

# 地域主体功能导向下攀西干热河谷区 土壤侵蚀分析及预测

成鑫,肖作林,代琳,胡馨怡,谭耀湛

(重庆师范大学地理与旅游学院地理信息系统应用研究重庆市高校重点实验室,重庆401331)

**摘要:** [目的] 分析攀西干热河谷区土壤侵蚀及其时空演变特征,并在区域主体功能政策框架下开展未来土地利用模拟,为“天府第二粮仓”建设提供前瞻性理论支撑,推动生态保护与区域发展的协同统一。[方法] 以攀西干热河谷区为例,基于2010—2023年土地利用变化,构建MCCA-CSLE-LMDI耦合模型,预测了2035年自然发展与政策导向两种情景下的土地格局与土壤侵蚀演变。[结果] (1) 2010—2023年林地、耕地和草地占比超过95%,土地利用以生态与农业用地为主,建设用地和水域面积持续扩张;(2) 2023—2035年自然情景下建设用地增加255.04 km<sup>2</sup>,耕地减少42.49 km<sup>2</sup>,而政策情景下建设用地仅增80.57 km<sup>2</sup>,耕地增加72.82 km<sup>2</sup>;(3) 土壤侵蚀模数整体下降,政策情景下比自然情景低0.829 t/(hm<sup>2</sup>·a),微度侵蚀面积多158.86 km<sup>2</sup>,高强度侵蚀区域减少329.89 km<sup>2</sup>;(4) LMDI分解结果显示:政策情景下B、E、T三类因子的抑制面积分别为29 343.05, 27 342.16, 29 612.16 km<sup>2</sup>,显著优于自然情景。[结论] 攀西干热河谷区在政策导向情景下土壤侵蚀总体以轻度为主且面积占比上升,重度及以上侵蚀区明显减少,相比自然发展情景更能有效减弱侵蚀强度,说明政策调控在保障耕地安全与推动“天府第二粮仓”建设中具有重要意义。

**关键词:** 多情景模拟;攀西干热河谷;土壤侵蚀预测;MCCA模型;CSLE模型

中图分类号:S157

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2026)02-0001-12

## Soil erosion analysis and prediction in Panxi Dry Valley under orientation of regional principal functional zoning

Cheng Xin, Xiao Zuolin, Dai Lin, Hu Xinyi, Tan Yaozhan

(Chongqing Key Laboratory of GIS Application Research, School of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China)

**Abstract:** [Objective] This study examines soil erosion and its spatiotemporal evolution in the Panxi Dry Valley and simulates future land use under the framework of regional principal functional zoning policies, providing forward-looking theoretical support for the construction of the “Second Granary of Tianfu” and promoting coordinated ecological protection and regional development. [Methods] Using the Panxi Dry Valley as a case study, a coupled MCCA-CSLE-LMDI model was constructed based on land use changes from 2010 to 2023 to predict the land use patterns and soil erosion evolution for 2035 under natural development and policy-oriented scenarios. [Results] (1) The results indicated that from 2010 to 2023, forest, cropland and grassland collectively accounted for over 95% of land use, with a predominance of ecological and agricultural functions, while construction land and water bodies continued to expand. (2) Between 2023 and 2035, under the natural development scenario, construction land was projected to increase by 255.04 km<sup>2</sup> and cropland to decrease by

收稿日期:2025-05-04

修回日期:2025-05-20

接受日期:2025-06-04

资助项目:重庆市教委科学技术研究项目(KJQN202300558);重庆市自然科学基金创新发展联合资助项目(CSTB2023NSCQ-LZX0150);重庆师范大学资助项目(22XLB011)

第一作者:成鑫(2000—),男,四川西昌人,硕士研究生,研究方向为土壤侵蚀。E-mail:865069608@qq.com

通信作者:肖作林(1985—),男,山东鱼台人,博士,教授,主要从事土壤侵蚀研究。E-mail:xiaoll@cqnu.edu.cn

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

42.49 km<sup>2</sup>, whereas under the policy-oriented scenario, construction land expanded by only 80.57 km<sup>2</sup> and cropland increased by 72.82 km<sup>2</sup>. (3) The overall soil erosion modulus decreased, with the policy-oriented scenario exhibiting a 0.829 t/(hm<sup>2</sup> · a) lower soil erosion modulus than the natural scenario, an increase of 158.86 km<sup>2</sup> in micro-erosion areas, and a reduction of 329.89 km<sup>2</sup> in severely eroded zones. (4) According to the LMDI decomposition, the suppressed areas of the *B*, *E* and *T* factors under the policy-oriented scenario reached 29 343.05, 27 342.16 and 29 612.16 km<sup>2</sup>, respectively, which were significantly better than those under the natural scenario. [Conclusion] In the Panxi Dry Valley, soil erosion under the policy-oriented scenario is predominantly slight with an increasing proportion of affected area, while severe and higher erosion zones are markedly reduced. Compared with the natural development scenario, it more effectively mitigates erosion intensity, indicating that policy regulation plays a vital role in safeguarding farmland security and advancing the construction of the “Second Granary of Tianfu”.

**Keywords:** multi-scenario simulation; Panxi Dry Valley; soil erosion prediction; MCCA model; CSLE model

土壤侵蚀是一种广泛存在的地表演化过程,由风力、水力或重力等自然因子驱动,通过剥蚀、搬运与沉积等过程引起土壤或岩石物质的空间迁移与重分布<sup>[1]</sup>。其不仅破坏地表结构、削弱土壤肥力,还会造成水体泥沙淤积、水质下降,进而影响农业生产、生态系统服务和水资源安全,已成为制约生态安全与区域可持续发展的关键因素之一<sup>[2-3]</sup>。

本质上,土壤侵蚀是土地利用变化驱动下的生态响应过程<sup>[4]</sup>。土地利用/覆盖变化(Land Use and Cover Change, LUCC)通过改变植被覆盖度、地表形态及土地管理方式,影响地表产流与泥沙输移路径,直接决定侵蚀强度及其空间分布格局。作为自然环境与人类活动共同作用的结果,LUCC被广泛视为土壤侵蚀演变的核心驱动力<sup>[5-6]</sup>。

近年来,土壤侵蚀强度及其时空分布的定量模拟成为生态环境研究的重要方向,众多模型被广泛应用于相关分析与预测。传统的通用土壤流失方程(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)在全球范围内具有较强的适用性,但其参数设定与模型结构难以充分反映中国多样的自然条件和水土保持实践<sup>[7]</sup>。为提升本土适应性,中国土壤侵蚀模型(Chinese Soil Loss Equation, CSLE)在RUSLE基础上引入植被覆盖措施因子(*B*)、水土保持工程措施因子(*E*)和水土保持耕作措施因子(*T*),更加贴合中国国情,已被广泛用于不同区域的土壤侵蚀评估与情景预测<sup>[8]</sup>。值得注意的是,土壤侵蚀不仅受当前土地利用格局的影响,LUCC还通过其滞后性与累积效应对侵蚀过程产生深远影响。单一时间截面的分析难以揭示其动态演变特征,未来情景下的LUCC模拟已成为土壤侵蚀研究的关键环节<sup>[9]</sup>。当前常用的元胞自动机(Cellular Automata, CA)模型,如FLUS, CLUE-S, CA-Markov和PLUS等<sup>[10-12]</sup>,虽能模拟多因子驱动下的土地利用变化过程,但在驱动因子

识别、自然用地斑块动态表达等方面仍存在不足,难以满足土壤侵蚀长期演化分析的需求<sup>[13]</sup>。在此背景下,MCCA模型因具备刻画土地利用非线性演变机制的能力而受到关注<sup>[14]</sup>。结合灰色多目标优化(Grey Multi-Objective Optimization, GMOP)后,MCCA模型不仅能够将国土空间规划政策所体现的地域主体功能差异纳入模拟过程,还能在发展概率约束下自动生成更具现实性的用地斑块,实现对土地利用动态变化的精细表达<sup>[15]</sup>。该模型已广泛应用于情景模拟与生态过程预测研究,为开展LUCC驱动下的土壤侵蚀动态模拟提供了可靠的方法支撑。

攀西干热河谷区位于横断山脉腹地,生态脆弱、土壤侵蚀严重,是四川省粮油主产区与长江上游生态屏障。近年来,人口增长与城镇化加速引发土地利用格局剧变,虽实施多项水土保持工程,但区域发展与农业优先定位仍对侵蚀治理构成压力。为此,《安宁河流域国土空间规划(2022—2035年)》提出市—县—乡镇三级主体功能分区。然在快速城镇化背景下,如何通过政策手段有效防控土壤侵蚀、推动规划精准落地,是当前制约生态安全与“天府第二粮仓”建设亟待破解的关键问题。

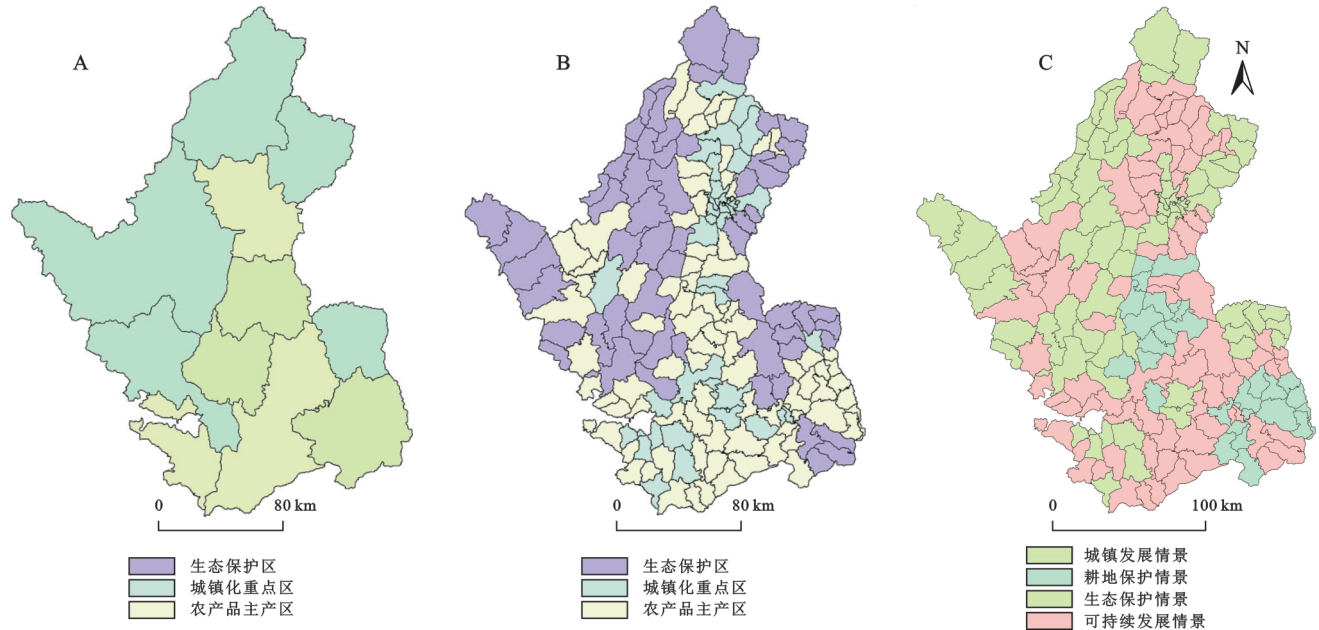
基于此,本文在梳理研究区土地利用演变和土壤侵蚀变化规律的基础上,依托市—县—乡镇三级主体功能区划框架,构建基于GMOP的MCCA模型,对各乡镇开展精细化分区模拟,预测2035年自然发展情景与政策导向情景下的土地利用格局。进一步利用CSLE模型评估2023年及2035年不同情景下的土壤侵蚀强度,结合LMDI模型定量解析植被覆盖措施因子(*B*)、水土保持工程措施因子(*E*)和水土保持耕作措施因子(*T*)对侵蚀变化的驱动作用。旨在为攀西干热河谷区土壤侵蚀防控与“天府第二粮仓”建设提供科学依据与决策支持。

# 1 材料与方法

## 1.1 研究区概况

攀西干热河谷区(27°05′—29°18′N, 100°03′—103°52′E)位于四川省西南部,海拔为579~5 195 m。面积约 $3.67 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,包括攀枝花市和凉山州共11个县(市、区)。该地区人类活动长期干扰生态系统演替,

自然生态系统质量不高且局部受损,中度及以上生态脆弱区占流域总面积近一半;水土流失问题较为严重。为改善区域生态状况,四川省于2022年发布《四川省安宁河流域土地综合整治规划(2022—2035年)》,强调生态保护红线管控、生态修复和土地综合整治,以期优化区域生态安全格局,打造“天府第二粮仓”,实现生态保护与经济社会发展的协调统一(图1)。



注:A为《四川省国土空间规划(2021—2035年)》对研究区各县的主体功能划分,B为《安宁河流域国土空间规划(2022—2035年)》对研究区各乡镇的主体功能划分,C为对研究区进行不同情景的模拟。基于标准地图服务系统下载的审图号GS(2023)2766号的标准地图制作,底图未做修改,下图同。

图1 研究区位置示意图

Fig. 1 Location of study area

## 1.2 数据来源

为满足研究需求,收集研究区2010—2023年的以下基础数据:(1)土地利用数据、中国科学院资源环境科学与数据中心([www.resdc.cn](http://www.resdc.cn))。土地利用数据分辨率为30 m;(2)DEM数据来自地理空间数据云平台([www.gscloud.cn](http://www.gscloud.cn)),分辨率为30 m,用于提取坡度和坡向;(3)距市中心、城镇中心及道路数据来自OpenStreetMap([www.openstreetmap.org/](http://www.openstreetmap.org/));(4)气温和降水均值数据来自WorldClim数据库(<http://www.worldclim.org/>),分辨率均为1 km;(5)土壤数据来自世界土壤数据库(<http://westdc.westgis.ac.cn/>),分辨率为1 km;土壤可蚀性因子数据来自世界青藏高原科学数据中心(<https://data.tpde.ac.cn/>),分辨率为30 m;(6)自然保护区、永久农田和生态红线数据来自凉山彝族自治州农业农村局和攀枝花市农业农村局;为了便于处理,所有栅格数据重采样至30 m分辨率,并统一转换为WGS\_1984\_UTM\_Zone\_48N投影坐标系。

## 1.3 MCCA模型

MCCA模型可用于模拟混合土地利用结构的时

空演变过程,将土地利用单元视为多种土地利用类型的混合体,土地利用变化则表现为单元内部不同类型的比例调整。模型的运算流程主要包括两个关键步骤。

首先,MCCA模型基于初始年份和目标年份的土地利用数据及驱动因子数据,采用随机森林回归(Random Forest Regression, RFR)算法挖掘土地利用变化的过渡规律。具体而言,该方法用于识别混合单元中驱动因素与各土地利用成分之间的关系。RFR算法包括训练和预测两个阶段。在训练阶段,从历史数据集中随机抽取样本,推导驱动因素与土地利用成分 $k$ 的比例变化的关系 $RF_k$ 。随后,土地利用成分 $k$ 的发展潜力可通过以下公式进行预测:

$$DP_{i,k} = RFR_{\text{predict}}(RF_k, DF_i) \quad (1)$$

式中:  $DP_{i,k}$ 为混合小区 $i$ 的土地利用成分 $k$ 的发展潜力<sup>[16]</sup>;  $RFR_{\text{predict}}$ 为RFR预测过程;  $RF_k$ 为与第 $k$ 个因子相关的特征集;  $DF_i$ 为驱动因素数据集。

其次,MCCA模型提出一种新的时空动态土地利用竞争机制来模拟土地利用变化。首先,通过邻

域效应、挖掘的过渡潜力和土地利用需求反馈来计算总概率;计算公式如下:

$$TP_{i,k}^t = DP_{i,k} \times \Omega_{i,k}^t \times \text{Driv}_k^t \quad (2)$$

式中:  $TP_{i,k}^t$  为混合单元  $i$  在迭代  $t$  时土地利用成分  $k$  的总变化概率;  $\Omega_{i,k}^t$  为混合单元  $i$  的邻域效应;  $\text{Driv}_k^t$  为土地利用成分  $k$  对未来需求的反馈, 然后构造一个轮盘机制为模拟混合土地使用单元内的竞争。当土地利用成分  $k$  在其竞争回合中获胜时, 混合单元中成分  $k$  的数量增加, 这也意味着其他成分下降。每个成分的增加/减少量主要与其总概率相关。同样, 一个土地利用组成部分的下降概率可以根据其他组成部分的增长概率来估计。也就是说, MCCA 模型能够模拟微妙的土地利用成分变化, 其结果包含细胞内土地利用成分变化的定量信息。因此, MCCA 模型的模拟结果更加精细化, 具有更多的细节。

#### 1.4 GMOP 模型

GMOP 模型基于 GM(1,1) 模型, 融合灰色预测理论和多目标规划 (MOP) 的优势, 能有效处理土地利用规划中目标函数和约束条件的不确定性, 优化土地利用结构。相比传统静态规划方法, GMOP 模型更具优势, 能够动态约束条件的变化。

##### 1.4.1 情景定义

(1) 自然发展情景。基于 2010 年、2015 年、2020 年和 2023 年这 4 期土地利用数据, 使用 CA-Markov 模型预测《规划》终期目标, 即 2035 年土地需求量及各地类转换概率 (表 1)。该情景延续研究区土地利用变化的历史趋势, 未设置功能限制区和规划开发区<sup>[17]</sup>。

表 1 模拟情景的领域权重

Table 1 Domain weights of simulation scenarios

情景方案	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
自然发展情景	0.10	0.24	0.12	0.80	0.90	0.37
耕地保护情景	0.20	0.29	0.17	0.80	0.85	0.32
城镇发展情景	0.05	0.19	0.10	0.75	0.95	0.37
生态保护情景	0.10	0.30	0.20	0.85	0.80	0.32
可持续发展情景	0.15	0.19	0.12	0.80	0.85	0.37

(2) 政策导向情景。该情景与自然发展情景同级, 是耕地保护、城镇发展和生态保护情景的组合, 旨在巩固攀西干热河谷区“天府第二粮仓”的地位, 同时确保生态用地和耕地的有效保护。依据《规划》, 将研究区内 182 个乡镇划分为农产品主产区、生态保护区和城镇化重点区三大功能区, 并制定相应的土地利用调整策略: ① 耕地保护情景。适用于县域主体功能区划和乡镇功能区划均为农产品主产区的乡镇, 采用严格的耕地保护策略。该情景下, 严格限制耕地向其他地类转换, 并将耕地周边的水域划

定为限制转换区域, 以维持农业生产能力和粮食安全; ② 城镇发展情景。适用于县域主体功能区划和乡镇功能区划均为城镇化重点区的乡镇, 采用经济发展策略。在该情景下, 考虑攀西干热河谷区的战略定位及农业用水需求, 对高质量耕地周边的水域进行严格管控, 将其划为限制转换区, 同时允许其他地类 (除水域外) 向建设用地转换。基于经济效益目标函数  $\max e(x)$  [公式 (3)], 计算该情景的目标经济效益值  $\max e(x)$  (单位: 万元/hm<sup>2</sup>) [公式 (4)]<sup>[18]</sup>; ③ 生态保护情景。适用于县域主体功能区划和乡镇功能区划均为生态保护区的乡镇, 采用生态功能保护策略。该情景下, 将《规划》中划定的保护区和飞播林区划为限制转换区, 严格控制林地和草地的转换, 以维持区域生态系统的稳定性和生物多样性。基于生态效益目标函数  $\max h(x)$  [公式 (5)], 计算该情景下的目标生态效益值  $\max h(x)$  (单位: 万元/hm<sup>2</sup>) [公式 (6)]<sup>[18]</sup>。④ 可持续发展情景。适用于县域主体功能区划和乡镇功能区划不完全一致的乡镇, 采用可持续发展策略, 以兼顾生态保护与经济增长的平衡发展模式。其可持续发展效益值  $\max y(x)$  (单位: 万元/hm<sup>2</sup>) [公式 (7)]<sup>[15]</sup>。

$$\max e(x) = \max \sum_{i=1}^6 c_i x_i \quad (3)$$

$$\max e(x)' = 5.170x_1 + 0.367x_2 + 0.069x_3 + 2.783x_4 + 911.687x_5 + 0.0001x_6 \quad (4)$$

$$\max h(x) = \max \sum_{i=1}^6 d_i x_i \quad (5)$$

$$\max h(x)' = 1.639x_1 + 5.028x_2 + 2.087x_3 + 8.109x_4 - 1.669x_5 + 0.269x_6 \quad (6)$$

$$\max y(x)' = \max \{ \max e(x)', \max h(x)' \} \quad (7)$$

式中:  $i$  为不同的土地利用类型, 依次为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地这 6 类;  $c_i$  为  $i$  种土地类型在城镇发展情景下每单位面积的经济效益值;  $d_i$  为  $i$  种土地类型在生态保护情景下每单位面积的经济效益值;  $x_i$  为  $i$  类土地利用面积。

1.4.2 约束条件设置 本研究设置土地利用总面积约束, 以确保研究区土地利用总面积保持不变, 同时考虑地类面积约束和决策变量非负约束, 并结合《四川省国土空间规划 (2021—2035 年)》《安宁河流域国土空间规划 (2022—2035 年)》和《攀西战略资源创新开发试验区总体方案》对 2035 年攀西干热河谷区的土地利用进行面积限制 (表 2)。

#### 1.5 CSLE 模型

中国土壤侵蚀模型 (CSLE) 由符素华等<sup>[19]</sup>在借鉴美国通用土壤流失方程 (USLE) 的基础上, 结合我国水土流失现状和防治特点提出。该模型针对中国

国情对 USLE 中的植被覆盖与管理因子( $C$ )和水土保持措施因子( $P$ )进行本土化调整,分别替换为植被覆盖措施因子( $B$ )、水土保持工程措施因子( $E$ )和水土保持耕作措施因子( $T$ ),从而更符合我国当前的土壤侵蚀评价需求。该模型已在全国多个地区广泛应用于农业评价和水土保持成效分析中,显示出良好的适用性和实用价值。其具体公式如下:

$$A = R \times K \times L \times S \times B \times E \times T \quad (8)$$

式中: $A$ 为多年平均土壤流失量 $[t/(hm^2 \cdot a)]$ ;  $R$ 为降雨侵蚀力因子 $[(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$ ;  $K$ 为土壤可侵蚀因子 $[(t \cdot hm^2 \cdot h)/(hm^2 \cdot MJ \cdot mm)]$ ;  $L$ 和  $S$ 分别为坡长因子和坡度因子均为无量纲;  $B, E, T$ 分别为植被覆盖措施因子、水土保持工程措施因子和水土保持耕作措施因子,均为无量纲。

表 2 攀西干热河谷区土地利用变化约束条件

Table 2 Constraints of land use change in Panxi Dry Valley

约束类型	约束条件/ $km^2$	说明
耕地面积约束	$7238.22 \leq x_1 \leq 7503.84$	考虑到耕地保护政策,以自然发展情景耕地面积为下限,以《规划》中耕地增长指标为上限
林地面积约束	$21312.85 \leq x_2 \leq 25662.84$	以 2023 年的林地面积为下限,以 Markov Chain 预测的林地面积的 120% 为上限 <sup>[18]</sup>
草地面积约束	$7052.22 \leq x_3 \leq 8925.01$	以自然发展情景中的草地面积为下限,以 Markov Chain 预测的草地面积的 120% 为上限 <sup>[18]</sup>
水域面积约束	$482.29 \leq x_4$	以 2023 年的水域面积为下限
建设用地面积约束	$328.37 \leq x_5 \leq 537.33$	以 2023 年面积为下限,以《规划》的建设用地增幅指标为上限
未利用地面积约束	$x_6 \leq 52.01$	以自然发展情景的面积为上限
决策变量非负约束	$x_i > 0$	变量要求非负

降雨侵蚀力因子( $R$ )采用 Wischmeier 模型进行计算,首先基于各气象站点的多年平均月降雨资料计算月降雨侵蚀力,随后通过反距离加权插值法(IDW)对其进行空间插值处理。其计算公式为:

$$R = \sum_{i=1}^{12} \left[ 1.735 \times 10^{1.5 \times \lg\left(\frac{p_i}{p}\right) - 0.8188} \right] \quad (9)$$

式中: $p$ 为多年平均年降雨量(mm); $p_i$ 为第  $i$  月的多年平均降水量(mm)。

土壤可蚀性因子( $K$ )的计算采用 Williams 等<sup>[20]</sup>提出的方法,该方法基于土壤理化性质估算  $K$  值,具体计算公式如下:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \times \exp \left[ 0.256 S_{SAN} \left( 1 - \frac{S_{SIL}}{100} \right) \right] \right\} \times \left( \frac{S_{SIL}}{C_{CLA} + S_{SIL}} \right)^{0.3} \times \left[ 1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \times \left[ 1 - \frac{0.7 \times (1 - S_{SAN})}{(1 - S_{SAN}) + \exp[22.9 \times (1 - S_{SAN}) - 5.51]} \right] \quad (10)$$

式中: $S_{SAN}, S_{SIL}, C_{CLA}$  和  $C$  分别为土壤中砂粒、粉粒、黏粒和有机碳的质量百分含量(%)。

坡度与坡长因子( $LS$ )采用分段坡长因子模型进行计算,其中坡长指数  $m$  的取值依据符素华等<sup>[21]</sup>的研究结果确定。其表达式如下:

$$L = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (11)$$

$$m = \begin{cases} 0.2 & \theta \leq 0.5^\circ \\ 0.4 & 0.5^\circ < \theta \leq 1.5^\circ \\ 0.4 & 1.5^\circ < \theta \leq 3^\circ \\ 0.5 & \theta > 3^\circ \end{cases} \quad (12)$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.3 & \theta \leq 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.5 & 5^\circ < \theta \leq 10^\circ \\ 20.204 \sin \theta - 0.1204 & 10^\circ < \theta \leq 25^\circ \\ 29.585 \sin \theta - 5.6079 & \theta > 25^\circ \end{cases} \quad (13)$$

式中: $L$ 为坡长因子; $\lambda$ 为坡长(m); $S$ 为坡度因子; $\theta$ 为坡角; $m$ 为可变坡长指数,反映坡度对坡长侵蚀效应的调节作用。

植被覆盖措施因子( $B$ )采用 Borrelli 等<sup>[22]</sup>提出的方法进行计算。对于耕地, $B$ 因子赋值为 1;对于非耕地,根据土地利用分类结果设定不同地类的  $B$  因子值约束范围,并在此基础上进行赋值。其计算公式如下:

$$B = (1 - P_c) \times (\max_c - \min_c) + \min_c \quad (14)$$

式中: $B$ 为植被覆盖措施因子值; $P_c$ 为当前地类的覆盖比例;当土地利用类型为林地时; $\min_c$ 和  $\max_c$ 分别取值为 0.000 1, 0.005;当土地利用类型为非林地时, $\min_c$ 和  $\max_c$ 分别取值 0.01, 0.07;裸土  $\min_c$ 和  $\max_c$ 的取值为 0.05, 0.6。

水土保持工程措施因子( $E$ )基于土地利用类型与地形数据进行赋值,结合攀西干热河谷区耕地类型与当地耕作习惯进行分类处理。对于耕地,当坡度小于  $5^\circ$  时, $E$  值设为 0.084;坡度大于  $5^\circ$  时,设为 0.102 5;其余非耕地地类则统一赋值为 1<sup>[23]</sup>。

水土保持耕作措施因子( $T$ )依据前人研究成

果<sup>[24]</sup>,结合攀西干热河谷区实际耕作情况,采用坡度分级法对耕地进行赋值处理(表3);其中,非耕地统一赋值为1,以反映其不参与耕作措施调控的实际特征。

表3 T因子赋值

Table 3 T factor assignments

坡度	≤5	5~10	10~15	15~20	20~25	>25
赋值	0.10	0.22	0.31	0.58	0.74	0.80

## 1.6 LMDI模型

LMDI计算模型计算公式如下:

$$V = \sum_{i=1}^n V_i = \sum x_{1,j} x_{2,j} \cdots x_{n,j} \quad (15)$$

式中: $V$ 为目标量; $V_i$ 为导致目标量发生变化的次级变量,设为 $n$ 个; $x_{n,j}$ 为 $V_i$ 的第 $n$ 个指标量, $i=1,2,\dots,n$ 。

$$\Delta V_{tot} = V^T - V^0 = \Delta V_{x1} + \Delta V_{x2} + \cdots + \Delta V_{xn} \quad (16)$$

式中: $\Delta V_{tot}$ 为目标变量的总变化量; $V^0$ 为基准期0的目标变量; $V^T$ 为计划期 $T$ 的目标变量; $\Delta V_{xk}$  ( $k=1,2,3,\dots,n$ )为与各自因素相关的目标变量的差异。

$$\Delta V_{xk} = \sum_{i=1}^n L(V_i^T, V_i^0) \ln \left( \frac{x_{k,i}^T}{x_{k,i}^0} \right) = \sum_{i=1}^n \frac{V_i^T - V_i^0}{\ln V_i^T - \ln V_i^0} \ln \left( \frac{x_{k,i}^T}{x_{k,i}^0} \right) \quad (17)$$

式中: $\Delta V_{xk}$ 为第 $k$ 个因子对目标变量 $V$ 的贡献; $x_{k,i}^0$ 为基准期的第 $k$ 个因子的值; $x_{k,i}^T$ 为计划期第 $k$ 个因子的值。本文中指标量选取 $B$ 因子、 $E$ 因子和 $T$ 因子,目标量为土壤侵蚀模数,由于因子中存在零值,无法进

行对数运算,使用极小值代替零值进行运算,本文采用极小值 $10^{-20}$ 代替零值进行运算<sup>[25]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 土地利用时空变化特征

2010年、2015年、2020年和2023年研究区各类土地利用类型的面积及其比例见表4。整体来看,2010—2023年研究区土地利用格局较为稳定,呈现生态和农业主导型结构。其中,林地始终占据主导地位,占比约58%;耕地和草地分别占比约20%和19%,三者合计占比超过95%,构成区域土地利用的主体框架。空间上,林地主要分布于北部与南部高寒山区,耕地集中于安宁河谷地带和盐源盆地,草地则多见于南部丘陵区。水域集中分布于雅砻江、安宁河、金沙江及其支流,建设用地则沿河谷与平原地带零散扩张,北部集中于西昌市,南部分布于攀枝花市和会理市。从变化趋势来看,耕地和草地面积分别减少117.34 km<sup>2</sup>(-0.32%)和89.54 km<sup>2</sup>(-0.24%);林地呈“先减后增”的波动趋势,净减少29.21 km<sup>2</sup>(-0.08%);未利用地先增后减,整体减少5.35 km<sup>2</sup>(-0.01%)。同期,建设用地和水域面积分别增加93.53 km<sup>2</sup>(0.26%)和147.91 km<sup>2</sup>(0.40%)。总体反映出,在生态保护与城市扩张的双重作用下,区域土地利用正经历由生态和农业用地向建设用地和水体拓展的结构性转变。

表4 2010—2023年研究区土地利用类型面积及比例

Table 4 Area and proportion of land use types in study area (2010—2023)

土地利用类型	2010年		2015年		2020年		2023年	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%
耕地	7398.04	20.18	7372.31	20.11	7334.05	20.00	7280.71	19.86
林地	21342.05	58.21	21301.57	58.09	21296.01	58.08	21312.85	58.13
草地	7298.17	19.90	7256.73	19.79	7241.33	19.75	7208.63	19.66
水域	334.38	0.91	375.77	1.02	420.09	1.15	482.29	1.32
建设用地	234.85	0.64	298.09	0.81	320.99	0.88	328.37	0.90
未利用地	59.51	0.16	62.53	0.17	54.54	0.15	54.16	0.15

土地利用转移矩阵如图2所示,反映了2010—2023年研究区各土地利用类型之间的相互转化关系。耕地在此期间净减少117.42 km<sup>2</sup>(转出1244.08 km<sup>2</sup>,转入1126.66 km<sup>2</sup>),呈现出“转出大于转入”的收缩态势。其中,转出至林地面积占比达63.30%,其次为草地,说明耕地向生态用地(尤其是林地)的转化是该时期的主导趋势之一。同时,耕地的主要转入来源也为林地,反映出二者存在明显的双向转换关系,这可能与坡地退耕还林和坡下开垦耕作并行的空间利用模式有关。林地净减少29.82 km<sup>2</sup>(转出

1477.58 km<sup>2</sup>,转入1447.76 km<sup>2</sup>),转出主要流向耕地,进一步表明林地与耕地的动态调控对区域土地格局具有重要影响。草地净减少86.21 km<sup>2</sup>(转出1008.06 km<sup>2</sup>,转入921.85 km<sup>2</sup>),转出方向主要为林地,说明部分草地区域因植被演替或人工造林而转变为林地。水域面积净增加144.90 km<sup>2</sup>,其中192.31 km<sup>2</sup>由耕地转入,表明该时期研究区水利工程、灌区建设或湿地恢复等活动较为频繁。建设用地扩张趋势显著,转入面积为137.25 km<sup>2</sup>,远高于转出面积43.50 km<sup>2</sup>,主要由耕地转化而来,反映出区域城市化和基础设施

建设对土地资源的持续挤占效应。

整体来看,2010—2023年研究区土地利用变化以耕地向林地、草地、水域等生态功能用地转化为主,建设用地持续扩张,反映出区域发展在生态保护与城镇扩张之间的双重驱动格局。林地与耕地的高频互转,也揭示出当前土地利用管理中存在的不稳定性与边缘区空间压力,需在今后的空间治理中进一步强化用途管控与分类管理。

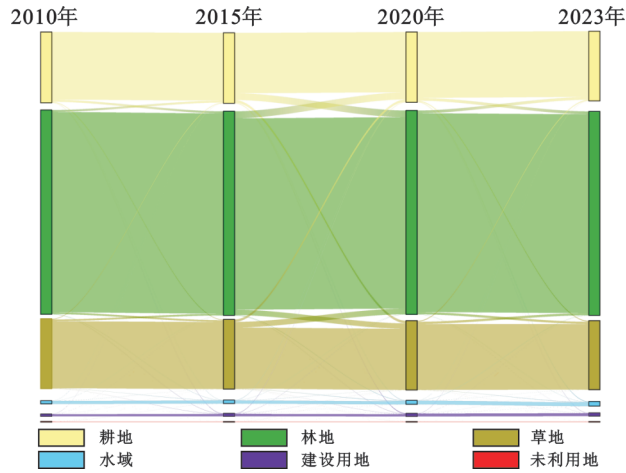


图 2 2010—2023年研究区域土地转移桑基图  
Fig. 2 Sankey diagram of land use transition in study area (2010—2023)

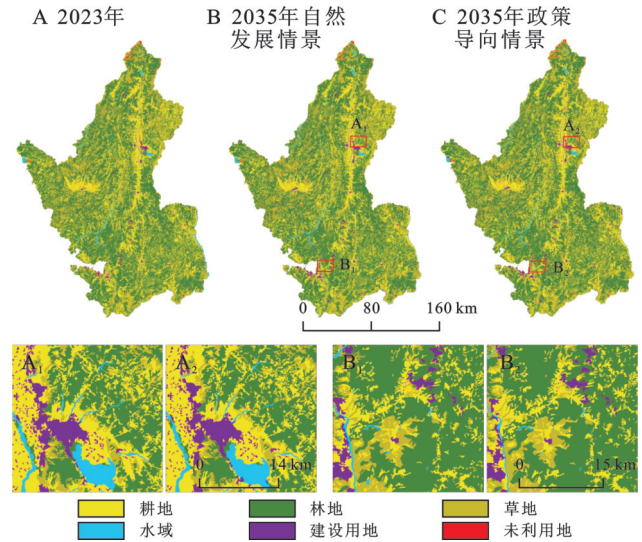
### 2.2 不同情景下的土地利用变化特征分析

MCCA 模型精度验证通过后,根据不同情景的转移矩阵和转移概率,分别模拟得到自然发展情景和政策导向情景(图 3)。各情景下土地利用类型的面积、占比及变化情况见表 5。

在两种情景下,林地、水域和建设用地均有所增加,但不同情景下建设用地和耕地的变化趋势存在明显差异。在自然发展情景中,建设用地扩张最为

显著,增加 255.04 km<sup>2</sup>(77.76%),扩张区域主要集中在西昌、攀枝花等城市周边及安宁河流域沿线,表明城市扩张和基础设施建设对土地利用的驱动作用较强。相比之下,政策导向情景下建设用地增幅明显受控,仅增加 80.57 km<sup>2</sup>(24.54%),主要分布于城镇开发边界范围内,表明政策调控对建设用地扩张起到有效限制作用,推动土地利用的集约化发展。

在耕地变化方面,政策导向情景下耕地面积增加 72.82 km<sup>2</sup>(1.00%),主要分布在农田保护区及适宜耕作区域,而自然发展情景下耕地面积减少 42.49 km<sup>2</sup>(-0.58%),减少区域主要位于城市扩张影响较大的安宁河谷平原及部分城郊区域,表明在缺乏政策约束的情况下,建设用地扩张对耕地造成明显侵占,而政策调控有助于维持耕地面积的稳定性。



注:A<sub>1</sub>和B<sub>1</sub>分别为自然发展情景下A地和B地的土地利用格局;A<sub>2</sub>和B<sub>2</sub>分别为政策导向情景下A地和B地的土地利用格局。

图 3 各情景下土地利用模拟结果  
Fig. 3 Land use simulation results under different scenarios

表 5 2023—2035年各情景下土地利用模拟结果

Table 5 Land use simulation results under different scenarios (2023—2035)

土地利用类型	2023年		2035年				2023—2035年面积变化			
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	自然发展情景		政策导向情景		自然发展情景		政策导向情景	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	变化率/%	面积/km <sup>2</sup>	变化率/%
耕地	7280.71	20.02	7238.22	19.74	7353.53	20.05	-2.49	-0.58	72.82	1.00
林地	21312.85	58.10	21288.04	58.06	21336.81	58.19	-24.81	-0.12	23.96	0.11
草地	7208.63	19.72	7052.22	19.23	7104.20	19.37	-156.41	-2.17	-104.43	-1.45
水域	482.29	1.14	453.08	1.24	413.67	1.13	-29.21	-6.06	-68.62	-14.23
建设用地	328.37	0.87	583.41	1.59	408.94	1.12	255.04	77.67	80.57	24.54
未利用地	54.16	0.15	52.01	0.14	49.83	0.14	-2.15	-3.97	-4.33	-7.99

### 2.3 土壤侵蚀时空变化分析

2.3.1 2010—2023年土壤侵蚀分析 基于CSLE模型模拟结果,获得研究区2010年、2015年、2020年和2023年土壤侵蚀强度空间分布图(图 4)及各强度等

级面积统计(表 6)。4个时点的平均土壤侵蚀模数分别为 25.57,20.62,19.12,18.21 t/(hm<sup>2</sup>·a),呈持续下降趋势,表明区域整体土壤侵蚀状况逐步缓解。从

强度等级结构来看,微度侵蚀始终为主导类型,其面积分别为 31 539.83 km<sup>2</sup>(86.02%), 31 540.09 km<sup>2</sup>(86.02%), 31 582.42 km<sup>2</sup>(86.13%)和 31 504.75 km<sup>2</sup>(85.92%),占比基本稳定但略有下降。轻度侵蚀面积在前期有所上升,2020年达最大值 2 616.59 km<sup>2</sup>(7.14%),随后略有回落至 2023年的 2 352.73 km<sup>2</sup>(6.41%),呈现“先增后降”的波动特征。中度侵蚀则从 2010年的 728.63 km<sup>2</sup>(1.99%)逐步增长至 2023年的 1 583.31 km<sup>2</sup>(4.32%),呈现“先降后升”的趋势。

高强度侵蚀区域(包括强烈、极强烈和剧烈侵蚀)面积持续收缩,分别由 2010年的 2 031.66 km<sup>2</sup>(5.54%)减少至 2023年的 1 226.21 km<sup>2</sup>(3.34%),表明区域极端侵蚀现象得到有效遏制,严重侵蚀风险整体趋于缓解。微度侵蚀区域面积变化不大,维持在较高水平,高强度侵蚀持续收缩,而中低等级的轻度和中度侵蚀面积呈增加趋势,表明局部区域在减轻极端侵蚀的同时,仍面临一定的土壤退化风险,需加强分区治理和因地制宜的水土保持措施。

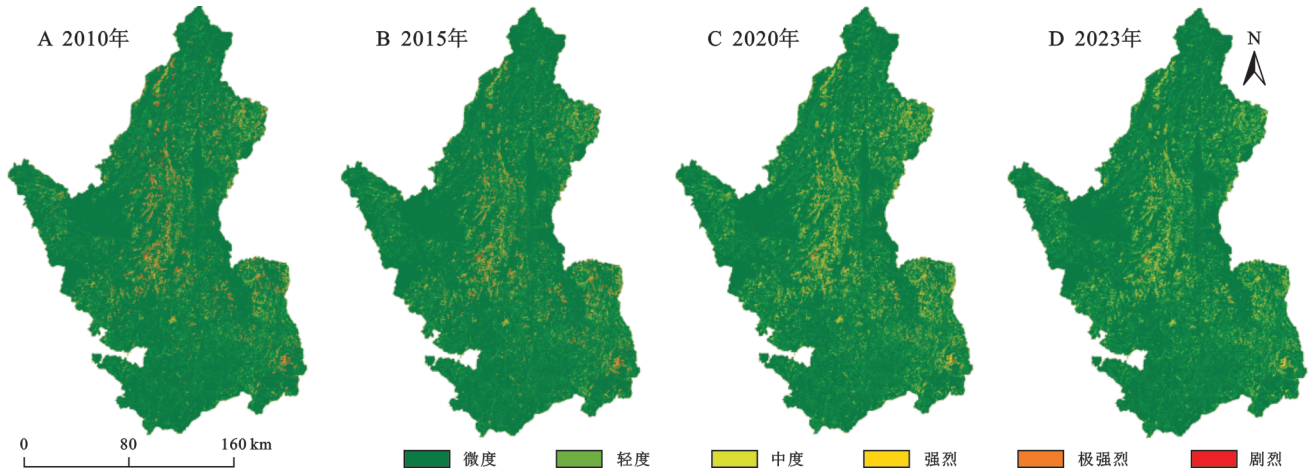


图 4 2010—2023 年研究区土壤侵蚀强度等级分布

Fig. 4 Distribution of soil erosion intensity levels in study area (2010—2023)

表 6 2010—2023 年研究区土壤侵蚀强度面积及占比

Table 6 Area and proportion of different soil erosion intensity levels in study area (2010—2023)

侵蚀等级	2010年		2015年		2020年		2023年	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%
微度侵蚀	31539.83	86.02	31540.09	86.02	31582.42	86.13	31504.75	85.92
轻度侵蚀	2366.87	6.46	2579.63	7.04	2616.59	7.14	2352.73	6.42
中度侵蚀	728.63	1.99	674.44	1.84	1007.47	2.75	1583.31	4.32
强烈侵蚀	618.94	1.69	674.97	1.84	906.76	2.47	1033.64	2.82
极强烈侵蚀	1002.07	2.73	1056.12	2.88	487.12	1.33	162.29	0.44
剧烈侵蚀	410.65	1.12	141.76	0.39	66.64	0.18	30.28	0.08

2.3.2 不同情景下土壤侵蚀时空变化分析 为模拟 2035 年攀西干热河谷区的土壤侵蚀状况,以 MCCA 模型预测的 2035 年不同情景下土地利用结果为基础,分别计算研究区在自然发展情景与政策导向情景下的植被覆盖措施因子(B)、水土保持工程措施因子(E)和水土保持耕作措施因子(T)。设定 2023 年的多年平均降雨侵蚀力作为 2035 年的降雨因子,其他因子保持不变。通过 CSLE 模型计算,获得了 2035 年两种情景下的土壤侵蚀强度分级图(图 5)及各等级面积统计结果(表 7)。

2023 年与 2035 年自然发展情景和政策导向情景下的土壤侵蚀模数分别为 18.21, 17.91, 17.08 t/(hm<sup>2</sup>·a), 呈现逐步下降趋势,表明政策干预对区域土壤侵蚀具有一定的抑制效果。

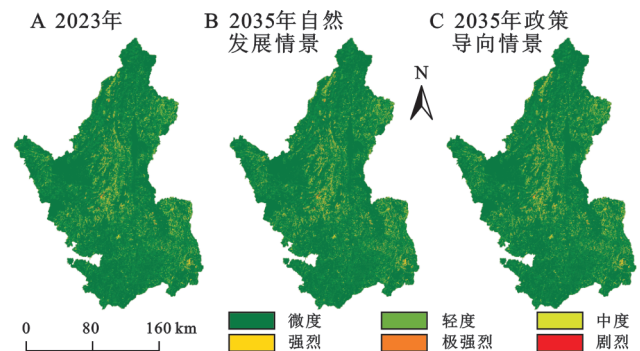


图 5 各情景下研究区土壤侵蚀强度等级分布

Fig. 5 Distribution of soil erosion intensity levels under different scenarios in study area

从各等级侵蚀面积变化看,三种情景下微度侵蚀面积分别为 31 504.75 km<sup>2</sup>(85.92%), 31 385.69 km<sup>2</sup>(85.60%)和 31 663.61 km<sup>2</sup>(86.35%)。与 2023 年

相比,2035年自然发展情景下微度侵蚀面积减少158.86 km<sup>2</sup>,说明在政策引导下,有效扩大微度侵蚀119.06 km<sup>2</sup>,而政策导向情景下微度侵蚀面积则增加区域的范围。

表7 各情景下研究区土壤侵蚀强度面积及占比

Table 7 Area and proportion of different soil erosion intensity levels under different scenarios in study area

侵蚀等级	2023年		2035年				2023—2035年面积变化			
			自然发展情景		政策导向情景		自然发展情景		政策导向情景	
	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	比例/%	面积/km <sup>2</sup>	变化率/%	面积/km <sup>2</sup>	变化率/%
微度侵蚀	31504.75	85.92	31385.69	85.60	31663.61	86.35	-119.06	-0.38	158.86	0.50
轻度侵蚀	2352.73	6.42	2628.41	7.17	2882.06	7.86	275.68	11.72	529.33	22.50
中度侵蚀	1583.31	4.32	1749.78	4.77	1225.01	3.34	716.14	69.28	191.37	18.51
强烈侵蚀	1033.64	2.82	695.44	1.90	711.39	1.94	-887.87	-56.08	-871.92	-55.07
极强烈侵蚀	162.29	0.44	191.98	0.52	181.84	0.50	29.69	18.29	19.55	12.05
剧烈侵蚀	30.28	0.08	15.71	0.04	3.09	0.01	-14.57	-48.12	-27.19	-89.79

高强度侵蚀区域(包括强烈、极强烈和剧烈侵蚀)面积分别为1 226.21, 903.13, 896.32 km<sup>2</sup>。与2023年相比,2035年自然发展情景下高强度侵蚀面积减少323.08 km<sup>2</sup>,政策导向情景下减少329.89 km<sup>2</sup>,说明无论是否有政策干预,区域高强度侵蚀均呈现出减弱趋势,其中政策导向情景下的控制效果更为明显。

微度侵蚀面积在政策导向情景下达到最大,是自然发展情景的100.89%;而高强度侵蚀区域面积则最小,仅为自然发展情景的99.24%。结果表明,在未来发展过程中,政策干预不仅有助于提升区域整体土壤保持水平,还能够进一步压缩高强度侵蚀空间,提高土地资源利用的可持续性。

#### 2.4 不同情景下B, E, T因子对土壤侵蚀的贡献分解

通过LDMI模型在像元尺度上对主要影响因子进行分析,量化不同情景下各控制因子对土壤侵蚀的促进与抑制作用(图6和表8)。结果显示,植被覆盖措施因子(B)、水土保持工程措施因子(E)和水土保持耕作措施因子(T)在2023—2035年均以抑制土壤侵蚀为主,且政策导向情景下的抑制效应显著强于自然发展情景,表明政策干预对控制侵蚀过程具有积极效果。

具体而言,植被覆盖措施因子(B)在自然发展情景下,对土壤侵蚀具有抑制效应的面积为6 443.46 km<sup>2</sup>(17.57%),促进效应区域面积为490.79 km<sup>2</sup>(1.34%);在政策导向情景下,抑制面积显著提升至29 343.05 km<sup>2</sup>(80.03%),促进面积为854.13 km<sup>2</sup>(2.33%)。这表明,在政策引导下,林草植被恢复、绿地配置优化等措施显著增强地表覆盖度,降低地表裸露和水动力冲刷风险。

水土保持工程措施因子(E)在自然发展情景下抑制面积为3 972.98 km<sup>2</sup>(10.82%),促进面积为2 880.52 km<sup>2</sup>(7.86%);在政策导向情景下抑制面积扩大至27 342.16

km<sup>2</sup>(74.57%),促进面积基本持平(2 861.13 km<sup>2</sup>, 7.80%)。该变化说明,在缺乏系统治理的情况下,工程措施存在一定的不确定性和局部负效应;而政策推动下的集中投资与规划建设显著提升工程措施在水土保持中的覆盖率与成效。

水土保持耕作措施因子(T)在自然发展情景下抑制面积为6 436.68 km<sup>2</sup>(17.55%),促进面积为389.00 km<sup>2</sup>(1.06%);政策导向情景下,抑制面积增至29 612.16 km<sup>2</sup>(80.76%),促进面积为514.68 km<sup>2</sup>(1.40%)。说明通过耕作制度调整、坡耕地退耕轮作等手段,政策导向情景有效提升耕作管理对侵蚀的调控效能。

### 3 讨论

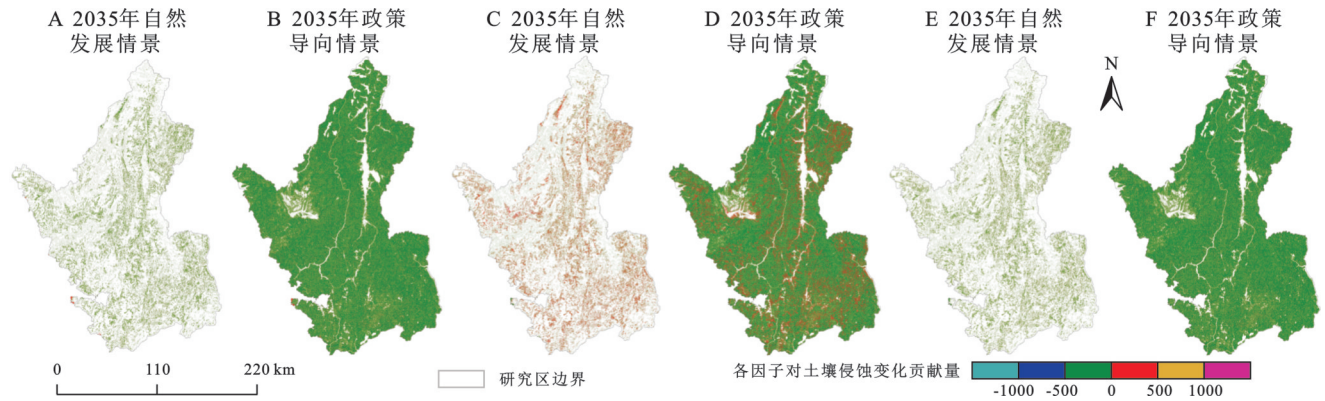
#### 3.1 多情景模拟优势与情景构建逻辑

以往的土壤侵蚀研究多基于现状分析,较少涉及未来多情景下的变化评估,且大多仅设置单一情景,难以全面反映不同发展路径对生态安全格局的影响<sup>[26-28]</sup>。部分研究虽考虑生态红线、耕地红线和城镇发展边界等限制因子,但对市、县、乡镇三级主体功能划分缺乏精细统筹,导致模拟结果在空间适应性上存在局限。本研究采用GMOP-MCCA耦合模型,设定自然发展情景和政策导向情景,对2035年攀西干热河谷区的生态安全格局进行模拟,以弥补传统研究在多情景分析上的不足。

针对当前国土空间规划的“差异化引导”目标,本研究结合县域与乡镇主体功能划分,确保情景设定符合各层级规划目标。主体功能一致的乡镇维持原规划用途,设定为耕地保护、生态保护和城镇发展情景,主体功能不同的区域则划分为可持续发展区,最终合并形成政策导向情景。该方法在保证规划衔接性的同时,增强政策导向情景对实际发展格局的适应性。在土地利用模拟中,GMOP-MCCA耦合模

型避免传统研究依赖固定转换规则的局限<sup>[29-30]</sup>,通过县域和乡镇双重约束,提高了空间优化的精准度。

该方法能够更灵活地匹配政策调控需求,使土地利用演变更符合区域主体功能的现实发展方向。



注:A,B为植被覆盖措施因子(B);C,D为水土保持工程措施因子(E);E,F为水土保持耕作措施因子(T)。

图6 各因子对土壤侵蚀的贡献值

Fig. 6 Contribution values of each factor to soil erosion

表8 各因子对土壤侵蚀的贡献的面积及占比

Table 8 Area and proportion of each factor's contribution to soil erosion

贡献值/ ( $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ )	植被覆盖措施因子B				水土保持工程措施因子E				水土保持耕作措施因子T			
	自然发展情景		政策导向情景		自然发展情景		政策导向情景		自然发展情景		政策导向情景	
	面积/ $km^2$	比例/%	面积/ $km^2$	比例/%	面积/ $km^2$	比例/%	面积/ $km^2$	比例/%	面积/ $km^2$	比例/%	面积/ $km^2$	比例/%
$\leq -1000$	90.92	0.25	122.35	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
-1000~500	67.18	0.18	92.45	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	41.40	0.11	26.19	0.07
-500~0	6285.36	17.14	29128.24	79.44	3972.98	10.82	27342.16	74.57	6395.28	17.44	29585.97	80.69
0~500	294.15	0.80	648.90	1.77	2854.71	7.79	2749.67	7.50	362.22	0.99	481.06	1.31
500~1000	72.66	0.20	105.24	0.29	25.81	0.07	111.46	0.30	26.78	0.07	33.62	0.09
$\geq 1000$	123.98	0.34	99.99	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

### 3.2 模型选择适应性与驱动因子贡献分析

在土壤侵蚀模拟中,本研究未采用传统的RUSLE模型,而是选择更契合中国水土流失实际的CSLE模型。该模型通过将C因子和P因子分别本地化为B因子、E因子和T因子,提升对区域水土保持实践和耕作方式差异的适应能力,能够更有效反映人为管理措施对土壤侵蚀的实际调控效果。在2035年土壤侵蚀强度预测中,为确保不同情景下的结果可比性,研究设定2023年多年平均降雨侵蚀力为降雨因子,并保持地形与土壤因子不变,旨在排除非土地利用因素的干扰。通过这一设定,可以将模型计算结果更直接地归因于土地利用变化和管理措施调整,提升LMDI模型分析因子作用的解释力。从LMDI分析结果看,植被覆盖措施在限制侵蚀强度方面的作用逐年增强,尤其在政策导向情景下,覆盖度改善更为显著,微度侵蚀面积明显扩大,剧烈侵蚀区域大幅缩减。B因子的贡献主要集中在植被密度较高的中部谷地和南北山地过渡区,反映出地表植被状况的提升对侵蚀过程具有直接的减缓作用。E因子和T因子在政策导向情景下的效果同样突出,表明管理强度的提高及措施覆盖率的扩展能够有效压制坡面冲刷和耕作

扰动带来的侵蚀风险。在自然发展情景下,E因子和T因子的抑制能力相对有限,部分地区仍呈现出中高强度侵蚀的扩展态势,暗示缺乏有效管理可能导致治理成效滞后甚至反复。尽管政策导向情景下整体侵蚀水平得以控制,但高风险区域的空间异质性仍不容忽视,特别是部分坡耕地、未利用地与水源上游地区,仍存在较高的潜在侵蚀强度。治理策略仍需结合地形条件、土地利用敏感性及历史干扰程度,推进分区施策与工程-生态-耕作三维联动,强化重点区位的水土流失控制效果,构建更具韧性的土地系统。

### 3.3 方法局限与未来研究展望

本研究在采用LMDI模型对B因子、E因子和T因子进行影响分析时,为控制非土地利用因素的干扰,统一采用2023年的降雨数据替代2035年可能出现的实际降雨条件。尽管该做法在一定程度上保障各因子效应分析的可比性,但也削弱模型对未来气候变化影响的响应能力,可能低估极端降雨事件或降雨时空分布变化对土壤侵蚀格局的扰动。此外,LMDI模型本身虽具备较强的解释力,但其对因子交互作用的表达有限,难以全面反映耕作方式、工程措施与植被覆盖之间的协同或叠加效应。以上因素在

一定程度上限制结果的综合性与前瞻性,应在后续研究中加以改进。

## 4 结论

(1) 2010—2023年研究区土地利用格局以林地、耕地和草地为主,占比超过95%,建设用地与水域面积分别增加93.53 km<sup>2</sup>和147.91 km<sup>2</sup>,表现出农业/生态用地向建设用地转移的结构性调整趋势。耕地向林地、草地和水体的转化最为显著,林地与耕地存在频繁互转,边缘地区土地利用稳定性较弱。

(2) 情景模拟结果显示,政策调控有效减缓城市扩张对耕地资源的侵占。自然发展情景下建设用地扩张255.04 km<sup>2</sup>,耕地减少42.49 km<sup>2</sup>;而在政策导向情景下,建设用地扩张控制在80.57 km<sup>2</sup>以内,耕地净增72.82 km<sup>2</sup>。同期,土壤侵蚀模数由2010年的25.57降至2023年的18.21 t/(hm<sup>2</sup>·a),剧烈侵蚀区域面积减少超过800 km<sup>2</sup>,尽管中度和轻度侵蚀略有上升,但整体侵蚀强度明显减弱。

(3) 2035年情景预测表明,政策导向情景下土壤侵蚀模数为17.081 t/(hm<sup>2</sup>·a),低于自然发展情景的17.91 t/(hm<sup>2</sup>·a),微度侵蚀面积增加158.86 km<sup>2</sup>,高强度侵蚀区域减少329.89 km<sup>2</sup>。LMDI模型结果显示,政策导向情景下B因子(植被覆盖措施)的抑制面积达29 343.05 km<sup>2</sup>,占比80.03%,E因子和T因子(工程与耕作措施)分别为27 342.16 km<sup>2</sup>和29 612.16 km<sup>2</sup>,显著增强坡耕地与高风险区域的土壤保持能力,验证政策引导下多因子联动机制的调控效果。

### 参考文献(References):

- [1] 王景萍,张学霞,古丽米热·甫拉提,等.黑龙江省冻融侵蚀强度分级评价及空间分布特征[J].农业工程学报,2024,40(5):168-176.  
Wang J P, Zhang X X, Gulimire F, et al. Classification evaluation and spatial distribution characteristics of freeze-thaw erosion intensity in Heilongjiang Province of China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2024,40(5):168-176.
- [2] 姜伟,侯青叶,杨忠芳,等.黑龙江省乌裕尔河流域有机碳迁移与沉积通量[J].现代地质,2011,25(2):384-392.  
Jiang W, Hou Q Y, Yang Z F, et al. Migration and deposition flux of organic carbon in the Wuyuerhe River basin in Heilongjiang Province [J]. Geoscience, 2011,25(2):384-392.
- [3] 邓越,唐代生,李裕元,等.亚热带典型农林混合流域河岸带景观格局对河流磷输出的影响[J].水土保持学报,2022,36(3):64-70.  
Deng Y, Tang D S, Li Y Y, et al. Influences of riparian landscape pattern on river phosphorus output in typical

- subtropical agroforestry mixed watershed [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2022,36(3):64-70.
- [4] Tian P, Mu X M, Liu J L, et al. Impacts of climate variability and human activities on the changes of runoff and sediment load in a catchment of the Loess Plateau, China [J]. Advances in Meteorology, 2016,2016:4724067.
- [5] 王欢,高江波,侯文娟.基于地理探测器的喀斯特不同地貌形态类型区土壤侵蚀定量归因[J].地理学报,2018,73(9):1674-1686.  
Wang H, Gao J B, Hou W J. Quantitative attribution analysis of soil erosion in different morphological types of geomorphology in karst areas: based on the geographical detector method [J]. Acta Geographica Sinica, 2018,73(9):1674-1686.
- [6] 赵筱青,石小倩,李驭豪,等.滇东南喀斯特山区生态系统服务时空格局及功能分区[J].地理学报,2022,77(3):736-756.  
Zhao X Q, Shi X Q, Li Y H, et al. Spatio-temporal pattern and functional zoning of ecosystem services in the karst mountainous areas of southeastern Yunnan [J]. Acta Geographica Sinica, 2022,77(3):736-756.
- [7] 吴淑芳,张彪,石学瑾,等.FLUS-CSLE模型预测黄土高原典型流域不同土地利用变化情景土壤侵蚀[J].农业工程学报,2022,38(24):83-92.  
Wu S F, Zhang B, Shi X J, et al. Prediction of soil erosion under different land uses in the typical watershed of the Loess Plateau based on FLUS-CSLE model [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2022,38(24):83-92.
- [8] 程琳,杨勤科,谢红霞,等.基于GIS和CSLE的陕西省土壤侵蚀定量评价方法研究[J].水土保持学报,2009,23(5):61-66.  
Cheng L, Yang Q K, Xie H X, et al. GIS and CSLE based quantitative assessment of soil erosion in Shaanxi, China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2009,23(5):61-66.
- [9] Zare M, Panagopoulos T, Loures L. Simulating the impacts of future land use change on soil erosion in the Kasilian watershed, Iran [J]. Land Use Policy, 2017,67:558-572.
- [10] Gidey E, Dikinya O, Sebege R, et al. Cellular automata and Markov Chain (CA-Markov) model-based predictions of future land use and land cover scenarios (2015 - 2033) in Raya, northern Ethiopia [J]. Modeling Earth Systems and Environment, 2017,3(4):1245-1262.
- [11] 侯建坤,陈建军,张凯琪,等.基于InVEST和GeoSoS-FLUS模型的黄河源区碳储量时空变化特征及其对未来不同情景模式的响应[J].环境科学,2022,43(11):5253-5262.

- Hou J K, Chen J J, Zhang K Q, et al. Temporal and spatial variation characteristics of carbon storage in the source region of the Yellow River based on InVEST and GeoSoS-FLUS models and its response to different future scenarios [J]. *Environmental Science*, 2022, 43 (11):5253-5262.
- [12] 高星,杨刘婉青,李晨曦,等.模拟多情景下白洋淀流域土地利用变化及生态系统服务价值的空间响应[J].*生态学报*,2021,41(20):7974-7988.  
Gao X, Yang L, Li C X, et al. Land use change and ecosystem service value measurement in Baiyangdian Basin under the simulated multiple scenarios [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021,41(20):7974-7988.
- [13] 张波,潘佩佩,王新云,等.基于GMOP-PLUS耦合模型的京津冀土地利用变化多情景模拟及功能关系分析[J].*地理与地理信息科学*,2023,39(5):8-16.  
Zhang B, Pan P P, Wang X Y, et al. Multi-scenario simulation and functional relationship analysis of land use change in the Beijing-Tianjin-Hebei Region based on GMOP-PLUS coupling model [J]. *Geography and Geo-Information Science*, 2023,39(5):8-16.
- [14] 陈宁,辛存林,唐道斌,等.中国西北地区多情景土地利用优化与碳储量评估[J].*环境科学*,2023,44(8):4655-4665.  
Chen N, Xin C L, Tang D B, et al. Multi-scenario land use optimization and carbon storage assessment in northwest China [J]. *Environmental Science*, 2023, 44 (8):4655-4665.
- [15] 许静,廖星凯,甘崎旭,等.耦合GMOP与FLUS模型的黄河流域甘肃段生态风险评估与预测[J].*生态学杂志*,2024,43(5):1498-1508.  
Xu J, Liao X K, Gan Q X, et al. Assessment and prediction of ecological risk in Gansu section of the Yellow River Basin coupled with GMOP and FLUS models [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2024,43(5):1498-1508.
- [16] Gounaridis D, Choriantopoulos I, Symeonakis E, et al. A random forest-cellular automata modelling approach to explore future land use/cover change in Attica (Greece), under different socio-economic realities and scales [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 646:320-335.
- [17] 万幸,姬广兴,陈伟强,等.基于PLUS-InVEST模型的长江流域生态系统碳储量时空演变模拟与预测[J].*农业资源与环境学报*,2025,42(2):518-528.  
Wan X, Ji G X, Chen W Q, et al. Simulation and prediction of spatio-temporal evolution of ecosystem carbon storage in the Yangtze River basin based on the PLUS-InVEST model [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2025,42(2):518-528.
- [18] 马瑞,范燕敏,武红旗,等.耦合GMOP与PLUS模型的干旱区土地利用格局模拟[J].*农业资源与环境学报*,2023,40(1):143-153.  
Ma R, Fan Y M, Wu H Q, et al. Simulation of land-use patterns in arid areas coupled with GMOP and PLUS models [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023,40(1):143-153.
- [19] 符素华,刘宝元.土壤侵蚀量预报模型研究进展[J].*地球科学进展*,2002,17(1):78-84.  
Fu S H, Liu B Y. Evolution of the soil erosion model [J]. *Advance in Earth Sciences*, 2002,17(1):78-84.
- [20] Williams J R. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history [J]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 1990, 329 (1255): 421-428.
- [21] 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.
- [22] Borrelli P, Robinson D A, Fleischer L R, et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion [J]. *Nature Communications*, 2017,8(1):2013.
- [23] 管礼松,郭伟玲,李鑫,等.2000—2018年皖南山区土壤侵蚀时空变化[J].*水土保持通报*,2021,41(2):114-121.  
Guan L S, Guo W L, Li X, et al. Spatio-temporal changes of soil erosion in mountainous area of southern Anhui Province from 2000 to 2018 [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2021,41(2):114-121.
- [24] 黄小芳,林丽蓉,高超,等.CSLE模型中水土保持耕作措施因子研究进展[J].*中国水土保持科学(中英文)*,2021,19(5):142-152.  
Huang X F, Lin L R, Gao C, et al. Soil and water conservation tillage measure factor  $T$  in the CSLE model: a method review [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2021,19(5):142-152.
- [25] Ang B W, Liu N. Handling zero values in the logarithmic mean Divisia index decomposition approach [J]. *Energy Policy*, 2007,35(1):238-246.
- [26] 王晓兰,谢保鹏,裴婷婷,等.基于MOP-PLUS模型的兰西城市群“三生”空间冲突测度及多情景模拟[J].*水土保持研究*,2025,32(3):363-372.  
Wang X L, Xie B P, Pei T T, et al. Measurement of spatial conflicts and multi-scenario simulation of ‘production-living-ecological’ spaces in the Lanzhou-Xining Urban Agglomeration based on the MOP-PLUS model [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2025,32 (3):363-372.