

# 横断山区水土流失敏感性时空演变与预测研究

邓锦山, 江飞, 麻泽龙, 卢鑫, 李卓蔓

(四川省水利科学研究院, 成都 610072)

**摘要:** [目的] 探究横断山区水土流失敏感性的演变规律, 为制定差异化的水土保持与防治策略、保障生态安全提供科学参考。[方法] 基于 RUSLE 模型, 分析了 2000—2020 年横断山区水土流失敏感性的时空变化特征。采用 CA-Markov 模型预测 2025 年与 2030 年水土流失敏感性结果, 并利用地理探测器定量分析了水土流失敏感性变化的驱动机制。[结果] (1) 横断山区水土流失敏感性总体以不敏感为主, 且敏感程度呈现缓解趋势。不敏感区域先减后增, 轻度敏感区域逐年增加, 而中度、重度和极度敏感区域均呈现先增后减的变化规律。水土流失敏感性空间分布差异较为明显, 空间变化特征较为一致。总体呈西南高、东北低的空间分布特点。(2) 植被覆盖度、年均降水是影响横断山区水土流失敏感性的主要驱动因子。因子交互作用主要表现为非线性增强。相较于其他因子之间的交互作用, 植被覆盖度的交互作用影响力更为显著。(3) 横断山区未来 5~10 a 水土流失敏感性整体呈现向好趋势, 不敏感和轻度敏感区域面积增加, 中度、重度和极度敏感区域面积减小。[结论] 横断山区地区水土流失敏感性总体得到有效遏制, 水土流失敏感性动态规律显著, 植被覆盖度对其变化驱动作用明显。今后, 需根据水土流失敏感性程度实施分区治理, 有针对性地采取不同水土流失保护与防治策略。

**关键词:** 水土流失敏感性; 时空变化; 横断山区

中图分类号: S157

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2026)02-0013-11

## Spatiotemporal evolution and prediction of soil erosion sensitivity in Hengduan Mountains

Deng Jinshan, Jiang Fei, Ma Zelong, Lu Xin, Li Zhuoman

(Sichuan Research Institute of Water Conservancy, Chengdu 610072, China)

**Abstract:** [Objective] This study aims to investigate the evolutionary patterns of soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains, thereby providing scientific references for formulating differentiated soil and water conservation and control strategies and ensuring ecological security. [Methods] Based on the RUSLE model, the spatiotemporal characteristics of soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains from 2000 to 2020 were analyzed. The CA-Markov model was used to predict soil erosion sensitivity in 2025 and 2030, and the geodetector was used to quantitatively analyze the driving mechanisms behind the changes in soil erosion sensitivity. [Results] (1) The overall soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains was mainly insensitive, and the degree of sensitivity showed a trend of alleviation. The area of insensitive regions first decreased and then increased, while that of slightly sensitive regions increased year by year. The areas of moderately, highly, and extremely sensitive regions all showed a trend of first increasing and then decreasing. The spatial distribution of soil erosion sensitivity showed notable differences, and the spatial change characteristics were relatively consistent. Overall, it showed a spatial distribution pattern of high sensitivity in the southwest and low sensitivity in the

收稿日期: 2025-05-15

修回日期: 2025-06-09

接受日期: 2025-06-20

资助项目: 四川省自然科学基金(24NSFSC3892); 四川省公益性科研院所基本科研项目(2025-SKY-ZXKY-04, 2025-SKY-ZXKY-01)

第一作者: 邓锦山(1994—), 男, 四川成都人, 硕士, 工程师, 主要从事资源与环境遥感、智慧水利等方面的研究和工作。E-mail: xiaomujiangek@163.com

通信作者: 江飞(1990—), 男, 四川苍溪人, 学士, 工程师, 主要从事智慧水利、遥感、地理信息科学等研究和工作。E-mail: 750460587@qq.com

<https://stbeyj.publish.founderss.cn>

northeast. (2) Vegetation cover and annual average precipitation were the main driving factors affecting soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains. The interaction between factors was primarily manifested as nonlinear enhancement. Compared to the interaction between other factors, the interaction of vegetation cover had a more significant influence. (3) The soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains was projected to show an overall improving trend in the next 5~10 years. The areas of insensitive and slightly sensitive regions were projected to increase, while the areas of moderately, highly, and extremely sensitive regions were projected to decrease. [Conclusion] The soil erosion sensitivity in the Hengduan Mountains is effectively controlled in general, exhibiting a distinct dynamic pattern. The vegetation cover plays a significant role in driving these changes. In the future, it is necessary to implement zonal management based on the degree of soil erosion sensitivity and adopt targeted strategies for soil erosion protection and control.

**Keywords:** soil erosion sensitivity; spatiotemporal variation; Hengduan Mountains

水土流失是在水力、风力、重力等共同作用下,地表土体和母质出现损坏、分离、搬运及沉积的现象。其产生与演变和地理地质状况息息相关,是众多自然要素与人为活动共同作用下的综合产物。水土流失会破坏土地资源,降低土地生产力,削弱林草地保水能力,甚至诱发滑坡、泥石流等次生灾害。泥沙入河还会抬高河床、淤积河道,威胁水利设施安全。这些问题严重危害土壤结构、农业生产、水生态环境,已成为全球重大环境问题之一,制约着经济社会的可持续发展<sup>[1]</sup>。水土流失敏感性评价旨在识别与划分潜在高风险区域,评估人类活动对水土流失的敏感性<sup>[2]</sup>。水土流失敏感性评价能为防治提供决策依据,明确防治重点并优化措施布局,减少资源流失,对制定水土保持措施意义重大。目前,土壤侵蚀量被视为评估水土流失程度的重要量化指标。土壤侵蚀模型不仅为研究水土流失的分布特征与演变规律提供了理论基础,还被广泛应用于其动态过程的预测。因此,多数学者常利用此类模型对水土流失的敏感性进行分析与评价。Wischmeier等<sup>[3]</sup>于20世纪60年代提出了通用土壤流失方程(Universal Soil Loss Equation, USLE),该模型至今仍是水土流失研究领域最具影响力的工具之一。USLE作为经典模型奠定了土壤侵蚀的理论框架,但其简化假设和静态特性限制了复杂场景下的应用精度。修正的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)由美国农业部在1993年颁布<sup>[4]</sup>。RUSLE通过优化影响因子、改进算法,显著提升了模型的适应性和预测能力,成为当前水土流失研究的主流模型。横断山区位于青藏高原东南缘,承担着连接云贵高原与青藏高原之间生态与地理过渡带的枢纽功能。横断山区作为我国西南地区重要的生态功能区,在水源涵养、水土保持、气候调节等方面发挥着关键作

用,是长江、澜沧江、怒江等重要江河的生态屏障。同时,该地区也是生态脆弱区,生态系统易受干扰,且在全球碳循环中具有重要意义。因此,对横断山区开展水土流失敏感性分析与预测研究,建立相应的评价模型,有助于揭示其敏感性在时空上的演变特征,旨在为该区域水土流失相关研究提供科学依据,并为横断山区加强关键区域生态维护、合理布局国土空间规划和生态系统修复提供理论支持。

## 1 材料与方法

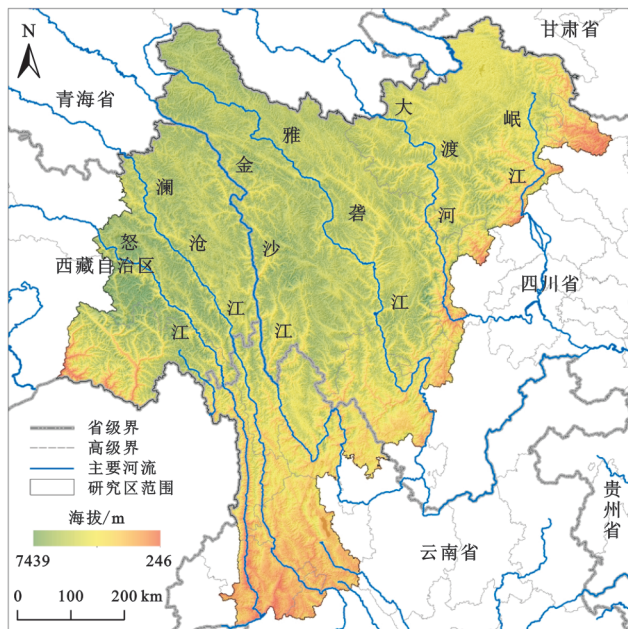
### 1.1 研究区概况

横断山区位于中国西南部,青藏高原东麓,因山脉南北走向、岭谷相间而得名,是中国第一阶梯与第二阶梯的分界地带<sup>[5]</sup>。横断山区海拔为400~7 500 m,地势西北高东南低,以高山深谷为典型地貌特征,南北延伸的山脉与河流相互平行分布,地形起伏显著。气候全年受冬夏季风环流控制,导致降水量空间差异明显,南部及东北部地区降雨丰富,而北部和西部降雨较少,呈现出由东南向西北的递减趋势。全年降水呈现显著的季节性分配特征,5—10月是雨季,其间降水量超过全年的80%,尤其以6—8月最为集中;10月—次年5月为旱季,降雨少,日照足,蒸发量大<sup>[6]</sup>。横断山区植被类型也多种多样,植被垂直地带性显著,包括针叶林、针阔叶混交林、灌丛、草甸等,是我国中西部地区重要的生态屏障和生态调节区。本文选取了横断山区核心区内69个区县作为研究区(图1),覆盖川、滇、藏三省区交界区域,介于95.6°—104.9°E, 24.1°—34.3°N,总面积约46.78万km<sup>2</sup>。

### 1.2 数据来源及预处理

本文所用到的基础数据包括:降水量、植被覆盖度、数字高程模型、土壤类型、土地利用。其中:降水数据来源于国家气象科学数据中心(<http://data.cma>).

cn/)。为确保数据完整性和可靠性,首先剔除了原始数据中的异常值。随后,基于Anusplin软件,结合邻近气象站点的观测数据,采用克里金插值法(Kriging)对缺失值进行插补处理。经预处理后,生成空间分辨率为30 m的逐年降水量数据集。数字高程模型源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为30 m的ASTER GDEM数据,并利用符素华等<sup>[7]</sup>团队开发的坡长坡度因子计算工具提取坡度因子、坡长因子。植被覆盖数据源于国家科技资源共享服务平台(<http://www.nesdc.org.cn>)。该数据集利用GEE平台,基于全年Landsat 5, 7, 8, 9号卫星遥感数据,经预处理和平滑处理后,通过最大值合成法提取NDVI,生成空间分辨率为30 m的NDVI数据集<sup>[8]</sup>。土壤数据源于国家青藏高原科学数据中心(<https://data.tpdc.ac.cn>),基于世界土壤数据库(Harmonized World Soil Database, HWSO)的中国土壤数据集(V1.1)。土地利用数据集取自武汉大学杨杰与黄昕教授团队<sup>[9]</sup>制作的1985—2023年土地覆盖遥感监测成果,空间分辨率为30 m(<https://zenodo.org/records/12779975>)。为确保空间分析的一致性,采用WGS\_1984\_UTM\_Zone\_47N坐标系统作为统一空间基准,并统一将栅格分辨率调整为30 m×30 m,以满足模型计算需求。



注:基于标准地图服务系统下载的审图号GS(2016)1606号的标准地图制作,底图未做修改,下同。

图1 横断山区位置示意图

Fig. 1 Location of Hengduan Mountains

### 1.3 研究方法

1.3.1 指标因子确定与分级 本文以修正通用土壤侵蚀方程(RUSLE模型)为理论基础和指标因子选

择依据,选取降水量、土壤类型、地形地貌、植被覆盖、土地利用作为评价指标,构建横断山区水土流失敏感性评价模型。该方法简化了模型因子的计算过程,并在高山、丘陵和平原地区均表现出较高的适应性,公式如下:

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

式中: $A$ 为土壤流失量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$ ;  $R$ 为降雨侵蚀力因子 $[(\text{MJ} \cdot \text{mm})/(\text{hm}^2 \cdot \text{h})]$ ;  $K$ 为土壤可蚀性因子 $[(\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})]$ ;  $LS$ 为坡度坡长因子,无量纲;  $C$ 为植被覆盖度因子,无量纲;  $P$ 为水土保持措施因子,无量纲。

(1) 降水侵蚀力因子( $R$ )。  $R$ 反映降雨引发土壤侵蚀的潜在强度。它主要由雨滴动能对土粒的冲击以及降雨产生的径流引发。由于 $R$ 值难以直接获取,通常通过降雨参数估算。参考金丽娟等<sup>[10]</sup>对四川地区以及王猛等<sup>[11]</sup>对西南地区降雨侵蚀的研究,采用Wischmeier经验公式估算 $R$ 值<sup>[12]</sup>,公式如下:

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{1.5 \times (\lg P_i^2 - \lg P) - 0.8188} \quad (2)$$

式中: $R$ 为年降水侵蚀力;  $P_i$ 为各月平均降水量;  $P$ 为年平均降水量。

(2) 土壤可蚀性因子( $K$ )。  $K$ 衡量土壤在外力作用下受侵蚀的敏感性,  $K$ 值越大,土壤侵蚀敏感性越高。参考范馨<sup>[13]</sup>、张蕾<sup>[14]</sup>对横断山区土壤可蚀性的研究,采用Williams等<sup>[15]</sup>提出的EPIC模型估算 $K$ 值。此外,由于EPIC模型计算的 $K$ 值通常会大于我国实际值,故采用张科利等<sup>[16]</sup>提出方法修正计算结果。公式如下:

$$K_{\text{EPIC}} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[ 0.256 S_{\text{SAN}} \left( 1 - \frac{S_{\text{SIL}}}{100} \right) \right] \right\} \times \left( \frac{S_{\text{SIL}}}{C_{\text{CLA}} + S_{\text{SIL}}} \right)^{0.3} \times \left[ 1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.92C)} \right] \times \left[ 1 - \frac{0.7S_{\text{SN}}}{S_{\text{SN}} + \exp(22.9S_{\text{SN}} - 5.51)} \right] \quad (3)$$

$$K = 0.0137 \times (-0.01383 + 0.51575 K_{\text{EPIC}}) \quad (4)$$

式中: $K$ 为土壤可蚀性因子 $[(\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})]$ ;  $S_{\text{SAN}}$ 为砂粒含量(%);  $S_{\text{SIL}}$ 为粉粒含量(%);  $C_{\text{CLA}}$ 为黏粒含量(%);  $C$ 为有机碳的含量(%);  $S_{\text{SN}} = 1 - \frac{S_{\text{SAN}}}{100}$ 。

(3) 植被覆盖因子( $C$ )。  $C$ 反映植被在减少水土流失中的调控作用,其取值范围 $[0, 1]$ ,  $C$ 值增大意味着植被覆盖度降低,从而加剧土壤侵蚀过程。参考范馨<sup>[13]</sup>、张蕾<sup>[14]</sup>对横断山区植被覆盖因子的研究,运用公式如下:

$$C = \begin{cases} 1 & c = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg c & 0 < c < 78.3\% \\ 0 & c \geq 78.3\% \end{cases} \quad (5)$$

$$c = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min}}{\text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min}} \quad (6)$$

式中： $C$ 为植被覆盖因子，取值范围为 $[0, 1]$ ； $c$ 为植被覆盖度(%)； $\text{NDVI}_{\min}$ 为纯裸土像元的最小NDVI值； $\text{NDVI}_{\max}$ 为纯植被像元的最大NDVI值。

(4) 地形因子( $LS$ )。  $LS$ 用于量化地形条件对土壤侵蚀的动态影响，其数值可通过DEM数据进行推算。参考符素华等<sup>[7]</sup>的研究，借助土壤侵蚀模型地形因子计算工具( $LS$ -TOOL)提取坡长坡度因子 $LS$ ，公式如下：

$$L = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (7)$$

$$m = \begin{cases} 0.2 & \theta < 0.5^\circ \\ 0.3 & 0.5^\circ \leq \theta < 1.5^\circ \\ 0.4 & 1.5^\circ \leq \theta < 3^\circ \\ 0.5 & \theta \geq 3^\circ \end{cases} \quad (8)$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.5 & 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.97 \sin \theta - 0.96 & \theta \geq 10^\circ \end{cases} \quad (9)$$

式中： $L$ 为坡长因子，无量纲； $S$ 为坡度因子，无量纲。 $\lambda$ 为坡长(m)； $\theta$ 为坡度( $^\circ$ )。

(5) 水土保持措施因子( $P$ )。  $P$ 指实施水土保持

措施与未实施时土壤侵蚀量的比值。土地利用变化能够在一定程度上反映水土保持措施的实施力度，因此本文以土地利用类型作为该因子的代表指标。参考金丽娟等<sup>[10]</sup>和刘昉晔<sup>[17]</sup>对四川以及横断山区土地利用分类的研究，以及国家标准《土地利用现状分类》(GB/T21010—2017)的规定，将横断山区土地利用划分为耕地、林地、园地、草地、水域、建设用地和未利用地7类。

1.3.2 水土流失敏感性评价 参考国家生态环境部发布的《生态功能分区技术规范》和《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)标准中土壤侵蚀敏感性评价方法，采用土壤侵蚀敏感性指数对研究区域进行水土流失敏感性评价，计算公式如下：

$$SS_i = (R_i \times K_i \times LS_i \times C_i \times P_i)^{\frac{1}{5}} \quad (10)$$

式中： $SS_i$ 为 $i$ 空间单元内水土流失敏感性指数，评估因子包括降水侵蚀力( $R$ )、土壤质地因子( $K$ )、坡度坡长因子( $LS$ )、植被覆盖因子( $C$ )、水土保持措施( $P$ )。

基于RS和GIS技术对水土流失敏感性的影响因子进行空间化处理，影响因子分级标准参考《生态功能分区技术规范》《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190—2007)以及相关研究文献<sup>[10]</sup>，将评价结果划分为不敏感、轻度敏感、中度敏感、重度敏感和极度敏感5个等级(表1)。

表1 水土流失敏感性评价指标体系及分级标准

Table 1 Evaluation indicator system and classification criteria for soil erosion sensitivity

敏感性分级	不敏感	轻度敏感	中度敏感	重度敏感	极度敏感
降雨侵蚀力因子( $R$ )	<175	175~275	275~400	400~600	>600
地形因子( $LS$ )	<2	2~5	5~10	10~15	>15
土壤可蚀性因子( $K$ )	0~0.01	0.01~0.0225	0.0225~0.025	0.025~0.275	>0.275
植被覆盖因子( $C$ )	<0.6	0.6~0.7	0.7~0.8	0.8~0.9	0.9~1.0
水土保持措施( $P$ )	建设用地/水域	林地	草地/园地	耕地	未利用地
分级赋值	1	3	5	7	9

1.3.3 趋势分析 变化斜率法通过对时间序列数据建立回归模型，以判断变量的变化方向与速率<sup>[18]</sup>。本文利用最小二乘法对逐像元的水土流失敏感性变化进行趋势分析，公式如下：

$$S = \frac{n \times \sum_{i=1}^n i \times A_i - \left( \sum_{i=1}^n A_i \right)}{n \times \sum_{i=1}^n i^2 - \left( \sum_{i=1}^n i \right)^2} \quad (11)$$

式中： $S$ 代表斜率； $n$ 代表时间； $A_i$ 代表该地区第 $i$ 年的水土流失敏感性等级；若 $S > 0$ 则表示水土流失敏感性有增大趋势，整体敏感性程度有加重发展倾向；相反，则反之。

同时，采用F检验实现斜率变化的显著性分析，公式如下：

$$F = U \times \frac{U - 2}{Q} \quad (12)$$

式中： $Q = \sum_{i=1}^n (A_u - \hat{A}_u)^2$ ， $U = \sum_{i=1}^n (\hat{A}_u - \bar{A}_u)^2$ 分别代表误差平方根和回归的平方和； $A_u$ 代表第 $i$ 年水土流失敏感性的实际值； $\hat{A}_u$ 代表第 $i$ 年水土流失敏感性的回归值； $\bar{A}_u$ 则代表 $n$ 年间真实水土流失敏感性的平均值。研究将检验结果划分为显著降低( $S < 0, p \leq 0.05$ )、无显著变化、显著升高( $S > 0, p \leq 0.05$ )。

1.3.4 地理探测器 地理探测器是一种用于解析地

理现象空间分布差异性的数学模型,能够通过分析自变量与因变量之间的交互作用,揭示其潜在的关联性与驱动机制。相较于传统相关系数模型,它既能处理定量数据,也能分析定性数据,还能探究各变量间的交互作用<sup>[19]</sup>。参考相关研究<sup>[20-21]</sup>,本文选取植被覆盖度( $X_1$ )、土地利用( $X_2$ )、高程( $X_3$ )、坡度( $X_4$ )、年均降水( $X_5$ )、土壤类型( $X_6$ )6个关键因素,通过地理探测器量化各驱动因子对水土流失敏感性空间格局的作用强度。

1.3.5 水土流失敏感性预测模型 CA-Markov模型由元胞自动机模型和马尔科夫模型(Markov)组成。元胞自动机模型(Cellular Automata, CA)是一种基于离散时间、空间及状态的局部交互网格动力学系统,能够高效模拟复杂系统的时空演变过程<sup>[22]</sup>。公式如下:

$$S_{(t+1)} = f[S_{(t)}, N] \quad (13)$$

式中: $S$ 为元胞有限离散的集合状态; $t$ 与 $(t+1)$ 为不同的时刻; $N$ 为元胞的领域; $f$ 为局部空间的元胞转化规则。

Markov预测模型源于俄罗斯学者安德烈·马尔科夫提出的随机过程理论,其核心思想是通过特定的随机运动机制对系统未来状态进行概率性预测。它通过初始概率和状态转移概率来研究状态变化趋势,具有无后效性,即未来状态仅与当前状态相关,与过去无关。通过计算状态转移概率,模型可以预测未来不同时间点的状态,从而实现对系统未来变化的预测,公式如下:

$$S_{(t+1)} = P_{ij} \times S_{(t)} \quad (14)$$

式中: $S_{(t+1)}$ 和 $S_{(t)}$ 分别为第 $(t+1)$ 期和第 $t$ 期的水土流失敏感性状态; $P_{ij}$ 为水土流失敏感性转移概率矩阵,数学表达式为:

$$P_{ij} = \begin{bmatrix} p_{11} & \dots & p_{1n} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ p_{i1} & \dots & p_{in} \end{bmatrix} \quad (15)$$

式中: $p_{in}$ 为 $i$ 类敏感类型转变为 $n$ 类敏感性的转移概率,并且满足 $0 \leq P_{ij} < 1$ 且 $\sum_{j=1}^n P_{ij} = 1 (i, j = 1, 2, \dots, n)$ 。

CA-Markov模型是地理学中常用的预测方法,它结合了Markov模型和CA模型的优势。Markov模型擅长时间序列预测,而CA模型在刻画多维空间演化过程方面具有显著优势<sup>[23]</sup>。该耦合模型可实现对水土流失敏感性时空分布的精准预测与分析。

此外,本文采用Kappa系数对水土流失敏感性预测的精度进行检测。其计算公式为:

$$Kappa = (P_o - P_c) / (P_p - P_c) \quad (16)$$

式中: $P_o$ 为正确模拟的比例; $P_c$ 为模型随机情况下的正确预测比例; $P_p$ 为理想情况下正确预测的比例。

## 2 结果与分析

### 2.1 水土流失敏感性时空分布特征

2.1.1 水土流失敏感性时间变化分析 2000—2020年横断山区水土流失敏感性不同等级区域面积占比变化显著,见表2。不敏感区域面积呈先减后增的变化趋势。2000年,不敏感区域的面积为22.52万 $km^2$ ,占比48%。2005年,面积减少到20.46万 $km^2$ ,占比44%。2010年减少到18.87万 $km^2$ ,占比40%。2015年面积增加到22.38万 $km^2$ ,占比48%,2020年继续增加到23.63万 $km^2$ ,占比50%。轻度敏感区域面积呈逐年增加的变化趋势。2000年,面积为9.18万 $km^2$ ,占比20%。2005年,面积增加到9.56万 $km^2$ ,占比仍为20%。2010年,面积进一步增加到10.03万 $km^2$ ,占比提升至21%。2015年,面积显著增加到12.53万 $km^2$ ,占比达到27%。到2020年,面积继续增加到13.81万 $km^2$ ,占比升至30%。中度敏感区域面积呈先增后减的变化趋势。2000年,面积为11.70万 $km^2$ ,占比25%。2005年增加到12.90万 $km^2$ ,占比28%。2010年继续增加到13.41万 $km^2$ ,占比29%。2015年面积减少到9.47万 $km^2$ ,占比20%。2020年减少到7.36万 $km^2$ ,占比16%。重度敏感区域面积呈先增后减的变化趋势。2000年,面积为2.09万 $km^2$ ,占比4%。2005年增加到2.27万 $km^2$ ,占比5%。2010年增加到2.65万 $km^2$ ,占比6%。2015年减少到1.34万 $km^2$ ,占比3%。2020年继续减少到1.16万 $km^2$ ,占比2%。极度敏感区域面积呈先增后减的变化趋势。2000年,面积为1.30万 $km^2$ ,占比3%。2005年增加到1.60万 $km^2$ ,占比3%。2010年增加到1.83万 $km^2$ ,占比4%。2015年减少到1.07万 $km^2$ ,占比2%。2020年继续减少到0.83万 $km^2$ ,占比2%。

2.1.2 水土流失敏感性空间变化分析 由图2可知,横断山区近20年水土流失敏感性空间分布差异较为明显,空间变化特征较为一致。总体呈现西、南部地区敏感性强度高,东、北部地区敏感性强度低的分布特点。2000—2020年水土流失敏感性以不敏感为主,重度敏感与极度敏感面积占比较少。其中,不敏感与轻度敏感区域水土流失风险较低且整体状态稳定,主要分布于怒江中游、雅砻江上游、大渡河上游、金沙江下游、理塘河中下游、安宁河上游,以及川西北高原、丽江市、迪庆藏族自治州和凉

山彝族自治州西北部地区。中度敏感区域主要分布于独龙江流域、澜沧江上游、金沙江上游、鲜水河流域、雅砻江中游、大渡河中游、岷江上游以及川西高山高原、阿坝藏族羌族自治州中部地区、怒江傈僳族自治州、迪庆藏族自治州北部地区。重度敏感与极度敏感区域主要分布在怒江上游与下游、察隅河流域、澜沧江中下游、金沙江中游、大渡河中游、岷江上游,以及昌都地区南部、林芝地区东部、大理市西南部、保山市。2000—2010年重度敏感与极度

敏感区域分布较为集中且呈现增强的趋势。中度敏感、重度敏感与极度敏感区域面积增加,不敏感、轻度敏感面积减少,变化区域主要分布在横断山区西部、南部地区,即独龙江、怒江、澜沧江沿线以及岷江上游、大渡河中游等重点水蚀区域。2010—2020年横断山区水土流失敏感性得到了很大程度的改善,重度敏感与极度敏感区域显著减少,大部分区域过渡为轻度敏感或不敏感,显示出水土流失风险得到了有效控制。

表 2 各水土流失敏感性等级面积统计

Table 2 Area statistics of different soil erosion sensitivity levels

敏感性等级	2000年		2005年		2010年		2015年		2020年	
	面积/ 万 km <sup>2</sup>	占比/ %	面积/ 万 km <sup>2</sup>	占比/ %	面积/ 万 km <sup>2</sup>	占比/ %	面积/ 万 km <sup>2</sup>	占比/ %	面积/ 万 km <sup>2</sup>	占比/ %
不敏感	22.52	48	20.46	44	18.87	40	22.38	48	23.63	50
轻度敏感	9.18	20	9.56	20	10.03	21	12.53	27	13.81	30
中度敏感	11.70	25	12.90	28	13.41	29	9.47	20	7.36	16
重度敏感	2.09	4	2.27	5	2.65	6	1.34	3	1.16	2
极度敏感	1.30	3	1.60	3	1.83	4	1.07	2	0.83	2

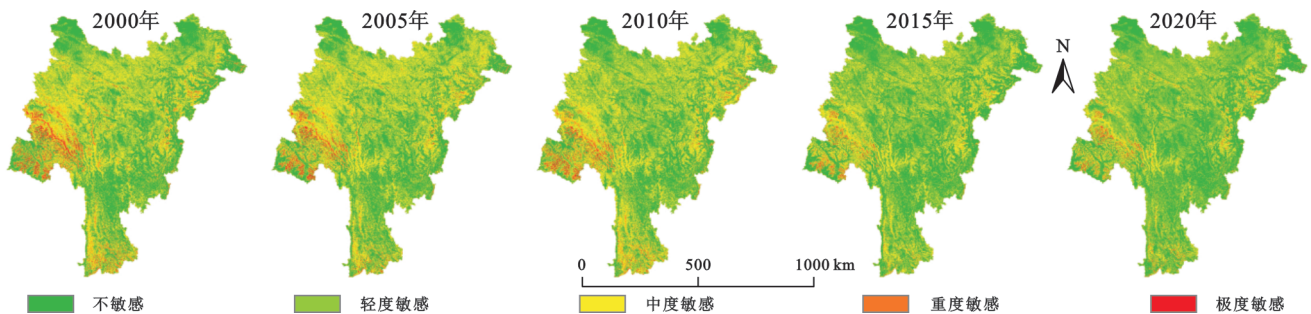


图 2 横断山区 2000—2020 年水土流失敏感性空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of soil erosion sensitivity in Hengduan Mountains (2000—2020)

2.1.3 变化趋势分析 趋势分析结果显示(图 3), 2000—2020 年期间横断山区水土流失敏感性无明显变化的地区面积为 30.87 万 km<sup>2</sup>, 占比为 65.99%, 该地区在全域大部分范围均有分布。水土流失敏感性显著好转地区面积为 13.45 万 km<sup>2</sup>, 占比为 28.76%。这些地区主要集中分布于西藏贡觉县、左贡县、芒康县、八宿县; 云南龙陵县、施甸县、昌宁县、凤庆县、南涧县、隆阳区、永平县。水土流失敏感性呈显著升高地区面积为 2.45 万 km<sup>2</sup>, 占比为 5.24%。主要集中分布于西藏察隅县; 云南德钦县、香格里拉市、贡山县、玉龙县、宁蒗县; 四川德格县、汶川县、茂县、理县等地区。

## 2.2 水土流失敏感性驱动力分析

2.2.1 影响因子单因子探测分析 本文研究探讨的水土流失敏感性影响因素为植被覆盖度( $X_1$ )、土地利用( $X_2$ )、高程( $X_3$ )、坡度( $X_4$ )、年均降水( $X_5$ )、土壤类型( $X_6$ )。单因子探测结果如图 4 所示, 2000—2020 年

不同影响因子对水土流失敏感性空间格局的驱动作用具有显著的差异特征。结果表明, 2000—2020 年按解释力  $q$  值从高到低排序的影响因素分别为植被覆盖度、年均降水量、坡度、土地利用、高程、土壤类型。其中, 植被覆盖度、年均降水量以及坡度是影响力最为突出的影响因子, 充分反映其在主导水土流失敏感性空间分布特征方面发挥了重要作用。相比之下, 土壤类型的解释力最弱, 且在所有因子中始终保持最低。在时间变化上, 植被覆盖度( $X_1$ )的解释力从 2000 年的 0.284 5 逐渐上升至 2015 年的 0.369 1, 随后在 2020 年下降至 0.346 3, 整体呈现先增后减的趋势。土地利用( $X_2$ )的解释力在 2000—2020 年波动变化, 2000 年  $q$  值为 0.065 6, 2005 年上升到 0.077 4, 2010 年减少到 0.056 2, 2015 年又上升到 0.060 8, 2020 年降至 0.048 0。高程( $X_3$ )的解释力从 2000 年的 0.042 3 逐渐上升至 2015 年的 0.063 9, 2020 年下降

至 0.046 2。坡度( $X_4$ )的解释力在 2000—2010 年持续上升,从 0.167 8 增加至 0.221 2,随后下降,2015 年和 2020 年分别为 0.190 1,0.185 7。年均降水( $X_5$ )的解释力在 2000—2010 年显著上升,从 0.173 4 增加至 0.308 7,随后下降,2015 年和 2020 年分别为 0.255 6,0.231 5。土壤类型( $X_6$ )的解释力在 2000—2010 年逐步上升,从 0.016 4 增加至 0.038 9,随后下降,2020 年降至 0.015 4。

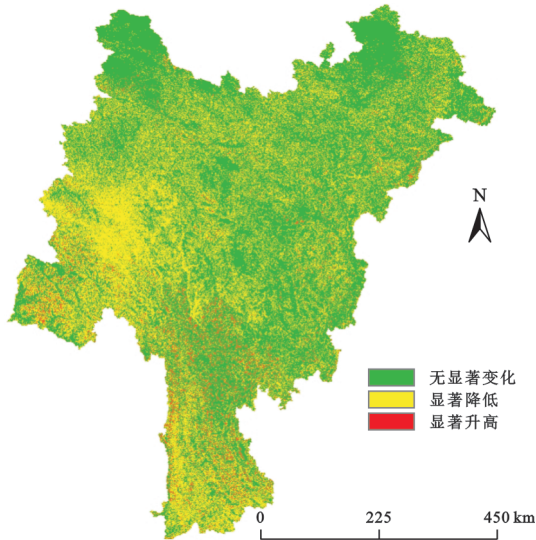


图 3 横断山区水土流失敏感性变化趋势

Fig. 3 Variation trend of soil erosion sensitivity in Hengduan Mountains

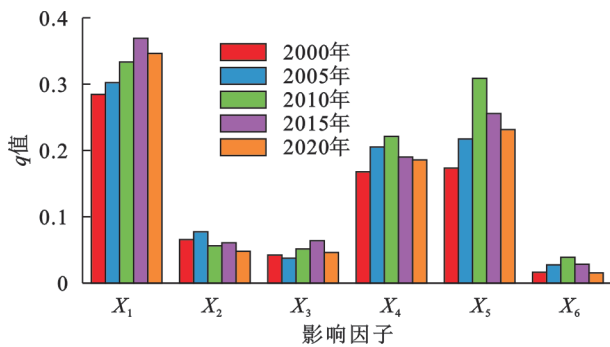


图 4 横断山区 2000—2020 年水土流失敏感性驱动因素  $q$  值统计

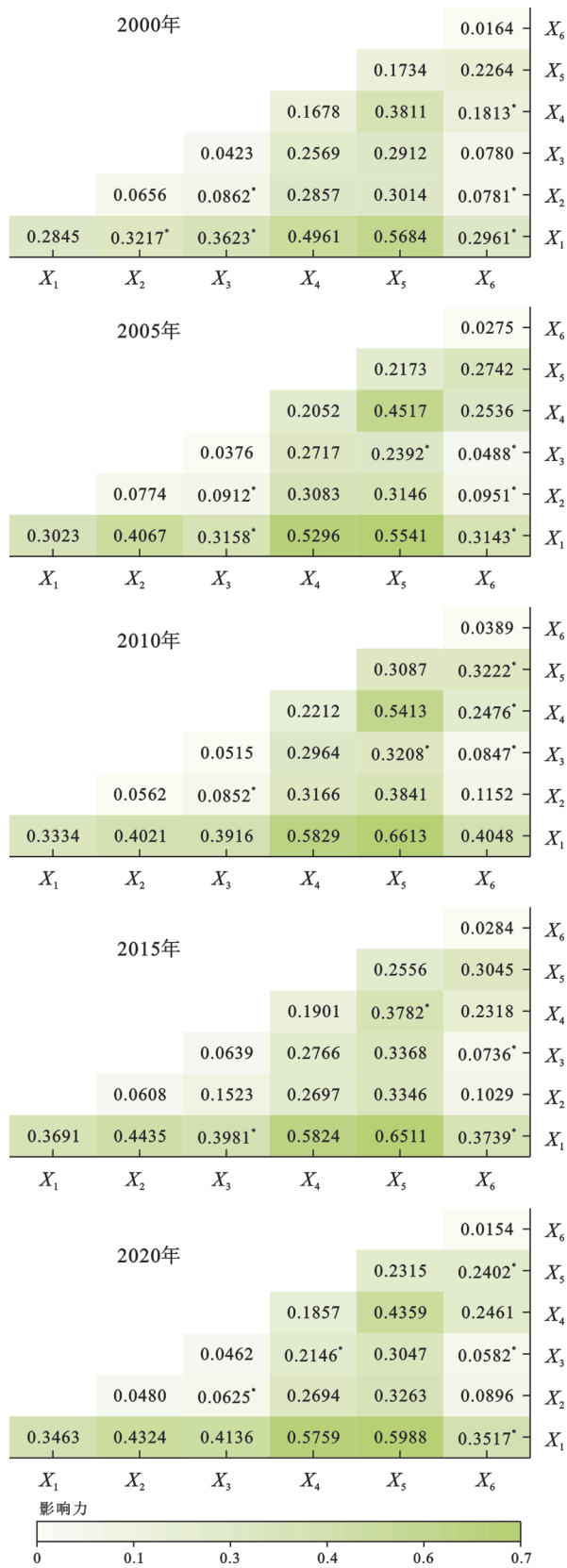
Fig. 4 Statistics of  $q$  value of soil erosion sensitivity driving factors in Hengduan Mountains (2000—2020)

2.2.2 影响因子交互探测分析 交互作用探测结果如图 5 所示,6 个影响因子之间的交互作用主要特征为非线性增强和双因子增强,未观察到有减弱或相互独立的交互作用出现。其中,65.33% 的交互作用为非线性增强,表明两种因子对水土流失敏感性的空间分布的交互作用都要大于各因子独自作用之和;34.67% 的交互结果为双因子增强,表明两种因子对水土流失敏感性的空间分布的交互作用大于各单一因子的作用。结果表明,各影响因子间的相互作用在影响水土流失敏感性时均不具有负面效应。

此外,2000—2020 年植被覆盖度与其他因子之间的交互影响明显强于其他因子间的组合。其中,植被覆盖度与年均降水( $X_1 \cap X_5$ )的交互作用在所有组合中表现最为突出,显示出对水土流失敏感性空间格局具有显著影响。横断山区植被类型丰富多样,不同植被类型在雨季的截留效应差异明显。受季风气候影响,雨季(6—8 月)降水集中且强度大。森林植被的枝叶能够有效截留降雨,减缓雨滴对地面的冲击力,降低地表径流的侵蚀力,从而减少水土流失。研究表明<sup>[24-25]</sup>,森林植被(尤其是冷杉、云杉等针、阔叶林)凭借冠层结构优势,其叶面吸附与蒸发过程可截留 10%~40% 的降雨量,显著降低雨滴冲击能并延长降水下渗时间;灌木和草本层的枯枝落叶层厚度一般为 1~5 cm,可进一步提升土壤持水能力,与森林植被的冠层截留形成双重防护体系。虽然草地植被的截留能力较弱,但其发达的根系网络能有效固定土壤颗粒,增强土壤抗蚀性。这种多级截留效应与降水时空分布存在复杂交互作用:在降水集中区域,植被覆盖度的高低直接决定水土流失强度。高覆盖区域能通过冠层拦截、枯落物缓冲和根系固持三重机制有效缓解地表径流与侵蚀风险,而低覆盖区域则因缺乏有效防护层易遭受严重水土流失。其次为植被覆盖度与坡度( $X_1 \cap X_4$ )、坡度与年均降水( $X_4 \cap X_5$ )、植被覆盖度与土地利用( $X_1 \cap X_2$ ),对水土流失敏感性空间分布具有一定程度上的影响。相比之下,土地利用与高程( $X_2 \cap X_3$ )、土地利用与土壤类型( $X_2 \cap X_6$ )的解释力相对较弱,说明其对水土流失敏感性空间分布影响力有限。高程与土壤类型( $X_3 \cap X_6$ )的解释力最弱,且在所有交互因子中始终保持最低。

### 2.3 横断山区水土流失敏感性预测分析

本文运用 Markov 模型计算出横断山区水土流失敏感性的转移矩阵与转移概率,并借助 CA-Markov 模型对水土流失敏感性进行模拟预测。以 2010 年、2015 年和 2020 年为基准年份,分别开展多轮迭代模拟:2010 年与 2015 年数据各进行 5 次迭代计算,2020 年数据分别进行 5 次和 10 次迭代计算,最终生成 2015 年、2020 年、2025 年及 2030 年的水土流失敏感性模拟结果。将模拟的 2015 年、2020 年数据与实际的 2015 年、2020 年水土流失敏感性情况进行比对,并进行 Kappa 系数检验。结果显示,2015 年模拟结果 Kappa 系数为 0.84;2020 年模拟结果 Kappa 系数为 0.82。表明模拟结果与实际情况拟合良好,用于预测未来水土流失敏感性空间分布格局具有一定的可靠性。



注: X<sub>1</sub>为植被覆盖度, X<sub>2</sub>为土地利用, X<sub>3</sub>为高程, X<sub>4</sub>为坡度, X<sub>5</sub>为年均降水, X<sub>6</sub>为土壤类型。\*为交互类型为双因子增强。

图 5 横断山区 2000—2020 年水土流失敏感性交互作用探测结果

Fig. 5 Interaction detection results of soil erosion sensitivity in Hengduan Mountains (2000—2020)

将 2025 年、2030 年水土流失敏感性预测结果与 2020 年数据进行对比分析。由表 3 可知,横断山区未来 5~10 a 水土流失敏感性仍然以不敏感与轻度敏感为主,其次为中度敏感和重度敏感,极度敏感分布相对较少。其中 2025 年、2030 年不敏感区域面积分别为 25.58 万 km<sup>2</sup>, 27.49 万 km<sup>2</sup>, 与 2020 年相比面积分别增加了 1.95 万 km<sup>2</sup> 与 3.86 万 km<sup>2</sup>, 增幅分别为 8.25%, 16.34%; 轻度敏感区域面积分别为 14.42 万 km<sup>2</sup>, 15.35 万 km<sup>2</sup>, 与 2020 年相比面积分别增加了 0.61 万 km<sup>2</sup> 与 1.54 万 km<sup>2</sup>, 增幅分别为 8.25%, 16.34%; 中度敏感区域面积分别为 5.61 万 km<sup>2</sup>, 3.16 万 km<sup>2</sup>, 与 2020 年相比面积分别减少了 1.75 万 km<sup>2</sup> 与 4.2 万 km<sup>2</sup>, 降幅分别为 23.78%, 57.07%; 重度敏感区域面积分别为 0.64 万 km<sup>2</sup>, 0.47 万 km<sup>2</sup>, 与 2020 年相比面积分别减少了 0.52 万 km<sup>2</sup> 与 0.69 万 km<sup>2</sup>, 降幅分别为 44.83%, 59.48%; 极度敏感区域面积分别为 0.54 万 km<sup>2</sup>, 0.32 万 km<sup>2</sup>, 与 2020 年相比面积分别减少了 0.29 万 km<sup>2</sup> 与 0.51 万 km<sup>2</sup>, 降幅分别为 34.94%, 61.45%。

表 3 横断山区 2020—2030 年水土流失敏感性面积变化  
Table 3 Changes in soil erosion sensitivity area in Hengduan Mountains (2020—2030) 万 km<sup>2</sup>

年份	不敏感	轻度敏感	中度敏感	重度敏感	极度敏感
2020 年	23.63	13.81	7.36	1.16	0.83
2025 年	25.58	14.42	5.61	0.64	0.54
2030 年	27.49	15.35	3.16	0.47	0.32
2020—2025 年	1.95	0.61	-1.75	-0.52	-0.29
2025—2030 年	1.91	0.93	-2.45	-0.17	-0.22

尽管预测结果显示(图 6),未来 5~10 a 横断山区水土流失敏感性整体呈现向好趋势,不敏感和轻度敏感区域面积大幅度增加,但中度敏感、重度敏感和极度敏感区域面积仍占一定比例,特别是怒江上游地区八宿县、左贡县、察隅县;怒江与澜沧江下游地区保山市、大理市;阿坝州境内黑水县、茂县、小金县、汶川县;甘孜州境内泸定县、九龙县等,说明水土流失敏感性情势依然严峻,不容盲目乐观。因此,必须对这些区域采取针对性的水土保持措施,进一步加大植被覆盖度,丰富生态环境多样性,提升生态系统稳定性。同时,对于水土流失敏感性有所好转的区域,也需持续加强监测与管理,防止其出现反弹迹象,确保水土流失治理成果得以巩固和提升。

### 3 讨论与结论

#### 3.1 讨论

横断山区作为地理过渡与生态屏障区域,系统研究其水土流失敏感性的时空演变特征,不仅为区域生

态保护提供决策参考,还可为水利部门实施精准治理提供技术支撑。时间维度上,2000—2020年横断山区的水土流失敏感性整体呈现下降态势。这主要得益于一系列水土保持工程措施的实施,包括小流域综合治理、石漠化综合治理工程以及退耕还林政策等。

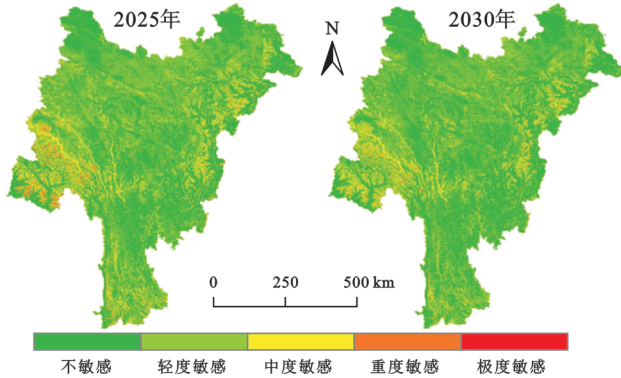


图6 横断山区2025年与2030年水土流失敏感性预测结果

Fig. 6 Prediction results of soil erosion sensitivity in Hengduan Mountains for 2025 and 2030

这些措施有效促进了区域生态系统的恢复,显著缓解了水土流失和土地沙化等生态环境问题,生态环境质量也得到了明显提升。从人类活动角度来看,退耕还林政策的实施使得大量坡耕地得以还林还草,减少了因坡面耕作导致的土壤松动和径流冲刷。工程建设方面,随着对生态保护意识的增强,在建设过程中更加注重水土保持措施的同步实施,如设置临时拦挡、排水设施等,降低了工程建设对地表的破坏程度,进而对水土流失敏感性产生了积极影响。空间维度上,2000—2020年横断山区水土流失敏感性总体上呈“西南高、东北低”的分布格局,空间分异性明显。西部地势陡峭,多高山峡谷,坡面径流速度快,土壤易被冲走。加之受西南季风影响,雨季降水集中且强度大,对地表冲刷力强;区域内岩层破碎、风化严重,土壤发育程度低,高海拔区植被以稀疏草甸为主,放牧等人为干扰进一步削弱生态屏障,进一步加剧了水土流失。南部受西南季风和东南季风影响,降水丰沛,但干湿季分明,干季植被干燥脆弱。该地区山河相间、峡谷纵列,地形复杂,流水侵蚀作用强烈。叠加过度开垦、放牧及工程建设等人类活动,进一步削弱地表稳定性,加剧水土流失。北部地势较高,气候寒冷,降水较少,地表物质相对稳定。尽管植被覆盖度较低,但以高山灌丛和高山草甸为主,其根系密集,固土能力强;人口稀少且开发程度低,放牧活动受控,地表扰动少。多年冻土区土壤冰胶结特性也增强了短期稳定性,整体水土流失风险较低。东部地势相对平缓,坡面径流速度慢。植被以山地针叶林为主,植被覆盖度高,水土保持能

力较强。此外,土壤厚度较大,质地较好,保水保肥能力强,进一步增强了土壤的抗侵蚀能力。同时,人类活动对地表破坏较小,使得水土流失敏感性较低。从因子探测结果来看,植被覆盖度是水土流失敏感性主要单因子驱动力,解释力 $q$ 值平均值为0.327 1。植被覆盖度与其他因子交互时,驱动作用仍最为显著。植被覆盖稀疏的区域,因地形坡度大且岩石破碎程度高,抗雨水冲击能力差,易受雨水冲刷影响;而植被覆盖度的提升能有效减少水土流失风险。

基于可持续发展理念,本研究提出了一套针对不同等级水土流失敏感区的系统性治理策略。其核心在于科学规划、因地制宜与分类指导,通过治理与开发的有机结合,推动区域生态修复与协同发展。重度敏感、极度敏感区应采取严格的生态保护和修复措施,优先实施植被恢复工程,如退耕还林还草、封山育林等,减少人为活动对地表的干扰,以降低区域生态压力,逐步恢复其生态功能。同时,应加强对滑坡、泥石流等地质灾害的监测与预警,避免因极端天气或不合理开发引发新的水土流失问题。中度敏感区应注重土地利用优化与生态修复相结合,推广生态农业模式,如等高种植、梯田改造等,减少坡面径流对土壤的冲刷。同时,可以结合小流域综合治理,修建小型水利设施(如蓄水池、拦沙坝)和植被缓冲带,拦截泥沙、涵养水源。轻度、不敏感区应以生态保护为主,辅以适度的生态优化措施。例如,植树造林、草地改良等生态修复措施,能提升区域植被覆盖度,增强土壤抗侵蚀能力,提升地表抗冲刷能力。同时,应加强对区域土地利用的规划与管理,避免因过度开发或不合理利用导致潜在的水土流失风险。此外,可以探索生态补偿机制,鼓励当地居民参与生态保护,实现生态保护与经济良性互动。此外,本研究也存在一些局限性。首先,RUSLE模型属经验统计模型,精度有限,土壤侵蚀估算时,模型参数本地化调整至关重要,但本研究因条件限制,在此方面仍有不足之处。其次,当前对于 $P$ 因子缺乏统一的量化标准,本研究依据不同土地利用类型对 $P$ 因子进行赋值,结果有一定的主观性,影响结果精度。

### 3.2 结论

(1) 从时间变化看,2000—2020年横断山区水土流失敏感性总体以不敏感为主,敏感程度呈现缓解趋势。具体表现为不敏感区域占比先减后增,轻度敏感区域逐年增加,中度、重度和极度敏感区域均呈现“先增加后减少”的动态变化。

从空间分布看,2000—2020年横断山区水土流失敏感性空间分布差异较为明显,空间变化特征较

为一致。总体呈现西部、南部地区敏感性强度高,东部、北部地区敏感性强度低的分布特点。其中,65.99%的地区水土流失敏感性无明显变化;28.76%的地区水土流失敏感性有好转的发展趋势;5.24%的地区水土流失敏感性有加重发展倾向。

(2)从驱动机制看,单因子探测结果表明,在众多驱动因素中,植被覆盖度、年均降水量、坡度三者占据了变化因素的前3位,其中植被覆盖度的驱动作用最明显,土壤类型驱动作用最弱。交互探测结果显示,因子交互作用表现为非线性增强与双因子增强,它们的协同驱动作用均比单因子的影响力明显。与其他因子之间的交互作用相比,植被覆盖度的交互作用影响力更为突出。特别是植被覆盖度与降雨量、植被覆盖度与坡度这两组因子组合,是影响水土流失敏感性空间分布的主要驱动因素。

(3)从未来预测趋势看,未来5~10 a横断山区水土流失敏感性整体呈现向好趋势,不敏感和轻度敏感区域面积大幅度增加,但中度敏感、重度敏感和极度敏感区域面积仍占一定比例,特别是怒江上游地区八宿县、左贡县、察隅县;怒江与澜沧江下游地区保山市、大理市;阿坝州境内黑水县、茂县、小金县、汶川县;甘孜州境内泸定县、九龙县等。因此,需实施分区治理策略:针对敏感区域强化水土保持措施,提升植被覆盖与生态多样性以稳定生态系统;对已改善区域加强动态监测,防止生态退化反弹,持续巩固治理成效。

#### 参考文献 (References):

- [1] 孙智杰,王艺霖,梁川,等.基于RUSLE模型的利川市水土流失敏感性时空特征分析[J].资源环境与工程,2024,38(5):586-593.  
Sun Z J, Wang Y L, Liang C, et al. Spatio-temporal characteristics of soil erosion sensitivity in Lichuan City based on the RUSLE model[J]. Resources Environment & Engineering, 2024,38(5):586-593.
- [2] 黄路平.基于3S技术的长汀县水土流失敏感性评价研究[D].福州:福州大学,2015.  
Huang L P. Study on assessment of sensitivity of soil and water loss in Changting County based on 3S technology [D]. Fuzhou: Fuzhou University, 2015.
- [3] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains[M]// U.S. department of agriculture. Washington D C: Agricultural Handbook, 1965.
- [4] Renard K G, Ferreira V A. RUSLE model description and database sensitivity [J]. Journal of Environmental Quality, 1993,22(3):458-466.
- [5] 白玛曲西,普布多吉,卓永,等.基于MODIS的横断山区植被时空演变特征及地形效应分析[J].生态与农村环境学报,2023,39(9):1158-1169.
- [6] Bai M, Pu B, Zhuo Y, et al. Analysis of temporal and spatial evolution characteristics and terrain effect of vegetation in Hengduan Mountains Region based on MODIS [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023,39(9):1158-1169.
- [6] 陶敏,雒苑婷,罗曼,等.横断山区植被覆盖时空变化及其驱动因素[J].水土保持通报,2024,44(5):183-192,213.  
Tao M, Luo Y T, Luo M, et al. Spatial and temporal changes in vegetation cover and its driving factors in Hengduan Mountains[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024,44(5):183-192,213.
- [7] 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.
- [8] Yang J L, Dong J W, Xiao X M, et al. Divergent shifts in peak photosynthesis timing of temperate and alpine grasslands in China [J]. Remote Sensing of Environment, 2019,233:111395.
- [9] 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.
- [10] 金丽娟,许泉立.基于RUSLE模型的四川省土壤侵蚀敏感性评价及时空演化分析[J].生态科学,2023,42(6):19-32.  
Jin L J, Xu Q L. Sensitivity assessment of soil erosion and its spatio-temporal evolution analysis in Sichuan Province based on RUSLE [J]. Ecological Science, 2023,42(6):19-32.
- [11] 王猛,王鹤松,姜超,等.基于RUSLE和地理探测器模型的西南地区土壤侵蚀格局及定量归因[J].应用基础与工程科学学报,2021,29(6):1386-1402.  
Wang M, Wang H S, Jiang C, et al. Spatial soil erosion patterns and quantitative attribution analysis in southwestern China based on RUSLE and geo-detector model [J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2021,29(6):1386-1402.
- [12] Wischmeier W H, Johnson C B, Cross B. Soil erodibility nomograph for farmland and construction sites[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1971,26:5189.
- [13] 范馨.横断山区土壤保持量和产水量时空变化特征及影响因素分析[D].成都:成都理工大学,2022.  
Fan X. Characteristics of spatial-temporal variations of soil conservation and water yield and analysis of influencing factors in the transverse mountain area [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2022.
- [14] 张蕾.横断山区土壤侵蚀定量评估与影响因素分析[D].四川雅安:四川农业大学,2024.  
Zhang L. Quantitative assessment of soil erosion and analysis of influencing factors in the Hengduan Moun-

- tains[D]. Yaan, Sichuan: Sichuan Agricultural University, 2024.
- [15] Williams J R, Jones C A, Kiniry J R, et al. The EPIC crop growth model [J]. Transactions of the ASAE, 1989, 32(2):497-511.
- [16] 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.
- [17] 刘昉晞. 横断山区生态脆弱性评估研究[D]. 昆明: 云南大学, 2021.  
Liu Y X. Ecological vulnerability assessment in Hengduan Mountain area [D]. Kunming: Yunnan University, 2021.
- [18] 祝聪, 彭文甫, 张丽芳, 等. 2006—2016年岷江上游植被覆盖度时空变化及驱动力 [J]. 生态学报, 2019, 39(5):1583-1594.  
Zhu C, Peng W F, Zhang L F, et al. Study of temporal and spatial variation and driving force of fractional vegetation cover in upper reaches of Minjiang River from 2006 to 2016 [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(5):1583-1594.
- [19] 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.
- [20] 马含, 符素华, 董丽霞, 等. 基于地理探测器的土壤侵蚀空间分异关键影响因子分析 [J]. 中国水土保持科学 (中英文), 2023, 21(2):33-38.  
Ma H, Fu S H, Dong L X, et al. Analysis of key affecting factors in soil erosion spatial differentiation based on GeoDetector [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2023, 21(2):33-38.
- [21] 田培, 贾婷惠, 平耀东, 等. 基于RUSLE和地理探测器的鄂西北土壤侵蚀时空分异与归因 [J]. 热带地理, 2023, 43(11):2216-2228.  
Tian P, Jia T H, Ping Y D, et al. Spatial-temporal differentiation and attribution of soil erosion in northwestern Hubei based on RUSLE and geographic detector [J]. Tropical Geography, 2023, 43(11):2216-2228.
- [22] 王丽霞, 张珈玮, 孟妮娜, 等. 基于CA-Markov的渭河流域NDVI时空变化模拟及预测 [J]. 水土保持研究, 2020, 27(4):206-212.  
Wang L X, Zhang J W, Meng N N, et al. Simulation and prediction of temporal and spatial changes of NDVI in Weihe River Basin based on CA-Markov [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(4):206-212.
- [23] 李亚楠, 多玲花, 张明. 基于CA-Markov和InVEST模型的土地利用格局与生境质量时空演变及预测: 以江西省南昌市为例 [J]. 水土保持研究, 2022, 29(2):345-354.  
Li Y N, Duo L H, Zhang M. Evolution and prediction of land use pattern and habitat quality based on CA-Markov and InVEST model: a case study of Nanchang City in Jiangxi Province [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(2):345-354.
- [24] 鲍文, 何丙辉, 包维楷, 等. 森林植被对降水的截留效应研究 [J]. 水土保持研究, 2004, 11(1):193-197.  
Bao W, He B H, Bao W K, et al. Review on rainfall interception researches of forest vegetation [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2004, 11(1):193-197.
- [25] 杨文利, 樊后保. 森林植被冠层对降雨侵蚀力的减缓效应 [J]. 福建林学院学报, 2007, 27(4):328-332.  
Yang W L, Fan H B. Release effects of forest canopy on rainfall erosivity [J]. Journal of Fujian College of Forestry, 2007, 27(4):328-332.

(上接第12页)

- [27] 王培家, 宋玉军, 章锦河, 等. 顾及空间尺度的京津冀地区生态系统健康归因分析及其多情景模拟研究 [J]. 生态学报, 2025, 45(18):8986-8999.  
Wang P J, Song Y J, Zhang J H, et al. Research on factors affecting ecosystem health in Beijing-Tianjin-Hebei region and its multi-scenario simulation based on different spatial scales [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(18):8986-8999.
- [28] 李岩, 吴浩, 朱连奇, 等. 基于土地利用变化多情景模拟的郑州市生态系统服务退化风险识别及其启示 [J]. 自然资源学报, 2025, 40(2):493-513.  
Li Y, Wu H, Zhu L Q, et al. Identification of ecosystem service degradation risks in Zhengzhou based on multi-scenario simulation of land use changes [J]. Journal of Natural Resources, 2025, 40(2):493-513.
- [29] 王韧, 王嘉睿, 颜建军, 等. 基于遗传算法-PLUS模型的黄河流域景观生态脆弱性多情景模拟 [J]. 生态学报, 2025, 45(2):567-585.  
Wang R, Wang J R, Yan J J, et al. Multi-scenario simulation of landscape ecological vulnerability in the Yellow River Basin based on GA-PLUS model [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(2):567-585.
- [30] 郭伟玲, 徐刘洋, 贾纪昂, 等. 耦合PLUS-CSLE模型预测淮河流域多情景土地利用变化与土壤侵蚀 [J]. 水土保持学报, 2024, 38(6):234-243, 252.  
Guo W L, Xu L Y, Jia J A, et al. Predicting multi-scenario land use changes and soil erosion in the Huaihe River Basin based on coupled PLUS-CSLE model [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2024, 38(6):234-243, 252.