

岷江上游景观格局与土壤侵蚀变化

——以杂古脑流域为例

康磊¹, 刘世荣¹, 刘宪钊²

(1. 中国林业科学研究院 森林生态环境与保护研究所, 北京 100091;
2. 中国林业科学研究院 资源信息研究所, 北京 100091)

摘要: [目的] 探索不同景观格局对流域土壤侵蚀过程的影响及动态变化, 为岷江上游的生态保护和恢复工作提供依据。[方法] 应用景观生态学理论与通用土壤流失方程(USLE)分析岷江上游杂古脑流域 1990 年和 2015 年的景观格局变化与土壤侵蚀变化。[结果] 杂谷脑流域景观类型动态主要表现为草地面积由 70 125 hm² 增加到 82 568 hm², 林地和耕地面积少量增加, 未利用的其他地类面积减少了 12 542 hm²。该区域 25 a 来植被覆盖度显著提高, 土壤侵蚀程度显著下降; 2015 年中度侵蚀强度以上的土壤侵蚀发生面积均出现下降, 极强度侵蚀活动的发生面积下降了 36 102.69 hm²。[结论] 25 a 间杂古脑流域以草地为主的植被恢复和景观格局变化, 有效降低了该区域的土壤侵蚀强度, 减少了水土流失。

关键词: 景观变化; 土壤侵蚀; 土壤流失方程; 杂谷脑

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2019)01-0023-06

中图分类号: S157.1

文献参数: 康磊, 刘世荣, 刘宪钊. 岷江上游景观格局与土壤侵蚀变化[J]. 水土保持通报, 2019, 39(1): 23-28. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2019.01.004; Kang Lei, Liu Shirong, Liu Xianzhao. Chang of soil erosion and landscape pattern in upper reaches of Minjiang River[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(1): 23-28.

Chang of soil Erosion and Landscape Pattern in Upper Reaches of Minjiang River

—A Case Study at Zagunao Watershed

Kang Lei¹, Liu Shirong¹, Liu Xianzhao²

(1. Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. Research Institute of Resource Information Techniques, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract: [Objective] To explore the impact and dynamic changes of landscape patterns on the soil erosion process, in order to provide a basis for ecological protection and restoration in the upper reaches of Minjiang River. [Methods] Landscape ecology theory and universal soil loss equation were applied to analyze the changes of soil and water loss and landscape pattern in Zagunao watershed in the upper reaches of Minjiang River between 1990 and 2015. [Results] The soil and water loss and landscape pattern of Zagunao Watershed changed obviously during the period from 1990 to 2015. The area of grassland increased from 70 125 hm² to 82 568 hm², and the area of forest and farmland increased slightly. The area of unused land and other land reduced 12 542 hm². The vegetation coverage had increased while the soil erosion had decreased significantly during the past 25 years. The area of soil erosion with moderate erosion intensity or higher had decreased, and the area of extreme erosion reduced 36 102.69 hm². [Conclusion] The restoration of grassland effectively reduced the amount and intensity of soil erosion in the study area during the past 25 years.

Keywords: landscape changes; soil erosion; universal soil loss equation; Zagunao watershed

景观格局与生态过程的耦合研究是景观生态学研究的核心科学问题,也是生态过程研究的前沿和深化。土壤侵蚀作为水文生态过程中的一部分,与土地利用、植被覆盖等景观格局相互作用,引起可利用土

地资源减少,土地退化,生产力下降,贫困面加大等一系列生态、经济和社会问题^[1]。但以往土壤侵蚀下水土流失过程的多尺度和跨尺度研究比较缺乏,与景观格局结合的不够紧密。目前研究景观格局与土壤侵

蚀时,更多的是利用小区的观测试验结果来推断大尺度上景观格局对土壤侵蚀的影响,导致基础理论与方法的发展普遍滞后于生态建设的实践,治理模式局限于较小尺度,治理效益缺乏稳定性和可持续性,治理成果的可推广性差等问题^[2-6]。卢爱刚等^[7]针对水土流失这一重要生态过程,提出了基于水土流失过程的景观坡度指数和景观空间负荷对比指数,将泾河不同区域的子流域通过“源”、“汇”景观特征进行分类,分析泾河流域水土流失风险。异质景观内不同的土地利用格局深刻影响着流域的径流和产沙过程,将现代空间信息技术引入资源环境研究,从景观尺度上探索不同景观格局对流域水土流失过程的影响,是国内外研究者的共识^[8-12]。

岷江干旱河谷是我国第二大天然林区西南林区中一类较特殊的山地生态系统。由于地质环境脆弱与地貌的不稳定性,在自然气候和人为作用共同驱动下,该区植被严重退化,山地灾害频繁,水土流失严重^[13]。本文拟应用景观生态学的理论与方法,利用通用土壤流失方程(USLE)^[14-16],结合杂古脑流域的实际情况,分析该区域景观格局变化与水土流失的关系,找出该流域内不利的景观格局配置因素,从而为今后水土保持与生态建设提供科学参考。

1 研究区概况

岷江是长江上游的主要支流,杂谷脑河是岷江上游的一级支流,干流全长 168 km,杂谷脑流域地处四川省阿坝州的东南部,流域面积 4 632 km²,河道平均坡降 18.4%。东北与茂县、黑水县接壤,西南与小金县相连,东南与汶川相通,西北与马尔康、红原毗邻。该流域地处青藏高原东部边缘地带,经历了强烈的地质构造运动,形成高山峡谷。流域内山峦起伏,沟谷纵横,高差悬殊,海拔 1 422~5 922 m,平均海拔 2 700 m,大部分山峰在海拔 4 000 m 以上。沿河两岸山势陡峻,水流湍急,属典型的高山峡谷地貌。年均日照 1 600~1 800 h,年均温度 2.0℃~13.5℃,年降水量 400~1 000 mm。由于地形垂直变幅巨大,气候的垂直分异显著,形成了典型的亚热带、温带、寒温带、寒带等不同的气候垂直带谱。特殊的地形和气候条件使流域内的植被类型丰富多样,有干旱河谷旱生灌丛植被、山地针阔叶混交林、亚高山针叶林、高寒草甸和高山稀疏植被 5 类,主要植被类型的垂直分布规律依次是干旱河谷灌丛(1 350~1 900 m)落叶阔叶林(1 900~2 400 m)、山地暗针叶林(2 400~2 900 m)、亚高山暗针叶林(2 900~3 900 m)、高山灌丛草原带(3 900~4 200 m)和高山草甸和荒漠苔原

(4 000 m 以上)。由于气候冷寒湿润,生长有粗枝云杉(*Picea asperata*),岷江冷杉(*Abies faxoniana*)和云杉。鉴于杂古脑下游植被数据缺乏,本研究不涉及杂古脑下游流域,研究区域仅为杂古脑上游流域。杂古脑上游主河道长度为 113 km,河宽介于 4~36 m,平均河道比降为 23‰,流域面积为 2 528 km²^[17-18]。

2 数据与研究方法

2.1 数据准备

数据资料主要有杂谷脑流域 1990 年和 2015 年的 TM 影像,30 m 分辨率的数字高程(DEM)数据。降水数据来源于全国 30 个气象站,土壤数据来源于第二次土壤普查的 1:100 万中国土壤图和 30 个土壤剖面。利用 Anusplin (Ver. 4.1; Australian National University, Center for Resources and Environmental Studies, Canberra, Australia)软件,引入经度、纬度、高程信息作为协变量,采用三变量薄板光滑样条插值法制备的 1 km × 1 km 降水数据集和土壤粒径数据集。

2.2 研究方法

本文利用 ArcGIS 9.2 的水文分析模块对 DEM 数据进行流域边界提取。利用 1990 年和 2015 年二期同时段、同流域遥感影像数据进行比较研究,分别提取 NDVI 等植被信息。结合 2 类资源小班数据信息和外业调查数据进行遥感图像的分类,获取研究区域植被类型分布图。利用 ArcGIS 9.2 软件计算通用土壤流失方程(USLE)的各种侵蚀因子,得到各因子像元分布图,参照土壤侵蚀强度等级划分标准,获取该流域水土流失侵蚀强度分布图,分析流域景观格局变化与水土流失的关系,建立该流域水土流失风险评估体系,探讨利于整个流域水土保持的合理景观结构布局。

水土流失总量流失量监测模型 USLE 经典表达如下:

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

式中:A——单位面积土壤流失量[kg/(m²·a)]; R——年降雨流失力指标; K——土壤可蚀性因子; LS——坡长坡度因子; C——植被覆盖因子; P——水土保持措施因子。在地理信息系统(GIS)的支持下,实现数据的采集、处理、各因子图的生成,最终对各因子进行叠加运算,取得水土流失强度分布图。

(1) 降雨侵蚀力因子(R)。降雨侵蚀力因子 R 是降雨流失力指标,反映了雨滴对土壤的击溅作用以及与降雨量呈正相关的地表径流的大小及其流速。本研究采用 Wischmeier 和 Smith 提出的利用多年各

月平均降雨量推求 R 值的方法:

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1.735 \times 10^{(1.5 \times \lg P_i^2 / P - 0.08188)} \quad (2)$$

式中: P_i ——各月平均降雨量 (mm); P ——年降雨量 (mm)。

(2) 土壤可蚀性因子 (K)。土壤可蚀性因子 K 值表示土壤被侵蚀的难易程度,是影响土壤流失量的内在因素,其数值大小由土壤本身组成决定。 K 值的计算方法有 Wischmeier 诺谟图法及不同研究者得到的地区性计算方法。

$$K = 0.0034 + 0.0387 \times \exp[-0.5(\lg D_g + 1.5333/0.7671)^2] \quad (3)$$

式中: D_g ——土壤颗粒的平均粒径 (mm)。土壤平均粒径数据通过全国第二次土壤普查的 1:100 万中国土壤图和 8 595 个土壤剖面(数据来源: <http://westdc.westgis.ac.cn/data>),进行差值获取。

(3) 地形因子 (LS)。 LS 是地表径流坡长与坡度的函数,一般来说,土壤流失量随着坡长和坡度的增大而增大,本文采用黄炎和^[19]提出的经验公式:

$$LS = 0.08\lambda^{0.35}\alpha^{0.66} \quad (4)$$

式中: λ ——坡长 (m); α ——坡度 ($^\circ$)。从研究区 30 m 分辨率的 DEM 中提取坡长 λ ,坡度 α 在 ArcGIS 的 Spatial Analyst 模块下直接生成。

(4) 植被覆盖因子 C 。 C 是根据地面植物覆盖状况不同而反映植被对土壤流失影响的因素,当地面完全裸露时, C 值为 1,如果地面得到良好保护时, $C = 0.001$,所有 C 值在 0.001~1 之间,植被作用系数 C 与植被类型、覆盖度有关,考虑到大尺度区域调查的局限性,本研究植被覆盖类型仅涉及草地和乔灌混交两种类型(表 1)。

表 1 不同植被覆盖 C 值(来源:美国环境保护署)

植被类型	地面覆盖度/%					
	0	20	40	60	80	100
草地	0.450	0.240	0.150	0.090	0.043	0.011
乔灌混交	0.390	0.200	0.110	0.060	0.027	0.007
茂密森林	0.100	0.080	0.060	0.020	0.004	0.001

地面覆盖度 C 由 TM 影像的 NDVI 指数求得,NDVI 指数借助于 ENVI 软件对遥感图像进行处理,计算求得:

$$C = \text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min} / \text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min} \quad (5)$$

式中: C ——单位像元的植被盖度,NDVI——归一化差值植被指数, NDVI_{\max} 和 NDVI_{\min} ——植被整个生长季 NDVI 的最大值和最小值。由于农用地的植被类型和覆盖度会随季节剧烈变动,因此在遥感影像资

料不够完整的情况下可参考坡度以及耕作方式代替植被类型和覆盖度,可对农用地的 C 值进行估值,研究区耕地主要耕作方式为等高带状耕作,坡度小于 5° 时 C 值取 0.3,坡度介于 5° 到 10° 之间 C 值取 0.5,坡度大于 10° 时 C 值取 0.6。

(5) 水土保持措施因子 (P)。水土保持措施因子是指采用专门措施后的土壤流失量与顺坡耕作时的土壤流失量的比值。根据已经得到的景观类型图,以及研究区的土地利用状况,对于自然植被,如林地、草地等,基本上无水土保持措施,因此,其值取为 1;建设用地、河流和水库受专门措施影响很大,故取值为 0;坡度 $0^\circ \sim 5.5^\circ$ 的耕地主要分布于山间低平地区,根据对耕地蓄水保水的普遍农业技术措施,将其水土保持措施因子赋值为 0.15;对于旱地(坡度 $> 5.5^\circ$ 的耕地)而言,基本上为梯田,世界各地的研究表明,梯田(等高)耕作方式是最为有效的水土保持措施之一,但是,当坡度大于 13.5° 时,等高耕作对水土保持的效果就不明显。在研究区范围内坡度小于 13.5° 的旱地其灌溉条件和耕作条件比较差,因此把其水土保持措施因子赋值为 0.35,对于坡度大于 13.5° 的耕地,视为无水土保持措施,即 P 取值 1.0。

3 结果与分析

3.1 景观格局变化

杂谷脑流域从 1990—2015 年,不同土地利用类型面积和分布发生了一定的变化,进一步反映了景观格局的变化(表 2,附图 6),分析得出:

(1) 林地面积从 1990 年 1 229.45 km^2 增加到 2015 年的 1 230.16 km^2 。其中,阔叶林增加 3.51 km^2 ,针叶林和针阔混交林分别下降 2.50 km^2 ,0.11 km^2 ,灌木林下降 0.21 km^2 。

(2) 草地面积由 1990 年的 701.25 km^2 增加到 2015 年的 825.68 km^2 ,增加面积由于源于杂谷脑流域天保工程和废弃荒地的自然恢复。耕地面积增加 0.63 km^2 ,而湿地面积总体减少 0.46 km^2 。

(3) 未利用的其他地类面积由 763.25 km^2 下降到 2015 年的 637.83 km^2 ,下降了 125.42 km^2 。

3.2 土壤侵蚀分析

3.2.1 降雨侵蚀力 通过对杂谷脑流域及其周边 28 个气象站点的降水信息进行空间插值,得到降雨侵蚀力因子(图 1)。结果表明,流域的降雨侵蚀力的时空变化非常明显,上游地区降雨侵蚀力明显小于中游地区和下游地区,2015 年降雨侵蚀力较 1990 年显著降低。

表 2 1990—2015 年杂谷脑流域主要景观类型及其面积

km²

年份	林地				草地	耕地	湿地	建设用地	其他地类
	阔叶林	针叶林	针阔混交林	灌木林					
1990 年	24.02	600.64	78.47	524.33	701.25	8.65	9.75	0.63	763.25
2015 年	27.52	598.14	78.36	524.12	825.68	9.28	9.29	0.77	637.83
变化	3.51	-2.50	-0.11	-0.21	124.43	0.63	-0.46	0.14	-125.42

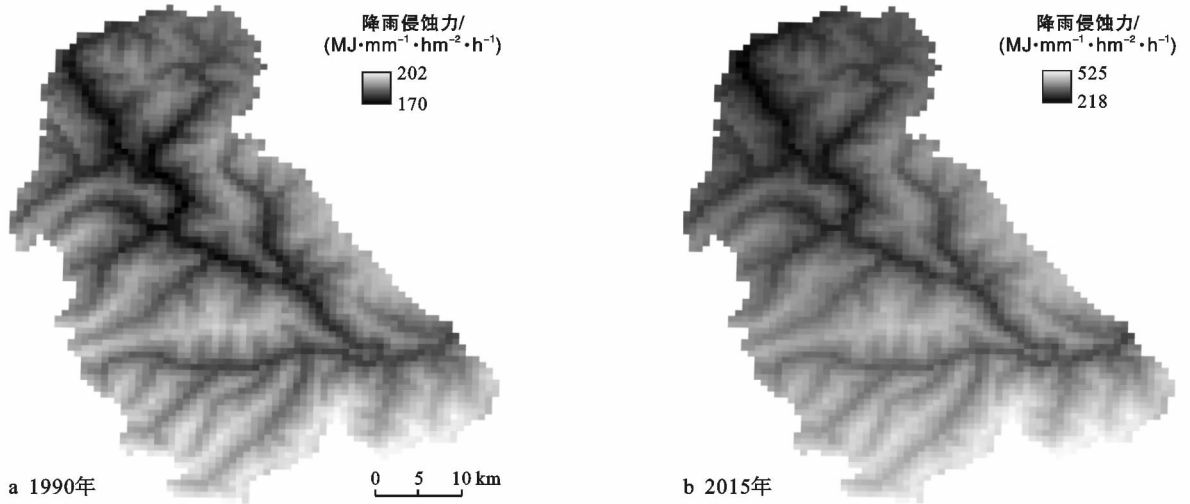


图 1 1990—2015 年杂谷脑流域年降雨侵蚀力及其分布格局

3.2.2 土壤可蚀性因子和地形影响因子 由于土壤理化性质变化时间周期较长,研究选取 1 次土壤粒径数据分析杂谷脑流域土壤可蚀性因子及其分布格局(图 2),该因子总体变幅为 0.003 442~0.003 486,表现为海拔较低的沟谷、河道等地段土壤可蚀性大,而海拔相对较高的山地、坡地土壤可蚀性较小。图 3 为研究区地形因子及分布情况,因子变幅 2.878 96~26.222 3,海拔高的山脊、山地地形影响因子高,而低海拔的沟谷、河道等区域地形因子低。

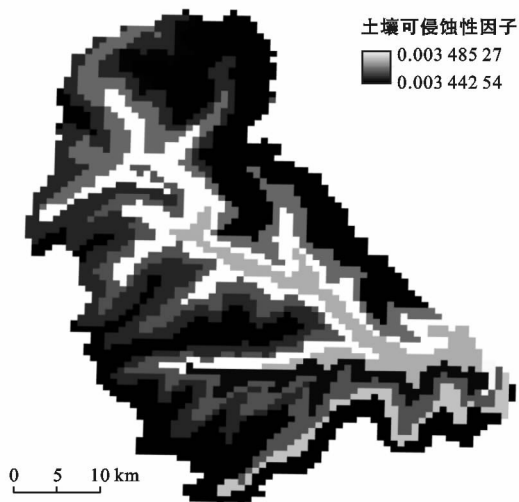


图 2 杂谷脑流域土壤可蚀性因子

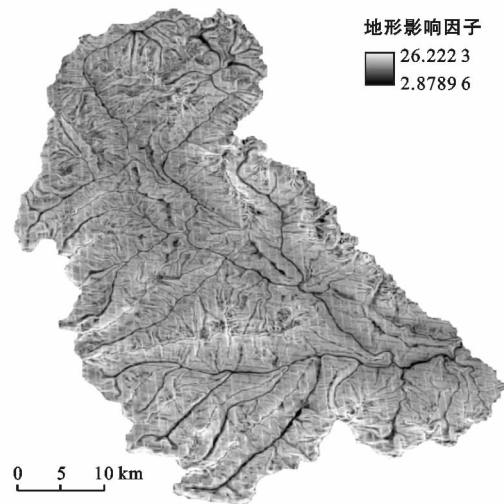


图 3 杂谷脑流域地形影响因子

3.2.3 植被覆盖因子 植被覆盖是减缓水土流失的一个重要因素(如图 4 所示),研究区植被覆盖因子 1990 年变幅为 0~0.45,2015 年植被覆盖度较 1990 年明显提高,表现为植被覆盖因子高的面积也明显增加,表明研究区植被保护和恢复效果明显。

3.2.4 水土保持因子 如图 5 所示,水土保持因子在景观大尺度上受土地利用方式的影响明显,对于耕地则考虑其所处地类,研究区水土保持因子总体上表现为森林和灌丛覆盖的区域大,而研究区边界的低海拔地区,由于土地利用方式为建筑和其他用地,水土保持因子则为 0。

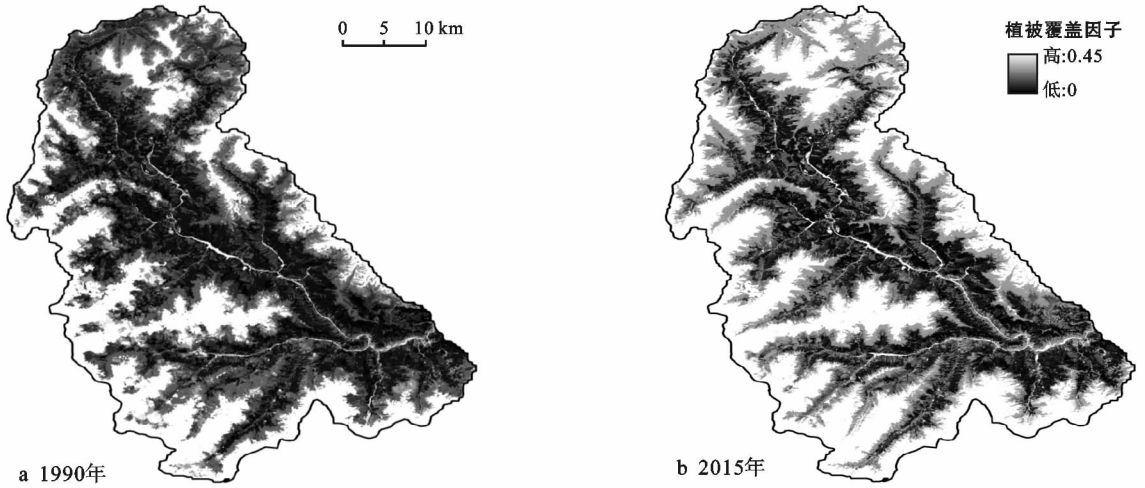


图 4 杂谷脑流域植被覆盖因子及其分布格局

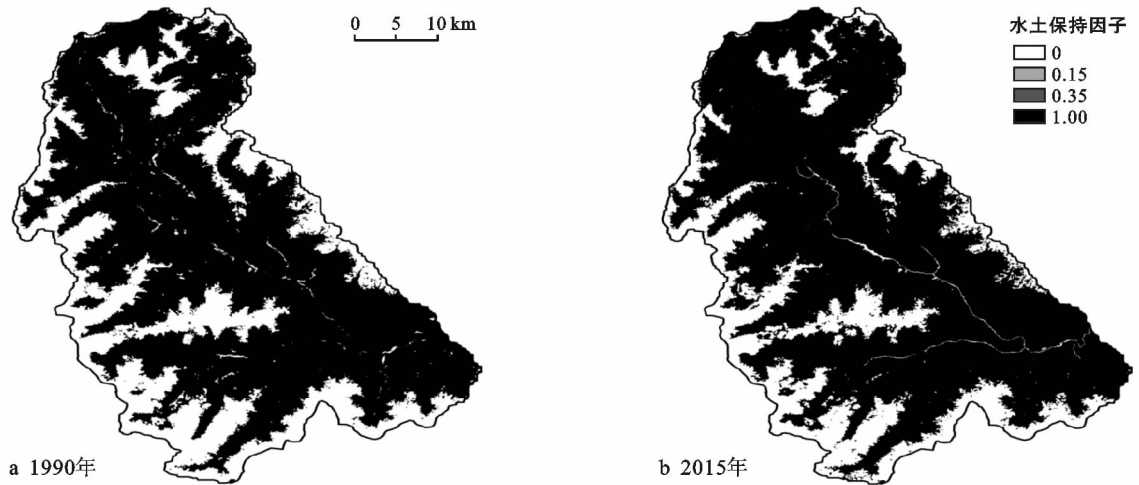


图 5 杂谷脑流域水土保持因子等级及其分布格局

3.2.5 土壤侵蚀量 根据通用水土流失方程,并参照侵蚀强度分级标准,将各种侵蚀因子叠加形成水土流失强度(表 3)。1990 年该流域微度侵蚀面积最大,约占总面积 27%,中度强度和极强度侵蚀面积占比较大,面积均大于 5 万 hm^2 ,剧烈侵蚀面积也达到

10 826.91 hm^2 ,占比 4%。经过 25 a 的植被保护和治理,该流域水土侵蚀发生显著变化,中度及以上侵蚀强度的面积减少,轻度侵蚀面积显著增加,由 1990 年占比 9%,增加到 2015 年的 28%。极强度侵蚀面积占比由 1990 年的 20%,下降到 2015 年的 7%。

表 3 杂谷脑流域 1990—2015 年水土侵蚀状况

年份	微度侵蚀		轻度侵蚀		中度侵蚀		强度侵蚀		极强度侵蚀		总计
	面积/ hm^2	比例/%	面积/ hm^2	比例/%	面积/ hm^2	比例/%	面积/ hm^2	比例/%	面积/ hm^2	比例/%	
1990	129 630.12	48	79 890.31	29	52 635.62	19	8 857.77	3	85.17	0.03	271 099
2015	160 335.69	59	107 277.75	40	3 485.56	1	0	0	0	0	271 099

4 讨论与结论

在河流、沟谷等生态环境脆弱的地区,土地利用方式的转变和景观格局的变化对于该区域的生态稳定性、水土侵蚀和水土流失有着明显的影响。岷江上游流域是中国主要的羌族聚居区,农牧业人口占 75% 以上,长期以来的人类生计活动对山地生态环境产生了持续干扰^[20]。建国初期,大规模的森工开发,森林

面积锐减,生物多样性减少,水土流失加剧。1999 年国家天然林保护工程和退耕还林工程的实施,减少了农田,草地面积增加^[21]。天然林禁伐保育后,在原有冷杉等针叶林采伐迹地上桦木等阔叶林演替后形成阔叶次生林。

研究发现杂谷脑流域的降雨侵蚀力的时空变化非常明显,其中上游地区降雨侵蚀力明显小于中游地区和下游地区,虽然 1990—2015 年降雨侵蚀力总体

呈降低趋势,但由于受不同地区降水强度和地形等因素的影响,降雨侵蚀力在流域范围内的空间异质性较强。该研究结果与钟科元等^[22]在对 1960—2014 年中国松花江流域降雨侵蚀力时空变化研究结果相似。

通过对影响水土侵蚀程度的潜在因子的时空变化信息的获取,得出影响该流域水土侵蚀度的主要因素是植被覆盖的变化。研究期内草地面积的增加和森林破坏后的恢复可能是改变该流域水土侵蚀力的主要因素,也与其他相关研究结论相一致^[23]。

对杂谷脑流域 1990—2015 年景观格局和土壤侵蚀的时空变化特征进行分析可知,该流域范围主要景观类型未发生明显变化,但各景观类型的格局发生明显变化,草地和其他未利用地面积变化最为明显,草地面积增加 12 443 hm²,其他未利用地面积减少 12 542 hm²;林地面积总体增加 69 hm²,阔叶林得到有效恢复,面积增加 351 hm²,针叶林、针阔混和灌木林减少 282 hm²。

流域的降雨侵蚀力的时空变化非常明显,上游地区降雨侵蚀力明显小于中游地区和下游地区。1990—2015 年降雨侵蚀力总体呈降低趋势,但由于降水和地形等要素的差异,部分站点降雨侵蚀力有所减小。植被覆盖是减缓水土流失的一个重要因素,研究区植被覆盖因子 1990 年变幅为 0~0.6,2015 年植被覆盖度较 1990 年明显提高,变幅为 0~0.45,且植被覆盖因子高的面积明显增加,表明近些年该区域植被保护和恢复效果明显。

综上所述,杂谷脑流域 25 a 间水土侵蚀程度呈下降趋势,中度侵蚀程度以上的水土侵蚀发生面积均出现下降。该流域以草地为主的植被恢复和景观格局变化,有效降低了区域水土流失。本研究结果可为中国川西亚高山区域土地利用变化与水土保持能力的平衡协调提供参考依据,也可为景观尺度上通过调整草地和森林面积调控该区域蓄水保水的生态功能提供技术支撑。

[参 考 文 献]

- [1] 傅伯杰,邱扬,王军,等. 黄土丘陵小流域土地利用变化对水土流失的影响[J]. 地理学报,2002,57(6):717-722.
- [2] 傅伯杰,徐延达,吕一河. 景观格局与水土流失的尺度特征与耦合方法[J]. 地球科学进展,2010,25(7):673-681.
- [3] 邹金浪,谢花林,杨子生,等. 基于 USLE 的土壤侵蚀敏感性评价及其空间自相关分析:以江西省兴国县为例[J]. 农业现代化研究,2011,32(6):761-765.
- [4] 李海防,卫伟,邓居礼,等. 关川河流域 1995—2010 年降雨特征及其水土流失效应[J]. 水土保持通报,2013,33(6):84-87.
- [5] 冯永丽,李阳兵,程晓丽,等. 重庆市主城区不同地质条件下土壤侵蚀时空分异特征[J]. 水土保持学报,2011,25(5):30-34.
- [6] 冯凌,张红,刘光磊,等. 汾河源头地区土壤侵蚀时空变化及其空间自相关分析[J]. 水土保持通报,2016,36(1):93-99.
- [7] 卢爱刚,张镭,索安宁. 基于水土流失的景观格局分析方法[J]. 生态环境学报,2010,19(7):1599-1604.
- [8] 陆建忠,陈晓玲,李辉,等. 基于 GIS/RS 和 USLE 鄱阳湖流域土壤侵蚀变化[J]. 农业工程学报,2011,27(2):337-344.
- [9] 郭兵,陶和平,刘斌涛,等. 基于 GIS 和 USLE 的汶川地震后理县土壤侵蚀特征及分析[J]. 农业工程学报,2012,28(14):118-126.
- [10] 高峰,华瑾,卢远,等. 基于 GIS 和 USLE 的钦江流域土壤侵蚀评估[J]. 水土保持研究,2014,21(1):18-22.
- [11] 查良松,邓国徽,谷家川. 1992—2013 年巢湖流域土壤侵蚀动态变化[J]. 地理学报,2015,70(11):1708-1719.
- [12] 肖武,徐建飞,杨坤,等. 基于 GIS 和 USLE 模型的巢湖流域土壤侵蚀评价[J]. 科学技术与工程,2017,17(16):35-43.
- [13] 李东胜,罗达,史作民,等. 四川理县杂谷脑干旱河谷岷江柏造林恢复效果评价[J]. 生态学报,2014,34(9):2338-2346.
- [14] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountain, Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation[M]. Washington, D. C.: Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station, 1965.
- [15] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning[M]. Washington, D. C., United States Department of Agriculture: Agriculture Handbook, 1978:537.
- [16] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000,64(5):1759-1763.
- [17] 刘建梅,裴铁璠,王安志,等. 高山峡谷地区森林流域分布式降雨—径流模型的构建与验证[J]. 应用生态学报,2005,16(9):1638-1644.
- [18] 刘建梅,王安志,裴铁璠,等. 杂谷脑河径流趋势及周期变化特征的小波分析[J]. 北京林业大学学报,2005,27(4):49-55.
- [19] 黄炎和,卢程隆,付勤,等. 闽东南土壤流失预报研究[J]. 水土保持学报,1993,7(4):13-18.
- [20] 刘延国,王青,杜杰,等. 基于投影追踪的岷江上游山区自然灾害社会易损性分析[J]. 灾害学,2017,32(4):108-113.
- [21] 樊敏,李富程,郭亚琳,等. 退耕还林对岷江上游高山聚落区生态服务价值变化的影响[J]. 山地学报,2016,34(3):356-365.
- [22] 钟科元,郑粉莉. 1960—2014 年松花江流域降雨侵蚀力时空变化研究[J]. 自然资源学报,2017,32(2):278-291.
- [23] 徐旌,张军,刘燕,等. 基于 GS, GIS 的滇池流域水土流失变化研究[J]. 水土保持学报,2004,18(2):80-83.