

## 中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤 水蚀时空变化及动态驱动力

陈硕<sup>1,2</sup>, 赵文武<sup>1,2</sup>

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

2. 北京师范大学地理科学学部陆地表层系统科学与可持续发展研究院, 北京 100875)

**摘要:** [目的]我国干旱半干旱区生态环境脆弱, 土壤流失问题严重, 为探究气候变暖背景下干旱地区的土壤水蚀现状。[方法]基于修正通用土壤流失方程(revised universal soil loss equation, RUSLE)模型计算中国干旱半干旱区 1990 年、2000 年、2010 年、2015 年、2020 年的各模型因子和土壤水蚀模数, 并进行精度验证( $R^2=0.60$ ); 在此基础上利用最优参数地理探测器分析其单因子及交互因子动态驱动力大小和变化。[结果]1) 1990—2020 年中国干旱半干旱区平均每年土壤水蚀量为  $4.71 \times 10^{10}$  kg, 土壤水蚀模数呈微弱上升趋势, 速率为  $0.0007 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。2) 中国干旱半干旱区的土壤水蚀强度多以微度和轻度侵蚀为主。土壤水蚀强度上升和下降的区域面积占比均处于上升趋势, 土壤水蚀强度不变的区域面积占比处于下降趋势。3) 坡度、降水、降水侵蚀力因子是中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀的主要单因子驱动力, 且 3 个因子在研究期间交替为第 1 主导因子; 在选取的因子中任意 2 个因子在进行交互作用时均增加对中国干旱半干旱区土壤水蚀的解释力, 其中, 坡度与降水侵蚀力因子交互时解释力在研究期间一直为第 1 主导交互因子。[结论]中国干旱半干旱区土壤水蚀状况正处于微弱恶化趋势, 在一系列治理措施实施时应同步考虑地形、降水特征及其他动态因子, 从而更好地改善干旱区的土壤水蚀情况。

**关键词:** 中国干旱半干旱区; 土壤水蚀; 地理探测器; 动态驱动力分析

中图分类号: S159.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242-(2025)01-0010-11

## Spatial and Temporal Changes and Dynamic Driving Forces of Soil Water Erosion in Arid and Semi-arid Regions of China from 1990 to 2020

CHEN Shuo<sup>1,2</sup>, ZHAO Wenwu<sup>1,2</sup>

(1. State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Institute of Land Surface System and

Sustainable Development, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract:** [Objective] The ecological environment in China's arid and semi-arid regions is highly vulnerable, with soil erosion posing a significant challenge. In light of climate warming, investigating the current state of soil water erosion in these regions is of critical importance. [Methods] Based on the RUSLE model, the model factors and soil water erosion modulus for China's arid and semi-arid regions for the years 1990, 2000, 2010, 2015 and 2020 were calculated, and an accuracy validation ( $R^2=0.60$ ) was conducted. On the basis of the calculations and validation, the optimal parameter geographic detector was utilized to analyze the dynamic driving forces and changes associated with both single and interactive factors. [Results] 1) From 1990 to 2020, the average annual soil water erosion in China's arid and semi-arid regions amounted to  $4.71 \times 10^{10}$  kg, exhibiting a slight upward trend in the soil water erosion modulus at a rate of  $0.0007 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ . 2) The

收稿日期: 2024-08-30

修回日期: 2024-10-12

录用日期: 2024-11-01

网络首发日期(www.cnki.net): 2024-12-03

资助项目: 国家自然科学基金项目(41991232)

第一作者: 陈硕(2002—), 男, 博士研究生, 主要从事土地资源与区域发展研究。E-mail: 2487852101@qq.com

通信作者: 赵文武(1976—), 男, 博士, 教授, 主要从事土地利用与生态过程、景观格局与生态系统服务、人地系统耦合、可持续发展相关研究。E-mail: zhaoww@bnu.edu.cn

intensity of soil water erosion was predominantly characterized by slight to moderate erosion. The proportions of areas experiencing increases and decreases in soil water erosion intensity both rose, while the proportion of areas with stable soil water erosion intensity declined. 3) Slope, precipitation, and precipitation erosion force were identified as the primary single driving factors of soil water erosion in these regions from 1990 to 2020, with these three factors alternating as the main dominant factor throughout the study period. Interactions between any two selected factors enhances the explanatory power regarding soil water erosion, with the interaction between slope and precipitation erosion force consistently serving as the primary dominant interaction factor during the study period. [Conclusion] Overall, the soil water erosion situation in China's arid and semi-arid regions is experiencing slight deterioration. To effectively address this issue, it is crucial to consider topographical and precipitation characteristics concurrently when implementing management measures, in order to improve soil water erosion conditions in arid areas.

**Keywords:** arid and semi-arid area in China; soil water erosion; geographic detector; dynamic driving force analysis

Received: 2024-08-30

Revised: 2024-10-12

Accepted: 2024-11-01

Online(www.cnki.net): 2024-12-03

土壤侵蚀是全球性的生态环境问题,严重制约人类社会经济可持续发展<sup>[1]</sup>,同时,也被认为是目前我国最为紧迫的环境问题之一。土壤水蚀是分布最广泛的土壤侵蚀类型,包括在降雨冲刷、地表径流携带等作用下发生的土壤矿物质和有机土壤颗粒的剥蚀、运移和沉积等<sup>[1]</sup>。中国干旱半干旱区是世界上面积最大的旱地之一,生活着约 5.8 亿人口<sup>[2]</sup>,该地区地处温带大陆性气候、气候干旱,植被稀少、土壤荒漠化广布,且常年受土壤风蚀与水蚀的交错影响<sup>[3]</sup>,导致土壤退化、水土流失、旱涝灾害等问题,对人类生活和自然环境造成许多危害。近年来,各地方政府在中国干旱半干旱区部分区域实施大规模的退耕还林工程、生态恢复措施等<sup>[4]</sup>,有效促进生态环境改善和农牧民增收,对推进生态文明建设、促进区域经济社会发展等发挥重要作用。在此背景下,研究中国干旱半干旱区土壤水蚀状况及其时空变化特征,并分析其驱动因素,有利于人们深入了解该区域的土壤水蚀特征、评估整体土壤侵蚀治理效果,并为针对性地实施下一步的防治对策提供科学依据。

土壤水蚀评估方法主要包括早期的径流小区模拟、人工降雨控制模拟试验、同位素示踪、模型模拟等,目前,最常用的是美国农业部(USDA)提出的修正通用土壤流失方程模型,采用基于因子计算的方法评估土壤水蚀模数。早期国内学者使用该模型在许多区域进行土壤水蚀评估,如吴瀚逸等<sup>[5]</sup>基于此模型对 2001—2020 年东北区域土壤水蚀模数进行估算和验证;迟文峰等<sup>[6]</sup>利用 RULSE 模型定量模拟 2000—2020 年黄河流域土壤侵蚀状况。目前,大多数国内学者对中国干旱半干旱区的土壤水蚀研究集中在评估土壤水蚀模数多年趋势和影响因素分析 2 个方面。对于土壤水蚀模数变化趋势的研究,张卓佩等<sup>[3]</sup>对黄

河中游多沙粗沙区 2000—2020 年土壤水蚀模数进行评估发现,该区域土壤水蚀正处于显著下降过程,且未来有持续下降趋势;林锦阔<sup>[7]</sup>对河西地区 1982—2015 年的净水蚀速率进行分析发现,该区域土壤侵蚀也处于不断下降的趋势;王慧琴<sup>[8]</sup>对华北北部 1998—2018 年的土壤水蚀研究结果也表明,土壤水蚀呈显著下降趋势。对于中国干旱半干旱区土壤水蚀影响因素的研究,多集中于自然因素的分析,如赵蒙恩<sup>[9]</sup>通过构建 MRSEI 指数发现,鄂尔多斯市土壤水蚀的主导因子是植被覆盖度;王慧琴<sup>[8]</sup>通过空间分析方法对华北北部的研究也表明,植被覆盖度为影响该区域土壤水蚀的最主要因素;林锦阔<sup>[7]</sup>运用地理加权回归对河西地区的土壤水蚀影响因素分析发现,坡度和降雨量是该区域土壤水蚀的主导因子;张卓佩等<sup>[3]</sup>通过地理探测器方法对黄河中游多沙粗沙区土壤水蚀的主导因子驱动力进行研究得出,土地利用类型、坡度、植被覆盖度是驱动力最大的 3 个因子。从上述研究可以发现,目前,缺少对中国干旱半干旱区范围的土壤水蚀长时间序列的趋势分析,无法反映中国干旱半干旱区的整体治理效果;另外,由于中国干旱半干旱区面积较大,对于小范围局地区域的土壤水蚀驱动因子分析较多且结果有些许差异,对于大区域范围的土壤水蚀主控因子结果较为缺少且结论尚不统一,土壤质地等因素对土壤水蚀的驱动力较少有研究提及。中国干旱半干旱区生态脆弱、对气候变化非常敏感<sup>[10]</sup>。当前,全球气候变化形势严峻,干旱区出现暖湿化现象、旱涝频发<sup>[11]</sup>,进一步了解中国干旱半干旱区的土壤水蚀状况将有助于水土保持、生态恢复和可持续发展。

本研究在利用 RUSLE 模型模拟中国干旱半干旱区 1990—2020 年 5 期的土壤水蚀模数的基础上,选取

9 个动态因子,并利用最优参数地理探测器分析土壤水蚀的主控因子及其驱动力大小、动态变化,以期深化对中国干旱半干旱区土壤水蚀的认识,并为区域水土流失治理与生态修复政策提供决策参考。

## 1 材料与方法

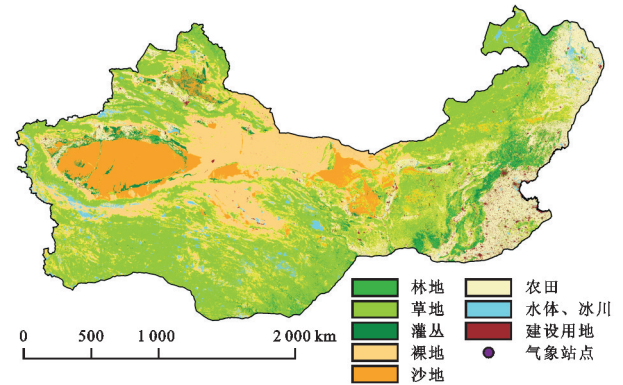
### 1.1 研究区概况

中国干旱半干旱地区(73°26′~127°03′E,30°07′~50°44′N)是根据多年平均干旱指数界定的<sup>[10]</sup>,干旱区根据干旱指数分为半湿润易干旱区(0.5<AI≤0.65)、半干旱区(0.2<AI≤0.5)、干旱区(0.05<AI≤0.2)、极端干旱区(AI≤0.05)<sup>[12]</sup>4个梯度,选取全部4个梯度的干旱区域作为研究区域,该区域位于中国西北部,覆盖新疆、内蒙古、西藏、甘肃、青海、宁夏、陕西、山西等17个省份;总面积约达5.80×10<sup>12</sup> m<sup>2</sup>,是世界上最大的旱地之一。中国干旱半干旱区气候以温带大陆性气候为主,植被稀少,荒漠广布,其土地利用类型主要以草地、裸地和沙地为主(图1)。

### 1.2 数据来源与预处理

本研究所用数据见表1。其中,气象数据集来源于中国气象数据网,包括1990年、2000年、2010年、2015年、2020年中国气象站点的日尺度降水数据,后根据研究区范围,共确定247个位于中国干旱半干旱区内部的气象站点用于后续研究(图1)。归一化植被指数(NDVI)来源于美国国家航空和航天局(NASA)的全球监测与模型研究组(GIMMS)发布的16 d时间分辨率的GIMMS NDVI 3g。数字高程模型数据来自中国科学院

地理科学与资源研究所的资源环境科学数据中心的全国区域的250 m分辨率的Dem数据。土壤数据来源于SoilGrids世界土壤信息数据,其中,包括土壤质地数据、有机碳等数据,其使用全球协变量、全球拟合模型来预测土壤属性和类别。土地利用数据来源于《中国土地覆被》,该数据由WU等<sup>[13]</sup>、吴炳方<sup>[14]</sup>著作。本研究收集的18个水文站点的年输沙数据来自于甘肃、宁夏和新疆水利公报和全球侵蚀与沉积数据收集和发布平台<sup>[4]</sup>。本研究在ArcGIS 10.8平台上将数据经格式转换、掩膜提取、地统计分析空间插值等预处理后,再通过模型公式进行相关计算。所有数据投影方式统一为WGS1984 UTM 49 N,空间分辨率统一为500 m。



注:基于标准地图服务系统下载的审图号GS(2020)4619号的标准地图制作,底图未作修改。下同。

图1 中国干旱半干旱区土地利用类型和气象站点分布  
Fig.1 Schematic diagram showing land use types and distribution of meteorological stations in arid and semi-arid regions of China

表1 研究所需数据

Table 1 Data used in this study

数据名称	空间分辨率	时间分辨率	格式	来源
降水量	气象站点	逐日	文本	<a href="http://data.cma.cn/">http://data.cma.cn/</a>
NDVI	8 km	16 d	NETCDF	<a href="https://ecocast.arc.nasa.gov/data/pub/gimms/">https://ecocast.arc.nasa.gov/data/pub/gimms/</a>
DEM	250 m	N/A	栅格	<a href="http://www.resdc.cn">http://www.resdc.cn</a>
土壤数据	250 m	N/A	栅格	<a href="https://www.soilgrids.org/">https://www.soilgrids.org/</a>
土地利用类型	16 m/30 m	5~10 a	栅格	—
年输沙数据	水文站点	—	矢量	<a href="https://ersp.sdau.edu.cn/">https://ersp.sdau.edu.cn/</a>

### 1.3 研究方法

1.3.1 土壤水蚀计算 1) RULSE模型。本研究采用修正通用土壤流失方程(RUSLE)进行中国干旱半干旱区土壤水蚀模数的估算,其计算公式<sup>[15-18]</sup>为:

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

$$R = \alpha \sum_{j=1}^k (P_j)^\beta \quad (2)$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.177}{P_{d12}} + \frac{24.455}{P_{y12}} \quad (3)$$

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

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \times \exp \left[ -0.0256 \times SAN \times \left( 1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left( \frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \times \left[ 1 - \frac{0.25 \times TOC}{TOC + \exp(3.72 - 2.95 \times TOC)} \right] \times \left[ 1 - \frac{0.7 \times SN_1}{SN_1 + \exp(22.9 \times SN_1 - 5.51)} \right] \quad (5)$$

$$SN_1 = 1 - \frac{SAN}{100} \quad (6)$$

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

$$S = \begin{cases} 10.8\sin \theta + 0.03 & \theta \leq 5 \\ 16.8\sin \theta - 0.05 & 5^\circ < \theta \leq 10^\circ \\ 21.9\sin \theta - 0.96 & \theta > 10^\circ \end{cases} \quad (8)$$

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.1}\right)^m \quad m = \begin{cases} 0.2 & \theta \leq 1^\circ \\ 0.3 & 1^\circ < \theta \leq 3^\circ \\ 0.4 & 3^\circ < \theta \leq 5^\circ \\ 0.5 & \theta > 5^\circ \end{cases} \quad (9)$$

$$LS = L \times S \quad (10)$$

$$c = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \quad (11)$$

$$C = \begin{cases} 1 & c = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg(c) & 0 < c \leq 78.3\% \\ 0 & c > 78.3\% \end{cases} \quad (12)$$

式中:  $A$  为土壤水蚀模数,  $t/(hm^2 \cdot a)$ ;  $R$  为降雨侵蚀力因子,  $(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)$ ;  $K$  为土壤水蚀可蚀性因子,  $(t \cdot hm^2 \cdot h)/(MJ \cdot hm^2 \cdot mm)$ ;  $LS$  为坡度坡长因子, 无量纲;  $C$  为植被覆盖管理因子, 无量纲;  $P$  为水土保持措施因子, 无量纲。  $P_j$  为半月内第  $j$  日的侵蚀性日雨量(侵蚀力降雨量定义为  $\geq 12$  mm 的降水量, 否则按 0 计算);  $\alpha$  和  $\beta$  是模型待定参数, 无量纲;  $P_{d12}$  为日雨量  $\geq 12$  mm 的日平均雨量, mm,  $P_{y12}$  为日雨量  $\geq 12$  mm 的年平均雨量, mm<sup>[8]</sup>。 SAN、SIL、CLA、TOC 分别代表砂粒、粉粒、黏粒、有机碳质量分数, %。  $S$  为坡度因子;  $L$  为坡长因子;  $\lambda$  为坡长, m;  $m$  为坡长系数;  $\theta$  为坡度, ( $^\circ$ )。本研究基于符素华等<sup>[16]</sup>开发的土壤侵蚀地形因子计算程序 2.1.1 版本中进行坡度坡长因子的估算。本研究运用“像元二分模型”计算植被覆盖度, 再由最大值合成法得到月植被覆盖度数据, 再将 12 月平均值计算得到年均植被覆盖度。  $c$  为植被覆盖度;  $NDVI$  为归一化植被覆盖指数值;  $NDVI_{soil}$  为裸土的  $NDVI$  值;  $NDVI_{veg}$  为被植被完全覆盖的区域的  $NDVI$  值。本研究基于土地利用数据, 根据前人<sup>[3,19-20]</sup>土地利用划分和分类经验将 50 余种土地利用类型重新划分为旱地、水田、林地、草地、灌丛、园地、水体和湿地、建设用地、沙地、戈壁、盐碱地、裸土、裸岩共 13 种土地利用类型, 并根据干旱地区的水土保持措施因子赋值经验对土地利用数据赋值, 旱地、水田、林地、草地、灌丛、园地分别为 0.31、0.31、0.05、0.16、0.20、0.70。水体和湿地、建设用地、裸岩分别为 0, 沙地、戈壁、盐碱地、裸土分别为 1。

本研究在计算土壤水蚀量后, 按照中华人民共和国水利部批准的《土壤侵蚀分类分级标准 SL 190—2007》将年平均土壤水蚀量分为微度侵蚀 [ $< 2 t/(hm^2 \cdot a)$ ]、轻度侵蚀 [ $2 \sim 25 t/(hm^2 \cdot a)$ ]、中度侵蚀 [ $25 \sim$

$50 t/(hm^2 \cdot a)$ ]、强烈侵蚀 [ $50 \sim 80 t/(hm^2 \cdot a)$ ]、极强烈侵蚀 [ $80 \sim 150 t/(hm^2 \cdot a)$ ] 和剧烈侵蚀 [ $> 150 t/(hm^2 \cdot a)$ ] 6 个等级<sup>[21]</sup>。

模型精度验证。前人<sup>[4]</sup>研究表明, 土壤侵蚀模数结果与实测泥沙量比较接近, 因此, 为评估运用 RUSLE 模型所计算的中国干旱半干旱区土壤水蚀精度, 本研究取 2010—2020 年中国干旱半干旱区内 18 个河流域共 33 组土壤水蚀模数与泥沙质量分数观测数据(图 2), 采用线性回归拟合<sup>[4]</sup>方法来验证模型精度。

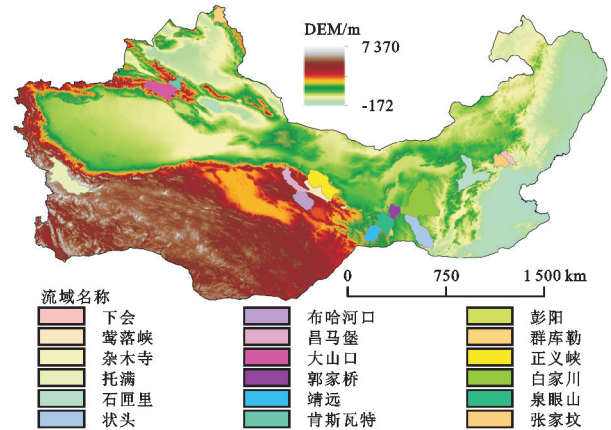


图 2 中国干旱半干旱区内 18 个河流域分布及高程示意

Fig.2 Diagram showing the distribution and elevation of 18 river basins in arid and semi-arid regions of China

1.3.2 参数最优地理探测器 地理探测器主要用于探测空间分异性, 以及揭示其背后驱动因子, 其主要包括单因子探测、交互作用探测、风险区探测、生态探测等 4 种探测器<sup>[22]</sup>, 传统的地理探测器对于连续型数据的离散化处理存在离散效果不佳等问题。因此, 本文基于 R Studio、R 4.3.3、Rtools43 Bash 共 3 个平台, 使用由 SONG 等<sup>[23]</sup>改进后的 R 语言 GD 包, 主要进行单因子探测, 交互作用探测。改进的参数最优地理探测器(OPGD)中含有的离散方法为等间距、自然间断、分位数、几何间隔、标准差 5 种方法, 首先, 依据  $q$  最大准则选出最优的离散方法, 再选择最佳的间断区间数量, 再进行后续探测, 使得探测结果更为可靠<sup>[3]</sup>。本研究确定中国干旱半干旱区土壤水蚀模数( $Y$ )为因变量, 黏粒质量分数( $X1$ )、砂粒质量分数( $X2$ )、粉粒质量分数( $X3$ )、土地利用类型( $X4$ )、海拔( $X5$ )、坡度( $X6$ )、年降水量( $X7$ )、降水侵蚀力因子( $X8$ )、植被覆盖度( $X9$ )为 9 个自变量; 使用 ArcGIS 10.8 软件创建渔网工具创建  $20 km \times 20 km$  渔网点, 将各因子采样至 Excel 表格并剔除空值后, 每期生成 1.3 万左右个采样点, 最后将采样点表格数据输入 OPGD 中。

1) 单因子探测。单因子探测主要用来探测某因子  $X$  多大程度上解释属性  $Y$  的空间分异, 其解释力用  $q$  度量, 其值为  $0 \sim 1$ , 表示  $X$  解释  $100 \times q\%$  的  $Y$  的空间分布成因, 且其越大说明自变量  $X$  对因变量

Y 的解释力越强,反之则越弱<sup>[22]</sup>。其计算公式为:

$$q = 1 - \frac{\sum_{i=1}^L N_i \sigma_i^2}{N \sigma^2} \quad (13)$$

式中: $i=1, \dots, i; L$  为驱动因子 X 的分类数量; $N_i$  为第  $i$  类样本数; $N$  为总样本数; $\sigma_i^2$  为第  $i$  类 X 的方差; $\sigma^2$  为 Y 的方差。

2)交互探测。交互探测是用来了解 X1 和 X2 2 个驱动因子共同作用时对 Y 的解释力大小,以及与单因子作用时相比是否增强或减弱<sup>[22]</sup>。该方法主要是通过单因子探测先分别计算 X1 和 X2 对 Y 的  $q$ , 分别为  $q(X1)$  和  $q(X2)$ , 然后再计算  $q(X1 \cap X2)$ , 最后取  $q(X1)$ 、 $q(X2)$  与  $q(X1 \cap X2)$  进行比较确定交互作用类型。具体判断标准和准则<sup>[22]</sup>见表 2。

表 2 交互作用类型及判断准则<sup>[22]</sup>

Table 2 Interaction types and judgment criteria

判断准则	交互作用类别
$q(X1 \cap X2) > \max(q(X1), q(X2))$	双因子增强
$\min(q(X1), q(X2)) < q(X1 \cap X2) < \max(q(X1), q(X2))$	单因子非线性减弱
$q(X1 \cap X2) < \min(q(X1), q(X2))$	非线性减弱
$q(X1 \cap X2) = q(X1) + q(X2)$	独立
$q(X1 \cap X2) > q(X1) + q(X2)$	非线性增强

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤水蚀模型模拟结果

#### 2.1.1 土壤水蚀及各因子空间分布特征 中国干旱

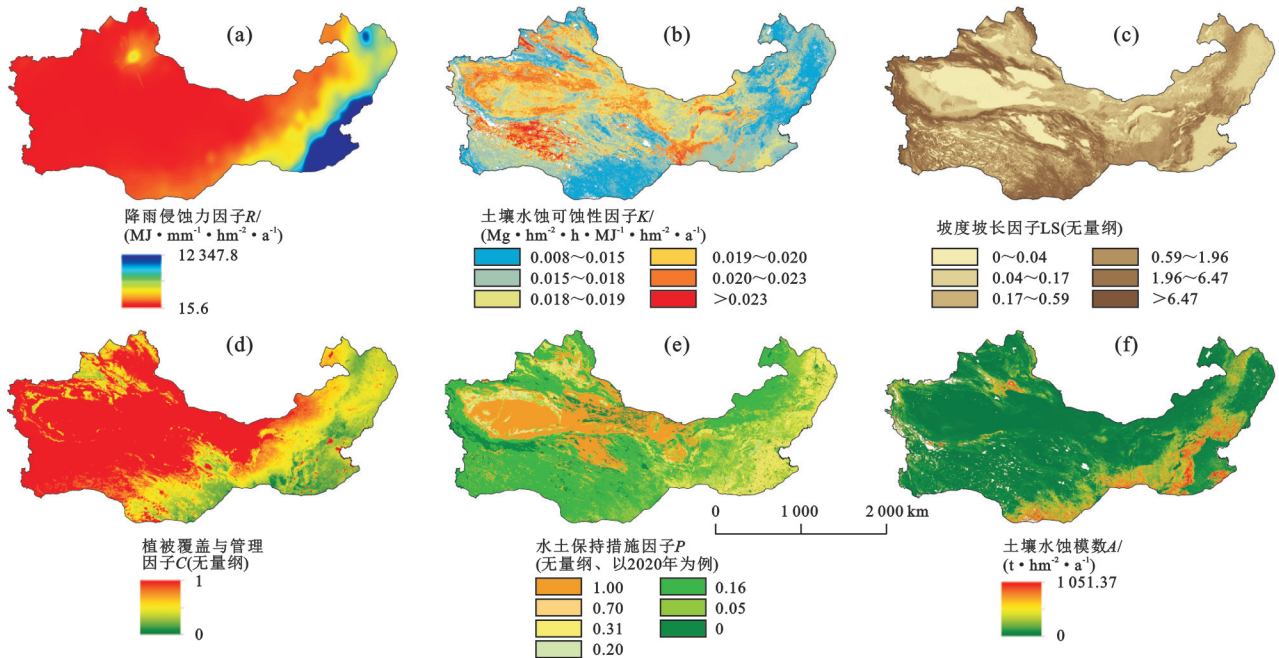


图 3 中国干旱半干旱区土壤水蚀模数及其因子空间分布

Fig.3 Spatial distribution of soil water erosion modulus and its factors in arid and semi-arid regions of China

2.1.2 土壤水蚀模拟精度验证 本研究取 2010—2020 年中国干旱半干旱区内 18 个河流域共 33 组土壤水蚀模数与泥沙质量分数观测数据进行线性拟合,从而对

半干旱地区的年均降水侵蚀力因子为  $15.6 \sim 12\ 347.8$  ( $\text{MJ} \cdot \text{mm}) / (\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})$ , 空间分布表现为东高西低, 其中, 值较高的区域集中在黄土高原南部、太行山以东、大兴安岭一带和天山附近, 低值区大多集中在大兴安岭-太行山一带以西的地区(图 3a)。中国干旱半干旱地区的土壤水蚀可蚀性因子呈西部和中部高而东部低的特征, 高值区大多分布在青藏高原西部、塔里木盆地、准噶尔盆地、内蒙古高原中西部、祁连山一带及黄土高原西南部地区(图 3b)。研究区域地形复杂, 地表起伏度大小不一, 坡度坡长因子较低的区域主要位于研究区内的平原、盆地地区, 如塔里木盆地、吐鲁番盆地、柴达木盆地、华北平原及东北平原等地区, 高值区则相反, 集中在研究区内地表起伏较大的山地和高原地区(图 3c)。中国干旱半干旱地区的年均植被覆盖与管理因子为  $0 \sim 1$ , 大致表现为西北低, 东南高的特征(图 3d)。水土保持措施因子则无明显空间分布规律, 高值区主要集中在研究区的荒漠地区, 如柴达木盆地和塔里木盆地, 而低值区主要分布在区域内的林地、草地等地区(图 3e)。中国干旱半干旱区平均每年土壤水蚀量为  $4.71 \times 10^{10}$  kg, 由图 3f 可知, 中国干旱半干旱区年均土壤水蚀模数在太行山一带、黄土高原南部、青藏高原东南部及天山一带值较高, 而在研究区的平原地区、盆地地区、平缓的高原地区值较低。

RUSLE 模型的模拟结果进行验证。表明本研究中应用的 RUSLE 及其参数 ( $R^2 = 0.604\ 7, n = 33, p < 0.01$ ) (图 4) 较为可靠地估算中国干旱半干旱区的土壤水蚀情况。

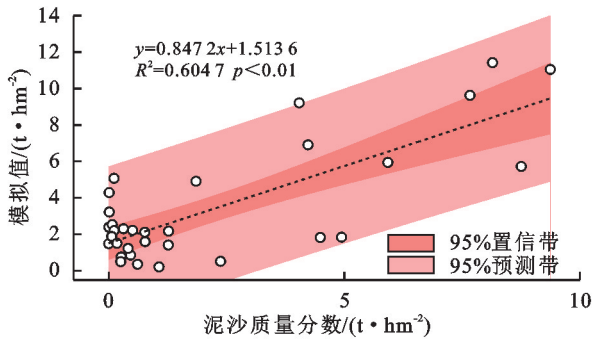


图 4 精度验证线性拟合结果

Fig.4 Precision verification linear fitting results

### 2.2 中国干旱半干旱区土壤水蚀时空变化特征

2.2.1 土壤水蚀模数总体年际变化 经统计,1990年、2000年、2010年、2015年、2020年中国干旱半干旱区的区域总土壤水蚀量分别为  $4.52 \times 10^{10}$ 、 $4.28 \times 10^{10}$ 、 $6.01 \times 10^{10}$ 、 $4.04 \times 10^{10}$ 、 $4.71 \times 10^{10}$  kg。由图 5 可知,1990—2020 年中国干旱半干旱区年均土壤水蚀模数呈微弱上升趋势 ( $R^2 = 0.0167$ ),但 2000—2015 年波动较为剧烈,年际上升速率为  $0.0007 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,5 期土壤水蚀模数的平均值为  $0.0812 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,其中,土壤水蚀模数最大值出现在 2010 年,达到  $0.1036 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,最小值出现在 2015 年,为  $0.0697 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。总体上,该区域的土壤水蚀状况未得到明显改善,且有变严重的风险。

2.2.2 土壤水蚀强度时空变化分析 由 5 期土壤水蚀强度(图 6)可知,1990 年、2000 年、2010 年、2015

年、2020 年 5 期的中国干旱半干旱区的土壤水蚀空间分布基本一致。其中,侵蚀强度较大的区域主要分布在大兴安岭及太行山一带、泰山山脉、黄土高原东南部、青藏高原东部、昆仑山山脉和天山山脉一带;而侵蚀强度较小的区域则位于内蒙古高原、黄土高原北部、华北平原、塔里木盆地、柴达木盆地。

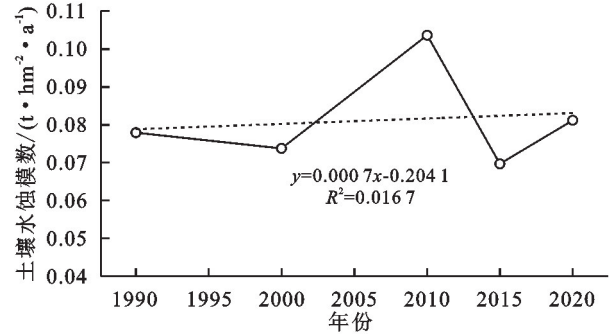


图 5 中国干旱半干旱区 1990—2020 年年均土壤水蚀模数变化 Fig.5 Annual average changes in soil water erosion modulus in arid and semi-arid regions of China from 1990 to 2020

由表 3 可知,中国干旱半干旱区的土壤水蚀强度多以微度和轻度侵蚀为主,占区域总面积的 95.58% 以上。总体来说,中度及以下侵蚀强度的面积占比较大;而中度及以上侵蚀强度的面积占比虽然较小,但总体上处于增加趋势。其中,微度侵蚀面积占比变化最大,由 1990 年的 79.83% 降低至 2020 年的 79.57%,而极强烈侵蚀面积和强烈侵蚀面积占比较为稳定,均经过一定波动后分别稳定在 0.07% 和 0.18%。

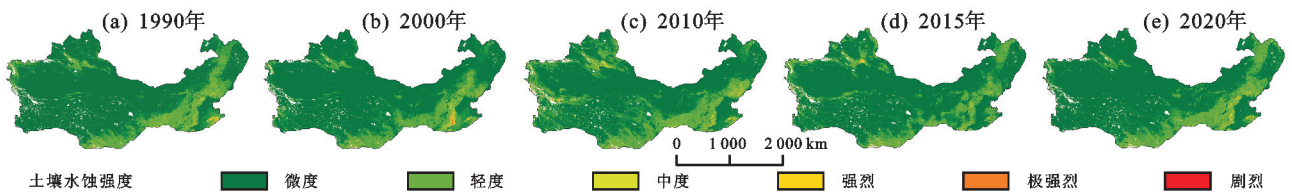


图 6 中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀强度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of soil water erosion intensity in arid and semi-arid regions of China from 1990 to 2020

表 3 中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀强度面积占比  
Table 3 Statistics on the proportion of soil water erosion intensity area in arid and semi-arid regions of China from 1990 to 2020

土壤水蚀模数/ ( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	土壤水蚀 强度	土壤水蚀强度面积占比/%				
		1990 年	2000 年	2010 年	2015 年	2020 年
<2	微度	79.83	81.70	73.30	80.30	79.57
2~25	轻度	19.21	17.37	25.28	18.99	19.43
25~50	中度	0.70	0.62	1.03	0.55	0.75
50~80	强烈	0.18	0.18	0.26	0.10	0.18
80~150	极强烈	0.07	0.09	0.11	0.05	0.07
>150	剧烈	0.02	0.04	0.02	0.01	0.01

由表 4 可知,1990—2020 年中国干旱半干旱区土壤水蚀强度不变的区域占总面积的 89.47%,强度

上升和强度下降面积分别占总面积的 5.43% 和 5.10%。其中,强度不变的区域主要分布在塔里木盆地、柴达木盆地、内蒙古高原西部和东部及青藏高原西部;强度上升的区域主要位于青藏高原东部、内蒙古高原中部、大兴安岭及太行山的东部区域;强度下降的区域主要在天山山脉一带、黄土高原、伊犁河谷、华北平原(图 7)。

从土壤水蚀强度变化占比面积的逐期的变化来看(表 4),强度不变的区域面积占比处于波动下降的趋势,1990—2020 年共计下降 5.43%;而强度上升和下降的区域面积占比均处于波动上升的趋势,1990—2020 年分别上升 4.21% 和 1.22%。

### 2.3 动态驱动力分析

2.3.1 单因子探测 选择的 9 个地理因子对 1990—

2020 年中国干旱半干旱区土壤水蚀的单因子探测可得,各因子对其解释力均有显著影响( $p < 0.01$ ),且呈不同变化趋势,位次上也有变化(图 8)。单因子探测结果见表 5,可得黏粒质量分数( $X1$ )、砂粒质量分数( $X2$ )和海拔( $X5$ )3 个因素对 1990—2020 年中国干

旱半干旱区土壤水蚀的平均解释力较小,分别为 0.74%、1.36%、1.18%;坡度( $X6$ )、年降水量( $X7$ )、降水侵蚀力因子( $X8$ )3 个因素的平均解释力较大,分别为 12.95%、11.85%、11.13%。平均解释力依次为  $X6 > X7 > X8 > X9 > X4 > X3 > X2 > X5 > X1$ 。

表 4 中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀强度变化面积占比

土壤水蚀强度 变化类型	土壤水蚀强度变化面积占比/%				
	1990—2000 年	2000—2010 年	2010—2015 年	2015—2020 年	1990—2020 年
强度不变	90.23	84.58	83.84	84.80	89.47
强度上升	3.95	12.09	4.25	8.16	5.43
强度下降	5.82	3.32	11.90	7.04	5.10

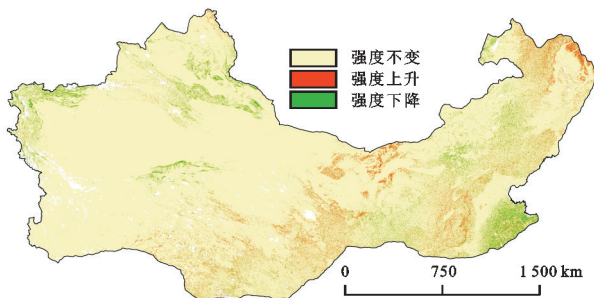


图 7 中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀强度变化类型的空间分布

Fig.7 Spatial distribution of changes in soil water erosion intensity in arid and semi-arid regions of China from 1990 to 2020

从单因子解释力(表 5)的变化趋势大小来看(图 8a),大多数因子均体现为波动变化。对土壤水蚀的解释力上升的因子有黏粒质量分数、粉粒质量分数、土地利用类型、坡度、年降水量、植被覆盖度,其中,上升最明显的为年降水量和植被覆盖度因子,分别由 15.58% 上升至 16.78%、9.89% 上升至 14.65%,其余因子的解释力微弱上升;而解释力下降的因子为砂粒质量分数、海拔、降水侵蚀力因子。

从不同研究时段主导因子变化与位次改变来看(图 8b),1990—2000 年,各因子的解释力位次有轻微的交流,其中,1990 年时第 1 主导因子为年降水量,第 2 主导因子为降水侵蚀力因子,而 2000 年时两者发生交换,降水侵蚀力因子跃居第 1 主导因子;2000—2010 年,各因子的解释力发生较大变化,其中,在 2000 年位居第 4 主导因子的坡度,在 2010 年成为第 1 主导因子,而降水侵蚀力因子、年降水量和植被覆盖度各下降 1 个位次;在 2010—2015 年,各因子的解释力位次未发生变化,第 1 主导因子仍然是坡度,第 2、3、4 主导因子分别为降水侵蚀力因子、年降水量、植被覆盖度;2015—2020 年各因子的变化也较为剧烈,坡度由第 1 主导因子退至第 4 主导因子,而本处于第 3 主导因子的年降水量上升至第 1 主导因子。总体上来看,1990—2020 年各因子位次未发生变化的为黏粒

质量分数、砂粒质量分数、粉粒质量分数、土地利用类型、海拔。其中,土壤质地的解释力始终处于低位;坡度、降水侵蚀力因子、植被覆盖度为主导因子,位次波动都较大。

表 5 1990—2020 年各因子单因子探测结果及平均值

Table 5 Single factor detection results and average values of various factors from 1990 to 2020

因子	1990 年	2000 年	2010 年	2015 年	2020 年	平均值
X1	0.009 2	0.006 6	0.006 5	0.004 7	0.010 0	0.007 4
X2	0.017 8	0.010 0	0.012 3	0.010 2	0.017 7	0.013 6
X3	0.031 3	0.021 4	0.019 2	0.020 9	0.037 0	0.026 0
X4	0.066 4	0.039 2	0.044 6	0.042 8	0.074 7	0.053 5
X5	0.016 1	0.004 8	0.014 2	0.010 7	0.013 2	0.011 8
X6	0.106 4	0.071 4	0.169 2	0.177 7	0.122 8	0.129 5
X7	0.155 8	0.101 7	0.077 4	0.089 7	0.167 8	0.118 5
X8	0.137 1	0.105 8	0.078 5	0.101 3	0.133 8	0.111 3
X9	0.098 9	0.071 5	0.060 8	0.077 9	0.146 5	0.091 1

注:Y、X1、X2、X3、X4、X5、X6、X7、X8、X9 分别为土壤水蚀模数、黏粒质量分数、砂粒质量分数、粉粒质量分数、土地利用类型、海拔、坡度、年降水量、降水侵蚀力因子、植被覆盖度。

2.3.2 交互探测 本研究交互探测 1990 年、2000 年、2010 年、2015 年、2020 年的双因子交互作用对中国干旱半干旱区土壤水蚀的解释力大小和交互类型(表 6)。在 1990—2020 年 9 个因子间任意 2 个因子的交互作用不存在独立和减弱作用,主要表现为非线性增强和双因子增强作用,表明任意 2 个因子在进行交互作用时均增加对中国干旱半干旱区土壤水蚀的解释力。

从交互探测  $q$  大小来看(表 6), $X6 \cap X8(0.516 5)$ 、 $X6 \cap X7(0.334 3)$ 、 $X5 \cap X6(0.312 2)$ 、 $X6 \cap X9(0.252 5)$  4 个交互因子的平均交互  $q$  较大,位于所有交互因子类型  $q$  的前 4 位,是影响中国干旱半干旱区土壤水蚀空间分布的主导交互因子。本研究取该 4 种主导交互类型,分析其 1990—2020 年解释力的变化趋势和位次变化(图 9)。由图 9a 可知, $X6 \cap X8$  的解释力总体上呈波动下降趋势,其中,在 2000 年时解释力最大,达到 54.51%。 $X6 \cap X7$ 、 $X5 \cap X6$ 、 $X6 \cap X9$  的解

释力均呈先减后增趋势,均在 2000 年达到最低值后开始上升。由图 9b 可知,在 1990—2020 年  $X6 \cap X8$  的解释力一直为第 1 主导交互因子,而  $X6 \cap X9$  的解释力在此期间一直处于第 4 位;在 1990—2010 年,  $X6 \cap X7$ 、 $X5 \cap X6$  交互因子的位次有交替变化,而在研究年限间 2 个交互因子均处于第 2、3 主导交互因子。

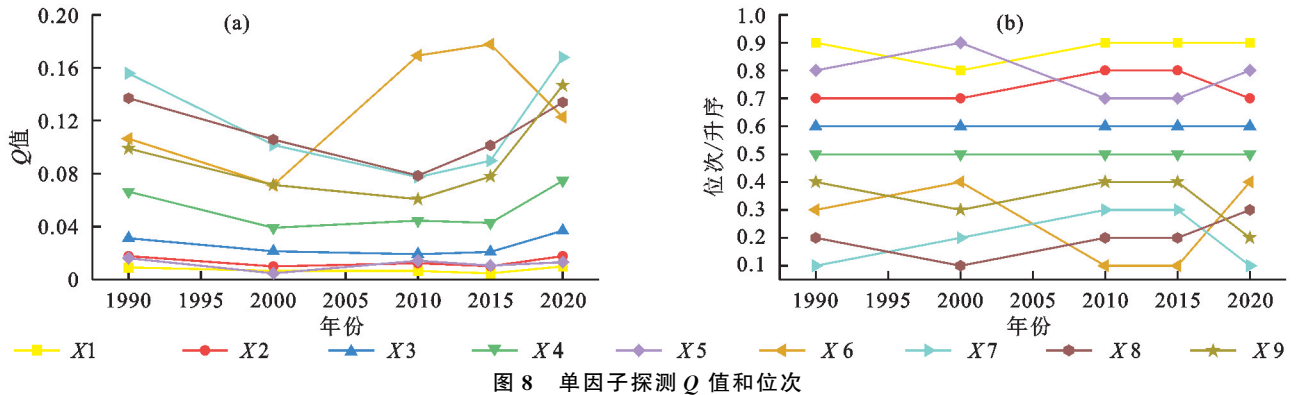


Fig.8 Single factor detection of Q-value and rank

### 3 讨论

#### 3.1 土壤水蚀强度低与强度不变区域空间分布相似且占比面积较大的原因分析

在自然环境和人类活动的影响下,中国干旱半干旱区的土壤水蚀强度多以微度和轻度侵蚀为主,占区域总面积的 95.58% 以上;1990—2020 年中国干旱半干旱区内大部分区域土壤水蚀强度未发生变化,发生变化的区域仅占总面积的 10.53% (表 4)。土壤水蚀强度不变的区域主要分布在塔里木盆地、柴达木盆地、内蒙古高原西部和东部及青藏高原西部,其空间分布与土壤水蚀强度低的区域较为相似(图 6、图 7)。

中国干旱半干旱区气候为温带大陆性气候,常年降水较为稀少且强降水少见,可能致使作为主控因子的降水、降雨侵蚀力因子一直偏小;其区域地形较为平坦、河流发育较少,土壤结构不易被破坏、土壤颗粒不易被冲刷;其区域自然状况、土壤性质和植被种类等多年来相对稳定,人类活动强度也较小,可能是导致在区域内土壤水蚀强度低且几乎没有变化的重要原因。

#### 3.2 结合驱动力分析为政策管理提供参考

本研究在驱动力分析部分选取黏粒质量分数 ( $X1$ )、砂粒质量分数 ( $X2$ )、粉粒质量分数 ( $X3$ )、土地利用类型 ( $X4$ )、海拔 ( $X5$ )、坡度 ( $X6$ )、年降水量 ( $X7$ )、降水侵蚀力因子 ( $X8$ )、植被覆盖度 ( $X9$ ) 9 个自变量。从单因子探测结果来看,1990—2020 年坡度、年降水量、降水侵蚀力因子 3 个因子对中国干旱半干旱区的土壤水蚀的平均解释力位列前 3 位,其

综合单因子探测结果和交互探测结果来看,坡度 ( $X6$ )、降水侵蚀力因子 ( $X7$ )、降水侵蚀力因子 ( $X8$ )、植被覆盖度 ( $X9$ ) 4 个单因子解释力本身较大的因子,在交互后解释力依然较大;而海拔 ( $X5$ ) 虽然在单因子探测中解释力较小,但在与其他因子交互时解释力却有着明显增大。因此,地形因子可能也是潜在的主导因素。

中,年降水量和植被覆盖度 2 个因子的解释力处于明显上升趋势(图 8a);从交互探测分析过程中发现,任意 2 个因子在交互时均产生更强的解释力。在 1990—2020 年,坡度  $\cap$  降水侵蚀力因子、坡度  $\cap$  年降水量、海拔  $\cap$  坡度、坡度  $\cap$  植被覆盖度 4 个交互因子的解释力一直为前 4 位的主导交互因子,且 4 种交互因子的解释力有持续上升趋势(图 9a)。在以上因子中,坡度和植被覆盖度 2 个因子是可受人为改变的,因此,中国干旱半干旱区内土壤水蚀严重的地区,在实行政策管理时可考虑主要选择将坡度和植被覆盖度 2 个自然因素进行结合治理。

植被对短时间的强降雨产生的侵蚀力有很大的削弱作用,可改变植被底部土壤性质并改善土壤结构,进而降低土壤可蚀性,从而减轻土壤水蚀的程度。有研究<sup>[24]</sup>表明,林地可更有效地抑制土壤水蚀,而裸地则容易受到强降雨侵蚀导致的水土流失<sup>[24]</sup>;坡度对土壤水蚀的影响主要体现在研究区的平原和陡峭的山脉地区,坡度是地形中影响土壤侵蚀量的关键因子,研究<sup>[25]</sup>认为,在一定范围内,坡度与土壤水蚀量呈正比,且一般来说地形越平坦,土壤水蚀越弱,地形越崎岖,越加剧发生剧烈水蚀的可能。因此,对于中国干旱半干旱区来说,可考虑对其中土壤水蚀严重的地区进行裸土治理、植树造林,并在其中坡度较大的区域进行林草建设、沟壑治理,或通过梯田的方式进行治理,未来政府在加强植被管理、退耕还林的基础上,可更多地考虑优化地形条件<sup>[3]</sup>,以期减少土壤水蚀发生的概率及强度。



表 6 中国干旱半干旱区 1990—2020 年各因子交互探测结果及平均值

Table 6 Interaction detection results and average values of various factors in arid and semi-arid regions of China from 1990 to 2020

交互因子	1990 年	2000 年	2010 年	2015 年	2020 年	平均值
X1∩X2	0.049 9 ↑↑	0.038 0 ↑↑	0.033 1 ↑↑	0.028 1 ↑↑	0.055 8 ↑↑	0.041 0
X1∩X3	0.053 2 ↑↑	0.039 1 ↑↑	0.034 3 ↑↑	0.031 8 ↑↑	0.059 4 ↑↑	0.043 6
X1∩X4	0.090 1 ↑↑	0.054 7 ↑↑	0.061 8 ↑↑	0.054 8 ↑↑	0.095 7 ↑↑	0.071 4
X1∩X5	0.038 4 ↑↑	0.018 4 ↑↑	0.033 0 ↑↑	0.028 9 ↑↑	0.038 2 ↑↑	0.031 4
X1∩X6	0.122 1 ↑↑	0.092 3 ↑↑	0.186 7 ↑↑	0.199 7 ↑↑	0.150 2 ↑↑	0.150 2
X1∩X7	0.183 5 ↑↑	0.110 5 ↑↑	0.100 4 ↑↑	0.111 4 ↑↑	0.188 0 ↑↑	0.138 8
X1∩X8	0.184 8 ↑↑	0.140 1 ↑↑	0.108 2 ↑↑	0.123 8 ↑↑	0.165 5 ↑↑	0.144 5
X1∩X9	0.120 6 ↑↑	0.084 6 ↑↑	0.076 3 ↑↑	0.090 2 ↑↑	0.161 3 ↑↑	0.106 6
X2∩X3	0.044 2 ↑	0.032 3 ↑↑	0.028 2 ↑	0.027 8 ↑	0.053 5 ↑	0.037 2
X2∩X4	0.079 6 ↑	0.049 6 ↑↑	0.053 8 ↑	0.051 8 ↑	0.090 5 ↑	0.065 1
X2∩X5	0.049 1 ↑↑	0.025 9 ↑↑	0.042 2 ↑↑	0.035 3 ↑↑	0.055 9 ↑↑	0.041 7
X2∩X6	0.133 7 ↑↑	0.101 6 ↑↑	0.193 3 ↑↑	0.196 8 ↑↑	0.160 0 ↑↑	0.157 1
X2∩X7	0.186 8 ↑↑	0.137 8 ↑↑	0.107 1 ↑↑	0.108 2 ↑↑	0.197 6 ↑↑	0.147 5
X2∩X8	0.180 7 ↑↑	0.159 4 ↑↑	0.118 9 ↑↑	0.117 3 ↑↑	0.175 8 ↑↑	0.150 4
X2∩X9	0.112 5 ↑	0.082 5 ↑↑	0.071 4 ↑	0.090 8 ↑↑	0.168 5 ↑↑	0.105 1
X3∩X4	0.089 1 ↑	0.062 4 ↑↑	0.062 3 ↑	0.061 4 ↑	0.105 2 ↑	0.076 1
X3∩X5	0.069 9 ↑↑	0.044 6 ↑↑	0.055 0 ↑↑	0.049 4 ↑↑	0.086 0 ↑↑	0.061 0
X3∩X6	0.156 4 ↑↑	0.157 9 ↑↑	0.203 2 ↑↑	0.209 8 ↑↑	0.186 8 ↑↑	0.182 8
X3∩X7	0.192 7 ↑↑	0.148 9 ↑↑	0.121 8 ↑↑	0.110 8 ↑↑	0.202 3 ↑	0.155 3
X3∩X8	0.207 0 ↑↑	0.163 2 ↑↑	0.131 8 ↑↑	0.130 0 ↑↑	0.191 2 ↑↑	0.164 6
X3∩X9	0.122 1 ↑	0.087 8 ↑	0.081 6 ↑↑	0.099 0 ↑↑	0.172 8 ↑	0.112 7
X4∩X5	0.091 7 ↑↑	0.045 1 ↑↑	0.082 7 ↑↑	0.069 1 ↑↑	0.094 3 ↑↑	0.076 6
X4∩X6	0.265 7 ↑↑	0.173 8 ↑↑	0.264 7 ↑↑	0.270 0 ↑↑	0.282 0 ↑↑	0.251 2
X4∩X7	0.204 7 ↑	0.137 2 ↑	0.124 8 ↑↑	0.131 0 ↑	0.220 0 ↑	0.163 5
X4∩X8	0.198 4 ↑	0.292 6 ↑↑	0.151 1 ↑↑	0.152 3 ↑↑	0.193 0 ↑	0.197 5
X4∩X9	0.126 4 ↑	0.096 0 ↑	0.086 9 ↑	0.106 8 ↑	0.185 9 ↑	0.120 4
X5∩X6	0.338 7 ↑↑	0.244 7 ↑↑	0.314 1 ↑↑	0.303 0 ↑↑	0.360 7 ↑↑	0.312 2
X5∩X7	0.193 7 ↑↑	0.248 8 ↑↑	0.113 4 ↑↑	0.142 0 ↑↑	0.226 6 ↑↑	0.184 9
X5∩X8	0.189 6 ↑↑	0.294 2 ↑↑	0.152 3 ↑↑	0.205 3 ↑↑	0.203 0 ↑↑	0.208 9
X5∩X9	0.128 5 ↑↑	0.107 4 ↑↑	0.091 3 ↑↑	0.129 5 ↑↑	0.207 5 ↑↑	0.132 8
X6∩X7	0.441 9 ↑↑	0.214 3 ↑↑	0.316 3 ↑↑	0.323 2 ↑↑	0.375 7 ↑↑	0.334 3
X6∩X8	0.540 4 ↑↑	0.545 1 ↑↑	0.485 4 ↑↑	0.478 2 ↑↑	0.533 3 ↑↑	0.516 5
X6∩X9	0.230 0 ↑↑	0.190 4 ↑↑	0.232 2 ↑↑	0.283 5 ↑↑	0.326 3 ↑↑	0.252 5
X7∩X8	0.176 8 ↑	0.129 8 ↑	0.101 7 ↑	0.139 0 ↑	0.198 1 ↑	0.149 1
X7∩X9	0.177 5 ↑	0.109 9 ↑	0.104 9 ↑	0.127 4 ↑	0.217 3 ↑	0.147 4
X8∩X9	0.207 4 ↑	0.122 0 ↑	0.114 9 ↑	0.129 5 ↑	0.200 6 ↑	0.154 9

注：↑表示双因子增强；↑↑表示非线性增强。

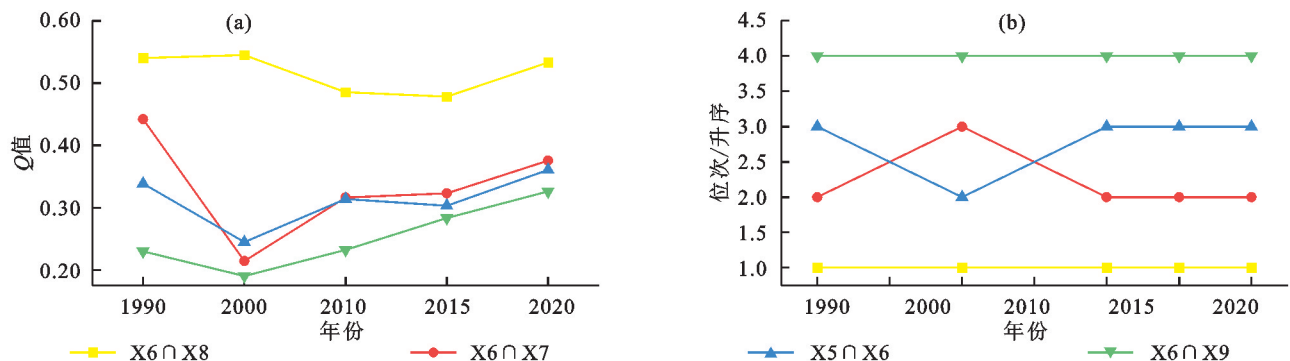


图 9 交互探测 Q 值及其位次

Fig.9 Interaction detection of Q-value and their rank

### 3.3 研究局限性与未来展望

本研究使用不同格式、不同来源及不同分辨率的数据产品,在数据预处理过程中的重采样和地统计分析插值时可能产生部分误差,无法反映地表的真实地理状况;另外,本研究在进行地理探测器分析驱动力的过程中选取降水侵蚀力因子、植被覆盖度、黏粒质量分数、砂粒质量分数、粉粒质量分数等在土壤水蚀模型模拟的过程数据作为驱动因子,可能对后期计算出的单因子、交互解释力大小产生影响,从而使部分地理探测器结论偏高或偏低,失去部分科学性,但总体上地理探测器结果是可靠的<sup>[22]</sup>。自然驱动力对土壤水蚀的影响可能存在滞后性,由于获取数据时间分辨率的限制,暂时难以分析其影响大小。

未来本研究可考虑拓展其他驱动力因子,以期对中国干旱半干旱区土壤水蚀驱动力探究得更全面,另外可以考虑分析大规模人类治理工程对土壤水蚀的影响大小,并结合面向可持续发展目标的生态优化调控、水土保持与生态系统服务价值等进行分析;本研究的研究年限内年份并不连续,未来可考虑拓展时间序列,并完善区间年份数量,以期更广泛、完整、连续地对中国干旱半干旱区土壤水蚀趋势进行评估;未来可考虑使用更高分辨率的 Dem 和 NDVI 数据等,以达到更精确地评估土壤水蚀的目的;由于我国干旱区特性鲜明,存在大面积土壤风蚀较为严重的地区,本研究考虑后续将土壤水蚀与风蚀结合,完成风蚀、水蚀交错区的复合研究。

## 4 结论

1)1990—2020 年中国干旱半干旱区平均每年土壤水蚀量为  $4.71 \times 10^{10}$  kg,且年平均土壤水蚀模数呈微弱上升趋势,速率为  $0.0007 \text{ t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

2)在研究年限内,中国干旱半干旱区的土壤水蚀强度以微度和轻度侵蚀为主,占区域总面积的 95.58%以上。土壤水蚀强度不变的区域占总面积的 89.47%,强度上升和强度下降的面积分别占总面积的 5.43%和 5.10%。土壤水蚀强度上升和下降的区域面积占比均呈上升趋势;土壤水蚀强度不变的区域面积占比呈下降趋势。

3)总体上,坡度、降水、降水侵蚀力因子是中国干旱半干旱区 1990—2020 年土壤水蚀的主要驱动因子。从单因子结果来看,解释力排位为坡度(X6) > 年降水量(X7) > 降水侵蚀力因子(X8) > 植被覆盖度(X9) > 土地利用类型(X4) > 粉粒质量分数(X3) > 砂粒质量分数(X2) > 海拔(X5) > 黏粒质量分数

(X1),其中,坡度(X6)、年降水量(X7)、降水侵蚀力因子(X8)在研究期间交替为第 1 主导因子;从交互探测结果来看,任意 2 个因子在进行交互作用时均增加对中国干旱半干旱区土壤水蚀的解释力,其中,坡度(X6)与降水侵蚀力因子(X8)或降水(X7)耦合时解释力较大,其中,坡度(X6) ∩ 降水侵蚀力因子(X8)在研究期间持续为第 1 主导交互因子。

### 参考文献:

- [1] 王涵,赵文武,贾立志.近 10 年土壤水蚀研究进展与展望:基于文献计量的统计分析[J].中国水土保持科学,2021,19(1):141-151.  
WANG H, ZHAO W W, JIA L Z. Progress and prospect of soil water erosion research over past decade based on the bibliometrics analysis[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2021, 19(1): 141-151.
- [2] LI Z D, WANG S, LI C J, et al. The trend shift caused by ecological restoration accelerates the vegetation greening of China's drylands since the 1980s[J]. Environmental Research Letters, 2022, 17(4): e044062.
- [3] 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 Z P, NIU J Z, FAN D X, 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.
- [4] HAN Y, ZHAO W W, ZHOU A, et al. Water and wind erosion response to ecological restoration measures in China's drylands[J]. Geoderma, 2023, 435: e116514.
- [5] 吴瀚逸,熊俊峰,侯宣,等.2001—2020 年中国东北区域土壤水蚀数据集[J].中国科学数据(中英文网络版), 2023, 8(4): 290-304.  
WU H Y, XIONG J F, HOU X, et al. A dataset of soil water erosion of Northeast China from 2001 to 2020[J]. China Scientific Data, 2023, 8(4): 290-304.
- [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 Basin[J]. Journal of Desert Research, 2023, 43(3): 305-317.
- [7] 林锦阔.河西地区土壤侵蚀时空分异及其驱动因素[D].兰州:兰州大学, 2020.  
LIN J K. Spatiotemporal pattern and driving factors of soil erosion in Hexi region[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2020.

- [8] 王慧琴.华北北部区域土壤侵蚀时空演变与驱动力分析[D].北京:北京林业大学,2020.  
WANG H Q. The spatiotemporal variations and drivers analysis of soil erosion in the northern North China's region[D].Beijing: Beijing Forestry University,2020.
- [9] 赵蒙恩.鄂尔多斯市生态环境变化及影响因素研究[D].北京:中国矿业大学,2024.  
ZHAO M N. Study on ecological environment change and influencing factors in Ordos City[D].Beijing: China University of Mining and Technology,2024.
- [10] 陈硕,赵文武,韩逸.中国干旱半干旱区植被降水利用效率时空变化特征及影响因素分析[J].生态学报,2023,43(24):10295-10307.  
CHEN S, ZHAO W W, HAN Y. Spatio-temporal variation of vegetation precipitation use efficiency and influencing factors in arid and semi-arid areas of China[J]. Acta Ecologica Sinica,2023,43(24):10295-10307.
- [11] 陈发虎,谢亭亭,杨钰杰,等.我国西北干旱区“暖湿化”问题及其未来趋势讨论[J].中国科学:地球科学,2023,53(6):1246-1262.  
CHEN F H, XIE T T, YANG Y J, et al. Discussion of the “warming and wetting” trend and its future variation in the drylands of Northwest China under global warming[J]. Science China: Earth Sciences, 2023, 53(6): 1246-1262.
- [12] LI C J, FU B J, WANG S, et al. Drivers and impacts of changes in China's drylands[J]. Nature Reviews Earth and Environment,2021,2:858-873.
- [13] WU B F, QIAN J, ZENG Y, et al. Land cover atlas of the People's Republic of China (1: 1 000 000) [J]. Science Bulletin,2017,65:1125-1136.
- [14] 吴炳方.中国土地覆被[M].北京:科学出版社龙门书局,2017.  
WU B F. China's land cover[M].Beijing: Science Press Longmen Publishing House,2017.
- [15] 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. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China[J]. Acta Pedologica Sinica,2007,44(1):7-13.
- [16] 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.
- [17] GUTMAN G, IGNATOV A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models [J]. International Journal of Remote Sensing,1998,19(8):1533-1543.
- [18] 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 Water Conservation,2000,14(2):19-24.
- [19] 郑朝菊,曾源,赵玉金,等.20 世纪 90 年代以来中国西南地区土地覆被变化[J].生态学报,2016,36(23):7858-7869.  
ZHENG Z J, ZENG Y, ZHAO Y J, et al. Analysis of land cover changes in southwestern China since the 1990s[J]. Acta Ecologica Sinica,2016,36(23):7858-7869.
- [20] 张磊,吴炳方,李晓松,等.基于碳收支的中国土地覆被分类系统[J].生态学报,2014,34(24):7158-7166.  
ZHANG L, WU B F, LI X S, et al. Classification system of China land cover for carbon budget [J]. Acta Ecologica Sinica,2014,34(24):7158-7166.
- [21] 中华人民共和国水利部.土壤侵蚀分类分级标准 SANS 190—22008[S].北京:中国水利水电出版社,2002.  
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Soil erosion classification and grading standard SANS 190—22008[S].Beijing: China Water and Power Press,2002.
- [22] 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. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica,2017,72(1):116-134.
- [23] 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.
- [24] 徐宪立,马克明,傅伯杰,等.植被与水土流失关系研究进展[J].生态学报,2006,26(9):3137-3143.  
XU X L, MA K M, FU B J, et al. Research review of the relationship between vegetation and soil loss[J]. Acta Ecologica Sinica,2006,26(9):3137-3143.
- [25] 席有.坡度影响土壤侵蚀的研究[J].中国水土保持,1993(4):23-25.  
XI Y. Study on the effect of slope on soil erosion. [J]. Soil and Water Conservation in China,1993(4):23-25.