

# 基于 RUSLE 和景观安全格局的土壤侵蚀风险格局研究 ——以甘肃省甘南藏族自治州迭部县为例

姚 妤, 张 沛, 严力蛟, 樊 吉

(浙江大学 生命科学院 生态规划与景观设计研究所, 浙江 杭州 310058)

**摘 要:** 土壤侵蚀是我国目前面临的重大生态问题之一。利用 GIS 技术和修正的水土流失方程(RUSLE)模型对降雨侵蚀造成的土壤流失进行预测估算是目前较为常用的一种土壤侵蚀研究方法。以 RUSLE 模型的基本构建方法为基础, 结合景观生态安全格局理论, 对甘肃省甘南州迭部县县域内的土壤侵蚀状况进行了估测性。分析了模型中各个作用因子在当地的分布及表现特点, 并构建了该县的土壤侵蚀风险格局。提出在土壤侵蚀格局的关键点或地带, 依靠坡改梯, 增加护坡, 种植等高植物篱, 提高植被郁闭度等手法, 提高流失斑块的破碎度, 降低地表径流能量, 弱化土壤侵蚀的规模化效应, 以期起到解决或减弱当地土壤严重流失问题的作用。土壤流失风险格局也可以为土地利用格局的改造提供指导性依据。

**关键词:** 修正的水土流失方程(RUSLE); 景观安全格局; 土壤侵蚀

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2011)03-0161-07

中图分类号: S157.1

## Risk Pattern Analysis of Soil Erosion Based on RUSLE and SPs

### — A Case Study of Diebu County, Gansu Province

YAO Yu, ZHANG Pei, YAN Li-jiao, FAN Ji

(Institute of Eco-planning and Landscape Design, Zhejiang University, Hangzhou, Zhejiang 310058, China)

**Abstract:** As one of the most serious ecological problem in China, soil erosion has attracted extensive attention. Currently, the RUSLE model and GIS technology are commonly used to estimate rainfall and runoff erosion. This study introduced the theory of security patterns(SP) into the estimation of soil erosion based on RUSLE and GIS, and then constructed a risk pattern of soil erosion for Diebu County in Gansu Province. The risk pattern proposed a series of specific solutions targeting the soil erosion, such as transforming slopes into terraces, enhancing the protection of slopes, increasing the vegetation coverage in the key point or zone in the risk pattern and so on. These methods would help enhance fragmentation of erosion patches, decrease erosive power of surface runoff, and weaken the scale-effect of erosion, and eventually decrease or solve the soil erosion problem. Besides, the risk pattern could also be used to guide the reform and change of land use patterns.

**Keywords:** revised universal soil loss equation(RUSLE); security patterns (SPs); soil erosion

土壤侵蚀是一个受多种因素影响的自然过程。由降雨作为主要侵蚀动力的水力侵蚀, 在以径流直接冲走表层土壤为主要表现形式的山地、丘陵地区, 当表层土壤受侵蚀的程度超过一定的安全阈值时, 就会形成或引发滑坡、泥石流等地质灾害, 降低区域土壤生产力, 严重影响生态系统的平衡。由于这一过程表现出明显的斑块性和异质性, 难以用定点实验进行追踪监测, 故多以预测估算的方式对之进行研究<sup>[1]</sup>。

RUSLE(revised universal soil loss equation)模型是以通过小区观测和降雨实验建立的通用土壤流失方程(USLE)为基础, 改进了参数计算方法之后得到的一种适用范围更广的修正模型, 自颁布之后即在美国得到了广泛的应用, 并由于其数据需求相对较低, 迅速在全世界得到推广, 在美国各州和世界各地都已有成功应用的案例。该模型于 20 世纪 90 年代被引入中国。由于初始的参数计算公式是以美国土

收稿日期: 2010-10-11

修回日期: 2010-11-25

资助项目: 国家自然科学基金项目“南方丘陵山区坡地植物篱控制水土流失的效应及其机理研究”(40671117); “基于 DNDC 模型的农田养分流失机理及其定量分析研究”(40771117)

作者简介: 姚妤(1985—), 女(汉族), 贵州省贵阳市人, 硕士研究生, 主要从事景观生态、生态规划和水土保持方面的研究。E-mail: conniefish5287@yahoo.com.cn。

通信作者: 严力蛟(1959—), 男(汉族), 浙江省上虞市人, 博士, 副教授, 主要从事生态规划、生态农业、生态模拟模型等方面的研究。E-mail: yanlj@zju.edu.cn。

地作为标准建立的, 在我国的实用性受到了较大的限制, 因此有许多学者即在原本计算方法的基础上通过进一步实验提出了适用范围更广的计算公式。其中, 刘宝元等<sup>[2]</sup>在对陡坡情况下的  $S$  因子计算进行了大量研究后, 将其计算公式中坡度角  $\theta$  的范围扩大到了  $14^\circ$  以上; 蔡崇法等<sup>[3]</sup>建立了  $C$  因子值与植被覆盖度之间的回归方程, 等等。在 GIS 技术发展起来之后, 该模型即迅速与之结合, 被较多地应用于各区域内的农林用地尺度上、不同时期土壤流失情况的分析及估算、侵蚀空间特征和影响因子分析以及预测、水蚀模数计算、土壤保持效益的评价、土壤侵蚀敏感性的分析等方面<sup>[46]</sup>。RUSLE 在我国也有许多成功应用案例。

在景观生态学中, 从景观结构的角度来说, 整体景观可以根据景观组成单元的类型、多样性及空间关系划分为斑块、廊道和基底 3 个层次<sup>[7]</sup>。但一般所指的景观系统是以无机环境为载体、以动植物群落或农林牧等不同土地利用类型为景观元素进行研究的, 土壤本身并不属于系统的结构单元。在这样的背景下, 一般认为景观系统内的生物多样性及景观的功能性等均与景观破碎化程度呈反比。景观安全格局 (security patterns, SPs)<sup>[8]</sup>是以景观生态学原理为指导, 在最小累积阻力模型<sup>[9]</sup> (minimum cumulative resistance, MCR) 的基础上提出来的。目前国内对该理论的应用包括了自然保护区的建立及城镇规划、城市森林绿地的规划等方面。

景观生态学认为, 景观的空间格局能够影响系统内的生态学过程<sup>[8]</sup>, 而土地利用格局的改变对土壤侵蚀过程的影响则非常明显<sup>[10]</sup>。反之, 根据土壤侵蚀现状, 寻求合适的土地利用格局, 进而再以之来控制土壤侵蚀的发展, 这样一种反馈机制即是本文期望达到的目标。在景观生态学所涉及的空间异质性中, 土壤本身理化性质的差异、大气降水分布的不均、地貌地貌的不同等非生物的环境异质性与植被覆盖情况和水土保持措施的区别等生物环境的异质性和人为干扰的有机结合, 对土壤起着重要的影响。土壤本身的保持状况、营养程度, 又制约着植被的形成与生长发育, 进而间接地影响着区域小气候等众多方面。找出一条行之有效、事半功倍的水保途径, 将为改善整个区域景观生态系统的功能起到极大的推动作用。

RUSLE 是一个经过多年研究论证和检验的土壤流失预测模型, 但由于该模型的建立是以小区试验为基础的, 所以一般性的研究除了根据既有资料估算研究区域内确定地点的土壤流失情况外, 并不能揭示较大尺度下土壤流失程度不同的斑块之间可能存在的相互作用。而 SPs 理论以往仅在以物种保护为代

表的生物群落研究中得以应用, 尚未有将之与水土保持联系起来加以研究的案例。本研究以甘肃省甘南藏族自治州迭部县为研究区域, 将二者进行探索式的结合, 从空间角度对土壤流失预测结果进行分析, 提出行之有效、有的放矢的水土保持思路, 对提高 RUSLE 模型的预测结果实用性方面具有重要意义。同时, 本研究也将对研究区域内的土地利用格局改造、天然林保护工程和退耕还林还草等工作的开展起到重要的指导作用。

## 1 研究区概况

迭部县位于东经  $102^\circ 54' - 104^\circ 04'$ , 北纬  $33^\circ 39' - 34^\circ 20'$ , 东邻舟曲县, 北靠卓尼县, 东北与定西及陇南地区的岷县、宕昌县接壤, 西、南分别和四川省若尔盖县、南坪县毗邻; 地处青藏高原东侧, 岷山山脉北麓, 白龙江上游, 在中国土壤侵蚀类型分区中属西北黄土高原区。全县东西长约 110 km, 南北宽约 75 km, 总面积  $4\,825.73\text{ km}^2$ 。年降水量 450~800 mm, 由于受地形和季风的影响, 5—9 月降水较多, 占年降水量的 79.1%; 降水趋势自西向东随海拔高度的降低而递减。县域内林草覆盖面积占县域总面积的 80% 以上, 但由于 20 世纪 80 年代以前砍伐程度大, 植被破坏较为严重, 现有大部分林区为近 20 a 内所植的人工次生林, 因此植被郁闭度相对较低。

该区处于秦岭东西复杂构造带, 白龙江复式背斜上, 地势西北高, 东南低, 自西北向东南倾斜, 多高山峡谷, 海拔高度 1 600~4 900 m, 平均坡度  $30^\circ \sim 35^\circ$ 。区域内土壤共有 7 个土类, 10 个亚类, 6 个土属, 11 个土种。由于特定的自然条件, 土壤在发育形成过程中主要是在自然情况下发育, 受人类活动影响较小。土壤种类受立体气候条件地制约, 大致呈垂直分布, 即由低到高为新积土—山地褐色土—山地棕壤土—高山草甸土—高山寒漠土。土壤疏松、弹性大, 土层一般较薄, 抗蚀能力偏弱, 加之坡度一般较大, 水土保持难度较大, 一旦发生持续大到暴雨, 极易引发特大泥石流等地质灾害。2010 年 8 月 8 日凌晨迭部县东邻的舟曲县发生的“8.8”灾害就是一个案例。舟曲县城地处峡谷地带, 两侧山体坡度较大, 从地形上来说受强水土流失过程的威胁较大, 泥石流冲进县城后更阻塞了白龙江, 形成了堰塞湖, 进一步威胁了幸存者的安全。迭部县县城电尕镇是全县人口最密集的地方, 其所处地形也是两侧隆起的峡谷地带, 与舟曲县城非常相似, 在当地科学地提高水土保持工作效率已是刻不容缓。

## 2 研究方法

### 2.1 土壤侵蚀量计算模型选取

本文采用修正的通用土壤流失方程, 即 RUSLE, 来预测迭部县的土壤流失量<sup>[11]</sup>, 计算公式为:

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

式中:  $A$  ——土壤侵蚀量  $[t/(hm^2 \cdot a)]$ ;  $R$  ——降雨侵蚀力因子  $[(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$ ;  $K$  ——土壤可蚀性因子  $[(t \cdot hm^2 \cdot h)/(MJ \cdot mm \cdot hm^2)]$ ;  $LS$  ——坡度坡长因子(无量纲);  $C$  ——覆盖与管理因子(无量纲);  $P$  ——水土保持措施因子(无量纲)。

### 2.2 安全格局的构建

根据 SPs 理论, 在具有若干功能单元的生态系统中, 按照其生态效益的重要性定义出一定的关键部位, 如源、源间联接、辐射道和战略点。“源”对生态过程的影响具有主动、空间关联和高效的影响, 需要根据研究目的首先确定; 本文将 RUSLE 模型预测结果中土壤侵蚀状况最为严重、侵蚀阻力最小的斑块定义为“流失源”。在其位置确定了之后, 根据土壤侵蚀强度的不同, 定义出不同的侵蚀风险等级, 将具有同等土壤流失风险的连续区域定义为土壤流失斑块; 将两“源”之间、侵蚀风险最大即侵蚀最容易发生的条状带定义为“源间联接”, 自“源”向外发散的侵蚀风险条状带即为“辐射道”, 两“源”之间相向侵蚀阻力相等的点定为“战略点”。由此构建出的地图性框架即为土壤侵蚀风险格局。

### 2.3 数据及软件

根据模型, 搜集研究区域土壤类型分布图、土地利用类型分布图、高程图、年降雨量数据、植被分布情况等资料。其中, 土壤类型分布图和土地利用类型图分别由 1: 300 000 和 1: 100 000 的纸质地图通过 CAD 描绘成电子版后调整大小得到, 高程图数据下载自国际科学数据服务平台网站(datamirror.csdn.cn, 分辨率为 90 m × 90 m), 年降雨量数据为迭部县气象站 1985—2008 年的历年数据, 植被分布情况来自迭部县林业局 2009 年最新数据。尽管土壤类型分布图绘制于 20 世纪 80 年代, 但根据县志记载, 自地图绘制完成至今, 迭部县境内没有发生显著的地质变化, 因此仍将该地图作为可靠数据而利用。数据分析通过 ArcGIS 9.2 完成。

## 3 结果与分析

### 3.1 土壤侵蚀量计算

3.1.1 降雨侵蚀力因子  $R$  降雨侵蚀力因子  $R$  是用于评价降雨对土壤分离和搬运作用的动力指标, 可

用于反映降雨对土壤侵蚀的潜在能力。在迭部县, 降水量自西向东随海拔高度的降低而递减, 大体分布在 450~800 mm 之间。根据既有的资料, 迭部县县内 11 个气象水文站的海拔高度和实测年降水量之间的关系可由以下方程表示:

$$P = 24.7856H^{0.4086} \quad (2)$$

式中:  $P$  ——年降水量(mm);  $H$  ——海拔高度。经检验方程信度为 0.01<sup>[12]</sup>。根据降水量取值结果, 选择基于 5—10 月降雨量的  $R$  值计算公式:

$$R = 0.44488P^{0.96982} \quad (3)$$

式中:  $P$  ——5—10 月降雨量(mm);  $R$  ——降雨侵蚀力因子。根据计算式(2)、(3)并结合迭部县海拔高程图数据, 可得县域内的年降雨侵蚀力分布趋势。

经计算, 迭部县县域内降雨侵蚀力因子最低为 134.666  $[(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$ , 最高为 289.361  $[(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)]$ , 与降雨量的大小呈正相关, 除随海拔的升高而增大之外, 整体上也表现出自西向东的递减趋势。

3.1.2 土壤可蚀性因子  $K$  土壤可蚀性因子  $K$  是一个用于反映不同类型的土壤在相同条件下抗侵蚀能力高低的指标。由于土壤类型分布图是 20 世纪 80 年代绘制的, 其时的土壤分类虽采用前苏联的土壤粒径分级标准, 但尚未严格分出砂粒、粉粒和黏粒 3 个层次, 仅按照粒径 1~0.25, 0.25~0.05, 0.05~0.01, 0.01~0.005, 0.005~0.001, <0.001 mm 分出了 6 个等级, 加上资料中个别土种的粒径数据不全, 经比较不同公式计算结果差异性后, 采用推荐公式<sup>[13]</sup>:

$$K = 7.594 \times \{0.0034 + 0.0405 \exp[-0.5 \times (\frac{\lg D_g + 1.659}{0.7101})^2]\} \quad (4)$$

式中:  $D_g$  ——土壤颗粒的平均几何粒径, 计算公式为:

$$D_g = \exp(0.01 \sum f_i \times \ln m_i) \quad (5)$$

式中:  $m_i$  ——第  $i$  个粒径分级中组分限值的平均值(mm);  $f_i$  ——第  $i$  个粒径分级组分所占重量百分比。据此计算得到  $K$  值如表 1 所示。

根据表中的赋值, 用 ArcGIS 对土壤类型分布图进行插值, 得到土壤可蚀性因子分布图(附图 6)。

附图 6 中取值为 0 的部分是由原图中数据缺失造成的, 其中也包括了原数据中注明是水系的部分; 其余每个颜色对应的取值范围由软件自动生成, 实际与表 1 对应的取值为每个区间的上限。

表 1 区域内各土壤类型土壤可蚀性因子  $K$  值

| 编号 | 土壤类型   | $K$   | 编号 | 土壤类型     | $K$   | 编号 | 土壤类型 | $K$   |
|----|--------|-------|----|----------|-------|----|------|-------|
| 1  | 石灰性新积土 | 0.034 | 8  | 亚高山灌丛草甸土 | 0.386 | 15 | 夹石壤土 | 0.375 |
| 2  | 褐土     | 0.347 | 9  | 红黏土      | 0.304 | 16 | 青土   | 0.240 |
| 3  | 林溶褐土   | 0.273 | 10 | 高山寒漠土    | 0.034 | 17 | 灰黑土  | 0.308 |
| 4  | 石灰性褐土  | 0.351 | 11 | 沙壤土      | 0.237 | 18 | 黄土   | 0.362 |
| 5  | 棕壤     | 0.388 | 12 | 沙石土      | 0.191 | 19 | 角砾黄土 | 0.366 |
| 6  | 暗棕壤    | 0.354 | 13 | 淋钙土      | 0.357 | 20 | 卵石黄土 | 0.344 |
| 7  | 亚高山草甸土 | 0.357 | 14 | 石块黄土     | 0.313 | 21 | 紫红土  | 0.034 |

注:土壤可蚀性因子  $K$  值的单位为  $[(t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}) / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)]$ 。

3.1.3 坡度坡长因子  $LS$  坡长因子  $L$  和坡度因子  $S$  是反映地貌特征对土壤侵蚀影响的指标,均为无量纲; $L, S$  的取值与土壤侵蚀量是成正比的。其中, $L$  因子的计算参考 Wischmeier 和 Smith 于 1978 提出的经典公式<sup>[13]</sup>:

$$L = (N22.13) \alpha \tag{6}$$

$$\alpha = \beta / (\beta + 1) \tag{7}$$

$$\beta = (\sin \theta / 0.0896) / [3.0 (\sin \theta)^{0.8} + 0.56] \tag{8}$$

式中: $\lambda$ ——水平坡长; $\alpha$ ——坡长指数,22.13 为标准小区坡长(m); $\theta$ ——坡度。

在坡度 $\leq 14^\circ$ 时,坡度因子  $S$  满足计算式:

$$\begin{cases} S = 10.8 \times \sin \theta + 0.03 & (\theta \leq 5^\circ) \\ S = 16.8 \times \sin \theta - 0.50 & (5^\circ < \theta < 14^\circ) \end{cases}$$

根据刘宝元等<sup>[2]</sup>对陡坡  $S$  因子的研究,当坡度倾角  $\theta \geq 14^\circ$  时, $S$  因子的计算满足下式:

$$S = 21.91 \times \sin \theta - 0.96 \tag{9}$$

利用流域 DEM 数据,用 ArcGIS 中的 Spatial Analyst 模块之 Surface Analysis 功能提取坡度专题并转化为弧度单位,然后把计算公式带入 Raster Calculator 模块中,分别得到迭部县  $L, S$  因子图层。

迭部县县域内土地的坡度及坡长分布情况十分接近,其中陡坡、长坡主要分布在县域北部的裸岩石山地区,而全县中西部地区相对平坦,整体地表沟壑纵横,破碎化程度较高。

3.1.4 覆盖与管理因子  $C$   $C$  值是反映植被覆盖和经营管理对土壤侵蚀抑制作用的指标<sup>[13]</sup>。根据国内学者对中国西北黄土高原及丘陵地带  $C$  值的研究<sup>[14]</sup>,迭部县的覆盖与管理因子分布状况可在土地利用分类图的基础上,通过查阅不同植被覆盖下对应的  $C$  值表获得(见表 2)。

表 2 黄土高原地区不同植被不同覆盖度下  $C$  因子的取值

| 地面覆盖/ % | 0    | 20   | 40   | 60   | 80   | 100  |
|---------|------|------|------|------|------|------|
| 人工牧草    | 0.50 | 0.28 | 0.16 | 0.10 | 0.04 | 0.01 |
| 荒草地     | 0.55 | 0.32 | 0.19 | 0.12 | 0.04 | 0.01 |
| 林地      | 0.40 | 0.22 | 0.15 | 0.09 | 0.04 | 0.01 |

注:资料来源于王万忠,焦菊英.中国的土壤侵蚀因子定量评价研究,1996。

迭部县自从 2000 年开展天然林保护工程及退耕还林还草工程之后,当地的植被覆盖度已有所提高。根据当地林业及农业的发展统计结果,本文中取牧草地的平均覆盖度 80%,荒草地覆盖度 40%,林地覆盖度 60% 进行计算。同时,将裸岩及建筑物覆盖地段设  $C$  值为 1。

根据计算结果,迭部县内的植被分布以林地和灌草地(荒草地)为主,二者面积之和占全县总面积的 90% 以上。

3.1.5 水土保持措施因子  $P$  水土保持因子  $P$  反映的是水土保持措施对土壤侵蚀的抑制作用。根据不同的用地类型来判断其上水土保持措施的强弱程度并加以赋值。在未加任何措施处, $P = 1$ ;采取措施并使土壤侵蚀为 0 时, $P = 0$ ;在这个区间之内, $P$  值越小,则侵蚀越少,亦即水保措施抑制水土流失的效果越明显。

结合不同学者的相关研究,根据迭部县目前实际用地类型及水保措施情况,确定  $P$  因子取值。

利用表 3 的数据在 ArcGIS 中对迭部县不同的用地类型进行插值处理,得到迭部县水土保持因子的插值分布图。根据插值结果,迭部县内并无大面积的水土保持措施,水浇、旱地和苗圃的分布非常分散,三者的面积在全县总面积中所占比例也小,而林地和灌草地(荒草地)的比重则非常大。

表 3 迭部县不同土地利用类型水土保持因子  $P$  值

| 用地类型  | 水浇地 | 旱地  | 灌草地(荒草地) | 果园苗圃 | 林地  | 裸岩石砾地 | 水域 |
|-------|-----|-----|----------|------|-----|-------|----|
| $P$ 值 | 0.2 | 0.4 | 0.7      | 0.9  | 1.0 | 0     | 0  |

3.2 水土流失风险格局建立

根据 RUSLE 模型计算土壤侵蚀量。按照式 (1), 在 ArcGIS 软件中, 利用 Raster Calculator 工具将以上所得 5 个因子的图层相乘, 即可得到迭部县降雨侵蚀作用下土壤流失情况的分布图(图 1)。

由图 1 可知, 迭部全县的土壤侵蚀量模数在 0~3 287.39 t/(hm<sup>2</sup>·a) 之间, 其中 0 值取在水域、居民点、工矿生产用地及裸岩分布区。

如表 4 所示, 根据国家水利部对西北黄土高原地区水土流失等级的规定<sup>[15]</sup>, 迭部县整体水土流失情况处于中度及以下, 在甘肃省内相比其他地区而言较为轻弱。

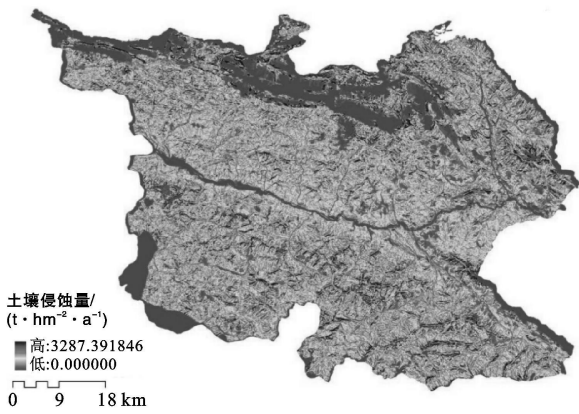


图 1 迭部县土壤侵蚀量估算结果分布

表 4 西北黄土高原地区土壤侵蚀强度分级标准

| 侵蚀强度级别  | 微度      | 轻度           | 中度           | 强度           | 极强度           | 剧烈       |
|---|---------|--------------|--------------|--------------|---------------|----------|
| 平均侵蚀模数/<br>(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) | < 1 000 | 1 000~ 2 500 | 2 500~ 5 000 | 5 000~ 8 000 | 8 000~ 15 000 | > 15 000 |

结合图 1, 将方程中各个因子按照土壤侵蚀敏感度从低到高依次分为 I—V 这 5 个等级, 利用 ArcGIS 软件获得各个因子取值范围内的自然折点( natural breaks) 作为分界值, 用 100, 10, 1, 0. 1, 0. 01 这 5 个不同的数量级来表征土壤流失过程中所限制的

大小(表 5), 并将之定义为相对阻力值赋给原有的 6 个影响因子图层。此时, 相对阻力值越大意味着土壤流失风险越低。将重新赋值后的图层进行叠加分析后, 即可得到迭部县水土流失风险格局分布图(附图 7)。

表 5 不同敏感等级下迭部县土壤侵蚀各影响因子对应阻力值

| 侵蚀强度级别 |     | I                   | II                  | III                 | IV                  | V                   |
|--------|-----|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| R 因子   | 原 值 | [ 134. 67, 194. 72) | [ 194. 72, 216. 56) | [ 216. 56, 233. 55) | [ 233. 55, 248. 72) | [ 248. 72, 289. 36] |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |
| K 因子   | 原 值 | [ 0. 00, 0. 03)     | [ 0. 03, 0. 31)     | [ 0. 31, 0. 35)     | [ 0. 35, 0. 36)     | [ 0. 36, 0. 39]     |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |
| L 因子   | 原 值 | [ 1. 00, 1. 19)     | [ 1. 19, 1. 39)     | [ 1. 39, 1. 78)     | [ 1. 78, 3. 79)     | [ 3. 79, 17. 56]    |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |
| S 因子   | 原 值 | [ 0. 03, 2. 57)     | [ 2. 57, 5. 52)     | [ 5. 52, 8. 64)     | [ 8. 64, 11. 83)    | [ 11. 83, 20. 94]   |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |
| C 因子   | 原 值 | { 0. 00, 1. 00}     | (0. 00, 0. 04]      | (0. 04, 0. 09]      | (0. 09, 0. 185]     | (0. 185, 1. 00)     |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |
| P 因子   | 原 值 | { 0. 00}            | (0. 00, 0. 40]      | (0. 40, 0. 70]      | (0. 70, 0. 90]      | ( 0. 90, 1. 00]     |
|        | 阻力值 | 100                 | 10                  | 1                   | 0. 1                | 0. 01               |

注: 表中 R 原值的单位为 (MJ·mm)/(hm<sup>2</sup>·h·a); K 原值的单位为 (t·hm<sup>2</sup>·h)/(MJ·mm·hm<sup>2</sup>); 相对阻力值无量纲。

由于阻力值与土壤流失风险是负相关的, 所以由表 5 可知土壤流失风险与土壤侵蚀量估算的结果呈正相关, 即侵蚀量越大则流失风险越高, 故附图 7 中取值在 0~ 106 范围内的为敏感度最高、土壤流失风险最大的区域, 取值在 106~ 1 012 范围内的则为敏感度最低、土壤流失风险最低的区域。

4 结 论

如附图 7 所示, 颜色越深处出现土壤流失的风险越大。类比于安全格局理论 ( security patterns, SPs)<sup>[8]</sup>, 选取其中流失风险最大的区块作为“流 失 源”, 两源之间最近、所需经过风险差别最小的途径为 “源间联接”, 相同流失风险区块相切点为“战略点”,

各流风险等级区块向外延伸部分为“辐射道”,再根据颜色深浅的不同,即可简单地确定出不同安全等级下的水土保持安全格局(图 2)。

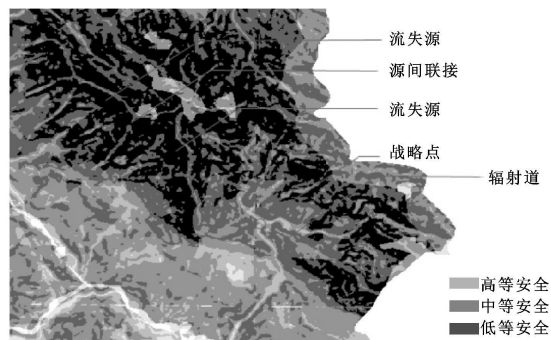


图 2 水土保持安全格局示意图(局部)

#### 4.1 水土保持的景观安全格局特征

由图 2 可以看出,基于土壤流失的水土保持安全格局与物种保护的景观生态安全格局类似,也是由安全等级较高(土壤流失风险较小)的区域包裹着等级较低的区域,层层向外近似地呈辐射状分布的。图 2 中所示安全等级越高,则需要即时进行管护,提高植被覆盖度和加强水土保持措施的面积也就越大,换言之,相应地在水土保持区范围内能够进行的开发程度也就越低。

与一般在平原地区所进行的物种保护性研究结果不同,从细部来看,迭部县的土壤流失风险格局无论是源还是各个流失风险等级的区块,其外形及分布都表现出了较高的破碎化特征,这也正符合了西北黄土高原地区典型的地形、地貌特点,对景观系统整体的格局和功能都有很深刻的影响<sup>[16]</sup>。

#### 4.2 SPs 理论在土壤侵蚀领域的应用

本文首次将 SPs 理论与土壤侵蚀进行了耦合研究。在景观生态学的“缀块—廊道—基质”模型中,土壤并非三大要素之一,只能算是“基质”的下垫面;加上其不具备动植物物种在空间上表现出的移动性或扩散性,其性质的改变又更多地是受降雨、风蚀等物理环境的作用,因此,其在流失格局上所表现出的辐射性,尚不能简单地等同理解为土壤向外迁移的趋势。

土壤侵蚀同一般意义上景观生态学研究对象相比具有特殊性,但是作为影响生态系统物质交换、能量循环的一个重要因素,土壤侵蚀仍然遵循一般景观生态学的原理。在讨论土壤侵蚀的景观生态学解释时,根据前人利用 GIS 和 RUSLE 等手段或模型对流域内土壤侵蚀及输沙路径进行的模拟结果<sup>[17-18]</sup>,结合景观破碎化指数的相关研究<sup>[16]</sup>,则当土壤流失区块的

破碎度越高,侵蚀斑块之间的距离越大,降水形成的地表径流越小时,因降水被冲走的地表土壤量就会越少,形成泥石流、滑坡等地质灾害的可能性也就越小,亦即土壤流失的整体效应就会被大大削弱,土壤侵蚀等级也可以在一定程度上、一定范围内得到降低。相反,如果侵蚀斑块相互连通、土壤流失规模化,则所产生的地表径流积聚及其破坏效果也将比若干独立的小规模径流之和要大。

#### 4.3 SPs 理论对大尺度上土地利用格局改造的指导

由于不同土地利用方式对土壤侵蚀的影响存在差异<sup>[19]</sup>,在土壤流失风险格局的基础上,选择“源间联接”、“辐射道”和“战略点”作为重点改造区,优先进行坡改梯,提高林地植被覆盖度,加固边坡等工作。以此为工作基础,将改造范围向“流失源”收拢。整体上依靠土壤流失风险格局来指导土地利用格局改造工作,就能增强较大尺度上水土保持工作的方向性和有效性。

对于具体的改造方法和措施,可以主要考虑 RUSLE 模型所涉及的几个作用因子。对于降雨侵蚀力因子和土壤可蚀性因子受自然条件限制较大,人力能够改变的余地较小,而坡度坡长因子、植被覆盖及管理因子和水土保持因子则可以通过人力获得较大改变。坡度坡长因子可通过改坡为梯进行改造,而植被覆盖及管理因子和水土保持因子则可通过天然林保护工程等一系列方法得到改变。在植物物种的选择方面,除了目前天保工程常用的马尾松等树种外,根据周兴魁等<sup>[20]</sup>在黄土丘陵区所做的研究,紫穗槐在减缓坡面径流,提高土壤有机质含量等方面的表现亦较为明显,故也可作为除裸子植物外大面积种植的备用树种。

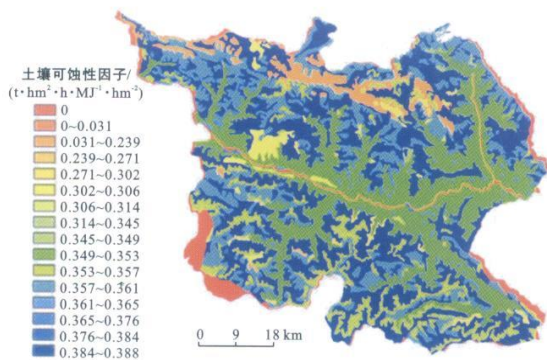
提高土壤流失斑块的破碎度,从另一个角度来说同时也在减少常规景观元素的破碎度。以往对水土流失的研究多集中在植被的改变对流失的控制方面,而水土流失对植被分布及其分布格局的影响方面则甚为少见<sup>[21]</sup>。但当一定范围内的水土流失状况得以改善时,植被的生长和扩散面临的胁迫和阻力也将相应降低。利用土壤流失风险格局,在植树造林、改造裸露比例高的土地等过程中有选择性地找准落脚点,对于提高森林面积,推进退耕还林,退牧还草等工作都具有重要意义。

本文基于 RUSLE 模型和 SPs 理论构建了迭部县水土保持的安全格局,为大尺度上土地利用格局的改造提供了新的思路。但文中所述的格局改造方案在减弱土壤侵蚀方面的能效尚未经过实践检验,这应是下一步的研究重点。

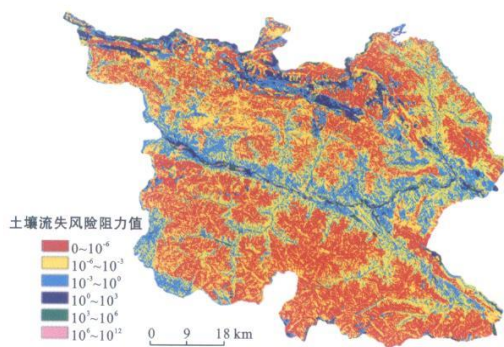
**致谢:** 在本文写作的过程中, 迭部县林业局的高江平副局长、杨世成副局长和药材办的杨彪主任等为原始数据的搜集给予了极大的帮助, 章戈博士生在软件操作层面进行了很多指导, 在此谨向各位表示诚挚的感谢!

### [ 参 考 文 献 ]

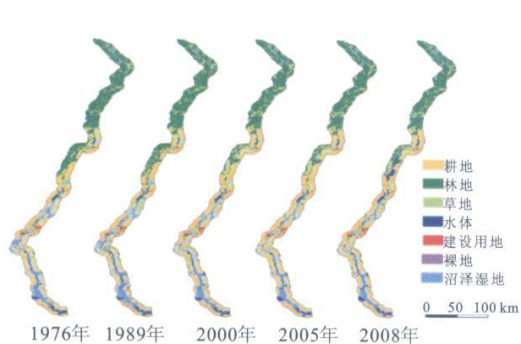
- [ 1 ] Lufafa A, Tenywa M M, Isabirye M, et al. Prediction of soil erosion in a lake Victoria basin catchment using a GIS-based universal soil loss model[ J ]. *Agricultural Systems*, 2003, 76: 883-894.
- [ 2 ] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[ J ]. *Soil Society of American Journal*, 2000, 64( 5 ): 1759-1763.
- [ 3 ] 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.
- [ 4 ] 刘艳峰, 陈学华, 贺秀斌, 等. 岷江上游土壤侵蚀与土地利用的耦合关系研究[ J ]. *西北林学院学报*, 2009, 24( 5 ): 161-165.
- [ 5 ] 王茜, 王卫, 吕昌河. 基于 GIS 和 RS 的土地利用与土壤侵蚀关系研究: 以冀北地区为例[ J ]. *中国水土保持科学*, 2006, 4( 6 ): 7-41.
- [ 6 ] 陈燕红, 潘文斌, 蔡莞镔. 基于 RUSLE 的流域土壤侵蚀敏感性评价: 以福建省吉溪流域为例[ J ]. *山地学报*, 2007, 25( 4 ): 490-496.
- [ 7 ] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级[ M ]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 32-34.
- [ 8 ] Yu K J. Security patterns and surface model in landscape ecological planning[ J ]. *Landscape and Urban Planning*, 1996, 36( 1 ): 1-17.
- [ 9 ] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitatiation in landscape planning[ J ]. *Landscape and Urban Plan*, 1992, 23( 1 ): 1-16.
- [ 10 ] 杨孟, 李秀珍, 杨兆平, 等. 岷江上游小流域景观格局对土壤侵蚀过程的影响[ J ]. *应用生态学报*, 2007, 18( 11 ): 2512-2519.
- [ 11 ] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. RUSLE guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation[ M ]. *USDA Handbook*, 1997, 703: 367-384.
- [ 12 ] 王曾泰, 王仲波, 杜光明, 等. 甘肃省迭部县农业资源调查及专业区划报告集[ M ]. 甘肃 兰州: 甘肃省迭部县人民政府, 1988: 38-51.
- [ 13 ] 曾凌云. 基于 RUSLE 模型的喀斯特地区土壤侵蚀研究: 以贵州红枫湖流域为例[ D ]. 北京: 北京大学城市与环境学院, 2008: 7-18.
- [ 14 ] 王万忠, 焦菊英. 中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[ J ]. *水土保持通报*, 1996, 16( 5 ): 1-20.
- [ 15 ] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准 (SL190-2007)[ M ]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008: 3-8.
- [ 16 ] 李正国, 王仰麟, 张小飞. 陕北黄土高原破碎化及其土壤裸露效应[ J ]. *生态学报*, 2005, 25( 3 ): 421-428.
- [ 17 ] Fernandez C, Wu J Q, McCool D K, et al. Estimating water erosion and sediment erosion with GIS, RUSLE and SEDD[ J ]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 58( 3 ): 128-136.
- [ 18 ] Biesemans J M, van Gabriels M D. Extending the RUSLE with the Monte Carlo error propagation technique to predict long and term average off-site sediment accumulation[ J ]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55( 1 ): 35-42.
- [ 19 ] 朱韦, 魏虹, 彭月, 等. 三峡库周区不同土地利用方式下土壤侵蚀变化特征: 以重庆市璧山县为例[ J ]. *水土保持研究*, 2007, 14( 3 ): 376-381.
- [ 20 ] 周兴魁, 孙国亮, 蔡强国. 黄土丘陵区的地埂植物篱: 紫穗槐[ J ]. *山西水土保持科技*, 1997( 2 ): 32-34.
- [ 21 ] 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.



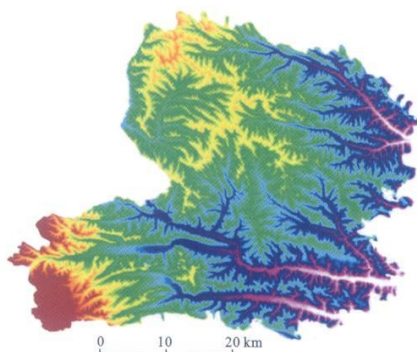
附图6 送部土壤可蚀性因子插值



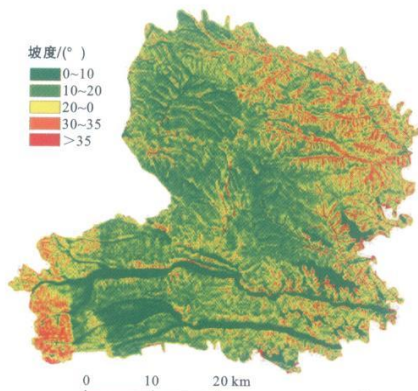
附图7 送部县土壤流失风险格局



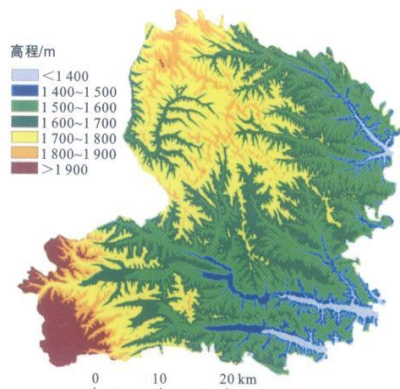
附图8 嫩江河岸带和水体景观分布



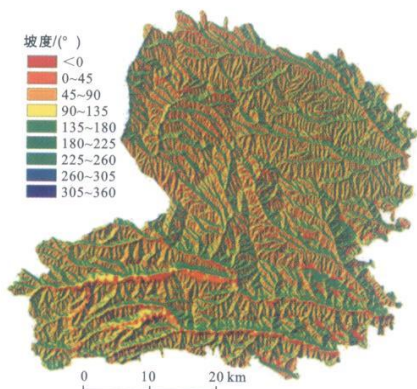
附图9 宁夏回族自治区彭阳县DEM二维影像



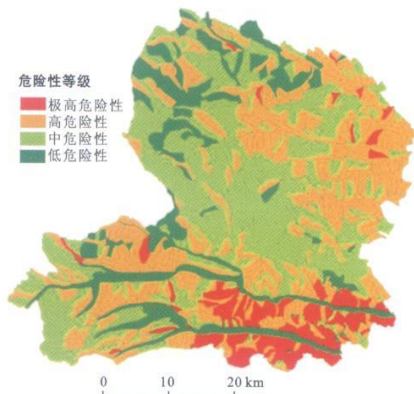
附图10 宁夏回族自治区彭阳县坡度分区



附图11 宁夏回族自治区彭阳县高程分区



附图12 宁夏回族自治区彭阳县坡向分区



附图13 宁夏回族自治区彭阳县地质灾害危险性评价