基于 RUSLE-SMA 的黄土丘陵沟壑区土壤侵蚀评价及景观格局分析——以庆城县蔡家庙流域为例*

潘竟虎 文 岩**
(西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070)

摘 要 以甘肃省庆城县蔡家庙小流域为例,运用混合光谱线性分解(SMA)从 Landsat 遥感影像提取植被覆盖度,获取流域的植被覆盖因子,借助通用土壤侵蚀方程 RUSLE 计算了 2003 和 2010 年土壤侵蚀量,分析了土壤侵蚀与土地利用和地形因子之间的关系,并对流域土壤侵蚀景观格局变化进行了研究。结果表明:7 年间,蔡家庙小流域土壤侵蚀量由 3.61×10^6 t·a^{-1} 增加到 4.48×10^6 t·a^{-1},增加了 24%;平均侵蚀强度由 8590.23 t·km^{-2} 增加到 10652.01 t·km^{-2}。不同土地利用类型的侵蚀状况差异较大,未利用地、草地、园地的侵蚀状况严重;坡度大于 15°、高程低于 1395 m 以及坡向朝西的区域,土壤侵蚀较严重。研究区整体侵蚀景观高度破碎,斑块总数减少,破碎度变小,景观异质性减小,整体形状趋于规则;除微度侵蚀景观外,其余景观类型趋于简单化。

关键词 土壤侵蚀; RUSLE; 混合光谱分解; 景观格局

中图分类号 S157;X144 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2013)2-0436-09

Soil erosion evaluation and landscape pattern analysis of loess hilly gully area based on RUSLE-SMA: A case study of Caijiamiao watershed in Qingcheng, Gansu Province of Northwest China. PAN Jing-hu, WEN Yan** (*College of Geography and Environment Science, Northwest Normal University, Lanzhou* 730070, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(2): 436-444.

Abstract: By using a linear spectral mixture analysis (SMA) model, the vegetation coverage in the Caijiamiao watershed in Qingcheng County of Gansu was extracted from the Landsat TM images, and the factors affecting the vegetation coverage were obtained. With the help of the revised universal soil loss equation (RUSLE), the amount of the soil erosion in the watershed in 2003 and 2010 was estimated. The relationships between the soil erosion and the land-use type and topographic factors were analyzed, and the changes in the soil erosion landscape pattern were studied. In the 7 years from 2003 to 2010, the soil erosion amount in the watershed increased from 3.61×10^6 to 4.48×10^6 t·a^{-1}, with an increment of 24%. The mean annual soil erosion intensity increased from 8590.23 t·km^{-2} to 10652.01 t·km^{-2}. The soil erosion varied greatly with land use type, being more serious on unutilized land, grassland, and garden land, and on the areas with a slope greater than 15°, elevation below 1395 m, and aspect west. Overall, the erosion landscape in the study area was highly fragmented, the total number of patches reduced, fragmentation degree lowered, landscape heterogeneity decreased, and landscape shape tended to be regular. Except the slightly eroded landscapes, the landscape types tended to be simplified.

Key words: soil erosion; RUSLE; spectral mixture analysis; landscape pattern.

黄土丘陵沟壑区是我国乃至世界上水土流失最为剧烈的地区(李永红和高照良,2011)。严重的水土流失使土地资源遭到破坏、农田损毁严重、土壤肥力和质量下降,泥沙淤积河道引发洪水灾害,破坏地表植被,恶化生态环境,加剧土地和小气候的干旱程度以及其他自然灾害的发生。小流域是水土流失发生和发展的最基本单元,对小流域土壤侵蚀量的定

* 国家自然科学基金项目(41061017)、甘肃省研究生导师科研项目(1201-14)资助。
** 通讯作者 E-mail: wy-gis@163.com
收稿日期: 2012-07-11 接受日期: 2012-11-16

量预测、评价是制定水土保持规划,确定治理方案、方法和措施的基础(徐天蜀等,2002)。景观格局指数是描述景观空间组织结构的工具,已被逐渐应用到水土流失研究中,以探讨水土流失对格局的响应。缺乏基于水土流失过程机制对景观指数深入分析含义和忽视景观格局指数的局限性是应用格局分析方法研究土壤侵蚀中存在普遍问题(刘宇等,2011)。

地理信息技术(GIS)和遥感已广泛应用于水土流失定量监测(潘竟虎和董晓峰,2006;李晓松等,2009)。主要通过遥感影像解译来获取研究区的植被覆盖数据或土地利用数据,再结合美国农业部门的经验统计模型通用土壤侵蚀方程(universal soil loss equation,USLE)(Wischmeier & Smith,1978)的修正方程 RUSLE(Renard *et al.*,1997),利用 GIS 计算各因子空间化,定量估算土壤侵蚀状况。植被覆盖管理因子(C)的合理估算及空间分布图制作对土壤侵蚀的准确预测和水土保持规划尤为重要(吴昌广等,2012)。利用遥感数据获取研究区的植被覆盖信息,最常用的是归一化植被指数(NDVI)(张建香等,2011),但是由于黄土丘陵沟壑区地形破碎,植被覆盖比较稀疏,以及人为耕作的影响,土壤及土壤湿度对最为常用的植被指数 NDVI 会有更大的影响(Kremer & Running,1993),有学者采用土壤调整植被指数 MSAVI 或增强型植被指数 EVI 来消除土壤的影响(李宝林和周成虎,2001,李金桐等,2003)。但上述植被指数对土壤背景颜色十分敏感,尽管采用一些土壤调整因子可以使结果有所改进,但总体上各种植被指数均在一定程度上低估了植被的活生物量(吴见和彭道黎,2009)。光谱混合分析方法(spectral mixture analysis,SMA)使遥感应用由像元级达到亚像元级(Small,2006),可以准确地获取地表植被信息,进而计算出 RUSLE 中的植被覆盖因子(Lu *et al.*, 2004;Song *et al.*, 2011;李天宏和郑丽娜,2012)。

本文以蔡家庙小流域为例,以 Landsat 5 TM 遥感影像作为数据源,通过混合光谱分解技术,计算出流域的植被覆盖因子 C,结合降水数据、土地利用数据、土壤类型数据以及地形数据,借助 RUSLE 来估算流域的土壤侵蚀量,对土壤侵蚀量与地形和土地利用类型之间的关系进行分析,并运用景观指数的方法分析各种侵蚀强度镶嵌而成的侵蚀景观,揭示侵蚀景观结构与土壤侵蚀类型之间的关系,以期为黄土丘陵区小流域水土保持规划和治理提供科学依据。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

研究区位于甘肃省庆城县西部(图 1),属泾河上游的蒲河流域二级支流,介于 35°49′25″N—36°9′30″N,107°20′10″N—107°36′25″E。地形破碎,沟多坡陡,山、川、塬兼有,海拔 1104 ~ 1590 m,总面积为 420.6 km^2。属于北温带半湿润、半干旱气候过渡区,年平均气温 7.8 ~ 9.6 ℃;降水多集中在 7—9 月,且多为暴雨,瞬时降雨量大;区内土壤类型以黄绵土和黑垆土为主,占总面积的 97.7%,另外少量分布有淤积土类和红土类土壤;天然植被稀疏,以针茅、蒿类为主,人工植被由刺槐、沙棘、杨树、紫花苜蓿等构成。

1.2 数据来源

研究主要采用的遥感影像为两时期多波段的 Landsat 5 TM,空间分辨率 30 m,成像时间为 2003 年 6 月 5 日和 2010 年 7 月 10 日,在 ENVI 4.8 软件支持下进行预处理;辅助数据有降水数据、土壤类型数据、土地利用类型数据以及研究区的 DEM(栅格大小为 25 m)等。由于研究区没有气象站点,降水数据来源于距研究区最近的西峰站,由庆阳市气象局提供;土壤来自庆阳市 1∶100 万土壤普查数据;土地利用数据由 TM 影像提取,根据野外调查建立的解译标志,利用计算机自动分类和目视判读相结合的方法在 ArcGIS 中数字化,提取 2010 年土地利用信息。在此基础上,以 2003 年遥感影像为数据源,对 2010 年土地利用矢量图修编,获得 2003 年土地利用图。经现场实地调查,GPS 采点,根据误差矩阵计算,两期土地利用总体判读精度为 92.7% 和 91.5%。DEM 来源于 1∶5 万地形图的等高线数字化,插值生成。

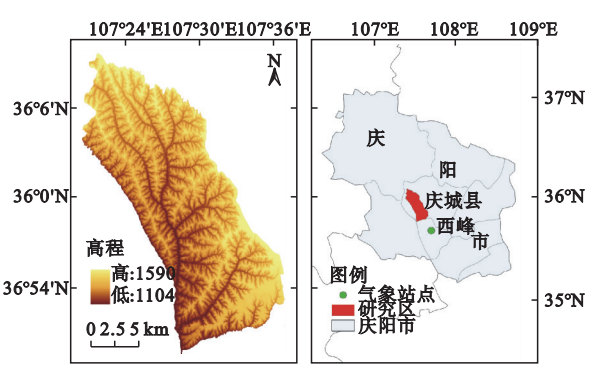

图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 Location map of the study area

2 研究方法

2.1 水土流失定量测算

USLE 由 Wischmeier 和 Smith(1958)提出,由于方程中各因子参数的复杂性,美国农业部针对提高各因子计算的通用性又提出了修正方程 RUSLE。从技术性和因子的算法两个方面使 RUSLE 得到改进,从而具有更广泛的应用范围和更高的精度。其表达式为(Renard *et al.*,1997):

$$A=f\cdot R\cdot K\cdot L\cdot S\cdot C\cdot P \quad (1)$$

式中:A 为年土壤流失量,单位为 $t\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$;$R$ 为降雨和径流因子;K 为土壤可蚀性因子;L 为坡长因子;S 为坡度因子;C 为植被覆盖因子;P 为水土保持措施因子,C 与 P 为无量纲单位。f 为使 A 的单位(因 R、K 使用美习用单位)转换为 $t\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$ 的常数,其值为 224.2(卜兆宏等,1999)。应用 RUSLE 的关键是确定方程各因子指标值,应用 RUSLE 模型测定土壤侵蚀量的关键则是各因子图的生成。

2.2 混合像元光谱分解

混合光谱分析方法通常认为混合光谱是几种纯净地物光谱的组合,用来计算各种地物在一个像元内所占的百分比。线性光谱混合模型是将端元组分在某一波段的反射率分别以各组分所占像元面积比为权重系数的线性组合,数学模型为(陶秋香等,2004):

$$R_i=\sum_{k=1}^{n}f_kR_{ik}+ER_i \quad (2)$$

式中:i 为光谱波段数,$i=1,\cdots,m$;k 为端元组分数,$k=1,\cdots,n$;R_i 为第 i 波段像元反射率;f_k 为一个像元内第 k 端元的反射率所占比率;R_{ik} 为一个像元内端元 k 在第 i 波段上的反射率;ER_i 为第 i 波段的残差。

模型拟合精度可由残差项 m 个波段的均方根误差 RMS 评价,即:

$$RMS=\sqrt{(\sum_{i=1}^{m}ER_i^2)/m} \quad (3)$$

从上述分析可见,RMS 越小,表示总体误差越小。

利用线性光谱混合模型分解遥感影像需要经过以下 5 个步骤(Boardman & Kruse,1994):(1)最小噪音分离变换(minimum noise fraction transform,MNF);(2)纯净像元指数(pixel purity index,PPI)计算;(3)端元收集;(4)线性光谱模型分解;(5)精度评价。

2.3 侵蚀景观格局指数分析

依据我国土壤侵蚀分类标准(中华人民共和国行业标准,1997),将研究区土壤侵蚀分为六类(微度、轻度、中度、强度、极强度、剧烈),把不同的侵蚀种类看作不同的景观类型,则景观空间格局为土壤侵蚀的空间格局。景观格局指数是描述景观空间组织结构的工具,逐渐应用到土壤侵蚀研究中(陈东立和余新晓,2005;索安宁等,2005;游珍等,2005;查轩和张萍,2007),以探讨土壤侵蚀对格局的响应。景观指数分为斑块、类型和景观 3 个级别,斑块指数往往作为计算其他景观指数的基础,对了解整个景观的结构并不具有很大的解释价值,因此本文选择类型水平指数和景观水平指数来计算研究区的景观指数。

本文根据研究目标及斑块指数的相关性,结合 Fragstats 3.3 软件,选取斑块数(NP)、景观破碎度指数(LFI)、平均斑块面积(MPS)、平均形状指数(MSI)、边缘密度(ED)、面积加权平均斑块分维度(AWMPFD)、Shannon 多样性指数(SDI)、Shannon 均匀度指数(SEI)等 8 个指标。限于篇幅,各指数的定义及生态学意义详见相关参考文献(邬建国,2000)及 Fragstats 手册。

2.4 土壤侵蚀各因子的提取

2.4.1 *C* 因子 首先对研究区影像进行 MNF 变换,得到变换后各个分量的主成分影像。通过对分解后的 6 个分量的目视判别以及分析各分量的特征值后发现,两时期前 3 个 MNF 分量对原始影像的累积贡献率均超过 90%,并且空间纹理分明,而后 3 个分量空间纹理十分模糊,含有大量的噪声,因此选择前 3 个分量计算纯净像元指数。根据前 3 个 MNF 分量的特征散点图,结合原始影像对应的像元类别确定出端元,分别对应影像中的植被、土壤、非光合作用物质(岩石/残茬)。通过最小二乘法求解一个限制性的三端元线性光谱混合模型,得到各端元的空间分布图,以 2010 年为例,如图 2 所示。图中各组分颜色越接近高值的部分,表示像元中该端元所占比例越高,颜色越接近低值的部分表示该端元所占比例越低。

建立 C 因子与这些地面覆盖物的联立方程(宋现锋等,2009):

$$C=F_{bs}/(1+F_{veg}+F_{npm}) \quad (4)$$

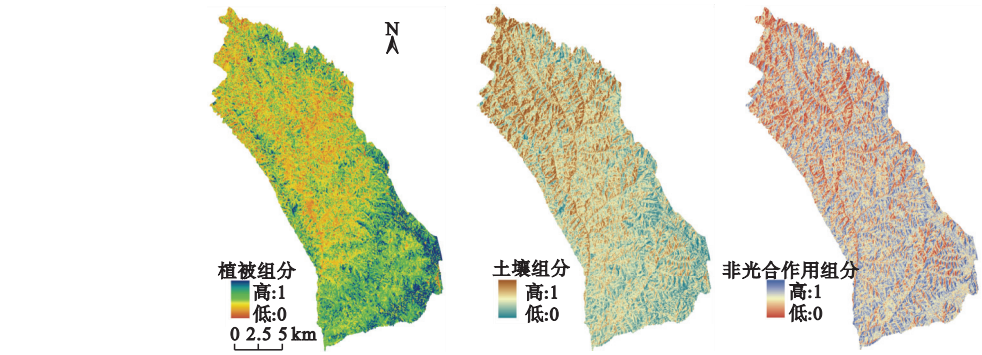

图 2　影像分解后 3 个组分的空间分布示意图(2010 年)
Fig. 2　Spatial distribution of three components after the image decomposition(2010)

式中:F_{bs}为裸露土壤丰度;F_{veg}为植被丰度;F_{npm}为非光合作用物质丰度。方程基于如下假设:当地表土壤裸露时,土壤流失率最大,C 值为 1;地表有浓密植被覆盖时;土壤流失率最小;C 值为 0。根据式(4)计算出流域的植被覆盖因子图,以 2010 年为例,如图 3a 所示。这种亚像元分解技术不仅能提高地物覆盖的判读精度,而且考虑了多种地面覆盖物对 C 因子的综合作用。Alejandro 和 Omasa(2007)利用样地实测 C 值对估算结果进行验证,相关系数高达 0.94,说明利用该理论估算 C 值切实可行。

2.4.2　R 因子　降雨侵蚀力 R 因子指降雨引起土壤侵蚀的潜在能力,与降雨总动能、雨强和雨量有关。本研究采用 Wischmeier 等(1971)提出的直接利用多年各月平均降雨量推求 R 值的经验公式:

$$R = \sum_{i=1}^{12} [1.735 \times 10^{1.5\lg\frac{p_i^2}{P}-0.8188}] \quad (5)$$

式中:p_i为月平均降水量(mm);p 为年平均水量(mm)。

由于流域面积较小,全流域采用一个 R 值。根据研究区 1961—2010 年的降雨资料,通过式(5)计算得出研究区域 2003 年的降雨侵蚀因子 R 值为 72.80,2010 年的降雨侵蚀因子 R 值为 73.98,以常数形式输入模型中进行计算。

2.4.3　K 因子　K 值定义为单位降雨侵蚀力在标准小区上所造成的土壤流失量,反映了在其他影响侵蚀的因子不变时,不同类型土壤所具有的不同的侵蚀速度。土壤的物理特性,如土壤质地、结构的大小及稳定性、粘粒类型、土壤的渗透性、有机质含量和土壤厚度等影响着土壤的侵蚀速度。根据黄土地区的试验,K 因子由下式确定(付炜,1997):

$$100K = 2.1\times10^{-4} M^{1.14}(12-a) + 3.25(b-2) + 2.5(c-3) \quad (6)$$

式中:M 为粘土和细粉沙(粉径 0.05 ~ 0.50 mm)的百分比含量;a 为有机质的百分比含量;b 为土壤分类中的结构编码;c 为土壤剖面渗透等级。根据庆城县土壤普查数据,收集了研究区各种土壤的机械组成、粒级含量、有机质含量数据,数字化土壤类型分布图。研究区主要土壤类型为黄绵土、黑垆土,按式(6)计算出 2 种土类的 K 值,分别为 0.669 和 0.436,形成 K 图层(图 3b)。

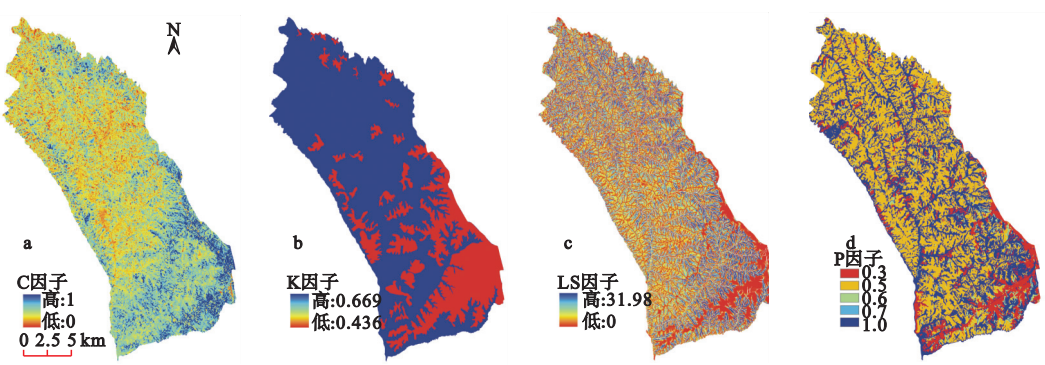

图 3　2010 年土壤侵蚀各因子赋值示意图
Fig. 3　Soil erosion factors assignment graph in 2010

2.4.4 *LS* 因子 土壤侵蚀量一般随着坡长和坡度的增大而增大,用复合因子 *LS* 来反映此二者与侵蚀量的关系。本研究参考前人在黄土丘陵地区观测试验小区多年土壤年侵蚀量以及标准径流小区土壤侵蚀量推导出 *LS* 的计算公式(王万忠和焦菊英,1996):

$$LS = 1.07\left(\frac{\lambda}{20}\right)^{0.28}\left(\frac{\alpha}{10}\right)^{1.45} \quad (7)$$

式中,λ 为坡长,α 为坡度,利用研究区 DEM 在 ArcGIS 的 Spatial Analysis 功能下,提取坡长形成 *L* 图层;坡度形成 *S* 图层,按照式(7)计算得到 *LS* 因子图层(图 3c)。

2.4.5 *P* 因子 *P* 因子是采取水保措施后,土壤流失量与顺坡种植时土壤流失量的比值。通常,自然植被和坡耕地的 *P* 值为 1,在我国最基本的水土保持工程措施是梯田,农耕梯地不同耕作方式下 *P* 因子值见表 1(穆斯塔克·达力伯·贾巴等,2005)。由此生成 *P* 因子栅格图层(图 3d)。

2.5 土壤侵蚀分布

根据 RUSLE 模型的各因子取值,生成各因子的栅格图层,重采样为 30 m 分辨率,统一坐标系。利用 ArcGIS 软件的栅格计算功能,得到研究区 2003 年和 2010 年的土壤侵蚀分布情况,如图 4 所示。

3 结果与分析

3.1 土壤侵蚀现状

如表 2 所示,2010 年微度侵蚀以上水土流失面积为 25350 hm^2,占流域总面积的 60.27%。在总水土流失面积中,轻度土壤侵蚀等级面积占 1.45%,中度土壤侵蚀等级面积占 3.99%,强度、极强度和剧烈土壤侵蚀等级面积占 54.83%。流域内平均土壤侵蚀模数为 10652.01 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$,属于极强度侵蚀。从图 4 可以看出,侵蚀剧烈的部分主要集中在河谷地区以及黄土塬向丘陵沟壑区过渡的区域,流域除东南少部分平坦区域侵蚀程度小外,其余区域不同侵蚀强度穿插分布,从侧面表现出黄土丘陵沟壑区景观高度破碎,沟壑纵横的特点。

表 1 不同耕作方式下 *P* 因子值

Table 1 *P* factor value in different farming ways

坡度(°)	等高带状耕作	草田带状间作	水平梯田	水平沟	等高垄作
<5	0.3	0.1		0.01	0.1
5~10	0.5	0.1	0.03	0.05	0.1
>10	0.6	0.2		0.10	0.3

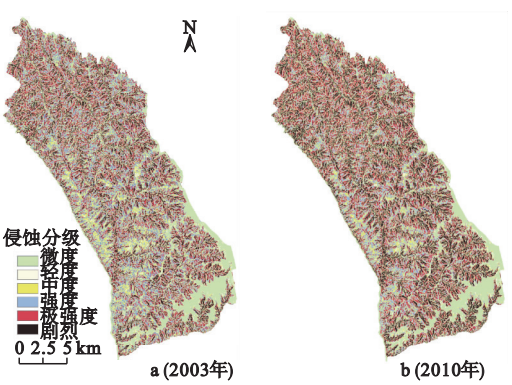

图 4 土壤侵蚀分布示意图

Fig. 4 Soil erosion distribution maps

表 2 2010 年土壤侵蚀分级统计

Table 2 Soil erosion classification statistics in 2010

侵蚀等级	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	面积 (hm^2)	比例 (%)	侵蚀量 ($t \cdot a^{-1}$)	比例 (%)
微度	25	16713	39.73	4180	0.09
轻度	1756	607	1.45	10680	0.24
中度	3898	1679	3.99	65498	1.46
强度	7616	5666	13.47	431602	9.63
极强度	14404	9286	22.08	1337680	29.85
剧烈	32446	8108	19.28	2631040	58.72
总计		42064	100.00	4480680	100.00

3.2 土壤侵蚀变化

由表 3 可知,2003 年研究区内土壤侵蚀面积约为 25200 hm^2,2010 年土壤侵蚀面积约为 25350 hm^2,总体侵蚀面积有所增加,其中极强度和剧烈侵蚀面积增加较多;轻度、中度和强度侵蚀面积减少;微度侵蚀面积变化不大。从侵蚀总量上来说,2003 年为 3.61×10^6 $t \cdot a^{-1}$,2010 年为 4.48×10^6 $t \cdot a^{-1}$,增加了 24%。平均侵蚀模数由 2003 年的 8590 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$ 增加到 2010 年的 10652 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$。

用 ArcGIS 软件对 2003 和 2010 年两期土壤侵蚀强度分级图做叠置分析,可以求得不同土壤侵蚀强度类型之间动态转化关系(表4)。由表4可知,

表 3 土壤侵蚀变化

Table 3 Change of soil erosion

强度分级	2003 年			2010 年		
	面积 (hm^2)	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	侵蚀量 ($10^4 t \cdot a^{-1}$)	面积 (hm^2)	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	侵蚀量 ($10^4 t \cdot a^{-1}$)
微度	16863	26	0.43	16713	25	0.42
轻度	872	1815	1.58	607	1757	1.07
中度	2775	3864	10.72	1679	3899	6.55
强度	7153	7481	53.52	5666	7616	43.16
极强度	8718	14212	123.91	9286	14404	133.77
剧烈	5680	30134	171.17	8108	32447	263.10
总计	42064	8590	361.34	42064	10652	448.07

表 4 土壤侵蚀转置矩阵(hm^2)
Table 4 Soil erosion transposed matrix

2003 年	2010 年					
	微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈
微度	13898.24	214.45	248.37	697.76	988.26	816.82
轻度	144.18	330.93	337.38	53.79	5.22	0.67
中度	361.15	48.14	920.87	1330.68	110.05	4.20
强度	822.91	11.88	159.19	3181.43	2865.36	113.02
极强度	926.60	2.26	12.83	393.43	4960.32	2423.50
剧烈	560.60	0.30	1.27	9.87	357.67	4750.62

从 2003—2010 年,转换面积最大的是强度向极强度的转换,达到 2865.36 hm^2,其次是极强度向剧烈的转换为 2423.5 hm^2。

3.3 土壤侵蚀与地形因子和土地利用类型的相关性

以 2010 年的土壤侵蚀现状为例,分析流域土壤侵蚀状况与地形因子及土地利用类型之间的关系。对不同土地利用类型的侵蚀程度进行分析,得出不同土地利用类型的侵蚀状况(表 5)。不同土地利用类型间的土壤侵蚀状况差异较大,其中未利用地的侵蚀模数最大,按侵蚀强度排序,依次是:未利用地>草地>建设用地>园地>耕地>水域。未利用地、草地、建设用地和园地的侵蚀状况均属于极强度侵蚀区域,而未利用地、草地、园地的面积占研究区总面积的 44.29%,因此属于水土保持的重点区域。

将土壤侵蚀现状数据与坡度数据作叠置分析,得到研究区不同坡度区间的土壤侵蚀状况(表 6)。由表 6 可知,坡度是影响流域土壤侵蚀量的最显著因素,土壤侵蚀量与坡度呈显著正相关,侵蚀总量和侵蚀模数都随坡度的增加而增加。坡度小于 15°的区域,侵蚀模数较小;坡度大于 15°的区域,随着坡度的上升,土壤侵蚀模数呈指数递增;坡度大于 35°的区域,土壤侵蚀模数高达 25863.28 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$,但是所占流域总面积仅 8%;坡度在 25°~35°的区域,占流域总面积的 31%,土壤侵蚀量巨大,是水土保持治理的重点区域。

表 5 2010 年不同土地利用类型土壤侵蚀状况
Table 5 Soil erosion of different land use types in 2010

土地类型	面积 (hm^2)	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	侵蚀量 ($10^4 t \cdot a^{-1}$)
耕地	22477.70	6889	154.85
园地	5724.31	11254	64.42
草地	10630	16696	177.49
水域	185.92	5895	1.10
建设用地	769.04	11312	8.70
未利用地	2277.19	18229	41.51

表 6 2010 年不同坡度土壤侵蚀状况
Table 6 Soil erosion in different slope in 2010

坡度 (°)	面积 (hm^2)	侵蚀量 ($10^4 t \cdot a^{-1}$)	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)
<5	3159.37	226.52	717
5~8	1503.26	278.23	1850
8~15	5587.37	1913.18	3424
15~25	15459.30	12731.50	8235
25~35	12964.50	20888.70	16112
>35	3390.39	8768.66	25863

由于各个坡向的面积差异,讨论总侵蚀量意义不大,因此对研究区八个方向坡面的平均侵蚀模数进行计算,结果如图 5。从各坡向的平均侵蚀模数来看,最大值出现在正西,为 11671 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$,最小值为正北,为 9935 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$。各个方向上土壤侵蚀模数的差异不是很大,总体上偏西向的侵蚀模数较大,而偏北向的侵蚀模较小。主要是由于研究区不同坡向的水热条件和暴雨风向的差异对沟谷地貌侵蚀演化所产生的影响不同,西坡的沟谷发育强度最大,而北坡最弱。此外,南坡所接受的太阳辐射多,其沟谷发育程度要大于北坡,使得南坡侵蚀强度高于北坡。

用自然间断法,将流域按高程分为 6 级,分别计算各个分级上的侵蚀状况,如表7所示。从表7可

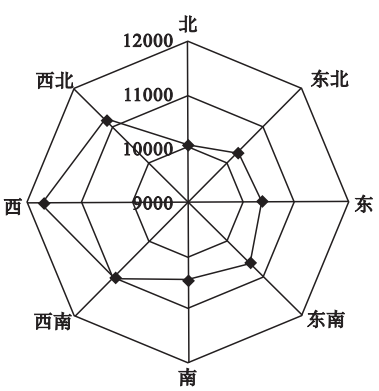

图 5 2010 年不同方向侵蚀模数雷达图
Fig. 5 Radar chart for erosion modulus in different directions in 2010

表 7 2010 年不同高程土壤侵蚀状况
Table 7 Soil erosion in different elevation in 2010

高程分级 (m)	面积 (hm^2)	侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	侵蚀量 ($10^4 t \cdot a^{-1}$)
1104~1125	3556.38	12168	43.28
1126~1286	7508.08	12565	94.34
1287~1340	10464.30	11727	122.72
1341~1395	8976.80	11756	105.53
1396~1460	7584.69	8135	61.71
1461~1595	3937.29	5207	20.49

表8 景观尺度上的景观格局指数
Table 8 Landscape pattern indexes under landscape scale

景观指数	NP	MPS(hm^2)	LFI	MSI	ED	AWMPFD	SDI	SEI
2003	188505	0.223	4.481	1.143	451.062	1.153	1.524	0.850
2010	165453	0.254	3.933	1.145	422.961	1.151	1.478	0.824

以看出,随着高程的降低,土壤侵蚀状况逐渐变的剧烈。从流域的地形可知,流域高程较高的区域为黄土塬的一小部分,土壤侵蚀状况较轻;随着高程的降低,逐渐变成黄土塬边的沟壑区,因此侵蚀状况严重。高程在1125~1395 m的土地面积,占流域总面积的64%,且侵蚀模数较大,属于剧烈侵蚀区域,是水土保持的重点区域。

3.4 侵蚀景观格局

3.4.1 景观尺度景观格局指数变化 研究区2003和2010年景观尺度上不同土壤侵蚀强度景观的各项景观指数如表8所示。2003—2010年的斑块总数(NP)呈逐渐减少趋势,斑块平均面积(MPS)有所增加,说明期间研究区景观异质性逐渐降低,侵蚀景观的破碎化程度明显下降。Shannon多样性指数(SDI)变小,说明了土壤侵蚀景观的异质性减小,Shannon均匀度指数(SEI)有所减小,说明景观中侵蚀斑块优势度在增大,斑块类型在景观中趋于不规则,边缘密度(ED)变小,景观破碎度指数(LFI)减小,说明研究区景观破碎程度减小。面积加权平均斑块分维数略有减小,说明研究区斑块形状整体趋向规则。

3.4.2 类型尺度景观格局指数变化 表9可以看出,2003年景观斑块数:极强度>强度>微度>中度>剧烈>轻度,2010年景观斑块数除剧烈和中度次序不同外,其余类型侵蚀景观的斑块数排序两年相同;轻度、极强度、剧烈侵蚀景观的平均斑块面积增大,破碎度指数降低,微度、中度、强度侵蚀景观面积、减小,破碎度指数增加;微度、轻度、中度、剧烈侵蚀景观的平均斑块形状指数增加,强度和极强度侵蚀景观的平均斑块形状指数减小;微度和剧烈侵蚀景观的边缘密度指数增加,轻度、中度、强度、极强度侵蚀景观的边缘密度指数减小;剧烈侵蚀景观的面积加权平均斑块分维数增加,其余侵蚀类型减小。分类型而言:

表9 类型尺度上的景观格局指数
Table 9 Landscape pattern indexes under type scale

景观指数	年份	侵蚀类型					
		微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈
NP	2003	36689	9192	24988	46640	49302	21694
	2010	37041	5846	16228	37810	46258	22270
MPS(hm^2)	2003	0.4596	0.0949	0.1111	0.1534	0.1768	0.2618
	2010	0.4512	0.1040	0.1035	0.1499	0.2008	0.3641
LFI	2003	2.176	10.539	9.004	6.520	5.655	3.819
	2010	2.216	9.616	9.660	6.672	4.981	2.746
MSI	2003	1.1507	1.0661	1.0894	1.1335	1.1658	1.1976
	2010	1.1514	1.0665	1.1151	1.0732	1.1603	1.2327
ED	2003	264.554	27.424	82.434	188.388	221.089	118.236
	2010	265.602	18.135	50.946	147.232	216.283	147.726
AWMPFD	2003	1.2255	1.0634	1.0857	1.1077	1.1117	1.1094
	2010	1.2222	1.0612	1.0687	1.0965	1.1103	1.1167

微度(含无侵蚀)侵蚀景观相当于景观中的基质,它在数量上的变化可以反映出整个研究区侵蚀状况的大致趋势。破碎度指数增加,斑块数增大,平均斑块面积减小,都表明微度侵蚀景观更加破碎,反映出研究区的侵蚀状况恶化。

中度侵蚀、强度侵蚀两种景观斑块数减少较多,而平均斑块面积变化不大,说明侵蚀景观整体转化为其他强度侵蚀的景观,而不是内部合并。ED从大到小的变化也正体现了斑块离散程度下降、斑块受各种干扰减弱的特征。

极强度侵蚀景观的面积比重增加,斑块数减小,平均斑块形状指数(MSI)增大,ED变小,破碎度指数减小0.674,说明研究区极强度侵蚀景观形状趋于规则,面积加权平均斑块分维数变小,说明人类对于该类型景观的影响在加强。

剧烈侵蚀景观的面积比重和斑块平均面积升高幅度较大,斑块数增加不大,景观破碎度指数减小1.073,景观破碎化程度降低,景观类型趋于简单化,说明土壤侵蚀状况加剧。MSI和AWMPFD同时升高,说明人类对于剧烈侵蚀景观的影响在减弱,由此证明,当侵蚀剧烈到一定程度,采取水土保持措施起到的作用将小于在侵蚀强度较弱时,因此治理水土流失应防治结合。

4 讨论与结论

2003—2010年,蔡家庙流域的土壤侵蚀状况加

剧,侵蚀总量增加了 24%,不同侵蚀强度中极强度、剧烈侵蚀的面积显著增大。未利用地和荒草地的侵蚀状况严重;>25°的地区、坡向朝西的区域,土壤侵蚀更加严重;1295 m 高程以下的区域,土壤侵蚀更加严重,这些区域也是未来水土保持的重点地区。7 年间,研究区整体侵蚀景观高度破碎,但斑块总数减少,破碎度指数变小,景观异质性降低,整体形状趋于规则,除微度侵蚀景观外,其余景观类型趋于简单化,人类对于面积比例较小的景观类型的干预能力更强。破碎化程度降低,一般说明人类对于生态环境的干扰减弱,生态环境向着良性发展,而研究区恰好相反。

蔡家庙流域 1998 年实施甘肃省黄土高原水土保持世行贷款项目,笔者曾对项目实施的水土保持效果进行了评价(潘竟虎等,2007),整体侵蚀程度降低,尤其是极强度和剧烈侵蚀类型,表明治理效果显著。但本研究表明,近 7 年来流域侵蚀状况恶化,这主要是由于流域土地利用结构变化所致,世行水保二期工程治理后生态有所改善,但流域没有继续实施三期水保工程,由于流域主体是以坡耕地为主的旱地,靠天吃饭,受降雨制约大,尤其是近年来外出打工人员增多,土地撂荒现象严重,土壤侵蚀状况加剧。加之国家退耕还林政策有所调整,把解决退耕农户基本口粮田和生活用能问题放在优先位置,也使毁林开荒的现象有所上升,加重了区域水土流失。

线性光谱分解中可能存在的问题,如复杂地形及阴影导致的分解误差以及端元选取过程中的误差等,都需要进一步改进。本文引入景观格局指数于土壤侵蚀状况研究中,仅为一种尝试,尚存在需探讨之处,如侵蚀景观的生态意义、尺度效应等,需要在以后的研究中加以改进。

参考文献

卜兆宏, 孙金庄, 董勤瑞, 等. 1999. 应用水土流失定量遥感方法监测山东全省山丘区的研究. 土壤学报, **36**(1): 1-8.

陈东立, 余新晓. 2005. 黄土丘陵沟壑区流域景观格局调控与减水减沙效益. 中国水土保持科学, **3**(4): 77-80.

付 炜. 1997. 黄土地区通用土壤流失方程模型研究. 中国环境科学, **17**(2): 118-122.

穆斯塔克·达力伯·贾巴, 冯 健, 孙冬英. 2005. 基于 RS 和 GIS 技术对中国陕西省北部地区土壤水蚀风险评估. 水土保持通报, **25**(1): 5-10.

李宝林, 周成虎. 2001. 东北平原西部沙地近 10 年的沙质荒漠化. 地理学报, **56**(3): 307-315.

李金桐, 锴拉提, 纪 良, 等. 2003. 基于 GIS 的 MODIS 环境荒漠化监测中的应用方法研究. 新疆气象, **26**(2): 20-23.

李天宏, 郑丽娜. 2012. 基于 RUSLE 模型的延河流域 2001—2010 年土壤侵蚀动态变化. 自然资源学报, **27**(7): 1164-1175.

李晓松, 姬翠翠, 曾 源, 等. 2009. 基于遥感和 GIS 的水土流失动态监测——以河北省赤城县为例. 生态学杂志, **28**(9): 1723-1729.

李永红, 高照良. 2011. 黄土高原地区水土流失的特点、危害及治理. 生态经济, (8): 148-153.

刘 宇, 吕一河, 傅伯杰. 2011. 景观格局-土壤侵蚀研究中景观指数的意义解释及局限性. 生态学报, **31**(1): 267-275.

潘竟虎, 董晓峰. 2006. 基于遥感和 GIS 的黄土丘陵区土壤侵蚀变化监测分析——以静宁县水保世行贷款二期项目区为例. 西北师范大学学报(自然科学版), **42**(2): 85-89.

潘竟虎, 刘春雨, 秦晓娟. 2007. 土壤侵蚀景观格局变化分析. 淮海工学院学报, **16**(2): 62-65.

宋现锋, 段 峥, 牛海山, 等. 2009. 土壤侵蚀模型中植被管理因子的遥感估算. 北京林业大学学报, **31**(3): 58-63.

索安宁, 洪 军, 林 勇, 等. 2005. 黄土高原景观格局与水土流失关系研究. 应用生态学报, **16**(9): 1719-1723.

陶秋香, 陶华学, 张连蓬. 2004. 线性混合光谱模型在植被高光谱遥感分类中的应用研究. 勘察科学技术, **12**(1): 21-24.

王万忠, 焦菊英. 1996. 中国的土壤侵蚀因子定量评价研究. 水土保持通报, **16**(5): 1-20.

吴昌广, 李 生, 任华东, 等. 2012. USLE/RUSLE 模型中植被覆盖管理因子的遥感定量估算研究进展. 应用生态学报, **23**(6): 1728-1732.

吴 见, 彭道黎. 2009. 基于遥感的荒漠化评价技术研究进展. 世界林业研究, **22**(5): 34-39.

邬建国. 2000. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社.

徐天蜀, 彭世揆, 岳彩荣. 2002. 基于 GIS 的小流域土壤侵蚀评价研究. 南京林业大学学报(自然科学版), **26**(4): 43-46.

游 珍, 李占斌, 袁 琼. 2005. 景观生态学原理在土壤侵蚀学中的应用与实例分析. 水土保持研究, **12**(3): 141-144.

查 轩, 张 萍. 2007. 基于 GIS 的重要水源地东圳库区土壤侵蚀与景观格局分析. 水土保持学报, **21**(3): 43-47.

张建香, 张 勃, 张 华, 等. 2011. 黄土高原的景观格局变化与水土流失研究——以黄土高原马莲河流域为例. 自然资源学报, **26**(9): 1513-1525.

中华人民共和国行业标准. 1997. 土壤侵蚀分类分级标准 SL190-96IS. 北京: 中国水利水电出版社.

Alejandro MA, Omasa K. 2007. Estimation of vegetation

parameter for modeling soil erosion using linear spectral mixture analysis of Landsat ETM data. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, **62**: 309-324.

Boardman JW, Kruse FA. 1994. Automated spectral analysis a geological example using AVIRIS data, north Grapevine Mountains, Nevada// Proceedings of ERM Tenth Thematic Conference on Geologic Remote Sensing, San Antonio, TX, USA, 1994: 407-418.

Kremer RG, Running SW. 1993. Community type differentiation using NOAA/AVHRR data within a sagebrush-steppe ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, **46**: 311-318.

Lu D, Li G, Valladares GS, *et al*. 2004. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degradation & Development*, **15**: 499-512.

Renard KG, Foster GA, Weesies GA, *et al*. 1997. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with RUSLE. USDA. Washington DC: Agriculture Handbook No. 703.

Small C, Lu JWT. 2006. Estimation and vicarious validation of urban vegetation abundance by spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, **100**: 441-456.

Song XF, Duan Z, Kono Y, *et al*. 2011. Integration of remotely sensed C factor into SWAT for modeling sediment yield. *Hydrological Processes*, **25**: 3387-3398.

Wischmeier WH, Johnson CB, Cross BV. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, **26**: 189-193.

Wischmeier WH, Smith DD. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Transactions of American Geophysical Union*, **39**: 285-291.

Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning USDA: Washington DC: Agriculture Handbook No. 537.

作者简介 潘竟虎,男,1974年生,博士,副教授,主要从事生态遥感与土地利用规划研究,发表论文50篇。E-mail: panjh-nwnu@163.com

责任编辑 张 敏