DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2024.02.014
张卓佩，牛健植，樊登星，等. 黄河中游多沙粗沙区土壤水蚀时空变化及动态驱动力分析[J].水土保持学报,2024,38(2):85-96.
ZHANG Zhuopei, NIU Jianzhi, FAN Dengxing, et al. Analysis of spatial and temporal evolution and dynamic driving force of soil water erosion in the middle reaches of the Yellow river in the rich and coarse sediment area[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2024,38(2):85-96.

黄河中游多沙粗沙区土壤水蚀时空变化及动态驱动力分析

张卓佩[1,2]，牛健植[1,2]，樊登星[1,2]，赵春光[3]，苗禹博[1,2]，杜 洲[1,2]，杨智勇[1,2]
(1.北京林业大学水土保持学院,水土保持国家林业和草原局重点实验室,北京 100083;2.林业生态工程教育部工程研究中心,北京 100083;3.鄂尔多斯市水旱灾害防御技术中心,鄂尔多斯 017000)

摘　要:[**目的**]揭示黄河中游多沙粗沙区 2000—2020 年土壤水蚀时空演变特征,分析其动态驱动力。[**方法**]基于 RUSLE 模型,计算多沙粗沙区逐年土壤水蚀模数,分析 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2020 年土壤水蚀强度变化特征,利用 Sen+MK 趋势分析法结合 Hurst 指数探究土壤水蚀模数时空变化特征,使用参数最优地理探测器中的因子探测与交互探测量化年平均降水、海拔、坡度、植被覆盖度、土地利用/覆盖类型、土壤类型 6 个因子对土壤水蚀空间分布的解释力。[**结果**](1)2000—2020 年 5 期多沙粗沙区中度、强烈、极强烈、剧烈侵蚀面积分别下降 48.09%,77.93%,83.01%,36.13%;微度和轻度侵蚀面积分别上升 46.22%,0.33%。现阶段多沙粗沙区以微度和轻度侵蚀为主,二者面积占比分别为 62.49%,42.07%。(2)多沙粗沙区土壤水蚀模数总体年际变化呈波动显著下降趋势,由 2000 年的 2 214.89 t/(km^2·a)降至 2020 年的 1 169.44 t/(km^2·a)。2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势主要表现为下降状态,面积占比为 76.13%,未来仍将以下降状态为主,面积占比为 62.50%。(3)6 个因子间的交互作用解释力均大于单因子,且主要表现为非线性增强和双因子增强;多沙粗沙区土壤水蚀 2000—2005 年由降水和土地利用/覆盖主导,2010—2020 年由植被覆盖度和土地利用/覆盖主导。[**结论**]2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀状况不断好转;未来共有 62.50%的区域土壤水蚀模数为持续下降与未来下降状态,但仍有 20.44%的区域存在上升的潜在风险;退耕还林还草工程改变土地利用/覆盖格局,使得多沙粗沙区土壤水蚀驱动力呈动态变化;在今后多沙粗沙区土壤水蚀防治,优化土地利用/覆盖格局时需要充分考虑坡度因子。

关键词: 多沙粗沙区; RUSLE 模型; 土壤水蚀; 趋势分析; 地理探测器
中图分类号:S157.1　　**文献标识码:**A　　**文章编号:**1009-2242-(2024)02-0085-12

Analysis of Spatial and Temporal Evolution and Dynamic Driving Force of Soil Water Erosion in the Middle Reaches of the Yellow River in the Rich and Coarse Sediment Area

ZHANG Zhuopei[1,2], NIU Jianzhi[1,2], FAN Dengxing[1,2], ZHAO Chunguang[3], MIAO Yubo[1,2], DU Zhou[1,2], YANG Zhiyong[1,2]
(1.*College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Key Laboratory of State Forestry and Grassland Bureau, Beijing* 100083, *China*; 2.*Engineering Research Center of Ministry of Education, Forestry Ecological Engineering, Beijing* 100083, *China*; 3. *Ordos Flood and Drought Disaster Prevention Technology Center, Ordos, Inner Mongolia* 017000, *China*)

Abstract: [**Objective**] To reveal the spatial and temporal evolution characteristics of soil water erosion in the middle reaches of the Yellow River in the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020, and analyze its dynamic driving force. [**Methods**] Based on the RUSLE model, the annual soil water erosion modulus in the rich and coarse sediment area was calculated, and the variation characteristics of soil water erosion intensity

收稿日期:2023-07-26　**修回日期:**2023-09-06　**录用日期:**2023-10-09　**网络首发日期(**www.cnki.net**):**2024-01-16
资助项目:国家重点研发计划项目(2022YFF1300804)
第一作者:张卓佩(1998—),男,硕士研究生,主要从事森林水文与土壤侵蚀研究。E-mail:83827730@qq.com
通信作者:牛健植(1974—),女,教授,主要从事森林水文与土壤侵蚀研究。E-mail:nexk@bjfu.edu.cn

in 2000, 2005, 2010, 2015, and 2020 were analyzed. The spatial-temporal characteristics of soil water erosion modulus were explored by using the Sen+MK trend analysis method combined with the Hurst index, and the factor probing in the parameter-optimal geographical detector with the interactive probing were used to quantify the explanatory power of six factors, namely average annual precipitation, elevation, slope, vegetation cover, land use/cover type, and soil type, on the spatial distribution of soil water erosion. [**Results**] (1) The area of moderate, intense, extremely intense and severe erosion in the rich and coarse sediment area decreased by 48.09%, 77.93%, 83.01%, and 36.13%, respectively, and the area of slight and mild erosion increased by 46.22% and 0.33%, respectively, in the five periods from 2000 to 2020. At the present stage, the sandy and coarse sandy area was dominated by slight and mild erosion, and the proportion of the two was 62.49% and 42.07% respectively. (2) The overall inter-annual change of soil water erosion modulus in the rich and coarse sediment area showed a fluctuating and significant downward trend, from 2 214.89 t/(km^2·a) in 2000 to 1 169.44 t/(km^2·a) in 2020. The spatial variation trend of soil water erosion modulus in the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020 was mainly in a decreasing state, accounting for 76.13% of the total area, and would continue to be in a decreasing state in the future, with an area share of 62.50%. (3) The explanatory power of the interactions among the six factors was greater than that of single factor, and it was mainly manifested as nonlinear enhancement and double-factor enhancement; soil water erosion in the rich and coarse sediment area was dominated by precipitation and land use/cover in 2000—2005, and by vegetation cover and land use/cover in 2010—2020. [**Conclusion**] Soil water erosion condition in the rich and coarse sediment area will be improved continuously from 2000 to 2020; in the future, the soil water erosion modulus of 62.50% of the regions will continue to decline or decline in the future, but there is still a potential risk of increase in 20.44% of the area; the land use/cover pattern has changed by the project of returning farmland to forests and grassland, which made the soil water erosion in the rich and coarse sediment area. The driving force of soil water erosion in the rich and coarse sediment area changes dynamically; the slope factor needs to be fully considered when optimizing the land use/cover pattern for the prevention and control of soil water erosion in the rich and coarse sediment area in the future.

Keywords: the rich and coarse sediment area; RUSLE model; soil erosion; trend analysis; geographical detector

Received: 2023-07-26 **Revised**: 2023-09-06 **Accepted**: 2023-10-09 **Online**(www.cnki.net): 2024-01-16

土壤侵蚀是全球性的生态环境问题,同时也被认为是我国目前最为紧迫的环境问题之一,可导致土地退化、水资源浪费、河道淤积、旱涝灾害等问题,对区域生态环境和人类社会可持续发展构成严重威胁[1]。黄河流域幅员辽阔,农耕历史悠久,是我国西北地区重要的生态屏障与经济地带,而位于黄河中游的多沙粗沙区生态环境脆弱,风蚀与水蚀在年内交互发生且相互促进,是我国乃至全世界水土流失最严重的地区之一,同时也是黄河下游泥沙的主要来源地[2]。多沙粗沙区的生态环境修复与水土流失治理不仅关系到区域社会经济的可持续发展,而且事关整个黄河流域的生态文明建设和高质量发展。随着退耕还林还草工程的实施,多沙粗沙区生态环境得到改善,植被覆盖度逐步提升,土地利用格局更趋合理,土壤侵蚀状况逐渐好转[3-4]。在此背景下,对多沙粗沙区进行土壤水蚀定量评估、时空变化特征分析以及驱动机制研究,对于深入理解该区域的土壤水蚀特征并寻求有针对性的防治对策具有重要意义。

土壤水蚀定量评估方法主要包括人工降雨控制模拟试验、径流小区定位观测、同位素示踪、模型模拟等[5]。人工降雨控制模拟试验、径流小区定位观测、同位素示踪法由于价格较高且费时费力,适用于小尺度的研究。模型模拟主要包括经验统计模型与物理过程模型2种,更适合用于大尺度的推广。其中,RUSLE经验模型由于其结构简单、适用性强以及兼容地理信息系统GIS的优点,便于进行时空模拟分析,在黄河流域得到广泛应用[6-7]。

以往有关土壤水蚀时空变化的研究大多基于隔年土壤水蚀数据利用转移矩阵法进行分析,但能反映区域总体不同土壤侵蚀强度面积转移情况。而时间

序列的趋势分析是识别时空变化及内在规律的重要手段，与传统的转移矩阵法相比，该方法可以更有效地明确时空变化特征。SUN 等[8]通过一元线性回归趋势法研究了黄土高原 2000—2010 年土壤侵蚀时空变化，该方法通过回归分析得到的斜率来估计变化趋势大小，但对异常数据较为敏感。Sen＋MK 趋势分析法可以有效降低异常数据的影响，因而具有更高的稳定性，此外还可以结合 Hurst 指数来预测时间序列数据的未来趋势[9]，并在植被变化等领域中已被广泛使用。例如，YANG 等[10]与 LONG 等[11]利用 Sen＋MK 趋势分析并结合 Hurst 指数分别探讨了黄土高原地区植被覆盖度与中国三北地区生态环境质量的时空变化。

目前，有关多沙粗沙区土壤侵蚀时空变化规律的研究多聚焦于小流域或某一区域尺度，陈浩[12]基于 RUSLE 模型得出，退耕还林后北洛河上游流域年平均土壤侵蚀模数与侵蚀量均明显下降；路志强等[13]探讨了降雨和植被对蒲河流域土壤侵蚀的时空变化的影响。而在整个多沙粗沙区尺度上，虽已有张含玉[14]、殷宝库等[15]、高健翎等[16]进行侵蚀产沙或水土流失时空动态变化的研究，但单独针对水蚀变化及其驱动机制的研究还未见报道。土壤水蚀受到多种因素的共同影响，研究降雨、土壤性质、地形、土地利用/覆盖和植被覆盖对土壤水蚀变化的影响，有助于进一步认识土壤水蚀现象，然而各因素对土壤水蚀的影响并不是简单的叠加效应，还存在复杂的交互作用[17]。地理探测器是一组定量揭示空间潜在驱动力的统计方法[18]。相较于以往传统的土壤侵蚀影响因素研究方法（如主成分分析、相关性分析、回归分析、空间叠加分析等），其考虑了空间异质性，在定量识别各驱动因子及双因子交互作用对土壤水蚀的解释力方面具有明显优势。CHU 等[19]、余万洋等[20]借助地理探测器分别研究了三峡库区与小浪底库区的土壤侵蚀影响因素，均表明地理探测器适用于土壤侵蚀驱动因子的定量分析。

鉴于此，本研究考虑到数据的可及性，基于 RUSLE 模型计算多沙粗沙区 2000—2020 逐年土壤水蚀模数，采用 Sen＋MK 趋势分析法探讨土壤水蚀的时空变化特征与时空分布特征，并结合 Hurst 指数预测未来土壤水蚀的可能状态；利用地理探测器中的因子探测与交互探测量化分析不同驱动因子及其相互作用对土壤水蚀空间格局的解释力，旨在对多沙粗沙区土壤水蚀防治工作进行科学评价，以期为合理有效进行生态环境修复与水土保持工作提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

黄河中游多沙粗沙区（35°54′—40°15′N，106°57′—111°58′E）包括黄河中游河口镇至龙门区间、泾河的最大支流马莲河上游、蒲河和北洛河刘家河以上区域，涉及山西、陕西、内蒙古、甘肃和宁夏 5 个省（自治区）的 44 个县（旗、市），面积约为 7.86 万 km^2。该区域属于干旱和半干旱地区，年平均气温11～14 ℃，年降水量 400 mm，呈暴雨集中在夏季出现。海拔 1 100～1 500 m，地形破碎，主要以黄土丘陵沟壑和黄土高塬沟壑地貌为主，沟壑密度大且陡坡沟深。土壤主要以抗蚀性、抗冲性较差的沙黄土为主，土壤侵蚀十分严重[14-16]。

1.2　数据来源与处理

本研究所涉及到的原始数据主要包括基础边界数据、降水、土壤、DEM、NDVI、土地覆盖/利用 6 类。多沙粗沙区矢量边界来源于国家冰川冻土沙漠科学数据中心（http://www.ncdc.ac.cn）中的黄河中游多沙粗沙区基础数据集[21]；降水数据来源于中国气象数据网（http://data.cma.cn），使用研究时段内多沙粗沙区及周边地区的 87 个气象站点日值数据进行年降雨侵蚀力（R）和年平均降水量的计算，并基于 ANUSPLIN 软件插值为空间分辨率为 250 m 的栅格数据；土壤属性来源于 1∶100 万 HWSD 世界土壤数据库，空间分辨率为 1 km。土壤类型来源于中国科学院资源环境数据中心（http://www.resdc.cn），空间分辨率为 1 km；土地覆盖/利用数据来源于 YANG 等[22]已公开发表的逐年土地覆盖/利用数据集（https://zenodo.org/record/5210928#collapseCitations），空间分辨率为 30 m；DEM 来源于 Google earth engine（GEE）（https://earthengine.google.com）中的 SRTM 全球地形数据集，空间分辨率率为 30 m；NDVI 来源于 Google earth engine（GEE）中的 MOD13Q1 数据集，空间分辨率为 250 m。以上原始数据均统一坐标系为 Krasovsky_1940_Albers，空间分辨率为 250 m 后，再进行后续的计算分析。

1.3　研究方法

1.3.1　土壤水蚀模型　本研究采用修正通用土壤流失方程 RUSLE 进行多沙区土壤水蚀的估算，其计算公式为：

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \tag{1}$$

式中：A 为土壤水蚀模数[t/(hm² · a)]；R 为降雨侵蚀力因子[(MJ · mm)/(hm² · h · a)]；K 为土壤可蚀性因子[(t · hm² · h)/(MJ · hm² · mm)]；LS 为

坡长坡度因子；C 为植被覆盖与管理因子；P 为水土保持措施因子，均无量纲。

(1)降雨侵蚀力因子(R)

降雨侵蚀力主要指降雨对地表产生的冲击力，其通过雨滴击溅、水流冲刷等途径对地表进行侵蚀。本研究采用章文波等[23]修正的日雨量半月侵蚀力模型，该模型结构简单，能够利用日降水量数据灵活方便地分析计算逐年降雨侵蚀力。计算公式为：

$$R_{年}=\sum_{i=1}^{24}R_{半月i} \tag{2}$$

$$R_{半月}=\alpha\sum_{k=1}^{n}(P_k)^{\beta} \tag{3}$$

$$\alpha=21.586\,\beta^{-7.1891} \tag{4}$$

$$\beta=0.8363+\left(\frac{18.144}{P_{d12}}\right)+\left(\frac{24.455}{P_{y12}}\right) \tag{5}$$

式中：$R_{年}$ 为某年内24个半月的侵蚀力累加值；$R_{半月}$ 为第 i 个半月时段的侵蚀力；P_k 为半月时段内第 k 个侵蚀性降雨的日雨量；n 为对应半月时段内侵蚀性降雨日数；α 与 β 为模型参数；P_{d12} 为某年侵蚀性日雨量的平均值，即某年内日雨量≥12 mm 的累加值与相应天数的比值；P_{y12} 为侵蚀性日雨量的多年平均值，即日雨量≥12 mm 的年累加值的多年平均。侵蚀性降雨标准为日雨量≥12 mm，否则以0计算。

(2)土壤可蚀性因子(K)

土壤可蚀性因子是一个综合表达土壤的抗冲性与抗蚀性的强弱的指标，其值越小土壤抵抗水蚀的能力越强。本研究采用 WILLIAMS 等[24]提出，后经张科利等[25-26]修正的 EPIC 模型进行土壤可蚀性因子的计算，公式为：

$$K_{epic}=\left\{0.2+0.3\exp\left[-0.0256\,S_{AN}\left(1-\frac{S_{IL}}{100}\right)\right]\right\}\times\left\{\frac{S_{IL}}{C_{LA}+S_{IL}}\right\}^{0.3}\times\left\{1-\frac{0.25C}{[C+\exp(3.718-2.947C)]}\right\}\times\left[1-\frac{0.7(SN_1)}{SN_1+\exp(-5.509+22.899\,SN_1)}\right] \tag{6}$$

$$SN_1=1-\frac{S_{AN}}{100} \tag{7}$$

$$K=-0.01383+0.51575\,K_{epic} \tag{8}$$

式中：S_{AN}、S_{IL}、C_{LA}、C 分别表示砂粒、粉粒、黏粒、有机碳含量的质量分数(%)。

(3)坡长坡度因子(LS)

坡长坡度因子是由 DEM 计算得来，反映的是地形对土壤水蚀的作用。本研究基于符素华等[27]开发的 LS 计算工具，使用坡长法进行 LS 因子的计算，计算公式为：

$$S=\begin{cases}10.80\sin\theta+0.03 & \theta<5^\circ\\ 16.80\sin\theta-0.50 & 5^\circ\leqslant\theta<10^\circ\\ 21.91\sin\theta-0.96 & \theta\geqslant10^\circ\end{cases} \tag{9}$$

$$L_i=\begin{cases}\dfrac{\lambda_{out}^{m+1}-\lambda_{in}^{m+1}}{(\lambda_{out}-\lambda_{in})(22.13)^m} & \lambda_{out}-\lambda_{in}>0\\ \left(\dfrac{\lambda_{out}}{22.13}\right)^m & \lambda_{out}-\lambda_{in}<0\\ 0 & \lambda_{out}=0\end{cases} \tag{10}$$

$$m=\begin{cases}0.2 & \theta<0.5^\circ\\ 0.3 & 0.5^\circ\leqslant\theta<1.5^\circ\\ 0.4 & 1.5^\circ\leqslant\theta<3.0^\circ\\ 0.5 & 3.0^\circ\leqslant\theta\end{cases} \tag{11}$$

式中：θ 为坡度(°)；S 为坡度因子；m 为坡长指数；L_i 为坡长因子；当 $\lambda_{out}-\lambda_{in}=0$ 时，L_i 为流入单元格最长流路栅格的坡长因子值。

(4)植被覆盖与管理因子(C)

植被覆盖与管理因子反映植被抵抗土壤水蚀的能力，C 值越小，植被抵抗土壤水蚀的能力越强。本研究采用蔡崇法等[28]的研究计算 C 因子，公式为：

$$f=\frac{\mathrm{NDVI}-\mathrm{NDVI}_{min}}{\mathrm{NDVI}_{max}-\mathrm{NDVI}_{min}} \tag{12}$$

$$C=\begin{cases}1 & f=0\\ 0.6508-0.3436\lg f & 0<f\leqslant78.3\%\\ 0 & f>78.3\%\end{cases} \tag{13}$$

式中：NDVI 为归一化植被指数；NDVI_{min}、NDVI_{max} 分别为 NDVI 的最小值与 NDVI 的最大值；f 为植被覆盖率；C 为植被覆盖与管理因子。

(5)水土保持措施因子(P)

水土保持措施因子反映水土保持措施(如修筑梯田、等高耕作、植树造林、削坡开级等)控制土壤水蚀发生的能力，其值域为[0,1]。P 值越接近0水土保持措施越有效，发生土壤水蚀风险越低。本研究结合研究区实际情况与前人[29]的研究，根据土地利用/覆盖类型，将耕地、林地、草地分别赋值为0.31，0.05，0.16，其余类型均赋值为1.00。

1.3.2 土壤水蚀模数趋势分析

(1)Sen+MK 趋势分析

本研究采用 Theil-Sen Median 趋势分析与 Mann-Kendall 检验结合的方法分析多沙粗沙区2000—2020年土壤水蚀模数的空间变化趋势，该方法可以排除异常值的干扰稳健地判断像元尺度长时间序列数据的变化趋势[30-31]。

Theil-Sen Median 趋势分析计算公式为：

$$\beta = \mathrm{median}\left(\frac{A_j - A_i}{j - i}\right)(2000 \leqslant i \leqslant j \leqslant 2020) \tag{14}$$

式中：A_i 与 A_j 分别为 i 年和 j 年的每个像元的土壤水蚀模数值；median 为中位数函数；β 为土壤水蚀模数变化趋势，当 $\beta > 0$ 时，表示土壤水蚀模数呈下降趋势；反之则表示土壤水蚀模数呈上升趋势。

Mann-Kendall 检验计算公式为：

$$Z = \begin{cases} \dfrac{S-1}{\sqrt{V(S)}}, S > 0 \\ 0, \qquad S = 0 \\ \dfrac{S+1}{\sqrt{V(S)}}, S < 0 \end{cases} \tag{15}$$

$$S = \sum_{j=1}^{n-1} \sum_{i=j+1}^{n} \mathrm{sgn}(A_j - A_i) \tag{16}$$

$$\mathrm{sgn}(A_j - A_i) = \begin{cases} 1, A_j - A_i > 0 \\ 0, A_j - A_i = 0 \\ -1, A_j - A_i < 0 \end{cases} \tag{17}$$

$$V(S) = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18} \tag{18}$$

式中：A_i 与 A_j 分别表示 i 年和 j 年的土壤水蚀模数像元值；sgn 为符号函数；n 为时间序列数据的个数，当 $n \geqslant 8$ 时统计量 S 近似正态分布，$V(S)$ 表示 S 统计量的方差。在 α 水平下，如果 $Z > Z_{-\alpha/2}$，表明在时间序列中土壤水蚀模数存在明显的趋势变化。$Z_1 > Z - \alpha/2$ 是标准正态分布函数在 α 置信水平下的分布表所对应的值。当 $|Z| > 1.96$ 时，表明趋势分别通过 95% 的显著性检验。选用显著性水平为 $\alpha = 0.05$，根据 β 与 Z 值的实际情况，将 Sen＋MK 趋势分析划为 5 种类型（表 1）。

表 1　土壤水蚀模数 Sen＋MK 趋势分析分类标准

Table 1　Classification criteria for Sen＋MK trend analysis of soil water erosion modulus

β	Z 值	2000—2020 年变化趋势
$\beta > 0$	$\lvert Z \rvert > 1.96$	明显上升
	$\lvert Z \rvert < 1.96$	轻微上升
$\beta = 0$		无变化
$\beta > 0$	$\lvert Z \rvert > 1.96$	轻微下降
	$\lvert Z \rvert < 1.96$	明显下降

（2）Hurst 指数

基于重标极差（R/S）分析方法的 Hurst 指数反映时间序列数据的自相关性，将其与 Sen＋MK 趋势分析结果叠加可以有效预测未来的变化趋势[32-33]。土壤水蚀模数时间序列 $A(t)$，$t = 1, 2, 3, 4, \cdots, n$，对于任意正整数 τ，都可以得到公式：

$$A(t) = A_t - A_{t-1} \tag{19}$$

$$< A >_\tau = \frac{1}{\tau} \sum_{t=1}^{\tau} A(t)(\tau = 1, 2, \cdots, n) \tag{20}$$

$$X(t, \tau) = \sum_{t=1}^{\tau} (At) - < A >_\tau)(1 \leqslant t \leqslant \tau) \tag{21}$$

$$R(\tau) = \max_{1 \leqslant t \leqslant \tau} X(t, \tau) - \min_{1 \leqslant t \leqslant \tau} X(t, \tau)(\tau = 1, 2, \cdots, n) \tag{22}$$

$$S(\tau) = \left[\frac{1}{\tau} \sum_{t=1}^{\tau} (A(t) - < A >_\tau)^2\right]^{\frac{1}{2}} \tag{23}$$

$$\frac{R(\tau)}{S(\tau)} = D \times m^H \tag{24}$$

式中：$(A)_\tau$ 为差分序列；$X(t, \tau)$ 为均值序列；$X(t, \tau)$ 为累计离差；$R(\tau)$ 为极差；$S(\tau)$ 为标准离差；D 为正整数；H 为 Hurst 指数，其值域为[0，1]，以0.5 为断点划分分类标准（表 2）。$H < 0.5$ 表示时间序列数据具有长期自相关性，但未来可能出现趋势转变；$H = 0.5$ 表示数据时间序列是随机的不具有自相关性，过去不能预测未来的趋势；$H > 0.5$ 表示时间序列数据具有长期自相关性，并且是持续性，可能将在未来保持当前的变化趋势。

表 2　土壤水蚀模数未来变化趋势分析分类标准

Table 2　Classification criteria for analyzing future trends in soil water erosion modulus

2000—2020 年变化趋势	$H > 0.5$	$H = 0.5$	$H < 0.5$
明显上升	持续上升		未来下降
轻微上升			
无变化		无变化	
轻微下降	持续下降		未来上升
明显下降			

1.3.3　参数最优地理探测器　传统的地理探测器对于连续型数据的离散化处理存在明显的人为主观作用及离散效果不佳等问题。SONG 等[34]改进的参数最优地理探测器（OPGD）首先依据 Q 值最大准则选出最优的离散化参数组合（离散方法和间断区间数量）再进行后续探测，这可使探测结果更为可靠。本研究首先使用 Arcgis 10.8 创建渔网工具创建1 km×1 km 渔网点，剔除空值后，共生成 78 078 个采样点，将各因子采样数据，输入 OPGD 中，初设 5 种离散化方法（等间距、自然间断、分位数、几何间隔、标准差），3～8 类间断数量，进行因子探测与交互探测。

（1）因子探测

因子探测器主要量化的是各驱动因子 X 单独对因变量 Y 的解释力，使用 Q 统计量来表征因变量 Y 的分层异质性。Q 的值域为[0，1]，Q 值越大，意味着驱动因子 X 对因变量 Y 的解释力越高，反之亦然。

计算 Q 值公式为：

$$Q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L} N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \tag{25}$$

式中：Q 为驱动因子 X 对因变量 Y 的空间分布的解释力；$h=1,\cdots,L$，L 为每个驱动因子 X 的分层；N_h 和 N 分别为某一驱动因子 X 的层 h 和全区域的单元数；σ_h^2 和 σ^2 分别为因变量 Y 在某一驱动因子 X 的层 h 和全区域中的方差。

(2)交互探测

交互探测器主要量化的是双因子共同作用对因变量 Y 的解释力，识别双因子共同作用时是否存在增强或减弱对因变量 Y 解释力的现象。其首先计算 $Q(X1)$ 和 $Q(X2)$，然后计算 $Q(X1\cap X2)$，其中 $X1\cap X2$ 为 $X1$ 和 $X2$ 叠加而成的一个新的交互因子；最后通过判定依据(表 3)比较三者的相对大小，识别双因子交互作用。

表 3 交互因子类型分类标准

Table 3 Criteria for categorizing types of interaction factors

判定依据	交互作用
$Q(X1\cap X2)<\min[Q(X1),Q(X2)]$	非线性减弱
$\min[Q(X1),Q(X2)]<Q(X1\cap X2)<\max[Q(X1),Q(X2)]$	单因子非线性减弱
$Q(X1\cap X2)>\max[Q(X1),Q(X2)]$	双因子增强
$Q(X1\cap X2)=Q(X1)+Q(X2)$	独立
$Q(X1\cap X2)>Q(X1)+Q(X2)$	非线性增强

2 结果与分析

2.1 土壤水蚀强度时空变化特征

参考水利部发布的《土壤侵蚀分类分级标准》(SL 190—2007)[35]，选取 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2020 年 5 个时间节点，根据土壤水蚀模数将土壤水蚀强度划分为 6 个等级得到多沙粗沙区土壤水蚀强度分布图(图 1)。5 个时间节点土壤水蚀强度空间格局基本一致，中度以上侵蚀表现出向研究区中部不断收缩聚集的特征。

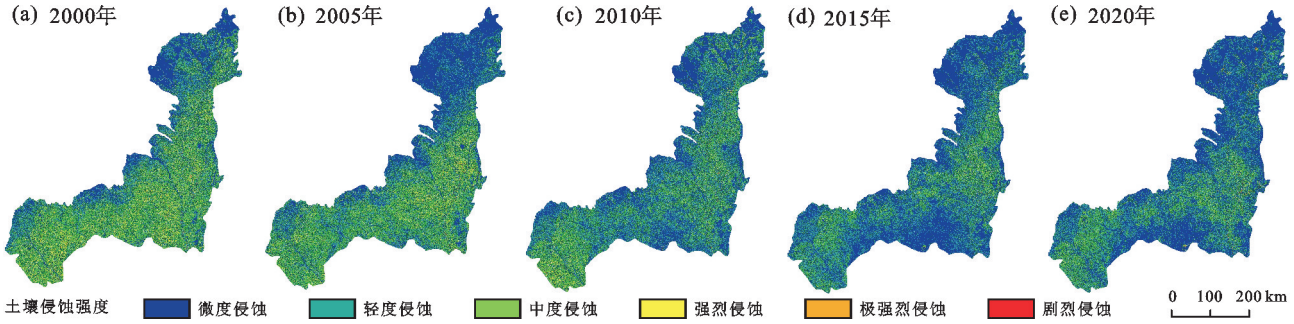

图 1 2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀强度空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of soil water erosion intensityin the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020

由表 4 可知，研究时段内多沙粗沙区以微度与轻度侵蚀为主，占总面积的66.73%以上，且二者面积呈增加趋势。其中，微度侵蚀面积变化较大，由 2000 年的 42.74%增加至 2020 年的 62.49%；轻度侵蚀面积基本保持不变，变化率仅为 0.33%。中度及以上侵蚀面积占比较小且均呈减小趋势，强烈侵蚀面积变化率最大，2020 年相较 2000 年减少 83.01%，其次是强烈、中度，剧烈侵蚀，变化率分别为 −77.93%，−48.09%，−36.13%。

2.2 土壤水蚀模数时空变化特征

2.2.1 多沙粗沙区土壤水蚀模数总体年际变化 从图 2 可以看出，2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀模数均值呈波动显著下降趋势($p<0.01$)，由2 214.89 t/(km^2·a)下降至 1 169.43 t/(km^2·a)，年均下降速度为 70.12 t/(km^2·a)(图 3)。期间，土壤水蚀模数在 2001 年最大，为 3 818.26 t/(km^2·a)，2015 年的土壤水蚀模数最小，为 1 343.08 t/(km^2·a)。总体上，该区土壤水蚀状况得到明显控制。

表 4 2000—2020 年多沙粗沙区各等级土壤水蚀强度面积占比

Table 4 Area share of soil water erosion intensity of each class in the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020

土壤水蚀模数/(t·km^{-2}·a^{-1})	土壤水蚀强度	土壤水蚀强度面积占比/%					变化率/%
		2000 年	2005 年	2010 年	2015 年	2020 年	
<1 000	微度	42.74	49.88	53.01	61.81	62.49	46.22
1 000～2 500	轻度	23.99	24.54	27.59	25.50	24.07	0.33
2 500～5 000	中度	20.50	17.53	14.75	10.28	10.64	−48.09
5 000～8 000	强烈	9.31	5.91	3.59	1.84	2.05	−77.93
8 000～15 000	极强烈	3.14	1.94	0.87	0.45	0.53	−83.01
>15 000	剧烈	0.32	0.20	0.19	0.12	0.20	−36.13

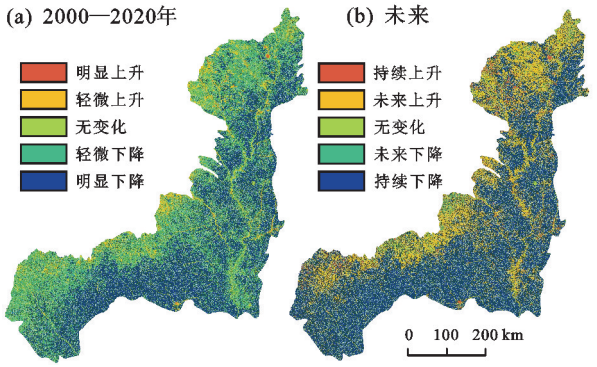

图 2　2000—2020 年及未来多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势

Fig. 2　Spatial trends in soil water erosion modulus in the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020 and future

2.2.2　多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势　由图 3a 及表 5 可知，多沙粗沙区 2000—2020 年土壤水蚀模数变化趋势主要表现为下降状态，面积占比为 76.13%，其中，明显下降面积最大，为 34 066.88 km²，占全区总面积的 43.40%，轻微下降面积为 25 689.50 km²，占全区总面积的 32.73%；呈上升状态的面积仅占 6.80%，其中，明显上升面积最小，为 575.50 km²，仅占全区总面积的 0.73%，轻微上升面积为 4 764.44 km²，占全区总面积的 6.07%。

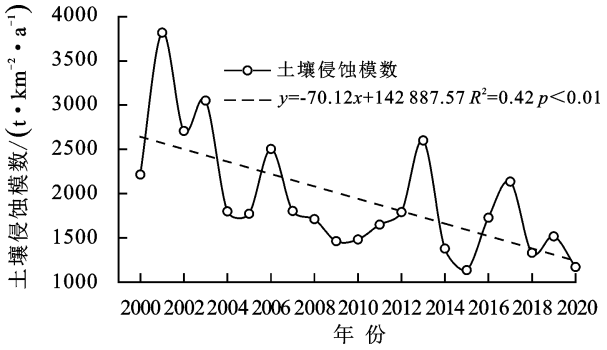

图 3　2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀模数均值年际变化

Fig. 3　Inter-annual variation of mean soil water erosion modulusin the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020

由 Sen＋MK 趋势分析与 Hurst 指数叠加得到未来变化趋势（图 3b）。多沙粗沙区土壤水蚀模数未来变化趋势依旧将以下降状态为主，持续下降与未来下降（由上升向下降方向转变）区域面积之和占比 62.50%，主要分布在研究区东部和南部；持续上升面积占比 4.67%，呈“点状”零星分布，集中于多沙粗沙区北部、西北部地区，其他区域（如延安宝塔区、吕梁临县、柳林、绥德、米脂、河曲、环县等区县）也有分布；未来上升（由下降向上升方向转变）面积占比为 15.77%，主要分布在多沙粗沙区北部、西部以及研究区内黄河干流的河口至龙门段周边地区；无变化的面积为 13 402 km²，占比为 17.07%，在整个多沙粗沙区均有分布但多集中于一些水体（如黄河干流、延河、无定河等）以及植被长期较好的吕梁临县紫金山。

表 5　2000—2020 年及未来多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势面积统计

Table 5　Area statistics of spatial trend of soil water erosion modulusin the rich and coarse sediment area from 2000 to 2020 and in the future

2000—2020 年变化趋势	面积/km²	占比/%	未来变化趋势	面积/km²	占比/%
明显上升	575.50	0.73	持续上升	3 663.06	4.67
轻微上升	4 764.44	6.07	未来上升	12 377.00	15.77
无变化	13 402.00	17.07	无变化	13 402.00	17.07
轻微下降	25 689.50	32.73	未来下降	1 676.88	2.14
明显下降	34 066.88	43.40	持续下降	47 379.38	60.36

2.3　动态驱动力分析

2.3.1　因子探测分析　选取年平均降水量（$X1$）、海拔（$X2$）、坡度（$X3$）、植被覆盖度（$X4$）、土地利用/覆盖类型（$X5$）、土壤类型（$X6$）6 个地理因子，使用因子探测器分别探测 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2020 年各因子对土壤水蚀模数的解释力，量化单因子对土壤水蚀空间分布的动态解释力。

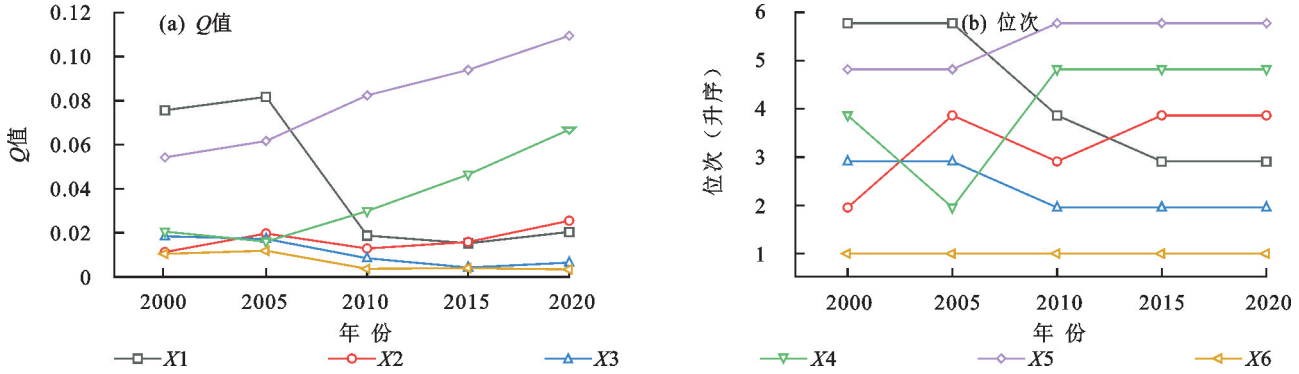

图 4　各因子对土壤水蚀空间分异的解释力 Q 值以及位次变化

Fig. 4　Explanatory power of factors for spatial differentiation of soil water erosion Q－value and change in rank

从图4可以看出，在5期时间内，选择的6个地理因子对多沙粗沙区土壤水蚀空间分异性的解释力均有显著影响($p<0.01$)，呈现不同的变化趋势，主导因子交替变化。

从变化趋势角度(图4a)来看，2000—2020年土地利用类型解释力由5.42%上升至10.95%，植被覆盖度解释力由2.05%上升至6.68%，二者上升明显；DEM解释力轻微上升；坡度、土壤类型解释力二者总体明显下降；年均降水解释力变化最大，呈现先增后减的总体下降趋势。

从主导因子交替角度(图4b)来看，2000—2005年各因子解释力位次轻微交替，第1主导因子为降水，第2主导因子是土地利用类型；2005—2010年各因子解释力位次交替变化明显，土地利用类型成为第1主导因子，植被覆盖度上升至第2主导因子，年均降水则下降至第3主导因子；2010—2020年各因子解释力位次呈基本稳定状态，第1主导因子为土地利用/覆盖类型，其次是植被覆盖度，降水因子持续下降至第4位。其中，土壤类型解释力最弱，始终处于最低位。

2.3.2 交互探测分析 使用地理探测器中的交互探测模块分别探测2000年、2005年、2010年、2015年、2020年双因子交互作用对土壤水蚀模数空间分布的解释力。从表6可以看出，在2000—2020年期间6因子之间的交互作用主要表现为非线性增强和双因子增强，不存在独立和减弱作用的交互因子，这表明各因子交互作用时会增强对土壤水蚀空间分布的解释力。其中，$X1\cap X4$、$X1\cap X5$、$X2\cap X4$、$X2\cap X5$、$X3\cap X5$、$X5\cap X6$在2000—2020年均为非线性增强；$X1\cap X2$、$X1\cap X3$、$X2\cap X3$、$X2\cap X6$、$X3\cap X4$、$X4\cap X6$在2000—2020年主要为非线性增强，个别年份为双因子增强；$X1\cap X6$、$X3\cap X6$、$X4\cap X5$在2000—2020年主要为双因子增强，个别年份为非线性增强。

同时交互探测结果表明，2000—2020年$X1\cap X5$(0.1443)、$X3\cap X5$(0.1212)、$X4\cap X5$(0.1158)的解释力位于前3位，是影响土壤水蚀空间分布的主导交互因子。由图5a可知，在研究时段内，$X1\cap X5$解释力呈现先增后减再增的趋势，在2005年达到最大，为17.02%；$X3\cap X5$与$X4\cap X5$解释力呈不断增加趋势，二者均在2020年达到最大值，分别为17.11%，15.98%。由图5b可知，在2000—2010年期间，$X1\cap X5$为第1主导交互因子、$X3\cap X5$、$X4\cap X5$次之；在2010—2015年期间，$X4\cap X5$攀升至第1主导交互因子，$X1\cap X5$、$X3\cap X5$次之；在2015—2020年期间，$X3\cap X5$成为第1主导交互因子，$X4\cap X5$、$X1\cap X5$次之。值得一提的是，坡度因子($X3$)在单因子探测中的解释力较低，而在交互探测中$X3\cap X5$表现突出，呈上升趋势且均为非线性增强。

表6 各交互因子对土壤水蚀空间分异解释力

Table 6 Explanatory power of spatial differentiation of soil water erosion by interaction factors

交互因子	2000年	2005年	2010年	2015年	2020年	平均值
$X1\cap X2$	0.085 4↑	0.114 6↑↑	0.044 1↑↑	0.048 7↑↑	0.047 7↑↑	0.068 1
$X1\cap X3$	0.079 0↑	0.087 4↑	0.028 8↑↑	0.020 7↑↑	0.02 73↑↑	0.048 6
$X1\cap X4$	0.113 1↑↑	0.144 2↑↑	0.069 5↑↑	0.087 8↑↑	0.147 7↑↑	0.112 5
$X1\cap X5$	0.143 5↑↑	0.170 2↑↑	0.124 3↑↑	0.126 0↑↑	0.157 5↑↑	0.144 3
$X1\cap X6$	0.081 1↑	0.087 0↑	0.022 5↑↑	0.018 3↑	0.024 4↑↑	0.046 7
$X2\cap X3$	0.029 6↑	0.035 4↑	0.021 5↑↑	0.021 8↑↑	0.032 8↑↑	0.028 2
$X2\cap X4$	0.039 1↑↑	0.044 3↑↑	0.063 9↑↑	0.075 9↑↑	0.116 0↑↑	0.067 8
$X2\cap X5$	0.073 9↑↑	0.089 5↑↑	0.106 4↑↑	0.110 6↑↑	0.137 6↑↑	0.103 6
$X2\cap X6$	0.021 9↑↑	0.032 3↑↑	0.016 9↑↑	0.018 9↑	0.028 0↑	0.023 6
$X3\cap X4$	0.037 9↑	0.040 6↑↑	0.062 4↑↑	0.059 8↑↑	0.101 4↑↑	0.060 4
$X3\cap X5$	0.092 4↑↑	0.104 1↑↑	0.116 9↑↑	0.121 6↑↑	0.171 1↑↑	0.121 2
$X3\cap X6$	0.027 0↑	0.026 9↑	0.012 1↑	0.008 6↑↑	0.010 0↑	0.016 9
$X4\cap X5$	0.082 3↑↑	0.088 4↑↑	0.109 8↑	0.138 8↑	0.159 8↑	0.115 8
$X4\cap X6$	0.029 1↑	0.028 5↑↑	0.036 0↑↑	0.056 9↑↑	0.075 7↑↑	0.045 2
$X5\cap X6$	0.067 3↑↑	0.075 6↑↑	0.088 6↑↑	0.101 9↑↑	0.118 2↑↑	0.090 3

注：↑表示双因子增强；↑↑表示非线性增强。

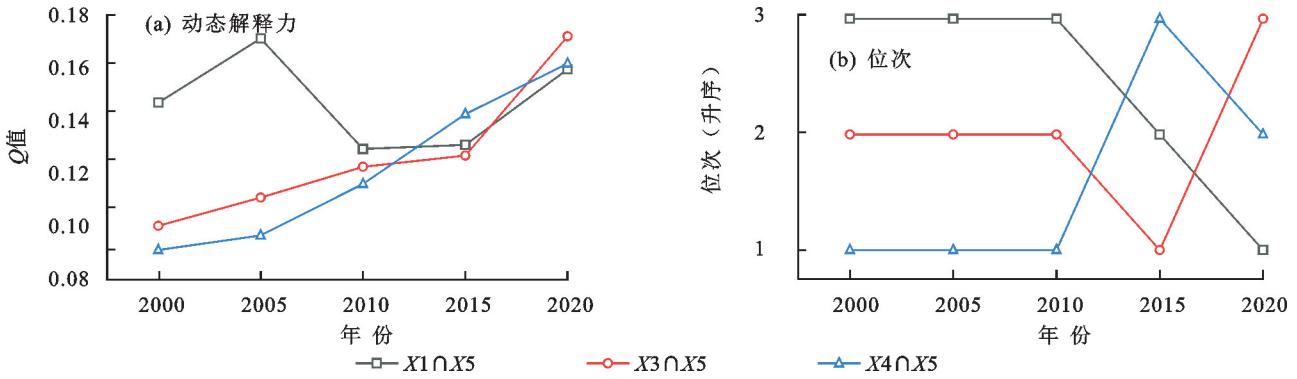

图 5　X1∩X5、X3∩X5、X4∩X5 对土壤水蚀空间分布动态解释力及位次

Fig. 5　Explanatory power and rank of X1∩X5, X3∩X5, and X4∩X5 for the dynamics of spatial distribution of soil water erosion

3　讨 论

(1)本研究基于 RUSLE 模型计算所得 2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀模数范围为 1 134.08～3 818.26 t/(km^2 · a),多年平均土壤水蚀模数为 1 940.29 t/(km^2 · a)。与陈浩[12]、路志强等[13]分别针对北洛河上游、蒲河流域研究得到的土壤水蚀模数相比虽有差异但处于合理范围内,模型模拟计算结果较为可靠。

(2)过去 21 年多沙粗沙区全区土壤水蚀强度明显持续向良好态势发展。全区微度侵蚀面积持续增加,轻度侵蚀面积基本保持不变;中度以上侵蚀向研究区中部不断收缩聚集,面积占比持续减少。殷宝库等[15]基于水土流失动态监测与土壤侵蚀遥感调查数据指出,多沙粗沙区 1999—2020 年水土流失面积急剧减少;高健翎等[16]指出,2011—2014 年多沙粗沙区土壤侵蚀强度明显减弱。虽然以上二者的结论都是风蚀与水蚀叠加统计分析所得,而本文所得结果仅指土壤水蚀,但侵蚀强度的演变趋势基本一致。土壤水蚀模数均值年际变化呈波动显著下降趋势,从 2000 年的 2 214.89 t/(km^2 · a)降至 2020 年 1 169.44 t/(km^2 · a)。闫瑞等[29]得到北洛河上游流域土壤水蚀模数从 2000 年的 7 408.93 t/(km^2 · a)下降为 2010 年的 2 857.76 t/(km^2 · a);穆兴民等[36]指出,20 世纪 90 年代以来黄土高原丘陵沟壑区与高塬沟壑土壤水蚀模数显著下降,本研究所得变化趋势与上述研究结果一致。2000—2020 年多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势呈“整体下降,局部上升”的特征,区域土壤水蚀状况的持续好转,这可能得益于退耕还林还草工程的实施。

(3)未来仍有 15.77%的区域存在土壤水蚀模数由下降转变为上升的潜在风险,可能由于这些区域生态环境脆弱,植被多以草本与灌木为主,乔木稀少,同时地表组成物质多为易侵蚀的砂质结构砒砂岩或沙盖黄土[37-38]。未来土壤水蚀模数呈持续上升状态的区域面积占比为 4.67%,与过去 21 年间呈上升状态的区域以及始终处于剧烈侵蚀的地区高度重合,结合 Google 卫星影像可知,其主要为一些人类活动强度较高的矿山、工厂以及城镇等。多沙粗沙区内有着丰富的煤、石油、天然气等能源,大规模的能源开发与基础设施的建设造成水土流失,并且随着资源逐步开发以及城镇扩张土壤水蚀持续加剧的情况不可避免[15]。未来多沙粗沙区土壤水蚀防治工作应因地而异考虑不同防治政策,如对于人类活动强烈的地区注重生态恢复与重建的同时应合理进行人为活动,对于未来土壤水蚀可能加剧的地区应多关注其变化并及时制定实施相应对策,对于土壤水蚀呈改善状态的区域应继续巩固和提升土壤水蚀治理成果等。

(4)土地利用/覆盖因子无论是在因子探测还是交互探测的解释力都较为突出,说明表征人类活动的土地利用/覆盖因子对研究区土壤水蚀有重要影响,与 JIN 等[39]、魏艳红等[40]的研究结果一致。土壤水蚀受自然因素和人类活动的共同影响,但在短时间内研究区的地形、土壤物理性质等自然条件不会发生根本性变化。而随着退耕还林工程的逐步实施,多沙粗沙区耕地面积 2020 年相较 2000 年减少 31.78%,草地面积小幅提升 7.50%,林地面积大幅度提升,由 2000 年 475.00 km^2 增加至 2020 年 1 977.50 km^2[13]。退耕还林还草工程促使陡坡耕地面积减少,改变多沙粗沙区土地利用格局,使得区域植被状况持续改善,植被覆盖面积比例 2020 年比 1999 年提高 18.52%[8],植被通过拦截降雨、削弱雨滴动能等方式降低降雨对土壤水蚀的影响。因此,退耕还林还草工程活动造成的土地利用/覆盖格局变化是研究区土壤水蚀的驱动因子呈降水因子主导(2000—2005 年)到植被覆盖度因子主导(2010—2020 年)动态变化的主要原因。SUN 等[8]指出,黄土高原丘陵沟壑区由于生态工程的实施,植被覆盖的变化对土壤水蚀的影响要比降水的大;路志强等[13]也表明,蒲河流域退耕还

林后植被作用逐渐凸显取代降水为影响土壤水蚀的主导因素,均与本研究结论相似。

坡度单因子对土壤水蚀空间分布影响不大,但其与土地利用/覆盖因子的交互作用却表现为增强效果最强的非线性增强且呈上升趋势。这说明不同的坡度和土地利用/覆盖类型叠加后土壤水蚀有更为明显的差异。李益敏等[41]研究福贡县土壤侵蚀也得出类似的结果,即在单因子探测中,坡度的解释力最小,但坡度与土地利用交互的解释力最大。另外,SUN等[8]指出,与地形相关的土地利用/覆盖变化影响土壤水蚀的发生,特别是在黄土高原丘陵沟壑区陡坡地的耕作活动导致细沟和冲沟的发育,可造成严重的土壤侵蚀。因此,在今后的多沙粗沙区土壤侵蚀治理中,不仅要继续加强植被建设,而且在优化土地利用/覆盖格局时要着重考虑地形条件。

(5)本研究在一定程度上探讨降水、地形、土壤、植被、土地利用各地理因子及其交互作用对多沙粗沙区土壤水蚀的影响程度及作用机制,事实上土壤水蚀的物理过程极其复杂。本研究选取的驱动因子还不够全面,在今后的研究中驱动因子还需进一步完善。地理探测器的结果除受到离散化组合参数的影响,还存在空间尺度效应[28]。本研究虽然在空间单元的选取上存在人为主观性,但得出的结论与前人的研究一致,仍可为多沙粗沙区后续水土保持工作提供有价值的参考。

4 结 论

(1)21年间,多沙粗沙区土壤水蚀状况持续向好。土壤水蚀强度明显减弱,全区土壤水蚀强度以微度侵蚀与轻度侵蚀为主,二者面积占比之和呈增加趋势,由2000年的66.73%增加至2020年的86.57%;中度以上侵蚀面积占比呈不断减小趋势,表现出向研究区中部不断收缩聚集的特征;全区土壤水蚀模数呈波动显著下降趋势,由2000年的2 214.89 t/(km^2·a)降至2020年的1 169.44t/(km^2·a)。

(2)多沙粗沙区土壤水蚀模数空间变化趋势无论是在过去21年还是在未来都以下降状态为主。2000—2020年主要表现为下降状态,面积占比达76.13%;表现为上升的区域面积占比仅为6.80%,呈“点状”零星分布;表现为无变化的区域面积占比为17.07%。未来共有62.50%的区域土壤水蚀模数为持续下降与未来下降状态,但仍有约20.44%的区域存在持续上升或未来上升(由下降转变为上升)的潜在风险。

(3)年平均降水量、海拔、坡度、植被覆盖度、土地利用/覆盖类型、土壤类型6个单因子作用对多沙粗沙区土壤水蚀空间分布的解释力均有显著影响,相较于单因子,不同因子叠加后的交互作用增加对土壤水蚀的解释力,尤其是坡度与土地利用/覆盖因子;2000—2020年多沙粗沙区土壤水蚀经历由降水与土地利用/覆盖主导到植被覆盖度与土地利用/覆盖主导的过程;退耕还林还草工程通过改变多沙粗沙区土地利用/覆盖格局,驱动土壤水蚀空间分布主导因子的动态变化。

参考文献:

[1] 李占斌,朱冰冰,李鹏.土壤侵蚀与水土保持研究进展[J].土壤学报,2008,45(5):802-809.
LI Z B, ZHU B B, LI P. Advancement in study on soil erosion and soil and water conservation[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008,45(5):802-809.

[2] 孙倩,于坤霞,李占斌,等.黄河中游多沙粗沙区水沙变化趋势及其主控因素的贡献率[J].地理学报,2018,73(5):945-956.
SUN Q, YU K X, LI Z B, et al. The trends of streamflow and sediment and their driving factors in the middle reaches of the Yellow River[J]. Acta Geographica Sinica,2018,73(5):945-956.

[3] 杨胜天,周旭,刘晓燕,等.黄河中游多沙粗沙区(渭河段)土地利用对植被盖度的影响[J].地理学报,2014,69(1):31-41.
YANG S T, ZHOU X, LIU X Y, et al. Impacts of land use on vegetation coverage in the rich and coarse sediment area of Yellow River Basin[J]. Acta Geographica Sinica,2014,69(1):31-41.

[4] 王光谦,张长春,刘家宏,等.黄河流域多沙粗沙区植被覆盖变化与减水减沙效益分析[J].泥沙研究,2006(2):10-16.
WANG G Q, ZHANG C C, LIU J H, et al. Analyses on the variation of vegetation coverage and water/sediment reduction in the rich and coarse sediment area of the Yellow River Basin[J]. Journal of Sediment Research,2006(2):10-16.

[5] 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 Z H, LIU Q J, ZHANG H Y, 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.

[6] 迟文峰,王月甜,党晓宏,等.黄河流域土壤侵蚀时空演变与格局特征[J].中国沙漠,2023,43(3):305-317.
CHI W F, WANG Y T, DANG X H, et al. Temporal variation and spatial pattern of soil erosion in the Yellow River Basinn[J]. Journal of Desert Research, 2023,43(3):305-317.

[7] HE J, JIANG X, LEI Y, et al. Temporal and spatial variation and driving forces of soil erosion on the loess

plateau before and after the implementation of the grain-for-green project: A case study in the Yanhe River Basin, China[J].International Journal of Environmental Research and Public Health,2022,19(14):e8446.

[8] SUN W Y, SHAO Q Q, LIU J Y. Soil erosion and its response to the changes of precipitation and vegetation cover on the Loess Plateau[J]. Journal of Geographical Sciences, 2013,23(6):1091-1106.

[9] MA Y R, GUAN Q Y, SUN Y F, et al. Three-dimensional dynamic characteristics of vegetation and its response to climatic factors in the Qilian Mountains[J]. Catena,2022,208:e105694.

[10] YANG C, FU M C, FENG D R, et al. Spatiotemporal changes in vegetation cover and its influencing factors in the loess plateau of China based on the geographically weighted regression model[J].Forests,2021,12(6):e673.

[11] LONG Y, JIANG F G, DENG M L, et al. Spatial-temporal changes and driving factors of eco-environmental quality in the Three-North region of China[J]. Journal of Arid Land, 2023, 15(3): 231-252.

[12] 陈浩.黄土高原退耕还林前后流域土壤侵蚀时空变化及驱动因素研究[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2019.
CHEN H. Spatial and temporal changes of soil erosion and its driving factors before and after the "Grain for Green" project in the Loess Plateau[D]. Yangling, Shaanxi: Northwest Agriculture and Forestry University,2019.

[13] 路志强,魏霞,安克俭.蒲河流域退耕前后降水和植被对土壤侵蚀变化的影响[J].水土保持研究,2023,30(2):7-12,21.
LU Z Q, WEI X, AN K J. of precipitation and vegetation on erosion change before and after grain for green project in Puhe River Basin[J]. Research of Soil and Water Conservation,2023,30(2):7-12,21.

[14] 张含玉.黄河中游多沙粗沙区侵蚀产沙变化特征及影响因子分析[D].陕西 杨凌:中国科学院研究生院(教育部水土保持与生态环境研究中心),2016.
ZHANG H Y. Spatiotemporal variation of soil erosion and its influence factors in the middle reaches of the Yellow River[D].Yangling, Shaanxi: Graduate School of Chinese Academy of Sciences (Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment, Ministry of Education),2016.

[15] 殷宝库,苏鹏飞,张建国,等.1985—2020 年黄河中游多沙粗沙区水土流失动态变化[J].水土保持通报,2021,41(5):123-126.
YIN B K, SU P F, ZHANG J G, et al. Dynamic changes of soil and water loss in rich and coarse sediment areas of middle Yellow River Basin from 1985 to 2020[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2021,41(5):123-126.

[16] 高健翎,殷宝库,张建国,等.黄河中游多沙粗沙区水土流失动态变化分析[J].人民黄河,2016,38(10):111-114.
GAO J L, YIN B K, ZHANG J G, et al. Analysis of dynamic change of soil and water loss in the middle Yellow River Basin [J]. Yellow River, 2016, 38(10): 111-114.

[17] GAO J B, WANG H, ZUO L Y. Spatial gradient and quantitative attribution of Karst soil erosion in Southwest China[J].Environmental Monitoring and Assessment,2018,190(12):e730.

[18] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
WANG J F,XU C D. Geoprobes:Principles and prospects[J].Acta Geographica Sinica,2017,72(1):116-134.

[19] CHU L, SUN T C, WANG T W, et al. Temporal and spatial heterogeneity of soil erosion and a quantitative analysis of its determinants in the Three Gorges Reservoir area, China[J].International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(22):e8486.

[20] 余万洋,赵龙山,张劲松,等.黄河小浪底库区土壤侵蚀驱动因子定量归因分析[J].水土保持学报,2023,37(3):155-163,171.
YU W Y, ZHAO L S, ZHANG J S, et al. Quantitative attribution analysis of driving factors of soil erosion in Xiaolangdi Reservoir area of the Yellow River [J].Journal of Soil and Water Conservation,2023,37(3):155-163,171.

[21] 李素雅,马红斌,李红星,等.黄河中游多沙粗沙区基础边界数据集[J].中国科学数据,2021,6(3):146-152.
LI S Y, MA H B, LI H X, et al. The boundary data of the high and coarse sediment yield in the middle Yellow River[J].China Scientific Data,2021,6(3):146-152.

[22] YANG J, HUANG X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.

[23] 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 W B, XIE Y, LIU B Y. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts[J].Scientia Geographica Sinica,2002,22(6):705-711.

[24] WILLIAMS J, RENARD K, DYKE P. EPIC: A new method for assessing erosion′s effect on soil productivity [J]. Journal of Soil and Water Conservation,1983,38(5):381-383.

[25] 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 K L, PENG W Y, YANG H L, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China[J].Acta Pedologica Sinica,2007,44(1):7-13.

[26] ZHANG K L, LI S C, PENG W Y, et al. Erodibility of agricultural soils on the Loess Plateau of China[J]. Soil and Tillage Research,2004,76(2):157-165.

[27] 符素华,刘宝元,周贵云,等.坡长坡度因子计算工具[J].中国水土保持科学,2015,13(5):105-110.
FU S H, LIU B Y, ZHOU G Y, et al. Calculation tool of topographic factors[J]. Science of Soil and Water Conservation,2015,13(5):105-110.

[28] 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 C F, DING S W, SHI Z H, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J].Journal of Soil and Water Conservation,2000,14(2):19-24.

[29] 闫瑞,张晓萍,李够霞,等.基于RUSLE的北洛河上游流域侵蚀产沙模拟研究[J].水土保持学报,2017,31(4):32-37.
YAN R, ZHANG X P, LI G X, et al. Soil erosion and sediment yield assessment based on RUSLE in Beiluo River on the loess plateau, China[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2017,31(4):32-37.

[30] MALLICK J, TALUKDAR S, ALSUBIH M, et al. Analysing the trend of rainfall in Asir region of Saudi Arabia using the family of Mann-Kendall tests, innovative trend analysis, and detrended fluctuation analysis[J]. Theoretical and Applied Climatology, 2021,143(1):823-841.

[31] 杨楠,王凌雨,朱琳,等.黄河流域近十年NPP变化特征及驱动因子分析[J].应用基础与工程科学学报,2023,31(2):280-295.
YANG N, WANG L Y, ZHU L, et al. NPP variation characteristics and driving factors of the Yellow River valley in the last decade[J].Journal of Basic Science and Engineering,2023,31(2):280-295.

[32] HURST H E. Long-term storage capacity of reservoirs [J].Transactions of the American Society of Civil Engineers,1951,116(1):770-799.

[33] LI J, WANG J L, ZHANG J, et al. Dynamic changes of vegetation coverage in China-Myanmar economic corridor over the past 20years[J].International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2021,102:e102378.

[34] SONG Y Z, WANG J F, GE Y, et al. An optimal parameters-based geographical detector model enhances geographic characteristics of explanatory variables for spatial heterogeneity analysis: Cases with different types of spatial data[J]. GIScience and Remote Sensing,2020,57(5):593-610.

[35] 中华人民共和国水利部.土壤侵蚀分类分级标准:SL 190—2007[S].北京:中国水利水电出版社,2008.
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Soil erosion classification and grading standards:SL190-2007[S]. Beijing: China Water Resources and Hydropower Press, 2008.

[36] 穆兴民,李朋飞,刘斌涛,等.1901—2016年黄土高原土壤侵蚀格局演变及其驱动机制[J].人民黄河,2022,44(9):36-45.
MU X M, LI P F, LIU B T, et al. Spatial-temporal development and driving mechanisms of erosion on the Chinese Loess Plateau between 1901 and 2016[J]. Yellow River,2022,44(9):36-45.

[37] 伍艳.黄河中游砒砂岩物化特性与侵蚀机理研究及小流域二元治理模式集成与示范[D].北京:中国地质大学,2020.
WU Y. Research on physical and chemical characteristics and erosion mechanism of arsenic sandstone in the middle reaches of the Yellow River and integration and demonstration of binary management model in small watersheds [D].Beijing: China University of Geosciences,2020.

[38] 李长明,宋丽莎,王立久.砒砂岩的矿物成分及其抗蚀性[J].中国水土保持科学,2015,13(2):11-16.
LI C M, SONG L S, WANG L J. Mineral composition and anti-erodibility of Pisha sandstone[J]. Science of Soil and Water Conservation,2015,13(2):11-16.

[39] JIN F M, YANG W C, FU J X, et al. Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China[J]. The Science of the Total Environment,2021,773:e145514.

[40] 魏艳红,焦菊英.黄土丘陵沟壑区不同土地利用方式下小流域侵蚀产沙特征[J].水土保持学报,2021,35(3):96-103.
WEI Y H, JIAO J Y. Characteristics of erosion and sediment yield in small watersheds under different land use patterns in loess hilly and gully region of the loess plateau in China[J].Journal of Soil and Water Conservation,2021,35(3):96-103.

[41] 李益敏,刘师旖,李盈盈,等.福贡县土壤侵蚀时空变化及其影响因素分析[J].水土保持研究,2022,29(3):57-63,70.
LI Y M, LIU S Y, LI Y Y, et al. Spatiotemporal changes and influencing factors of soil erosion in Fugong County based on GIS[J].Research of Soil and Water Conservation,2022,29(3):57-63,70.