

中国北方农牧交错带东段土壤水蚀 时空变化及影响因子

武杰^{1,2,3}, 李素艳², 史培军^{1,3,4}, 杨雯倩^{1,3}

(1.北京师范大学环境演变与自然灾害教育部重点实验室, 北京 100875; 2.北京林业大学林学院, 北京 100089; 3.北京师范大学地理科学学部, 北京 100875; 4.北京师范大学文理学院, 广东珠海 519000)

摘要: [目的] 研究中国北方农牧交错带东段土壤水蚀时空变化, 首次量化多因子交互作用对水蚀动态的影响, 为该区域水土流失治理和生态环境治理修复提供决策依据和方法参考。[方法] 基于 RUSLE 模型, 对中国北方农牧交错带东段 2000—2023 年的土壤水蚀时空分异特征进行了归因分析, 对土壤水蚀动态变化的主要贡献因子进行了定量分析。[结果] ① 农牧交错带东段多年平均土壤水蚀模数为 777.94 t/(km²·a), 大部分地区以微度和轻度为主, 分别占总水蚀面积的 69.3% 和 22.9%。② 在 2000—2023 年, 研究区土壤水蚀强度整体呈现轻微上升的变化趋势, 上升率为 0.90 t/(km²·a), 东南部和西北部土壤水蚀强度减弱, 西部土壤水蚀强度有所加剧。③ 农牧交错带东段土壤水蚀易发区主要分布在研究区中部赤峰市, 西南部张家口市、锡林浩特市等地区。④ 农牧交错带东段 2000—2023 年土壤水蚀动态变化的主要贡献因子是植被覆盖管理因子, 平均贡献率为 64.18%, 植被覆盖管理、水土保持措施和降雨侵蚀力的联合影响为 23.12%, 水土保持措施因子平均贡献率为 10.57%, 降雨侵蚀力因子平均贡献率为 2.13%。RUSLE 模型各参数间具有较强的交互作用, 多因子联合影响对研究区水蚀动态变化有较大贡献。[结论] 中国北方农牧交错带东段 2000—2023 年土壤水蚀情况整体较为平稳, 研究期间随着植被覆盖度的提高和水土保持措施的实施, 一定程度上缓解了降雨侵蚀力增加对水蚀强度的加剧作用。但该区域土壤水蚀形势依然较为严峻, 低植被覆盖区和未采取水土保持措施的区域是水土流失治理的重点区域。

关键词: 农牧交错带东段; 土壤水蚀; 时空分异; RUSLE; 中国北方

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2025)06-0320-13

中图分类号: S157, K903

文献参数: 武杰, 李素艳, 史培军, 等. 中国北方农牧交错带东段土壤水蚀时空变化及影响因子[J]. 水土保持通报, 2025, 45(6): 320-332. Wu Jie, Li Suyan, Shi Peijun, et al. Spatiotemporal variation of soil water erosion and influencing factors in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025, 45(6): 320-332.

DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2025.06.017

CSTR: 32312.14.stbctb.2025.06.017

Spatiotemporal variation of soil water erosion and influencing factors in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China

Wu Jie^{1,2,3}, Li Suyan², Shi Peijun^{1,3,4}, Yang Wenqian^{1,3}

(1. Key Laboratory of Environmental Change and Natural Disaster, Ministry of Education, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. College of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100089, China; 3. Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 4. Faculty of Arts and Sciences, Beijing Normal University, Zhuhai, Guangdong 519000, China)

Abstract: [Objective] The spatiotemporal variations of soil water erosion in the eastern region of the agro-pastoral ecotone in northern China were investigated, and the effects of multi-factor interactions on water erosion dynamics were quantified first time, in order to provide decision-making support and methodological references for soil erosion control and ecological environment research restoration in this region. [Methods] Based on the RUSLE model,

收稿日期: 2025-03-03

修回日期: 2025-08-01

采用日期: 2025-08-11

资助项目: 国家自然科学基金重点项目“中国北方农牧交错带土壤多营力复合侵蚀变化与风险评估”(4233000102)

第一作者: 武杰(2002—), 女(汉族), 河北省保定市人, 硕士研究生, 研究方向为土壤复合侵蚀。Email: alicewujie@163.com。

通信作者: 史培军(1959—), 男(汉族), 陕西省靖边县人, 博士, 教授, 主要从事环境演变与自然灾害研究。Email: spj@bnu.edu.cn。

an attribution analysis was conducted on the spatiotemporal differentiation characteristics of soil water erosion in the eastern region of the agro-pastoral ecotone in northern China from 2000 to 2023, and a quantitative analysis was performed on the main contributing factors to dynamic changes in soil water erosion. [Results] ① The multi-year average soil water erosion modulus in the eastern region of the agro-pastoral ecotone was $777.94 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, with most areas dominated by very slight and slight erosion, accounting for 69.3% and 22.9% of the total water erosion area, respectively. ② From 2000 to 2023, the soil water erosion intensity in the study area showed a slight increasing trend, with an increase rate of $0.90 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$. Soil water erosion alleviated in the southeastern and northwestern parts of the region, while it intensified in the western part. ③ Areas prone to soil water erosion in the eastern region of the agro-pastoral ecotone were mainly distributed in Chifeng City in the central part, and Zhangjiakou City and Xilinhot in the southwestern part of the study area. ④ The main contributing factor to dynamic changes in soil water erosion in the eastern region of the agro-pastoral ecotone from 2000 to 2023 was the vegetation cover management factor, with an average contribution rate of 64.18%. The combined effects of three factors (vegetation cover management factor, soil and water conservation measure factor, and rainfall erosivity factor) accounted for 23.12%. The average contribution rates of soil and water conservation measure factor and the rainfall erosivity factor were 10.57% and 2.13%, respectively. There were strong interactions among parameters of the RUSLE model, and the combined effects of multiple factors contributed significantly to the dynamic changes in water erosion in the study area. [Conclusion] From 2000 to 2023, soil water erosion in the eastern region of the agro-pastoral ecotone in northern China was generally stable. During the study period, with the increase in vegetation cover and the effective implementation of soil and water conservation measures, the aggravating effect of increased rainfall erosivity on water erosion intensity was alleviated to a certain extent. However, the soil water erosion situation in this region remains relatively severe. Areas with low vegetation cover and those without soil and water conservation measures are the key focus areas for soil erosion control in this region.

Keywords: eastern region of agro-pastoral ecotone; soil water erosion; spatiotemporal differentiation; RUSLE; northern China

随着极端气候事件增加和人类活动加剧,土壤流失问题日益严重^[1],土壤侵蚀已成为全球性的缓发性环境灾害,导致土壤肥力下降和土地退化,严重威胁粮食和生态安全^[2]。在中国当前环境治理体系中,土壤侵蚀因其影响范围的广泛性和治理的紧迫性,已被列为最亟需应对的环境问题之一。土壤侵蚀受气候、地形、土壤、植被和人类活动等因素的综合影响^[3],准确评估其时空变化,揭示其驱动机制对控制水土流失至关重要。当前,相关学者在土壤侵蚀过程与机理^[4]、时空变化、土壤侵蚀的危害及其影响因素等^[5]方面的研究已取得了进展,对于单营力侵蚀的机理、过程、影响因素、预测技术和防治措施等研究不断深入。

土壤侵蚀模型是进行水土流失监测和预报的重要工具。研究土壤侵蚀的机理,并开发相应的预测模型,已成为研究的焦点。1993年,美国农业部自然资源保护局(USDA-ARS)推出了经修正的通用水土流失方程(RUSLE),成为广泛使用的坡面水蚀模型^[6]。近年来,全球范围内使用RUSLE模型对土壤

水蚀进行定量研究已获得了丰硕成果。Gao等^[7]提出了降雨强度相对振幅的概念,描述自然降雨条件下降雨强度的波动特征,开发了考虑降雨强度波动的RUSLE模型(RUSLE-F),并发现在中国黄土丘陵集水区的模拟准确性较好,RUSLE-F模型提高了RUSLE模型的区域适用性;Ed-daoud等^[8]采用RUSLE来评估土壤流失,并集成了地理信息系统(GIS)层,通过经验方程,识别了Raouz流域内土壤水蚀的主导因素;Tian等^[9]考虑水土保持措施对P因子值的影响,利用改进后的RUSLE模型进行研究,发现湖北省典型山地和丘陵地区2000—2019年土壤侵蚀模数下降;Feng等^[10]采用RUSLE模型估算广西北部两个典型喀斯特盆地的山坡年水蚀速率,利用径流小区数据对RUSLE模型中的坡长因子进行校准,发现2006—2011年部分耕作和未受干扰流域的土壤侵蚀速率下降。

中国北方农牧交错带气候多变^[11],被认为是全球气候变化的敏感区域和生态脆弱区。受气候和人类活动影响,水土流失问题严重,土壤贫瘠,肥力低,

是中国荒漠化和沙化土地集中且危害严重的区域之一。其东段地形起伏,多低山丘陵、坡耕地等;受季风影响,夏季集中强降水导致该区域降雨侵蚀力较强。研究区独特的地形地貌特征与降水模式之间存在着复杂的相互关系。其地形起伏较大、坡度较陡,为降水径流的形成与汇聚提供了有利的地形条件;同时,该区域降水时空分布不均,集中性强且强度较大,高频次的侵蚀性降水以强大的动力作用于地表,在地形地貌的引导下,径流冲刷力显著增强^[12],二者协同作用极大地加剧了土壤侵蚀过程中的水蚀效应,致使该区域水蚀强度处于较高水平。这种强烈的水蚀对区域水土保持、农业生产及经济可持续发展造成严重影响,因此深入开展该区域水蚀的研究具有重要的理论与现实意义。中国北方农牧交错带东段土壤侵蚀受降雨、风力、融雪径流、重力、冰雪等多种土壤侵蚀外营力的共存、交替与叠加影响^[13],土壤侵蚀过程复杂。全球变暖背景下,气候要素的变化趋势、波动更加复杂,增加了土壤水蚀的时空变化、风险评估的不确定性。同时,人类活动也影响了土壤水蚀的强度和速度,农业活动显著加速了这一过程,但水土保持治理措施缓解了约一半的耕地土壤侵蚀,因此明晰土壤水蚀的驱动机制,量化多因子交互作用对水蚀动态变化的影响对控制水土流失至关重要。

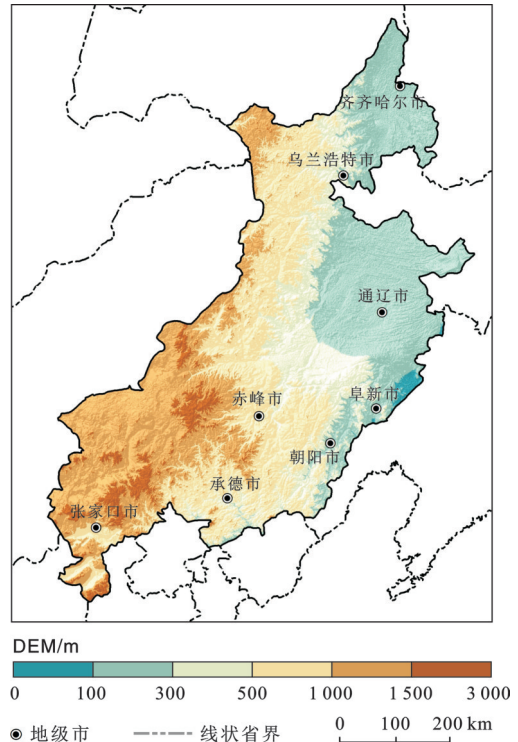
然而,关于农牧交错带东段水力侵蚀的研究大多数集中于单一因素与土壤水蚀的关系,在影响因子选择、多因子交互作用方面存在不全面,难量化的问题^[14]。不仅如此,现有的研究也缺乏对水蚀动态变化的影响因子分析。因此,本研究基于RUSLE模型和GIS技术,探究2000—2023年中国北方农牧交错带东段土壤水蚀时空分异特征,量化各因子对土壤水蚀的贡献,探究影响土壤水蚀强度动态变化的主导因素,以期为农牧交错带东段土壤水蚀防治提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

中国北方农牧交错带是指中国东北、华北、西北农区与牧区的过渡带^[11],按地貌组合分为东、中、西三段,其东段为三北交界区,北起大兴安岭西麓和松嫩草原北部边缘,经松嫩草原西部、科尔沁沙地,西至内蒙古高原东缘的坝上草原(图1),覆盖内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、河北5省(自治区),14个市(自治州),面积约 $3.40 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。该区域年均降水量300~450 mm^[15],主要集中在6—8月,属于半干旱气候区;

地形复杂多样,海拔0~2 790 m,平均海拔693 m;土壤水蚀、风蚀、冻融侵蚀并存,以水蚀灾害为主。



注:本图基于中华人民共和国自然资源部标准地图服务网站的标准地图(审图号:GS(2020)4619号)绘制,底图无修改。下同。

图1 中国北方农牧交错带东段地形分布
Fig.1 Topographic distribution of eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China

1.2 数据来源

本研究所用各类数据和来源见表1。在地理空间数据云平台选择农牧交错带东段范围内的DEM数据下载,使用GIS软件统一投影后,使用镶嵌将解压后的多个DEM数据拼接成一个完整的栅格数据,加载研究区矢量边界,按掩膜提取得到研究区DEM数据,用于土壤水蚀地形因子计算。

CLCD土地利用数据来源于GEE平台,下载并处理后得到超过33万景Landsat影像,提取时空特征,采用随机森林分类器,结合时空滤波与逻辑后处理方法进行土地利用类型分类,经过目视解译样本验证,其分类精度和时空一致性较高。该数据将土地利用类型划分为不透水面、农田、冰雪、森林、水体、湿地、水田、灌木、草地和裸地,在研究区范围内分布的类型能够很好地和水土保持措施因子的土地利用类型对应,因此使用该数据进行P因子计算。

降雨数据来源于美国国家海洋和大气管理局(NOAA)下设的国家环境信息中心(NCEI),对原始数据进行预处理,将原始csv数据按照年份整理,并把降水单位转为毫米,用于降雨侵蚀力因子的计算。

表 1 研究区数据源

Table 1 Data sources of study area

数据类型	分辨率	来源
DEM数据	90 m	地理空间数据云平台(http://www.Gscloud.cn)
土地利用数据	30 m	中国年度土地覆盖数据集(CLCD)(https://zenodo.org/)
降雨数据	1 d	美国国家海洋和大气管理局(NOAA) 国家环境信息中心(NCEI)(https://www.ncei.noaa.gov/data/global-summary-of-the-day/archive/)
土壤数据	1:100万	世界土壤数据库(HWSD) (http://www.fao.org)
NDVI数据	1 km	中国科学院地理科学与资源研究所中国年度 NDVI, EVI数据集(https://www.resdc.cn)

从世界土壤数据库(HWSD)中收集 1:100 万比例尺的土壤数据,确保其覆盖研究区域。对收集到的土壤数据进行预处理,剔除不完整、异常、重复的数据,将其中的砂粒含量、粉粒含量、黏粒含量、有机碳含量数据提取出来,将其从百分比形式转换为小数形式,计算土壤可蚀性因子。

NDVI数据是基于MODIS 16 d250 m连续时间序列 NDVI 和 EVI 数据产品(MOD13Q1.061 Terra Vegetation Indices 16-Day Global 250 m),经过去云处理,采用最大值合成法合成、重采样生成。本研究使用处理后的 2000—2023 年逐年度 1 km 分辨率的 NDVI 数据计算植被覆盖管理因子。

1.3 研究方法

1.3.1 RUSLE 模型的应用

RUSLE 模型^[16]的基本形式为

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

式中: A 为土壤水蚀模数($t \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$); R 为降雨侵蚀力因子($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); K 为水蚀土壤可蚀性因子($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$); LS 为水蚀坡长坡度因子(无量纲); C 为水蚀植被覆盖管理因子(无量纲); P 为水土保持措施因子(无量纲)。

(1) 降雨侵蚀力因子(R)。本研究采用章文波等^[17]提出的基于日雨量估算半月侵蚀力模型的方法,使用美国国家海洋和大气管理局(NOAA)下设的国家环境信息中心(NCEI)的地面气象站逐日观测资料,选取研究区附近范围内共 42 个站点,采取空间插值的方法,计算农牧交错带东段 2000—2023 年降雨侵蚀力。计算公式如下:

$$R_{\text{halfm}} = \alpha \sum_{k=1}^m (P_k)^\beta \quad (2)$$

式中: R_{halfm} 是某半月时段的降雨侵蚀力值($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); m 是该时段内的天数; P_k 是该时段内第 k 天的侵蚀性日雨量(mm),本研究要求日雨量 $\geq 12 \text{ mm}$ ^[18],否则以 0 计算;半月时段是以每月第 1/2 月为界,前 1/2 月作为一个半月时段,该月剩

下 1/2 月作为另一个半月时段,据此将全年划分为 24 个时段。 α 和 β 为模型参数,反映了区域降雨特征,根据逐日雨量资料公式[式(3)和式(4)]可估算不同测站点的 α 和 β 值:

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.144}{P_{(d12)}} + \frac{24.455}{P_{(y12)}} \quad (3)$$

$$\alpha = 21.586\beta^{-7.1891} \quad (4)$$

式中: $P_{(d12)}$ 是日雨量 $\geq 12 \text{ mm}$ 的多年平均日雨量(mm); $P_{(y12)}$ 是日雨量 $\geq 12 \text{ mm}$ 年总量的多年平均雨量(mm)。利用公式计算出逐年各半月的降雨侵蚀力,由此可计算月平均降雨侵蚀力,再由式(5)和式(6)计算逐年及多年平均降雨侵蚀力。

$$R_{\text{year}} = \sum_{i=1}^{24} R_{\text{halfm}} \quad (5)$$

$$\bar{R} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n R_{\text{year}} \quad (6)$$

式中: R_{year} 是某年降雨侵蚀力($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); \bar{R} 是多年平均降雨侵蚀力($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)。

(2) 水蚀土壤可蚀性因子(K)。根据张科利等^[19]应用于中国的土壤水蚀可蚀性模型,估算研究区土壤水蚀可蚀性因子,计算公式为

$$K = -0.01383 + 0.51575K_{\text{EPIC}} \quad (7)$$

$$K_{\text{EPIC}} = K_1 \times K_2 \times K_3 \times K_4 \quad (8)$$

$$K_1 = 0.2 + 0.3 \exp\left[-0.0256S\left(1 - \frac{L}{100}\right)\right] \quad (9)$$

$$K_2 = \left(\frac{L}{A + L}\right)^{0.3} \quad (10)$$

$$K_3 = 1 - \frac{0.25B}{B + \exp(3.72 - 2.95B)} \quad (11)$$

$$K_4 = 1 - \frac{0.7 \times N}{N + \exp[22.98N - 5.51]} \quad (12)$$

$$N = 1 - \frac{S}{100} \quad (13)$$

式中: S 代表砂粒含量(%); L 代表粉粒含量(%); A 代表黏粒含量(%); B 代表有机碳含量(%)。

(3) 水蚀地形因子(LS)。水蚀地形因子体现地表起伏度对水蚀的影响。本研究采用刘宝元^[20]提出的坡度因子算法,基于DEM图提取流域的地形因子并计算,计算公式为

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (14)$$

$$S = \begin{cases} 10.8\sin\theta + 0.03 & (\theta < 5^\circ) \\ 16.8\sin\theta - 0.50 & (5^\circ \leq \theta < 10^\circ) \\ 21.9\sin\theta - 0.96 & (\theta \geq 10^\circ) \end{cases} \quad (15)$$

式中: L 为坡长因子(无量纲); S 为坡度因子(无量纲); λ 为坡长(m); θ 为坡度($^\circ$); m 为坡长指数(无量纲)。

(4) 水蚀植被覆盖因子(C)。基于遥感的NDVI数值可直观反映流域植被覆盖情况,是表征土壤水蚀特征的重要因子,利用式(16)将NDVI转换为相应的植被覆盖度 c 。本研究采用蔡崇法等^[21]的方法计算研究区植被覆盖因子 C ,公式为

$$c = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\text{soil}}}{\text{NDVI}_{\text{veg}} - \text{NDVI}_{\text{soil}}} \quad (16)$$

$$C = \begin{cases} 1 & (c = 0) \\ 0.6508 - 0.3436\lg c & (0 < c \leq 78.3\%) \\ 0 & (c > 78.3\%) \end{cases} \quad (17)$$

式中: C 为植被覆盖管理因子; c 为植被覆盖度; $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 表示无植被覆盖区域的NDVI值,其值无限接近0; NDVI_{veg} 表示完全由植被所覆盖的纯植被像元值,其值无限接近1。在研究过程中,需结合实际情况对 $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 和 NDVI_{veg} 进行赋值,本研究分别取累积概率为5%和95%的NDVI值分别代表 $\text{NDVI}_{\text{soil}}$ 和 NDVI_{veg} ^[22]。以上均取年平均值。

(5) 水土保持措施因子(P)。水保措施因子值较难以确定,本研究采用查表法确定不同土地利用类型对应 P 值(表2)。 P 值为0时,表示没有发生侵蚀; P 值为1时,表示没有采取任何水土保持措施,土壤侵蚀处于自然状态。如未采取任何水土保持措施的荒地、林地等。 P 值越小,表示水土保持措施的效果越好; P 值越大,表示水土保持措施的效果越差。

表 2 水土保持措施因子(P)赋值

Table 2 Assigned values of soil and water conservation measure factor (P)

土地利用类型	林地	草地	居民用地	水域	荒地	旱地	水田
P 值	1.00	1.00	1.00	0	1.00	0.35	0.01

1.3.2 全局敏感性分析方法

本研究采用Sobol指数法^[23],量化输入变量对

RUSLE模型输出变量的贡献。Sobol法的核心是方差分解,其计算公式如下:

$$V(y) = \sum_{i=1}^m V_i + \sum_{i < j} V_{ij} + \dots + V_{1,2,\dots,m} \quad (18)$$

式中: $V(y)$ 为总方差; V_i 为参数 x_i 的一阶方差; V_{ij} 为 x_i 和 x_j 的二阶方差...; $V_{1,2,\dots,m}$ 表示 m 个参数的阶方差。

根据单个参数或参数相互作用对总方差 $V(y)$ 的贡献来评估单个参数或参数相互作用的敏感性,计算公式为

$$S_i = \frac{V_i}{V} \quad (19)$$

$$S_{ij} = \frac{V_{ij}}{V} \quad (20)$$

$$S_{Ti} = 1 - \frac{V_{\sim i}}{V} \quad (21)$$

式中: S_i 为参数 x_i 单独作用的敏感度; S_{ij} 为参数 x_i 和 x_j 相互作用的敏感度; S_{Ti} 为参数 x_i 单独及与其他参数相互作用的敏感度; $V_{\sim i}$ 为除参数 x_i 外其他参数引起的方差。当 $S_i > 0.1$,认为参数对输出具有显著影响,即该因子为影响RUSLE模型输出土壤水蚀模数的关键主导因子;当 $S_{ij} > 0.05$ 且二阶指数的95%置信区间不包含0(即下限 >0)时,认为影响水蚀模数的双因子交互作用显著。

本研究的敏感性分析利用Python的SALib模块实现,利用准随机抽样采样5000次以获得可靠的结果。

1.3.3 土壤水蚀动态变化贡献因子分析

土壤可蚀性因子主要反映了土壤本身的内在属性,这些属性是由土壤的成土过程和长期的地质演化所决定的,在短期内具有相对稳定性;地形地貌因子同样具有短期内相对稳定的特征,在本研究区域内,地形地貌在24a间基本保持稳定,没有发生显著的地形改变或地貌演化。中国北方农牧交错带东段24a间土壤可蚀性和地形作为静态常量,对水蚀动态变化的影响在短期内体现不明显,基于以上原因,在水蚀动态分析时,未将土壤可蚀性和地形作为主要研究对象,而是着重分析了降雨侵蚀力、植被覆盖管理和水土保持措施等在研究周期内呈现出明显动态变化特征的因子对水蚀动态变化的贡献。

本文研究时期分为2个阶段,即2000—2012年和2012—2023年。在研究后一个时段的土壤水蚀动态变化贡献因子时,以前一个时段的降雨侵蚀力、植被覆盖管理水平和水土保持措施为基准时期的值域。本文将土壤水蚀动态变化的贡献因子分为4部分,即降雨侵蚀力、植被覆盖管理、水土保持措施以

及3个因子的联合影响。其中,降雨侵蚀力影响是指保持植被覆盖管理水平和水土保持措施不变(维持基准时期水平),改变降雨侵蚀力水平,得到降雨侵蚀力影响下的土壤水蚀变化量。植被覆盖管理影响是指保持降雨侵蚀力水平和水土保持措施不变(维持基准时期水平),改变植被覆盖管理水平,得到植被覆盖管理影响下的土壤水蚀变化量。水土保持措施影响是指保持降雨侵蚀力和植被覆盖管理水平不变(维持基准时期水平),改变水土保持措施,得到水土保持措施影响下的土壤水蚀变化量。联合影响是指土壤水蚀变化量减去降雨侵蚀力影响量、植被覆盖管理影响量和水土保持措施影响量,剩余的部分为联合影响量。

计算公式为:

$$\Delta A = A_2 - A_1 \quad (22)$$

$$\Delta A_R = A_R - A_1 \quad (23)$$

$$\Delta A_C = A_C - A_1 \quad (24)$$

$$\Delta A_P = A_P - A_1 \quad (25)$$

式中: ΔA 是指两个年代的土壤水蚀变化量; A_2 表示2012—2023年土壤水蚀总量; A_1 表示2000—2012年土壤水蚀总量; A_R 表示降雨侵蚀力影响下的土壤水蚀总量; ΔA_R 表示降雨侵蚀力影响下的土壤水蚀变化量; A_C 表示植被覆盖管理影响下的土壤水蚀总量; ΔA_C 表示植被覆盖管理影响下的土壤水蚀变化量; A_P 表示水土保持措施影响下的土壤水蚀总量; ΔA_P 表示水土保持措施影响下的土壤水蚀变化量。

降雨侵蚀力影响是由降雨侵蚀力影响量(ΔA_R)除以实际的土壤水蚀变化量(ΔA);植被覆盖管理影响是由植被覆盖管理影响量(ΔA_C)除以实际的土壤水蚀变化量(ΔA);水土保持措施影响是由水土保持措施影响量(ΔA_P)除以实际的土壤水蚀变化量(ΔA);联合影响是由去除降雨侵蚀力影响量、植被覆盖管理影响量和水土保持措施影响量后的土壤水蚀变化量($\Delta A - \Delta A_R - \Delta A_C - \Delta A_P$)除以实际的土壤水蚀变化量(ΔA)。

2 结果与分析

2.1 土壤水蚀时空分异特征

2.1.1 土壤水蚀各因子变化特征

研究区2000—2023年土壤水蚀各因子动态变化如图2a,2b,2c所示,基于以上各因子计算中国北方农牧交错带东段土壤水蚀模数(图2d)。研究结果表明,2000年、2005年和2010年降雨侵蚀力因子高低分布基本一致,较高的区域分布在研究区东

南部和东北部;2015年、2020年和2023年降雨侵蚀力因子较高的区域分布在研究区西北部和东南部,在24a中表现为波动上升的变化趋势,上升率为60.06 MJ·mm/(km²·h·a),说明研究区降水强度24a间有所增加,土壤水蚀发生的动力增强,气候条件是不利于该区域水蚀治理的重要因素。水蚀植被覆盖因子在研究区中部和西南部部分地区较高,其余部分较低,在24a中呈波动下降趋势;水土保持措施因子各期高低分布基本一致,高值主要分布在研究区东北部、东部和西南部,24a间变化趋势总体上表现为波动下降。研究区24a间植被覆盖和水土保持措施均表现出对土壤水蚀的减轻作用,表明采取的植被恢复措施和水土保持措施在防治土壤水蚀方面具有重要作用。

2.1.2 土壤水蚀动态变化

计算研究区2000—2023年平均土壤水蚀模数,并根据《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)对研究区模拟的土壤水蚀模数进行强度等级划分,分为微度、轻度、中度、强度、极强度和剧烈侵蚀6个等级,分别统计农牧交错带东段2000,2005,2010,2015,2020,2023年平均土壤水蚀模数和不同侵蚀强度等级的土壤水蚀面积及占比(表3)。

表3表明,2000,2005,2010,2015,2020,2023年中国北方农牧交错带东段平均土壤水蚀模数分别为810.30,539.28,889.18,810.44,760.76,724.79 t/(km²·a),最小值出现在2005年,最大值出现在2010年。研究区整体土壤水蚀变化呈现轻微上升趋势,上升率为0.90 t/(km²·a)。2000—2023年,研究区降雨量增加导致降雨侵蚀力因子波动上升,植被覆盖度提高和土地利用类型变化使植被覆盖管理因子和水土保持措施因子降低,24a间土壤水蚀整体保持平稳。

从面积占比上看,微度水蚀面积明显上升,上升率为313.64 km²/a;轻度水蚀、中度水蚀和强度水蚀面积均呈现下降趋势,其中轻度水蚀面积下降明显,下降率为318.72 km²/a,中度水蚀和强度水蚀面积下降率较低,分别为3.33 km²/a和16.91 km²/a;极强度水蚀和剧烈水蚀有所上升,上升率分别为6.54 km²/a和11.17 km²/a。

总体来看,农牧交错带东段土壤水蚀强度呈现轻微上升趋势,说明该区域24a间的水土流失情况保持稳定水平。但该区域不同水蚀强度的面积占比变化较大,且极强度水蚀和剧烈水蚀有上升趋势,水土流失治理工作应引起重视。

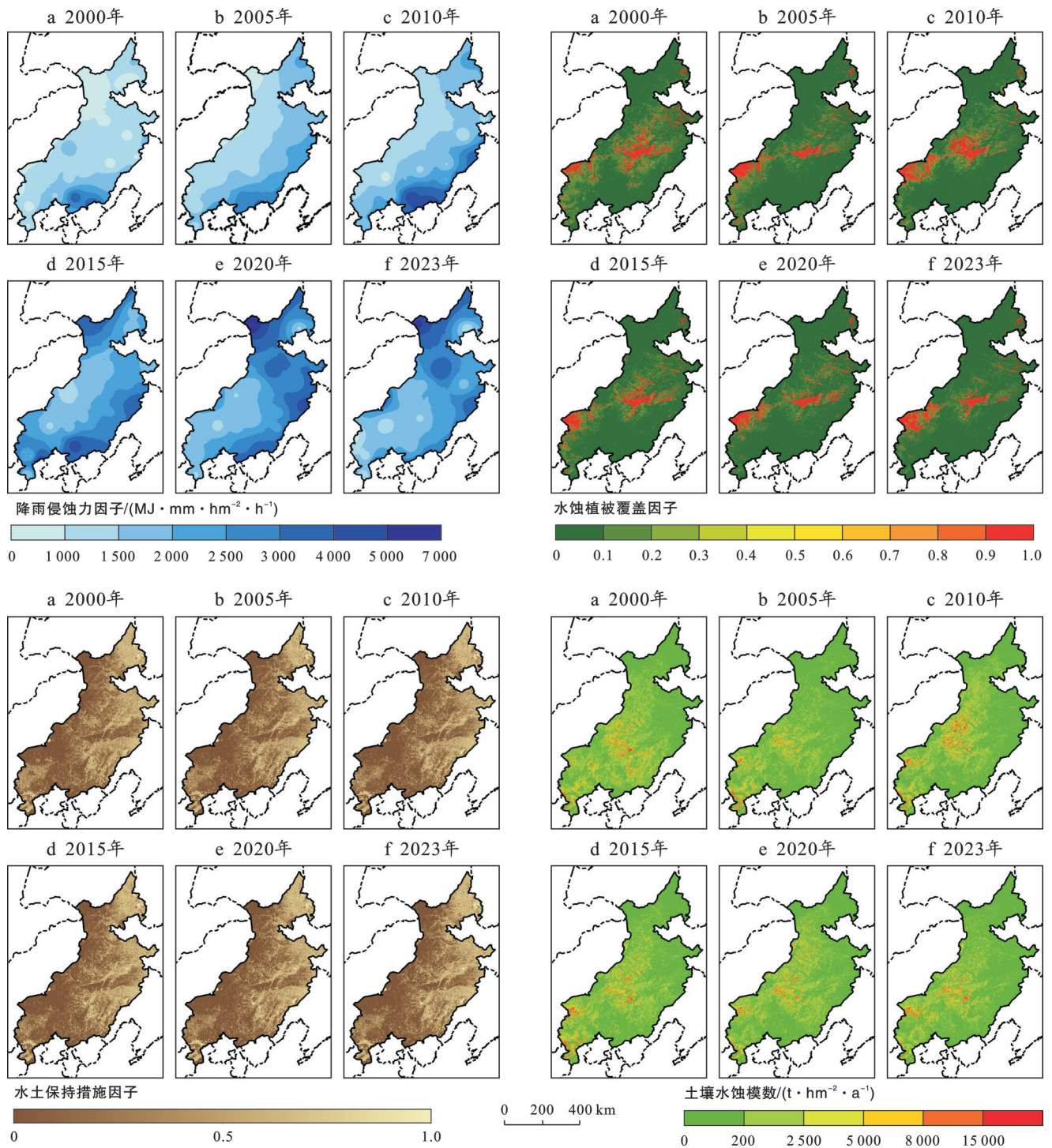


图2 2000—2023年中国北方农牧交错带东段土壤水蚀及各因子变化趋势
 Fig.2 Changing trend of soil water erosion and its factors in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China (2000—2023)

2.1.3 土壤水蚀空间变化

表3表明,中国北方农牧交错带东段整体土壤水蚀强度较低,其中微度水蚀在研究区总面积中占比最大,在2000年、2005年、2010年、2015年、2020年和2023年占比均超过60%;其次为轻度水蚀,在各时段占比均超过20%。中度、强度、极强度及剧烈水蚀面积占比较小,为0.5%~5.0%。依据《土壤侵蚀分

类分级标准》(SL190—2007)各侵蚀类型区容许土壤流失量标准,研究区所属区域的容许土壤流失量为 $200 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,低于该值的区域判定为土壤水蚀非易发区,农牧交错带东段2000—2023年土壤水蚀强度时空分布如图2d所示,高强度土壤水蚀易发区主要分布在研究区中部赤峰市,西南部张家口市、锡林浩特市等地区。

中国北方农牧交错带东段2000—2023年土壤水蚀强度等级变化如图3所示。可以看出,2000—2005年是水蚀强度减轻最为明显的时期,研究区中部和东南部有较大区域水蚀强度减轻,24 a间水蚀强度减轻的现象也主要来源于这个时期;2005—2010年是水蚀强度加剧的面积占比最大的时期,研究区西北部水蚀强度明显加剧;2010—2015年水蚀强度加剧

的区域主要位于研究区西南部和东部,中部也有零星分布,水蚀强度减轻的区域主要位于研究区西北部;2015—2020年水蚀强度加剧的区域分布较为分散,主要分布于西北部,水蚀强度减轻的区域主要位于研究区西南部;2020—2023年水蚀强度加剧的区域主要分布在研究区的西南部,水蚀强度减轻的区域在研究区西北部和东南部分布较多。

表3 2000—2023年中国北方农牧交错带东段土壤水蚀统计

Table 3 Statistics of soil water erosion in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China (2000—2023)

侵蚀强度/ ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	2000年		2005年		2010年		2015年		2020年		2023年		变化率/ ($km^2 \cdot a^{-1}$)
	面积/ km^2	占比/ %	面积/ km^2	占比/ %	面积/ km^2	占比/ %	面积/ km^2	占比/ %	面积/ km^2	占比/ %	面积/ km^2	占比/ %	
微度(≤ 200)	220 734	65.08	251 649	74.19	232 317	68.49	230 061	67.83	229 741	67.73	245 307	72.38	313.64
轻度(200,2 500]	88 178	26.00	68 749	20.27	78 099	23.03	79 394	23.41	81 247	23.95	69 265	20.44	-318.72
中度(2 500,5 000]	14 850	4.38	9 439	2.78	13 389	3.95	14 007	4.13	14 065	4.15	11 834	3.49	-3.33
强度(5 000,8 000]	6 988	2.06	4 204	1.24	6 246	1.84	6 422	1.89	6 329	1.87	5 086	1.50	-16.91
极强度(8 000,15 000]	5 133	1.51	3 036	0.90	4 994	1.47	5 195	1.53	4 800	1.42	4 263	1.26	6.54
剧烈($> 15 000$)	3 283	0.97	2 101	0.62	4 133	1.22	4 098	1.21	2 996	0.88	3 144	0.93	11.17
平均侵蚀模数	810.30		539.28		889.18		810.44		760.76		724.79		0.90

2000年和2023年的水蚀强度表明,研究区东南部和西北部水蚀强度有较明显的减轻现象(图3f),主要集中在承德、朝阳、赤峰、乌兰浩特等地。2000年这些区域在强度水蚀及以上程度的水蚀比其余时段所占面积更大,极强度水蚀和剧烈水蚀的区域逐渐向中度水蚀和轻度水蚀转变,至2023年研究区东南部和西北部主要转变为中度及以下程度水蚀,极强度水蚀和剧烈水蚀分布的范围减少;研究区的西部部分地区在24 a中土壤水蚀强度有所加剧,表明东段这些区域水蚀治理工作迫在眉睫。

2.2 土壤水蚀影响因子分析

2.2.1 水蚀因子对土壤水蚀模数的影响程度

根据一阶敏感性指数(图4),RUSLE模型各参数的敏感性指数均大于0.05且不超过0.15,说明这些参数对模型输出都有一定的影响,但影响程度较为接近,没有出现某个参数的敏感性指数远高于其他参数的情况。一阶敏感度由高到低排序分别为 P, C, LS, R, K ,其中 P, C, LS 敏感性最高,而 R 和 K 相对敏感度较低;总效应敏感指数表现出相似的高低排序。 P 因子敏感性较高的原因可能是受到工程措施的直接影 响,不同区域的水土保持措施类型和强度差异大,空间异质性显著; C 因子敏感性高的原因是其直接影响地表覆盖,对土壤侵蚀的抑制作用明显;坡长和坡度是决定径流能量和土壤剥离能力的根本因素,对土壤水蚀过程起决定作用,因此 LS 因子敏感性也较高。本研究中 R 因子敏感性较低的

原因可能是由于 R 因子基于半月侵蚀力模型计算得来,极端降雨事件的影响不能完全体现,导致其对年度侵蚀模数的敏感性较低。由图4可知,总效应明显大于一阶效应,这是因为总效应包括一阶效应和所有高阶效应的贡献。本研究结果表明,各变量与其他变量的协同或拮抗作用较强,模型非线性程度较高。

图5中的二阶敏感性指数分析进一步揭示了参数间的交互作用对RUSLE模型的影响程度和复杂性。本研究中,地形因子(LS)和水土保持措施因子(P)的二阶敏感性指数(LS, P)最大,达到0.054 3,超过0.05的显著性阈值且置信区间不包含0,表明 LS 和 P 的交互作用显著,二者同时变化时对RUSLE模型输出土壤水蚀模数的联合影响最大;降雨侵蚀力因子 R 和土壤可蚀性因子(K)的二阶敏感指数最小,仅为0.017 5,表明 R 和 K 同时变化对RUSLE模型输出的联合影响相对较小。在运用RUSLE模型计算土壤水蚀模数的过程中,需综合考虑参数间的协同效应,重点关注高敏感性参数对,如(LS, P)的相互作用;对于低敏感性参数对,如(R, K),在一定条件下可优先考虑其他参数对。

本研究的结果表明,各参数的总效应敏感性指数明显大于其一阶敏感性指数,说明RUSLE模型各参数与其他参数之间存在显著的交互作用;但各参数对的二阶敏感性指数整体较小,表明高阶效应对总效应有更大的贡献。

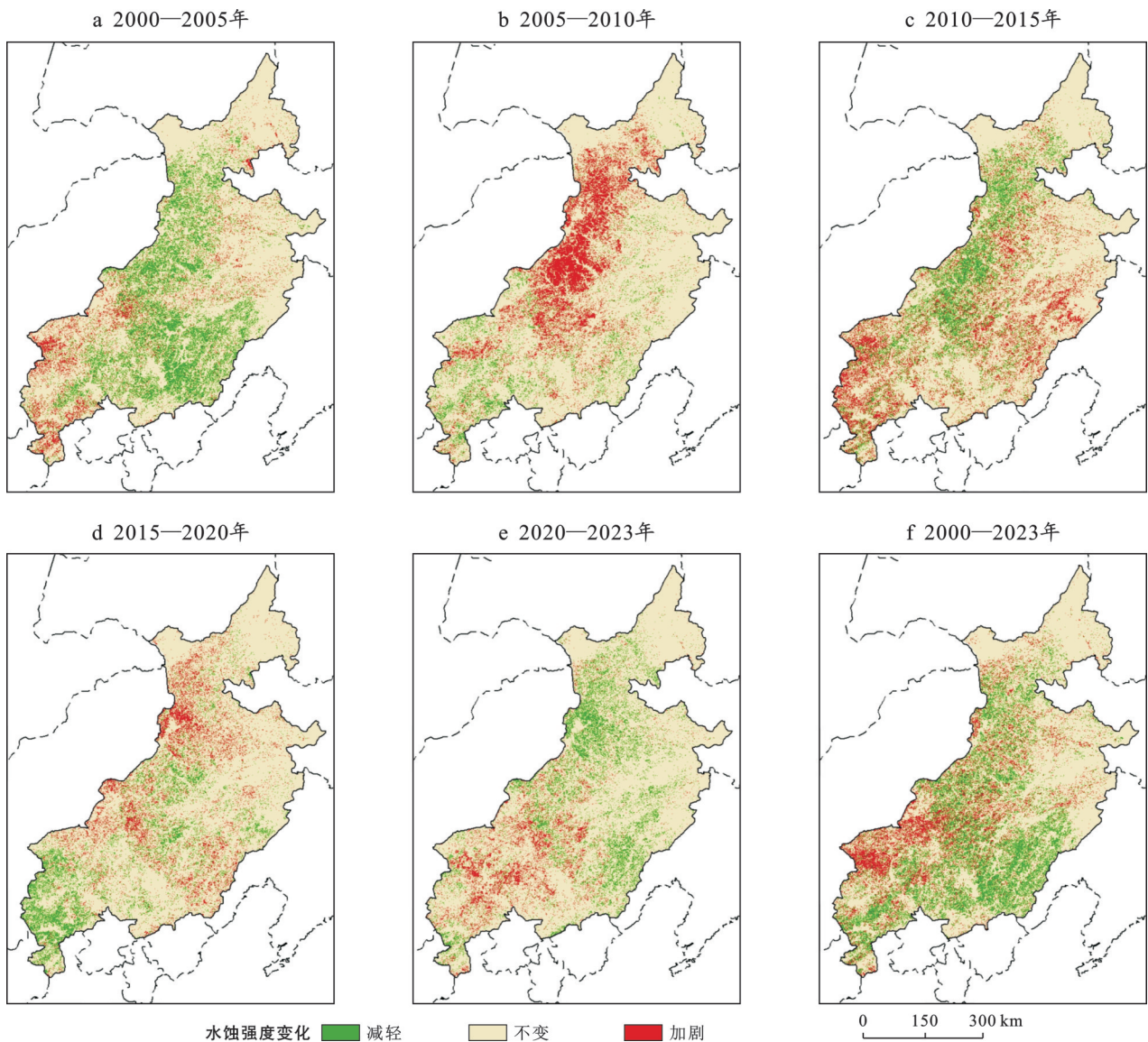


图 3 中国北方农牧交错带东段各时段土壤水蚀强度等级变化

Fig.3 Changes in soil water erosion intensity levels during different periods in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China

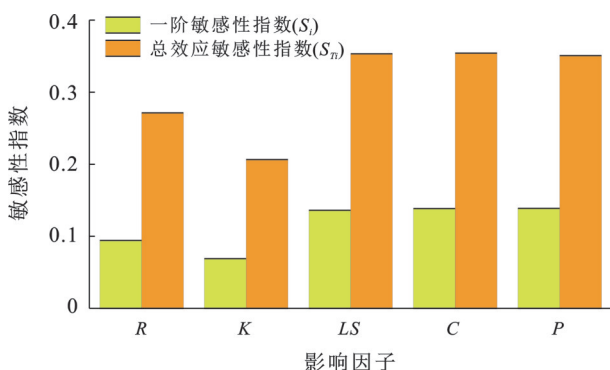


图 4 Sobol 一阶敏感度分析结果

Fig.4 Results of Sobol first-order sensitivity analysis

2.2.2 土壤水蚀动态变化贡献因子分析

由图 6 可知,研究区土壤水蚀动态变化贡献因子以植被覆盖管理因子为主,降雨侵蚀力因子、水土保

持措施因子和联合影响在大部分城市较小。其中,有 11 个地级市土壤水蚀动态变化贡献因子以植被覆盖管理因子为主,贡献率均超过 45%,分别是张家口、承德、葫芦岛、朝阳、赤峰、阜新、锡林浩特、乌兰浩特、齐齐哈尔、大庆和扶余市;霍林郭勒市土壤水蚀动态变化贡献因子以降雨侵蚀力因子为主,通辽市土壤水蚀动态变化主要受水土保持措施因子影响。

2000—2023 年,农牧交错带东段总体上土壤水蚀动态变化的主导因子是植被覆盖管理因子,平均贡献率为 64.18%。联合影响平均贡献率为 23.12%,水土保持措施因子平均贡献率为 10.57%,降雨侵蚀力因子平均贡献率为 2.13%,三者影响较小。这表明研究区土壤水蚀强度在 24 a 间的动态变化主要受植被覆盖度变化的影响。研究区内大部分地区植被覆盖度的上升对土壤水蚀治理有明显效果,一定程度上能

够缓解降雨侵蚀力动态增加对水土保持的负面影响。降雨侵蚀力因子在部分地级市对土壤水蚀变化起到负影响,即部分地级市降雨的增加导致降雨侵蚀力波动上升对土壤水蚀强度有增强的影响,但由于植被覆盖管理水平的提升以及水土保持措施的采取所产生的积极影响程度更大,使这些城市 24 a 间土壤水蚀强度的变化与降雨侵蚀力变化呈现相反的变化趋势。

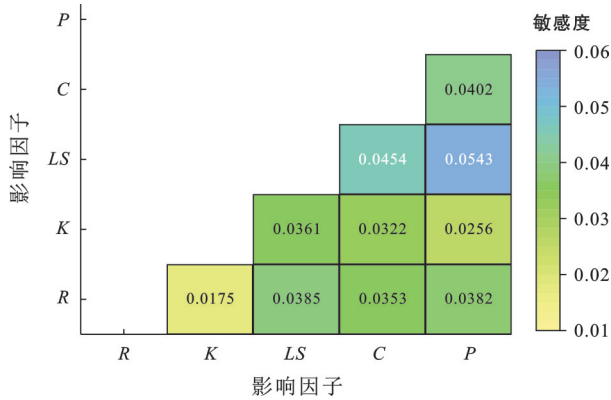


图 5 Sobol 二阶敏感度分析结果

Fig.5 Results of Sobol second-order sensitivity analysis

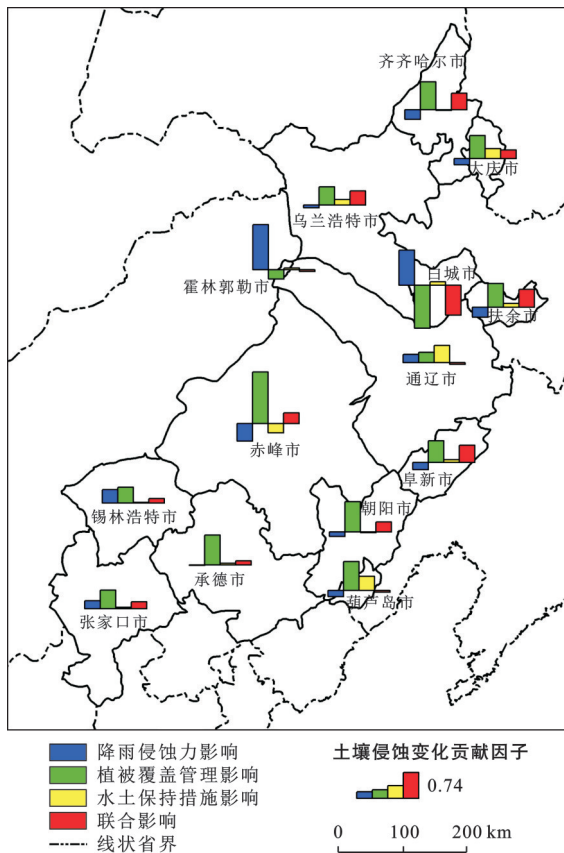


图 6 中国北方农牧交错带东段市域土壤水蚀动态变化贡献因子

Fig.6 Contributing factors to dynamic changes in soil water erosion at municipal level in eastern region of agro-pastoral ecotone in northern China

因此,在进行土壤水蚀防控和治理工作中,要重点关注植被覆盖的变化,积极采取植被恢复措施,鼓励退耕还林还草,加强水土保持措施建设。同时也要关注极端降雨的发生,尤其是在植被覆盖度较低、未采取水土保持措施的地区。

3 讨论

3.1 水蚀时空分异及贡献率量化方法的对比

2000—2023 年中国北方农牧交错带东段以微度水蚀和轻度水蚀为主,土壤水蚀强度整体呈现轻微上升趋势。本研究结果的土壤水蚀分布规律与 Zhang, et al. 在国家生态科学数据存储器发布的“三北”工程区生态系统土壤保持能力评估数据集中的土壤水蚀强度的分布规律基本一致。其中,研究区 2015 年的水蚀计算结果与章文波在国家青藏高原数据中心发布的《泛第三极 65 国 1 km 分辨率土壤侵蚀强度数据集(2015)》中的数据图斑能够对应,根据 SL190—2007 标准,将本研究计算的 2015 年研究区水蚀模数的数据和章文波等发布的土壤侵蚀强度数据集进行分级,对分级后的数据提取像元 987 160 组,进行斯皮尔曼秩相关分析。结果表明,斯皮尔曼秩相关系数为 0.952 ($p < 0.01$),两组分级数据之间存在高度正相关关系,且该相关性在统计上极显著,说明本研究计算的研究区水蚀模数与章文波等发布的土壤侵蚀强度的分布规律高度一致,证明本研究的土壤水蚀模数计算结果较为准确。

在土壤水蚀影响因子贡献率量化研究中,前人的研究多基于地理探测器的因子探测与交互探测方法^[24],然而,此方法受限于其空间分异分析框架,难以有效引入时间维度变量,因而无法解析水蚀强度动态变化的驱动因子。针对这一方法的局限性,本研究以中国北方农牧交错带东段为研究区,聚焦其 2000—2023 年水蚀动态变化,创新性地引入全局敏感性分析方法及水蚀动态变化贡献因子分析方法,实现了时空耦合的贡献率分析,量化各因子对水蚀强度年际变化的动态影响,揭示因子间协同效应。研究结果表明,覆盖管理因子是水蚀动态变化的主导因子,这一发现验证了植被恢复工程的生态效益,为区域“退耕还林还草”政策的持续实施提供了定量依据,为区域未来土壤水蚀治理提供参考。

3.2 中国北方农牧交错带东段生态建设中应重点关注植被覆盖率低的区域

农牧交错带东段土壤水蚀动态变化的主要贡献因子是植被覆盖管理因子,其次是联合影响。植被通过多种机制,如根系固土^[25]、截留降水^[26]、减缓径

流^[27]和改良土壤结构等,有效抵抗了降雨侵蚀力对土壤的破坏作用。在进行土壤水蚀防控和治理工作时,应基于降雨分布规律,关注极端降雨的发生,尤其是在植被覆盖度较低的地区,着重增加这些区域的植被恢复措施和生态建设,科学规划土地利用方式,加大水土保持工程建设;政府加强预防监督职能,依法对该地区的土壤水蚀情况进行管理,从而科学防治土壤水蚀。

在进行土壤水蚀防控和治理工作时,优先治理低植被覆盖区。针对植被覆盖度低于30%的地区^[28],精准布局植被恢复工程,优先选择柠条、沙棘等深根性乡土植物;加强公众教育,建立生态补偿激励机制,对退耕还林还草、封山育林等措施给予农户直接补贴,鼓励生态恢复举措;加强水土保持工程建设,需在坡度大于15°的侵蚀活跃区配套建设鱼鳞坑、水平阶等集流设施,同步推进坡耕地梯田化改造,限制坡度大于25°区域的开垦,对已开垦的陡坡地实施退耕还林还草,禁止擅自改变用途;在管理机制上,应建立极端降雨预警响应制度,当3 h降雨量超过50 mm时启动应急防护预案;构建科技创新支撑平台,成立水土保持科技专项,支持水土流失机理、生态修复技术、监测预警系统等领域的科研攻关和经费支持。

3.3 研究局限性与未来展望

降水的集中分配也是造成其降雨侵蚀力差异的重要原因,过于集中的降水容易造成土壤水蚀加剧,本研究采用的降雨侵蚀力模型和降雨数据的时间尺度很难体现这种差异,今后研究中应采用更高分辨率的降雨数据,如小时降雨或次降雨数据,运用更精细尺度的相关模型进一步分析,以提高计算精度。

在RUSLE模型中,水土保持措施的实际效果与 P 因子赋值可能存在不一致性,主要原因是赋值时仅设定了理想情景下的部分情况,但实际往往具有复杂性。如水土保持措施的施工质量、维护情况等,以及采取组合措施的效果可能优于某一项措施,但模型难以量化组合水土保持措施的有效性。 P 因子的赋值依赖实测数据,但缺少长期监测,导致 P 因子赋值缺乏依据,后续应建立长期监测,收集水土保持措施的实际效果数据,以验证和修正RUSLE模型中的 P 因子赋值。

RUSLE模型在复杂地形和多营力侵蚀中存在局限性。RUSLE模型的坡长坡度因子未充分考虑沟壑、洼地对侵蚀过程的影响,且难以捕捉微地形(如鼠洞、溶洞等)对土壤水蚀的局部影响。在喀斯特地貌或黄土高原等复杂地形中,基于DEM提取的

LS 因子在陡坡或地形破碎区域误差较大^[29], LS 因子可能低估实际水蚀量。RUSLE仅适用于水力侵蚀,但中国北方农牧交错带是典型的风蚀、水蚀和冻融作用复合区^[30],RUSLE模型预测的侵蚀量不能将风蚀、冻融作用及它们与水蚀的交互作用考虑在内,预测的侵蚀模数可能比实际值偏低。未来需耦合多模型,如风蚀模型、冻融侵蚀模型实现多营力复合侵蚀的量化;引入三维地形参数,改进 LS 因子计算。

未来基于RUSLE模型的土壤侵蚀研究需关注高精度数据的整合与运用,如更高分辨率的遥感数据以及精确小流域尺度地形与植被动态;建立更完善的水土保持监测体系,配备自动化监测设备,野外实测水土流失动态,为RUSLE模型的校准和验证提供基础;在RUSLE模型现有静态因子的基础上,引入动态因子,通过模拟雨量站数据更新 R 因子、无人机实时监测 C 因子变化;对RUSLE模型参数本土化校准,通过野外观测校准 K 因子和 C 因子;考虑风、水、冻融作用复合土壤侵蚀,分析风力、冻融作用与水蚀的交互作用,进行多过程复合模拟的改进。土壤水蚀的发生,是植被、气候、地势、土地利用等多因素共同作用的结果,由于土壤水蚀受多因素影响的相互作用复杂,充分考虑全部可能的影响因素及其作用机制有一定困难,未来研究需进一步深化该方向的理论探索与实践验证。

4 结论

(1) 中国北方农牧交错带东段中部和西南部侵蚀较强,东北部侵蚀较弱。整体上以微度水蚀为主,其次为轻度水蚀,分别占水蚀总面积的69.3%和22.9%。农牧交错带东段高强度土壤水蚀易发区主要分布在研究区中部赤峰市,西南部张家口市、锡林浩特市等地区。

(2) 2000年、2005年、2010年、2015年、2020年、2023年农牧交错带东段平均土壤水蚀模数分别为810.30, 539.28, 889.18, 810.44, 760.76, 724.79 t/(km²·a),土壤水蚀强度呈现轻微上升的变化趋势,上升率为0.90 t/(km²·a);对比研究区在2000年和2023年变化特征,有较明显的水蚀强度减轻或水蚀强度加剧的动态变化现象,研究区东南部和西北部极强度水蚀和剧烈水蚀的区域逐步向中度水蚀和轻度水蚀转变,至2023年东南部主要转变为中度及以下程度的水蚀,而西部少部分地区在24 a间土壤水蚀强度有所加剧。

(3) 水土保持措施、植被覆盖管理、地形是敏感度较高的因子,地形与水土保持措施是高敏感性参

数对,敏感性分析结果揭示了RUSLE模型各参数间具有较强的交互作用,这与水蚀动态变化贡献因子分析中联合影响贡献率较高的结论一致。

(4) 农牧交错带东段土壤水蚀动态变化主要的贡献因子是植被覆盖管理因子,平均贡献率为64.18%;联合影响平均贡献率为23.12%,水土保持措施因子平均贡献率为10.57%,降雨侵蚀力因子平均贡献率为2.13%,后三者影响较小。其中,植被覆盖管理因子成为研究区内11个地市土壤水蚀动态变化的主导因子,降雨侵蚀力因子和水土保持措施因子各分别成为1个地市的主导因子。

参考文献 (References)

- [1] 刘涛,张雪梅,林长存.基于InVEST与FLUS模型的准格尔旗水源涵养功能分析[J].草地学报,2023,31(12):3831-3840.
Liu Tao, Zhang Xuemei, Lin Changcun. Functional analysis of water conservation in Zhungeer banner based on InVEST and FLUS models [J]. Acta Agrestia Sinica, 2023,31(12):3831-3840.
- [2] Li Huichun, Guan Qingyu, Sun Yunfan, et al. Spatio-temporal analysis of the quantitative attribution of soil water erosion in the upper reaches of the Yellow River Basin based on the RUSLE-TLSD model [J]. Catena, 2022,212:106081.
- [3] 邱扬,傅伯杰,王勇.土壤侵蚀时空变异及其与环境因子的时空关系[J].水土保持学报,2002,16(1):108-111.
Qiu Yang, Fu Bojie, Wang Yong. Spatiotemporal variation in soil erosion and its relation to environmental factors [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2002, 16(1):108-111.
- [4] 史志华,刘前进,张含玉,等.近十年土壤侵蚀与水土保持研究进展与展望[J].土壤学报,2020,57(5):1117-1127.
Shi Zhihua, Liu Qianjin, Zhang Hanyu, et al. Study on soil erosion and conservation in the past 10 years: Progress and prospects [J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(5):1117-1127.
- [5] 崔明,蔡强国,范昊明.东北黑土区土壤侵蚀研究进展[J].水土保持研究,2007,14(5):29-34.
Cui Ming, Cai Qianguo, Fan Haoming. Research progress on the soil erosion in black soil region of northeast China [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2007,14(5):29-34.
- [6] Rymaszewicz A, Mockler E, O'Sullivan J, et al. Assessing the applicability of the revised universal soil loss equation (RUSLE) to Irish catchments [J]. Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences, 2015,367:99-105.
- [7] Gao Guangyao, Liang Yue, Liu Jianbo, et al. A modified RUSLE model to simulate soil erosion under different ecological restoration types in the loess hilly area [J]. International Soil and Water Conservation Research, 2024,12(2):258-266.
- [8] Ed-daoudy L, Lahmam N, Benmansour M, et al. Hydric erosion rates in Raouz watershed, Morocco: RUSLE, GIS, and remote sensing [J]. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 2023, 32: 101056.
- [9] Tian Pei, Zhu Zhanliang, Yue Qimeng, et al. Soil erosion assessment by RUSLE with improved P factor and its validation: Case study on mountainous and hilly areas of Hubei Province, China [J]. International Soil and Water Conservation Research, 2021,9(3):433-444.
- [10] Feng Teng, Chen Hongsong, Polyakov V O, et al. Soil erosion rates in two karst peak-cluster depression basins of northwest Guangxi, China: Comparison of the RUSLE model with ¹³⁷Cs measurements [J]. Geomorphology, 2016,253:217-224.
- [11] 王静爱,徐霞,刘培芳.中国北方农牧交错带土地利用与人口负荷研究[J].资源科学,1999,21(5):19-24.
Wang Jing'ai, Xu Xia, Liu Peifang. Landuse and land carrying capacity in ecotone between agriculture and animal husbandry in northern China [J]. Resources Science, 1999,21(5):19-24.
- [12] 郑粉莉.东北黑土区复合土壤侵蚀特征及其防治[M].北京:科学出版社,2021.
Zheng Fenli. Characteristics and prevention of compound soil erosion in black soil region of Northeast China [M]. Beijing: Science Press, 2021.
- [13] 史培军,王静爱.中国干旱、半干旱沙区风成沙粒度的统计分析[J].内蒙古师大学报(自然科学版),1986,15(4):12-21.
Shi Peijun, Wang Jing'ai. Statistical analysis of aeolian sand grain size in arid and semi-arid sandy areas of China [J]. Journal of Inner Mongolia Normal University, 1986,15(4):12-21.
- [14] 章影,廖畅,姜庆虎,等.丹江口库区土壤侵蚀对土地利用变化的响应[J].水土保持通报,2017,37(1):104-111.
Zhang Ying, Liao Chang, Jiang Qinghu, et al. Response of soil erosion to land use change in Dangjiangkou Reservoir area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2017,37(1):104-111.
- [15] 周道纬,卢文喜,夏丽华,等.北方农牧交错带东段草地退化与水土流失[J].资源科学,1999,21(5):57-61.
Zhou Daowei, Lu Wenxi, Xia Lihua, et al. Grassland degradation and soil erosion in the eastern ecotone between agriculture and animal husbandry in northern

- China [J]. Resources Science, 1999, 21(5): 57-61.
- [16] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1997, 52(3): 189-199.
- [17] 章文波, 谢云, 刘宝元. 利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究[J]. 地理科学, 2002, 22(6): 705-711.
Zhang Wenbo, Xie Yun, Liu Baoyuan. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts [J]. Scientia Geographica Sinica, 2002, 22(6): 705-711.
- [18] 谢云, 刘宝元, 章文波. 侵蚀性降雨标准研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(4): 6-11.
Xie Yun, Liu Baoyuan, Zhang Wenbo. Study on standard of erosive rainfall [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2000, 14(4): 6-11.
- [19] 张科利, 彭文英, 杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算[J]. 土壤学报, 2007, 44(1): 7-13.
Zhang Keli, Peng Wenying, Yang Hongli. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(1): 7-13.
- [20] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes [J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(5): 1759-1763.
- [21] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(2): 19-24.
Cai Chongfa, Ding Shuwen, Shi Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2000, 14(2): 19-24.
- [22] 赵东颖, 蒙仲举, 孟芮冰, 等. 乌兰布和沙漠风沙入黄段植被覆盖动态变化特征及驱动力[J]. 干旱区研究, 2024, 41(4): 639-649.
Zhao Dongying, Meng Zhongju, Meng Ruibing, et al. Dynamic change characteristics and driving forces of vegetation cover in the Ulan Buhe Desert along the Yellow River [J]. Arid Zone Research, 2024, 41(4): 639-649.
- [23] Sobol' I M. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates [J]. Mathematics and Computers in Simulation, 2001, 55(1/2/3): 271-280.
- [24] 朱婉菁, 王克勤, 宋娅丽, 等. 滇西北云龙县2000—2020年土壤侵蚀时空演变特征及影响因素[J]. 水土保持学报, 2025, 39(2): 378-389.
Zhu Wanqing, Wang Keqin, Song Yali, et al. Temporal and spatial dynamics of soil erosion and its influencing factors in Yunlong County, northwest Yunnan Province from 2000 to 2020 [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2025, 39(2): 378-389.
- [25] 史小鹏, 苟贺然, 何淑勤, 等. 成都市温江区两种绿地土壤抗蚀抗冲性及其影响因素[J]. 水土保持通报, 2024, 44(4): 117-125.
Shi Xiaopeng, Gou Heran, He Shuqin, et al. Soil anti-erosion and anti-scouring effects of two types of urban green spaces and factors influencing them in Wenjiang District, Chengdu City [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(4): 117-125.
- [26] 张颖, 牛健植, 谢宝元, 等. 森林植被对坡面土壤水蚀作用的动力学机理[J]. 生态学报, 2008, 28(10): 5084-5094.
Zhang Ying, Niu Jianzhi, Xie Baoyuan, et al. Dynamics mechanism of the effect of forest vegetation on hillslope water erosion [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(10): 5084-5094.
- [27] 张丹丹, 王冬梅, 信忠保, 等. 漓江滨岸草带对径流泥沙的拦截效果[J]. 生态学报, 2016, 36(21): 6985-6993.
Zhang Dandan, Wang Dongmei, Xin Zhongbao, et al. Preliminary study of runoff reduction and sediment removal by grass strips in riparian zone, Li River [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(21): 6985-6993.
- [28] 张龙齐, 贾国栋, 吕相融, 等. 黄土高原典型地区不同植被覆盖下坡面土壤侵蚀阈值研究[J]. 水土保持学报, 2023, 37(2): 187-198.
Zhang Longqi, Jia Guodong, Lü Xiangrong, et al. Research of soil erosion thresholds on the lower slopes of different vegetation cover in typical areas of Loess Plateau [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2023, 37(2): 187-198.
- [29] 汤国安. 我国数字高程模型与数字地形分析研究进展[J]. 地理学报, 2014, 69(9): 1305-1325.
Tang Guoan. Progress of DEM and digital terrain analysis in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2014, 69(9): 1305-1325.
- [30] Yang Huimin, Zou Xueyong, Wang Jing'ai, et al. An experimental study on the influences of water erosion on wind erosion in arid and semi-arid regions [J]. Journal of Arid Land, 2019, 11(2): 208-216.