \cdot SD$$

$$Wf = \frac{\sum_{i=1}^N u_2 (u_2 - u_1)^2 \cdot N_d}{N}$$

$$SW = \frac{ET_p - (R + I) \frac{R_d}{N_d}}{ET_p}$$

式中, WF 为气象因子; Wf 为风力因子(m/s^3); SW 为土壤湿度因子; SD 为雪盖因子; g 为重力加速度(m/s^2); ρ 为空气密度(kg/m^3); u_2 为距地面 2m 处的风速(m/s); u_1 为距地面 2m 处的起沙风速(m/s); N_d 为风速测定周期的天数(一般为 15d); N 为测定周期内风速的测定频率(一般为 500)。由于从气象站获取的风速为距地面 10m 高处的每日数据,因此采用“七分之一定律”对不同高度的风速进行转换,并以日均风速和日最大风速进行降尺度拟合^[27-28]。 ET_p 为潜在蒸发量(mm); $R+I$ 为降雨和灌溉总量(mm); R_d 为降雨和灌溉天数。

(2) 土壤可蚀性因子

土壤可蚀性因子大小与土壤质地有关,其表达式如下:

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

式中, sa 为土壤粗砂含量(%); si 为土壤粉砂含量(%); 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(%)。

(3) 土壤结皮因子

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

式中, cl 为土壤粘粒含量(%); OM 为土壤有机质含量(%)。

(4) 植被因子

植被覆盖因子表示一定植被条件对风蚀的抑制程度,其表达式如下:

$$C = e^{-0.0483(SC)}$$

式中, SC 为植被覆盖度(%)。

(5) 地表糙度因子

地表糙度因子是由地形所引起地表粗糙程度对风蚀影响的反映,其表达式如下

$$K' = e^{(1.86K_r - 2.41K_r^{0.934} - 0.127C_m)}$$

$$K_r = 0.2 \frac{(\Delta H)^2}{L}$$

$$L = \begin{cases} 516 \text{ km}^2 \text{ 内地势起伏度} < 150\text{m} \\ 10150 < 16 \text{ km}^2 \text{ 内地势起伏度} < 600\text{m} \\ 5016 \text{ km}^2 \text{ 内地势起伏度} > 600\text{m} \end{cases}$$

式中, K_r 为地形糙度因子; C_r 为随机糙度因子 (本文中取 0); L 为地势起伏参数; ΔH 为距离 L 内的海拔高程差。

1.2.3 统计分析

以 2000、2017 年土地利用图为基础, 在 ArcGIS 中利用叠加分析功能对 2000—2017 年各土地利用类型间的转换进行统计并制图。并统计 2000、2017 年不同土地利用类型的平均防风固沙量。采用双变量局部空间自相关分析降水、风速和植被覆盖度与固沙量间的空间相关性。双变量空间自相关分析得到 Moran's I 指数及 LISA 集聚图。Moran's I 指数在 $[-1, 1]$ 之间, Moran's $I > 0$ 代表变量间呈正相关, Moran's $I < 0$ 代表变量间呈负相关, Moran's $I = 0$ 代表没有通过显著性检验, 变量间表现为空间随机分布。LISA 集聚图按照变量间的局部空间相关性分为 High-High (高高型)、Low-Low (低低型)、High-Low (高低型)、Low-High (低高型)、Not Significant (非显著相关型)。其中 High-High 和 Low-Low 型为正相关, High-Low 和 Low-High 为空间负相关^[29]。

2 结果

2.1 防风固沙服务的时空变化

内蒙古荒漠草原的防风固沙服务表现出明显的空间异质性。2000 年区域防风固沙量均值为 14.63 t/hm^2 , 服务高值主要集中于研究区南部及东南部, 而西南部的防风固沙服务较低 (图 2)。2017 年区域防风固沙量

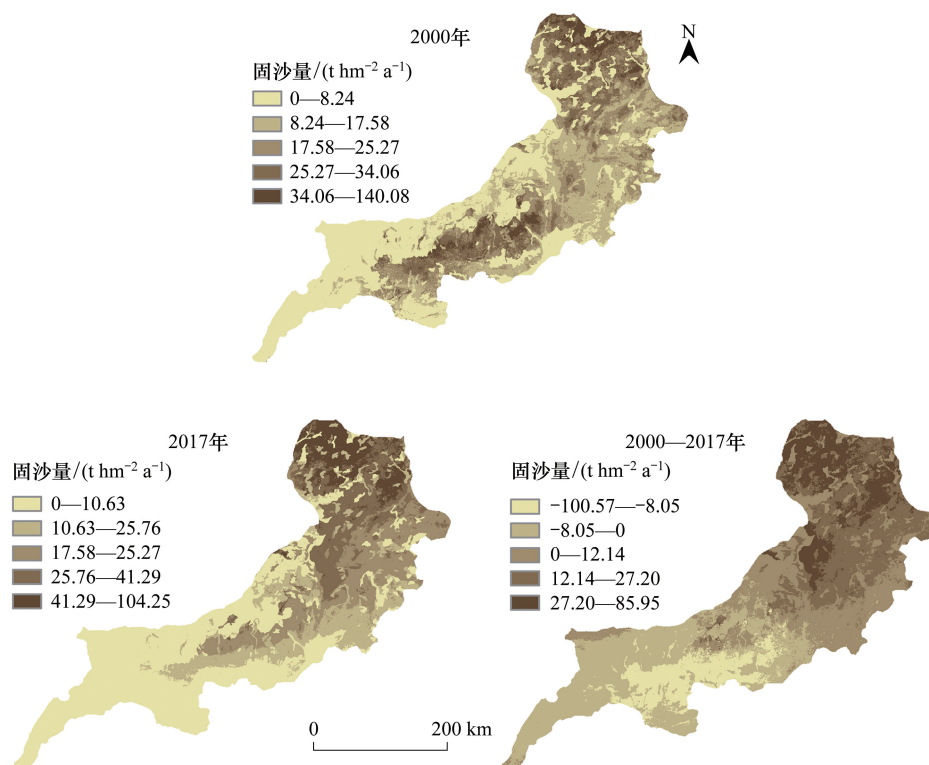


图 2 2000、2017 年防风固沙服务空间分布

Fig.2 Spatial distributions of sand fixation in 2000 and 2017

均值为 $22.53\text{t}/\text{hm}^2$, 防风固沙服务热点主要分布于研究区东南部, 冷点分布于研究区西南部。2000—2017 年, 区域防风固沙服务整体表现出升高的趋势, 固沙物质总量增幅为 53.95%, 其中防风固沙服务提高的区域主要分布在研究区东南部。不同土地利用类型提供的防风固沙服务也有所差异, 草地在该区域防风固沙中起主要作用。2000 和 2017 年草地的固沙物质量分别占区域总固沙量的 87.9% 和 89.2%, 其中高覆盖度草地的平均防风固沙量在两年中均最高。2000 年, 各土地利用类型的平均防风固沙量大小依次为高覆盖度草地>林地>中覆盖度草地>建设用地>耕地>低覆盖度草地>未利用地>水体, 2017 年, 该序列为高覆盖度草地>中覆盖度草地>建设用地>低覆盖度草地>未利用地>水体>林地>耕地 (图 3)。2000—2017 年间, 各土地利用类型的平均防风固沙量除耕地、林地、水体降低外其余均有所增加。

2.2 土地利用时空变化

草地为研究区的主要土地利用方式, 约占该区域总面积的 84%。其中高覆盖度草地主要分布在研究区东南部, 中部为中覆盖度和低覆盖度草地, 西南部主要为未利用地及低覆盖度草地 (图 4)。2000—2017 年, 土地利用类型的转换主要发生在不同覆盖度的草地和未利用地之间。总的来说, 土地利用方式发生变化的面积占研究区总面积的 5.6%, 其中林地、高覆盖度草地、低覆盖度草地、水体、建设用地面积表现出不同程度的扩张, 其增幅分别为 74.11%、8.55%、1.74%、1.85%、63.07%。耕地、中覆盖度草地和未利用地面积呈减少趋势, 其变化幅度分别为 -4.41%、-3.36%、-1.16%。其中高覆盖度、低覆盖度草地和建设用地面积的增加均主要来源于中覆盖度草地, 林地面积的增加主要来源于耕地和草地, 草地整体呈现出净转出的特征 (图 5)。2000—2017 年, 土地利用类型的转换主要发生在研究区中部和东北部, 其中东北部主要为未利用地与中、低覆盖度草地以及高覆盖度草地与低覆盖度草地之间的转换, 中部主要为不同覆盖度草地之间的转换。在土地利用发生变化的区域, 其固沙量的变化占研究区总固沙量变化的 9.65% (图 6)。

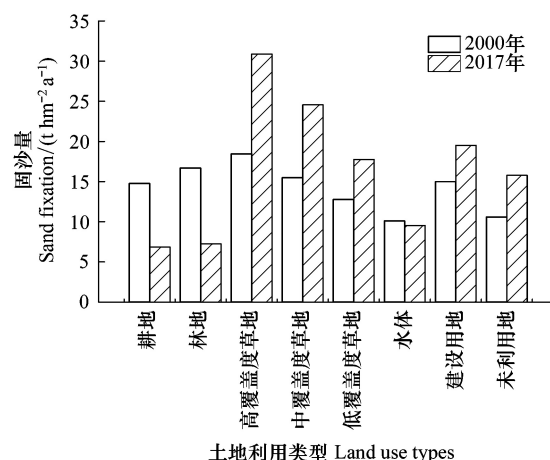


图 3 2000、2017 不同土地利用类型的平均防风固沙服务

Fig.3 Zonal average sand fixation in 2000 and 2017 in different land use types

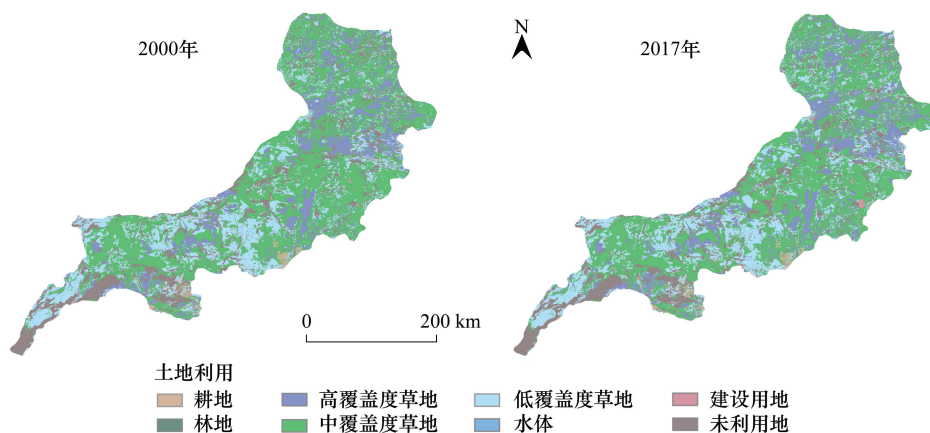


图 4 研究区 2000、2017 年土地利用/覆盖

Fig.4 Zonal land use/cover in 2000 and 2017

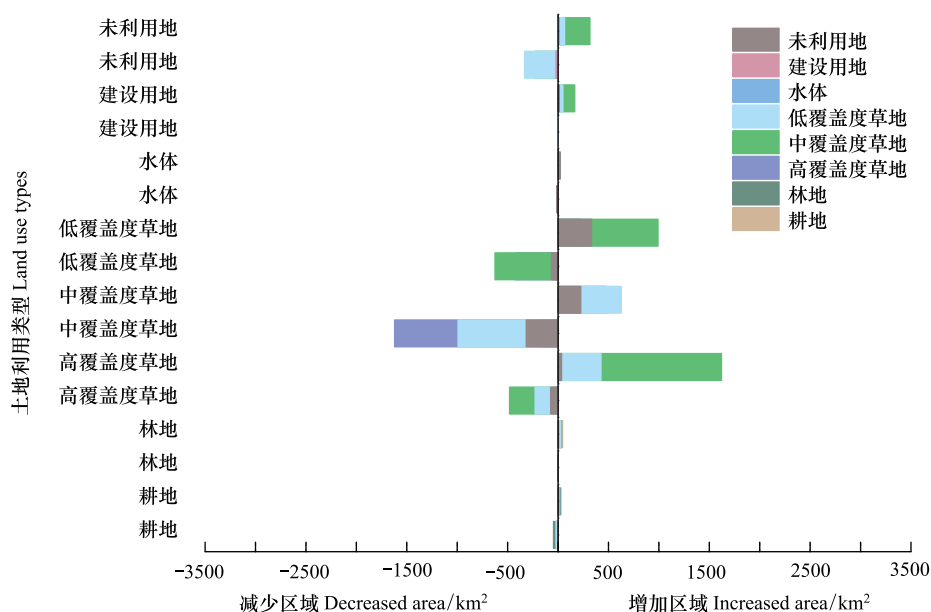


图5 2000—2017 年土地利用/覆盖变化

Fig.5 Transformation of land use/cover from 2000 to 2017

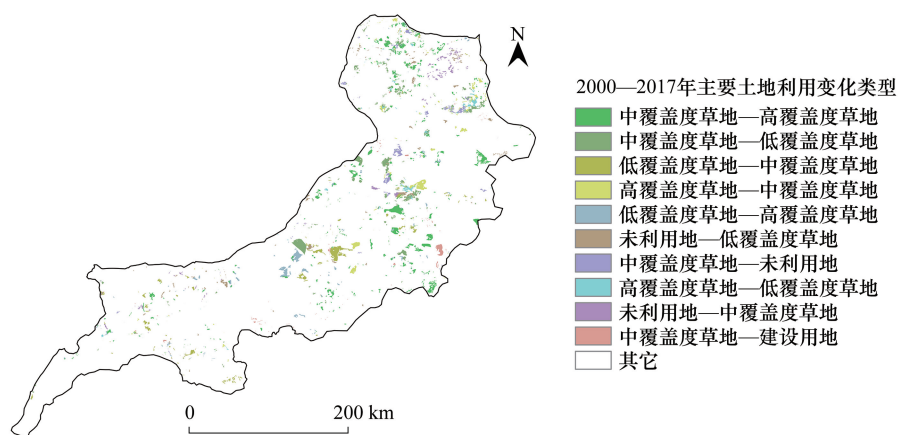


图6 2000—2017 年土地利用/覆盖变化空间分布

Fig.6 Spatial distribution of land use/cover transformation from 2000 to 2017

2.3 防风固沙服务与气候因子及植被覆盖度间的关系

研究区内年平均降水量呈现出从东南到西北递减的趋势,2000、2017 区域年平均降水量分别为151.88 mm、139.56mm(图7)。研究区内年平均风速从东北到西南递减,2000、2017 年区域年平均风速分别为3.42m/s、3.72m/s。由表1可知,2000 年降水、风速及植被覆盖度均与固沙量表现为正相关,其中植被覆盖度与固沙量间的相关性较强。2017 年降水与固沙量间为负相关,风速、植被覆盖度与固沙量间为负相关,其中风速与固沙量间的相关性较强。从双变量局部 LISA 图来看,降水量与固沙量的空间相关性在研究区东北部以 Low-High 型为主,在研究区西南部以 Low-Low 型为主,而在研究区东南部主要由 High-High 型及 High-Low 型组成(图8)。风速与固沙量的空间相关性在两年间发生了较大变化,其中 2017 年风速与固沙量的空间关系以 High-High 型和 Low-Low 型为主,分别分布在研究区东北部和西南部(图8)。植被覆盖度与固沙量的空间关系中 High-High 型和 Low-Low 型分别分布在研究区东北部和西南部,Low-High 型的分布从研究区中部向

东北部转移(图8)。。

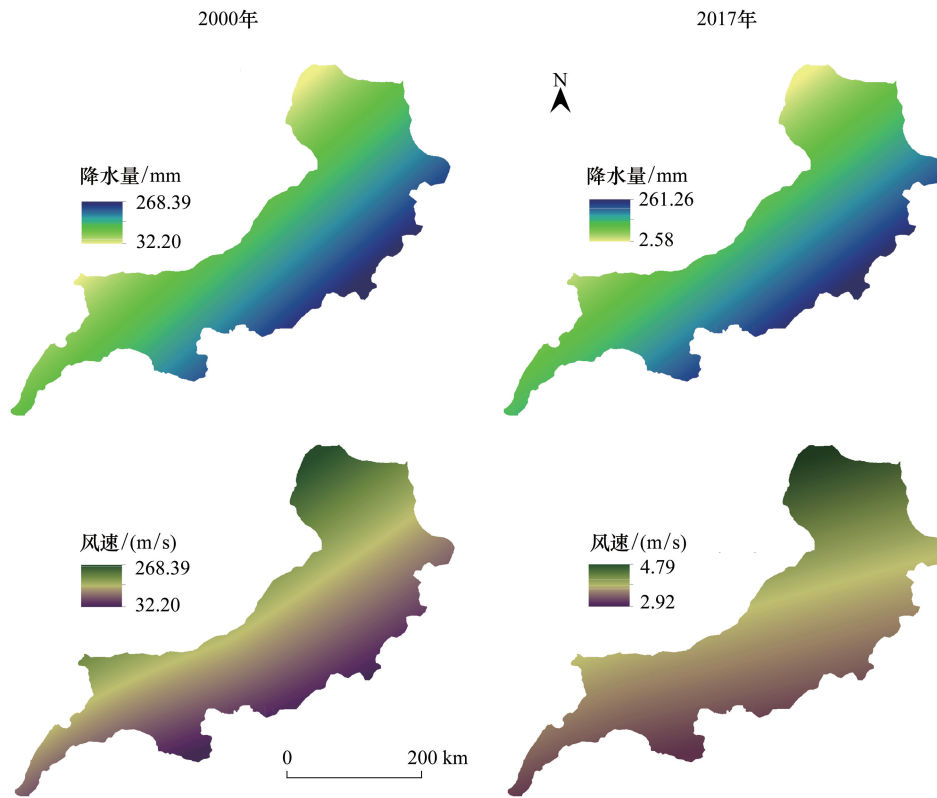


图7 2000、2017 年平均降水量和年均风速空间格局
Fig.7 Spatial patterns of average annual precipitation and wind speed in 2000 and 2017

表1 2000、2017 年荒漠草原降水、风速、植被覆盖度与固沙量间的双变量局部自相关指数

变量 Variate	2000 Moran's I 指数 Moran's I index in 2000	2017 Moran's I 指数 Moran's index in 2017
降水-固沙量 Precipitation-sand fixation	0.041	-0.236
风速-固沙量 Wind speed-sand fixation	0.204	0.624
植被覆盖度-固沙量 Vegetation coverage-sand fixation	0.404	0.258

3 讨论

3.1 土地利用/覆盖及植被覆盖度对内蒙古荒漠草原防风固沙服务的影响

植被作为生态系统中的一种重要自然资源,一直被认为是保护土壤免受风蚀的关键因素,通过增加表面粗糙度和吸收周围空气流的向下动量在防风固沙中起着至关重要的作用^[30]。不同植被引起的表面粗糙度和土壤理化性质的差异对防风固沙能力有显著影响^[31]。不同植被覆盖下的土壤在质地、化学成分和有机质含量上各不相同,这影响着土壤的颗粒大小和重量,以及土壤保持水分和形成外壳的能力,从而决定土壤的可蚀性^[13]。且随着时间的变化,同种植被覆盖类型的防风固沙能力也会有所变化。在本研究中,2000 年高覆盖度草地、林地以及中覆盖度草地具有较高的防风固沙能力。灌丛和林地植被呈高度斑块状,由冠层斑块和相对裸露的冠层间斑块拼接而成,相对于草地有更大的无植被间隙^[32-33]。因此,尽管具有低悬枝的灌木和林地会降低土壤表面附近的风速并捕获沉积物,但稀疏植物的“漏斗效应”可能会加速风,增加侵蚀,而天然草地在土壤地表硬度、含水量等方面表现出较好的特征,输沙量少,从而使林地的固沙量低于高覆盖度草地^[9,34]。

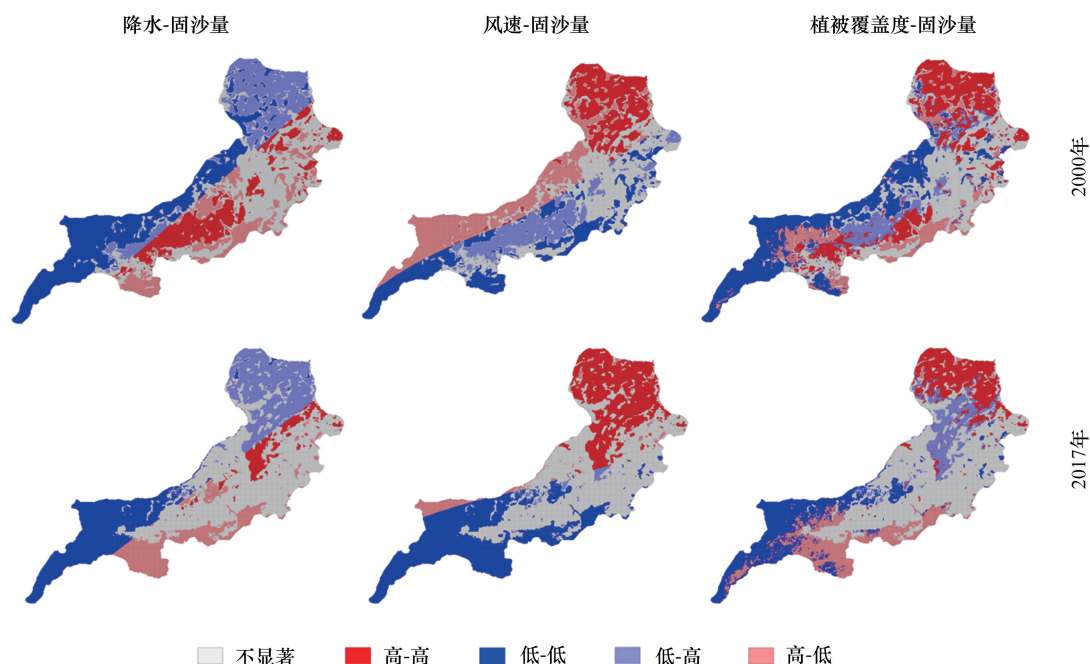


图 8 2000、2017 年降水、风速、植被覆盖度与固沙量的局部 LISA 图

Fig.8 LISA cluster map between precipitation, wind speed, vegetation coverage and sand fixation in 2000 and 2017

2017 年高覆盖度草地、中覆盖度草地以及建设用地的平均防风固沙量较高,且与 2000 年相比都有所提高,其变化幅度分别为 67.26%、58.33%、30.08%。一般来说,人类活动对土壤表面的扰动会使建设用地的防风固沙降低,但本研究区在荒漠草原,土壤表面疏松,更容易受到风蚀,建设用地中普遍存在的硬化化表面反而对土壤起到了加固作用,从而提高建设用地的防风固沙服务^[35]。2000—2017 年本研究中林地的固沙量降低。虽然有研究表明长期造林显著提高了土壤肥力、团聚体比例、饱和水电导率、有机质含量、总氮含量,使土壤抗侵蚀能力显著增强^[36]。但是,由于干旱地区的水供应不足,无法支持大规模和长期植树,且林地多来源于人工造林活动,对土壤表面有一定的破坏作用,并导致蒸散量的增加,从而降低土壤含水量,影响林地防风固沙服务的提供^[9,37]。王彦武等对民勤县绿洲边缘固沙林防风蚀效应的研究也表明 30 年生梭梭林在降低风沙流流量和减少风蚀深度方面的效应高于 40 年生梭梭林,因此拥有最佳草、树和灌木配置的物种对于防止干旱地区的风蚀至关重要^[38]。本研究中耕地的固沙量在 2000—2017 年降低,这可能是由于长期耕作降低了土壤团聚体的稳定性,并使土壤孔隙度和持水量下降,土壤表层粗化严重,从而使土壤的抗风蚀能力下降,受风蚀程度加剧^[39]。

土地利用/覆盖变化,如土地撂荒、森林砍伐、植树造林等,是土壤侵蚀发生和影响风蚀强度的重要因素之一^[40]。土地利用/土地覆盖变化通常通过长期改变土壤表面粗糙度和土壤化学和物理特性来影响风蚀,这一过程比气候因素要慢^[5]。近年来,内蒙古荒漠草原的土地利用方式的变化主要表现为建设用地的扩张、林地的恢复以及草地的转换。土地利用方式发生变化的面积占研究区总面积的 5.6%,而在土地利用发生变化的区域,其固沙量的变化占研究区总固沙量变化的 9.65%,说明土地利用变化对防风固沙服务的影响不容忽视。然而,土地利用/土地覆盖变化,尤其是在风蚀严重的地区,会增加土壤对风蚀的敏感性。本研究中林地面积的增加主要源于耕地和草地,虽然退耕还林提高了林地面积,但同时也增加了草地和林地的脆弱性,破坏草地和林地的土壤水分状况和表层土壤结构,且在转换过程中有可能形成裸露地表,产生新的沙源^[5]。总体来说,2000—2017 年固沙量变化的 90.35%来源于土地利用未变化的区域,其中,中覆盖度草地未变化的区域固沙量呈升高趋势,且在固沙变化总量中占 54.23%,说明较为稳定的生态系统更利于生态系统服务的保持和提

供,而在防风固沙服务的提供方面,中覆盖度草地可能是最适于内蒙古荒漠草原的土地利用类型。

植被覆盖度作为环境变化的量化指标,长期以来被认为是土壤保持功能的重要指标,在减缓风速和有效地保护表层土壤方面有重要作用^[41]。有研究表明植被覆盖度增加使土地表粗糙度增加,从而提高风蚀阈值,显著降低风蚀风险^[11]。Munson 等人的研究表明在 20 年的监测期内,美国科罗拉多高原植被覆盖的下降显著增加了风蚀速率^[33]。2000—2017 年,研究区的植被覆盖度均值由 0.265 增加至 0.402,同时固沙量也表现出明显的提高,且两年的植被覆盖度均与固沙量呈正相关,体现出植被覆盖对控制侵蚀的正向效应。这可能是由于起沙风速随植被覆盖度的增加而增大,从而使近地表的输沙量减少^[44]。空间上,植被覆盖度与固沙量在研究区东北部和西南部表现为正相关,呈正相关关系区域占研究区总面积由 2000 年的 44.87% 降至 2017 年的 31.24%,而植被覆盖度在研究区 96.84% 的区域都表现为增加现象,说明 2017 年植被覆盖度对固沙量的影响力减弱,这与植被覆盖度和固沙量间相关系数的变化趋势一致。

3.2 气候因素对内蒙古荒漠草原防风固沙服务的影响

气候是风蚀的主要控制因素之一,特别是在我国干旱半干旱地区,气候侵蚀力主要受降水和风速的影响,其中风是引起风蚀的主要驱动力^[43-44]。一般来说,风速越大,侵蚀作用越强,降水和温度决定了一个地区的干旱程度,干旱的土壤更容易发生侵蚀^[45]。内蒙古荒漠草原的降水、风速在时间和空间上均存在较大变率,其中降水集中在夏季,年际波动较大,自东南向西北逐渐减少,大风日则主要集中在春季^[46]。降水可通过直接影响土壤含水量和土壤粘性以及间接影响植被生长来调节风蚀^[47]。本研究分析结果表明,降水量与固沙量在 2000 年整体表现为较弱的正相关关系,在 2017 年表现为负相关,这表明在较干旱的荒漠草原地区,夏季降水对土壤和植被的影响不足以控制多发生在春季的土壤侵蚀。虽然降水与固沙量之间的相关性较低,其对土壤风蚀的影响不容忽视。风速与固沙量在两年间均为正相关,且二者的相关性在 2017 年表现出明显的增加,这可能是由于区域风速的普遍提高通过置换或移除表层土壤增强了风速对土壤侵蚀的影响,此结果与其它研究中风速强烈影响旱地土壤侵蚀的结论一致^[11,48]。固沙量由潜在风蚀量和实际风蚀量共同决定,本研究中二者的空间分布基本一致,说明植被因子对风蚀空间分布的影响较小。本研究中风速与固沙量在研究区北部为正相关关系,这是由于研究区东北部具有较高的风速和较低的降水量,使潜在风蚀量高,而该区域植被覆盖度相对较高,削弱了实际风蚀量,最终使东北部的防风固沙服务优于其它地区。因此,本研究中风速与固沙量为正相关的统计结果与其它研究中风速与风蚀量为正相关关系的结论并不矛盾。2000 和 2017 年的防风固沙在空间分布上存在较大差异,主要表现为研究区中部的固沙量的降低。对比影响防风固沙服务的各个因子的空间分布及大小,发现 2000 和 2017 年防风固沙服务分布的差异主要是由风力因子(Wf)引起的。结合图 7 也可知,两年的风速分布模式发生了变化,说明防风固沙服务在时间上的变化主要受气候因素影响。

4 结论与展望

2000—2017 年,研究区的防风固沙服务空间分布发生了明显变化且区域固沙量升高。植被因子不是防风固沙服务空间分布特征的主导因素,总体来说,研究区内固沙量受降水影响较小,而受风速和植被覆盖影响较大。2000、2017 年区域固沙量分别主要受植被覆盖度和风速的影响。本研究中虽然高覆盖度草地的固沙量较高,但中覆盖度草地可能是较适合荒漠草原的土地利用类型。因此结合区域气候特点确定不同土地利用类型的适宜配比可能更有利于区域防风固沙服务的提供。由于本研究只基于土地利用方式、降水、风速、植被覆盖度这四个因子对荒漠草原防风固沙服务的变化进行了分析,但实际上防风固沙服务的提供还受土壤质地、土壤含水量、土壤有机碳含量、植被冠层结构、放牧等因素的影响,因此本研究存在一定不足,还需要进一步探究。

参考文献 (References):

- [1] Berendse F, Van Ruijven J, Jongejans E, Keesstra S. Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. *Ecosystems*, 2015, 18(5): 881-888.

- [2] Xie Y, Lin H H, Ye Y, Ren X Y. Changes in soil erosion in cropland in northeastern China over the past 300 years. *CATENA*, 2019, 176: 410-418.
- [3] Zhao G, Mu X, Wen Z, Wang F, Gao P. Soil erosion, conservation, and eco-environment changes in the loess plateau of China. *Land Degradation & Development*, 2013, 24(5): 499-510.
- [4] Pierre C, Kergoat L, Hiernaux P, Baron C, Bergametti G, Rajot J L, Toure A A, Okin G S, Marticorena B. Impact of agropastoral management on wind erosion in Sahelian croplands. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(3): 800-811.
- [5] Zhang H Y, Fan J W, Cao W, Harris W, Li Y Z, Chi W F, Wang S Z. Response of wind erosion dynamics to climate change and human activity in Inner Mongolia, China during 1990 to 2015. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 1038-1050.
- [6] 王学芳, 孙万仓, 李孝泽, 武军艳, 刘红霞, 曾潮武, 蒲媛媛, 张朋飞, 张俊杰. 我国北方风蚀区冬油菜抗风蚀效果. *生态学报*, 2009, 29(12): 6572-6577.
- [7] 王旭洋, 郭中领, 常春平, 王仁德, 李继峰, 李庆, 秦丽娟. 中国北方农牧交错带土壤风蚀时空分布. *中国沙漠*, 2020, 40(1): 12-22.
- [8] Lawler J J, Lewis D J, Nelson E, Plantinga A J, Polasky S, Withey J C, Helmers D P, Martinuzzi S, Pennington D, Radeloff V C. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(20): 7492-7497.
- [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] 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.
- [11] Zhang G F, Azorin-Molina C, Shi P J, Lin D G, Guijarro J A, Kong F, Chen D L. Impact of near-surface wind speed variability on wind erosion in the eastern agro-pastoral transitional zone of Northern China, 1982-2016. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 271: 102-115.
- [12] Meng Z J, Dang X H, Gao Y, Ren X M, Ding Y L, Wang M. Interactive effects of wind speed, vegetation coverage and soil moisture in controlling wind erosion in a temperate desert steppe, Inner Mongolia of China. *Journal of Arid Land*, 2018, 10(4): 534-547.
- [13] Jiang C, Zhang H Y, Zhang Z D, Wang D W. Model-based assessment soil loss by wind and water erosion in China's Loess Plateau: dynamic change, conservation effectiveness, and strategies for sustainable restoration. *Global and Planetary Change*, 2019, 172: 396-413.
- [14] Zhang H Y, Fan J W, Cao W, Zhong H P, Harris W, Gong G L, Zhang Y X. Changes in multiple ecosystem services between 2000 and 2013 and their driving factors in the Grazing Withdrawal Program, China. *Ecological Engineering*, 2018, 116: 67-79.
- [15] Zhao Y Y, Wu J G, He C Y, Ding G D. Linking wind erosion to ecosystem services in drylands: a landscape ecological approach. *Landscape Ecology*, 2017, 32(12): 2399-2417.
- [16] Galloza M S, Webb N P, Bleiweiss M P, Winters C, Herrick J E, Ayers E. Exploring dust emission responses to land cover change using an ecological land classification. *Aeolian Research*, 2018, 32: 141-153.
- [17] Jiang C, Liu J G, Zhang H Y, Zhang Z D, Wang D W. China's progress towards sustainable land degradation control: insights from the northwest arid regions. *Ecological Engineering*, 2019, 127: 75-87.
- [18] 马治华, 刘桂香, 李景平, 李洁. 内蒙古荒漠草原生态环境质量评价. *中国草地学报*, 2007, 29(6): 17-21.
- [19] 刘娜, 白可喻, 杨云卉, 张睿洋, 韩国栋. 放牧对内蒙古荒漠草原草地植被及土壤养分的影响. *草业科学*, 2018, 35(6): 1323-1331.
- [20] 方婷婷, 闫勇智, 刘庆福, 朱羚, 韩芳, 张庆. 内蒙古荒漠草原降水有效性分析——基于苏尼特右旗过程降水量的监测. *干旱区研究*, 2019, 36(3): 691-697.
- [21] 通乐嘎, 赵斌, 吴玲敏. 放牧对内蒙古荒漠草原土壤理化性质和有机碳组分的影响. *生态环境学报*, 2018, 27(9): 1602-1609.
- [22] Zhang G, Zhou G S, Chen F, Wang Y. Analysis of the variability of canopy resistance over a desert steppe site in Inner Mongolia, China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2014, 31(3): 681-692.
- [23] 韩芳. 气候变化对内蒙古荒漠草原生态系统的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2013.
- [24] 巩国丽, 刘纪远, 邵全琴. 草地覆盖度变化对生态系统防风固沙服务的影响分析——以内蒙古典型草原区为例. *地球信息科学学报*, 2014, 16(3): 426-434.
- [25] 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.
- [26] 江凌, 肖焱, 饶恩明, 王莉雁, 欧阳志云. 内蒙古土地利用变化对生态系统防风固沙功能的影响. *生态学报*, 2016, 36(12): 3734-3747.
- [27] 郭中领. RWEQ 模型参数修订及其在中国北方应用研究[D]. 北京: 北京师范大学, 2012.
- [28] 刘斌. 基于 RWEQ 模型的天津近 10 年土壤风蚀量估测[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2017.
- [29] 管青春, 郝晋珉, 许月卿, 任国平, 康蕾. 基于生态系统服务供需关系的农业生态管理分区. *资源科学*, 2019, 41(7): 1359-1373.
- [30] 高君亮, 郝玉光, 丁国栋, 刘芳, 辛智鸣, 徐军, 张景波, 赵英铭. 乌兰布和荒漠生态系统防风固沙功能价值初步评估. *干旱区资源与环境*

境, 2013, 27(12): 41-46.

- [31] Pierre C, Kergoat L, Bergametti G, Mougin É, Baron C, Toure A A, Rajot J, Hiernaux P, Marticorena B, Delon C. Modeling vegetation and wind erosion from a millet field and from a rangeland: two Sahelian case studies. *Aeolian Research*, 2015, 19: 97-111.
- [32] Breshears D D, Whicker J J, Johansen M P, Pinder J E. Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2003, 28(11): 1189-1209.
- [33] Munson S M, Belnap J, Okin G S. Responses of wind erosion to climate-induced vegetation changes on the Colorado Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(10): 3854-3859.
- [34] 杨钦, 郭中领, 王仁德, 邹学勇, 靳根会, 赵望龙, 王培信, 常春平. 河北坝上不同土地利用方式对土壤风蚀的影响. *干旱区资源与环境*, 2017, 31(2): 185-190.
- [35] 王升堂, 邹学勇, 程宏, 赵延治. 北京郊区农地起沙起尘与防治的初步研究. *水土保持研究*, 2007, 14(2): 1-3.
- [36] Zhang Y, Wei L Y, Wei X R, Liu X T, Shao M A. Long-term afforestation significantly improves the fertility of abandoned farmland along a soil clay gradient on the Chinese Loess Plateau. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(10): 3521-3534.
- [37] Fu Q, Li B, Hou Y, Bi X, Zhang X S. Effects of land use and climate change on ecosystem services in Central Asia's arid regions: a case study in Altay Prefecture, China. *Science of the Total Environment*, 2017, 607-608: 633-646.
- [38] 王彦武, 罗玲, 张峰, 陈天林. 民勤县绿洲边缘固沙林防风蚀效应研究. *西北林学院学报*, 2018, 33(4): 64-70.
- [39] 李青春. 农牧交错带土地不同利用方式对土壤团聚体及有机碳影响研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2019.
- [40] Wang X, Zhao X L, Zhang Z X, Yi L, Zuo L J, Wen Q K, Liu F, Xu J Y, Hu S G, Liu B. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. *CATENA*, 2016, 137: 256-268.
- [41] 申陆, 田美荣, 高吉喜. 基于 RWEQ 模型的浑善达克沙漠化防治生态功能区土壤风蚀与主要影响因子分析. *水土保持研究*, 2016, 23(6): 90-97.
- [42] 邢恩德, 马少薇, 郭建英, 李锦荣, 蓝登明. 植被盖度对典型草原区地表风沙流结构及风蚀量影响. *水土保持研究*, 2015, 22(6): 331-334.
- [43] Galloza M S, López-Santos A, Martínez-Santiago S. Predicting land at risk from wind erosion using an index-based framework under a climate change scenario in Durango, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76(16): 560.
- [44] 任景全, 郭春明, 李建平, 刘玉汐. 气候变化背景下吉林省风蚀气候侵蚀力时空特征. *水土保持研究*, 2017, 24(6): 233-237.
- [45] He Q, Yang X H, Mamtimin A, Tang S H. Impact factors of soil wind erosion in the center of Taklimakan Desert. *Journal of Arid Land*, 2011, 3(1): 9-14.
- [46] 陈素华, 宫春宁. 内蒙古草原气候特点与草原生态类型区域划分. *气象科技*, 2005, 33(4): 340-344.
- [47] Neuman C M. Effects of temperature and humidity upon the transport of sedimentary particles by wind. *Sedimentology*, 2004, 51(1): 1-17.
- [48] Zhang R W, Zhao C Y, Ma X F, Brindha K, Han Q F, Li C F, Zhao X N. 2019. Projected spatiotemporal dynamics of drought under global warming in Central Asia. *Sustainability*, 2019, 11(16): 4421.