

大理河流域退耕还林工程对生态系统服务功能的影响

杨殊桐¹, 时鹏¹, 李占斌^{1,2}, 李鹏¹, 张祎¹, 钟少华¹

(1. 西安理工大学, 省部共建西北旱区生态水利国家重点实验室, 西安 710048;

2. 中国科学院 水利部 水土保持研究所 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘要:以大理河流域为研究区,应用 InVEST 生态系统服务功能评估模型,结合 1980 年、1985 年、1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年该流域的土地利用/土地覆被资料,定量评价了退耕还林工程对碳储量、土壤保持和水源涵养生态服务功能的影响。结果表明:(1) 研究区 30 年间土地利用/土地覆被情况变化显著,其中林地和建设用地的面积分别增加了 31.52、0.65 km²,耕地、草地和水域的面积分别减少了 2.49、27.32、2.36 km²;(2) 研究区 30 年间碳储量值略有增加,不同土地利用类型碳储存能力从大到小的排序分别为林地>草地>耕地;(3) 研究区 30 年间土壤保持量整体上以增加为主,耕地土壤保持能力明显低于林地和草地;(4) 研究区 30 年间水源涵养量略有减少,不同土地利用/土地覆被类型的水源涵养量各有不同,且与当年降雨量关系密切。本研究通过对大理河流域生态系统服务功能进行评估,获得了研究区退耕还林工程的生态效果,可以为日后生态规划提供科学依据。

关键词:退耕还林; 碳固定; 土壤保持; 水源涵养; 大理河流域

中图分类号:Q148

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2018)06-0251-08

Effect of Grain for Green Project on Ecosystem Service in Dali River Basin

YANG Shutong¹, SHI Peng¹, LI Zhanbin^{1,2}, LI Peng¹, ZHANG Yi¹, ZHONG Shaohua¹

(1. State Key Laboratory of Eco-Hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China; 2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The effect of Grain for Green Project on ecosystem service was evaluated by the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) model in the Dali River Basin. The land use/land cover data of 1980, 1990, 1995, 2000, 2005 and 2010 years were used to calculate the ecosystem services of carbon storage, soil conservation and water conservation. Under the Grain for Green Project, ecosystem services mainly increased in the basin. The main conclusions were as follows. (1) In the past 30 years, the land use/land cover of the study area changed significantly, that forest and urban areas increased by 31.52 km² and 0.65 km², respectively, while the areas of farmland, grassland and water body decreased by 2.49 km², 27.32 km² and 2.36 km², respectively. (2) Carbon storage volume had steadily increased in the 30 years. Forestland had the most significant carbon sequestration, followed by grassland, and the farmland. (3) Soil conservation mainly increased in the basin. The soil conservation capacity of farmland was obviously lower than those of woodland and grassland. (4) Water conservation little decreased in the study area in the past few decades. The water conservation not only depended on the land use/land cover, but also the annual rainfall. This study evaluates the effect Grain for Green Project on ecosystem service of Dali River Basin, which can provide scientific reference for future ecological planning.

Keywords: Grain for Green Project; carbon storage; soil conservation; water conservation; Dali River Basin

我国是世界上水土流失最严重的国家,黄土高原是我国水土流失最严重的地区^[1],也是我国水土保持和生态建设的重点区域。黄土高原植被稀少、土壤疏

松、夏季多暴雨,严重的水土流失带走了地表土壤,同时向黄河中下游输送了大量泥沙,使河道整治和防洪工作愈加困难。而实施退耕还林工程是从保护和改

善生态环境的角度出发,防止黄土高原地区水土流失,改善当地生态环境的有效途径^[2]。因此,20 世纪 80 年代以后,国家先后开展了一系列生态工程,对土壤侵蚀控制、生态建设等均起到了良好作用^[3]。

在我国退耕还林工程实施后,专家学者们对各个地区的生态服务功能进行了探索,并得出许多成果。张琨等^[4]通过分析黄土高原典型区土地利用变化,对其各项生态服务功能进行定量评估;李屹峰等^[5]通过研究密云水库流域土地利用变化对生态系统服务功能的影响,得出研究期内土壤保持功能和固碳服务分别增加了 46%和 19%;陈海鹏等^[6]对云南小江流域生态系统碳储量进行了评估;胡胜等^[7]通过 InVEST 模型,研究无定河的源头营盘山库区的土壤保持能力及其空间格局特征;李天宏等^[8]以延河流域为研究区,采用 RUSLE 模型计算逐年土壤侵蚀量;包玉斌等^[9]基于 InVEST 水源涵养功能评价模块,定量评价陕北黄土高原退耕还林工程背景下土地利用/土地覆被变化对研究区水源涵养的影响;余新晓等^[10]应用 InVEST 模型评估了北京山区森林生态系统的水源涵养功能。

但是,基于大理河流域土地利用变化进行的生态服务功能研究还比较罕见,因此本文以黄土高原中部的大理河流域作为研究区。大理河是黄河支流无定河的最大支流,20 世纪 80 年代初,大理河流域已被列为无定河重点治理区,其治理措施主要有造林、种草、修建梯田、淤地坝和水库等水利水土保持措施,治理面积约 667.8 km²,占流域总面积的 17.1%。水土保持措施实施以后,流域内生态环境状况明显改善,拦蓄了大量泥沙,减少了水土流失量。随着退耕还林工程的进一步实施,在大理河流域基于土地利用变化进行生态服务功能综合评价,对了解黄土高原地区生态服务功能的变化具有参考价值,为该区域未来科学地推进退耕还林工作提供科学参考。

研究区概况与方法

1.1 研究区概况

大理河流域位于陕西省北部,榆林地区南部,地处东经 109°14′—110°13′,北纬 37°30′—37°56′^[11]。大理河发源于靖边县中部白于山东延的五台山南侧乔沟湾,东南流经横山县、子洲县、绥德县,在绥德县城东北部注入无定河,是无定河的最大支流,全长 159.9 km,在行政区划上涉及靖边县、安塞县、子长县、横山县、米脂县、绥德县、子洲县 7 个县,2010 年末 7 个县总人口 203.16 万人。流域总面积 3 904.24 km²,占无定河流域总面积的 12.9%,陕西省总面积的 1.2%,主要有小理河、岔

巴沟、驼耳巷沟、槐树岔沟等 11 条支流。该流域属于暖温带半干旱的大陆性季风气候,植被较稀疏,气候较干燥,年均降水量约 420 mm。流域土壤类型以黄绵土、新积土为主,整体地势西高东低,地形起伏较大,海拔高程 796~1 744 m。

1.2 数据分析

1.2.1 土地利用数据 本研究土地利用/土地覆被数据分 1980 年、1985 年、1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年 7 期,研究区土地利用/土地覆被情况,由大理河流域遥感影像资料进行解译分析而来,各期影像资料空间分辨率均为 30 m×30 m。

1.2.2 碳储量 InVEST 碳储量服务功能评价包括 4 个方面碳储量。计算公式如下^[9]:

$$C_{\text{stored}}=C_{\text{above}}+C_{\text{below}}+C_{\text{dead}}+C_{\text{soil}} \quad (1)$$

式中: C_{stored} 为流域总碳储量(t/hm²); C_{above} 为地上物质碳储量(t/hm²); C_{below} 为地下物质碳储量(t/hm²); C_{dead} 为凋落物碳储量(t/hm²); C_{soil} 为土壤碳储量(t/hm²)。

InVEST 碳储存模型所需数据包括土地利用/土地覆被类型图,以及研究区 4 个部分碳密度值。计算 4 个部分碳储量参数(表 1)根据《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》转化计算获得。

表 1 不同土地利用类型碳储量参数 t/hm²

土地利用类型	C_{above}	C_{below}	C_{soil}	C_{dead}
耕地	4.7	0	33.46	0
林地	30.17	10.4	68.79	13
草地	3.37	7.48	44.36	4.47
水体	3.25	0	0	0
建设用地	0	0	0	0

1.2.3 土壤保持 InVEST 模型中土壤保持评估方法对传统的土壤流失方程进行了改进,能够对生态系统中的土壤保持量和土壤侵蚀量进行量化,本论文首先计算土壤潜在侵蚀量,具体计算公式如下^[12]:

$$RKLS=R\times K\times L\times S \quad (2)$$

式中:RKLS 表示土壤潜在侵蚀量; R 为降雨侵蚀力因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为坡长坡度因子。

然后,根据土壤流失方程(USLE)计算得出研究区土壤实际侵蚀量计算公式如下:

$$USLE=R\times K\times L\times S\times C\times P \quad (3)$$

式中:USLE 表示土壤实际侵蚀量; C 为覆盖与管理因子; P 为土壤保持措施因子。

土壤保持量即是由土壤潜在侵蚀量(RKLS)减去土壤实际侵蚀量(USLE)得到。

本研究降雨侵蚀力因子通过流域内各水文站点获得的降雨数据,利用降雨侵蚀力数据进行整理计算,结果通过克里金插值法获得;土壤可蚀性数据通

过流域内土壤质地和有机质含量计算获得;植被覆盖与管理因子^[13]由植被利用覆盖度计算得到;管理措施因子从文献^[14]中查得。

表 2 不同土地利用类型 C 值					
土地利用类型	林地	草地	耕地	建设用地	水域
C 值	0.007	0.05	0.23	0.4	1

表 3 不同土地利用类型 P 值										
土地利用类型	林地	草地	建设用地	水体	耕地					
					5°	5°~10°	10°~15°	15°~20°	20°~25°	>25°
P 值	1	1	1	1	0.1	0.221	0.305	0.575	0.705	0.8

1.2.4 水源涵养 InVEST 水源涵养模型通过水循环原理,利用降雨、地面蒸发、植物蒸腾等参数经过模型计算获得产水量,再用地形指数、土壤饱和导水率和流速系数等进行修正得到水源涵养量^[9]:

$$R=\min\left(1,\frac{249}{V}\right)\times\min\left(1,\frac{0.9\times T}{3}\right)\times\min\left(1,\frac{K}{300}\right)\times Y$$

(4)

式中:R 为水源涵养量(mm);V 为流速系数;T 为地形指数,无量纲;K 为土壤饱和导水率(cm/d);Y 为产水量。降雨量数据由大理河流域及其周边 57 个水文站各年平均降雨量利用克里金插值法获得;潜在蒸散量^[15-16]通过陕西省各县各年的潜在蒸散量数据获得研究区的年均蒸散量空间分布数据;植物可利用含水率^[17]通过土壤质地计算获得;最大根系深度^[18-19]根据植被覆盖类型查阅相关文献获得。

2 结果与分析

2.1 大理河流域土地利用时空演变

2.1.1 土地利用/土地覆被数量变化分析 研究区

耕地所占面积比重最大(约 53%),草地和林地次之,水域和建设用地面积很小,其中耕地与草地面积之和占总面积的 90%以上(表 4)。1980—2010 年,林地与建设用地面积均有不同程度的增加,其中林地面积增加 31.52 km²,增幅最大;建设用地增加约 0.65 km²。耕地、草地以及水域面积有不同程度的减少,耕地减少 2.49 km²;草地减少约 27 km²;水域约减少 2.36 km²。在 1995—2000 年和 2005—2010 年,出现了两次耕地面积略有增加的现象,是由于研究区水土流失十分严重,为了拦截泥沙、保持水土,自 20 世纪 80 年代以来,黄土高原地区建造了大量淤地坝,用以淤地造田、增产粮食、加快当地群众脱贫致富^[20]。分析以上数据变化,得出大理河流域 30 年来退耕还林颇有成果,耕地面积略有下降,林地面积有所增加。

2.1.2 土地利用/土地覆被空间转移变化分析 土地利用/植被覆盖转移矩阵是在系统分析中对于系统状态及其转移的定量描述,有助于研究者们了解各类型土地的去向^[12],便于分析研究期间各类型土地面积的相互转化情况。

表 4 大理河流域各年土地利用情况							
年份	项目	土地利用/土地覆被类型					总计
		耕地	林地	草地	水域	建设用地	
1980	面积/km ²	2074.28	235.81	1580.88	8.24	5.03	3904.24
	占比/%	53.13	6.04	40.49	0.21	0.13	100.00
1985	面积/km ²	2074.32	235.80	1580.85	8.27	5.00	3904.24
	占比/%	53.13	6.04	40.49	0.21	0.13	100.00
1990	面积/km ²	2074.74	236.15	1580.16	8.22	4.97	3904.24
	占比/%	53.14	6.05	40.47	0.21	0.13	100.00
1995	面积/km ²	2057.78	234.97	1597.59	7.25	6.64	3904.24
	占比/%	52.71	6.02	40.92	0.19	0.17	100.00
2000	面积/km ²	2072.66	266.96	1553.02	5.88	5.73	3904.24
	占比/%	53.09	6.84	39.78	0.15	0.15	100.00
2005	面积/km ²	2039.49	317.87	1534.55	6.07	6.26	3904.24
	占比/%	52.24	8.14	39.30	0.16	0.16	100.00
2010	面积 km ²	2071.79	267.33	1553.56	5.88	5.68	3904.24
	占比/%	53.07	6.85	39.79	0.15	0.15	100.00

表 5 为研究区土地利用/土地覆被转移矩阵,1980—2010 年大理河流域土地利用类型的转变显著,除了水域和建设用地之间从没有相互转化外,各

个土地利用类型之间都有不同程度的相互转移变化。林地面积增加最为明显,且基本都来源于耕地和草地;有 19.01 km² 的耕地转移为林地,31.49 km² 的

草地转移为林地,0.23 km² 的水域转移为林地,转移变化的结果是林地面积大幅度增加,共约 31.52 km²,退耕还林工作效果显著。同时,有 0.51 km² 的水域转移为耕地,有 2.69 km² 的水域转移为草地,0.66 km² 的耕地转移成为了建设用地,水域和建设用地所占面积比例较小,且 30 年间水域和建设用地之间从没有相互转化,这也比较符合现实情况。

表 5 研究区 1980—2010 年土地利用/土地覆被转移矩阵
km²

土地利用类型	2010 年				
	耕地	林地	草地	水域	建设用地
耕地	1917.29	19.01	137.02	0.31	0.66
林地	14.92	216.52	4.24	0.04	0.09
草地	138.82	31.49	1409.42	0.73	0.43
水域	0.51	0.23	2.69	4.81	0.00
建设用地	0.26	0.08	2.69	0.00	4.50

2.2 大理河流域碳储量功能评估

运行 InVEST 碳储存模型,并将其输出结果通过空间统计工具对各类土地利用/土地覆被类型碳储

存量进行分析(表 6)。结果显示,研究区的碳储存量呈稳定增长趋势。

研究期内,研究区碳储存量值略有增加,2010 年总碳储量值比 1980 年增加 2 万 t,林地面积不到全流域的 7%,碳储量值从 1980 年的 25.68 万 t 增长到 2010 年的 29.11 万 t,占整个流域碳储存量的 14%~19%,体现了林地对于生态系统固碳的重要意义。而草地的碳储量略有减少,约为 1.4 万 t,主要由于草地面积略有减少;耕地、水域和建设用地建设用地的碳储存量变化并不明显。碳储存能力从大到小分别为林地、草地、耕地。

InVEST 碳储存模型不仅能够得出各土地利用/土地覆被类型的碳储存量,同时也输出了研究区各年的碳储存量的空间分布情况(图 1)。将碳储存量的空间分布情况与土地利用/土地覆被类型进行对比,可以看出固碳量较大的区域与林地基本相吻合,水域和建设用地区基本没有固碳量。林地各年的碳储存量均十分可观,远大于其他土地利用类型,草地与耕地次之。

表 6 研究区各土地利用类型碳储存量

年份	项目	土地利用/覆被类型					小计
		耕地	林地	草地	水域	建设用地	
1980	总量/万 t	69.07	25.68	82.52	0.02	0	177.2980
	占比/%	38.96	14.48	46.54	0.01	0	100.00
1985	总量/万 t	69.07	25.68	82.52	0.02	0	177.2964
	占比/%	38.96	14.48	46.54	0.01	0	100.00
1990	总量/万 t	69.09	25.72	82.48	0.02	0	177.3124
	占比/%	38.96	14.50	46.52	0.01	0	100.00
1995	总量/万 t	68.52	25.59	83.39	0.02	0	177.5263
	占比/%	38.60	14.41	46.98	0.01	0	100.00
2000	总量/万 t	69.02	29.07	81.07	0.02	0	179.1749
	占比/%	38.52	16.23	45.24	0.01	0	100.00
2005	总量/万 t	67.91	34.62	80.10	0.02	0	182.6508
	占比/%	37.18	18.95	43.86	0.01	0	100.00
2010	总量/万 t	68.99	29.11	81.10	0.02	0	179.2150
	占比/%	38.50	16.24	45.25	0.01	0	100.00

2.3 大理河流域土壤保持功能评估

表 7 为研究区各土地利用类型土壤保持量情况,研究期内,不同土地利用/土地覆被类型的土壤保持量不同,其中林地各年土壤保持量约占整个流域土壤保持量的 50%~60%,体现了林地对于生态系统土壤保持的重要意义;此外,草地在研究期内的土壤保持量增加明显;耕地在研究期内各年的土壤保持能力明显低于林地和草地。土壤保持量的增加,说明了土壤侵蚀流失量的减少,即水土流失情况得到有效治理。表现了退耕还林工作的实施对研究区生态建设

起到了积极推进作用。

大理河流域各年土壤保持量的空间分布情况(图 2)。分析研究区各年土壤保持量分布图,可以看出,土壤保持量的分布十分不均匀,不仅与土地利用类型相关,还有一定的地域性因素,并且与当年降雨侵蚀力等因素有关。从图 2 中可以看出,1980 年流域下游的土壤保持量明显高于上游,1985 年流域土壤保持量较为均衡,1990 年横山县西北部的土壤保持密度在整个流域内最大,1995 年流域下游的土壤保持量整体高于流域上游,2000 年流域土壤保持量的分

布较为杂乱,2005 年流域上游的土壤保持量又整体高于流域下游区域,2010 年流域中部的土壤保持量较小。与此同时,林地的土壤保持量远高于其他土地利用类型。

表 7 研究区各土地利用类型土壤保持量

年份	项目	土地利用/土地覆被类型					小计
		耕地	林地	草地	水域	建设用地	
1980	总量/万 t	1065.22	3151.73	1941.90	16.21	2.23	6177.29
	占比/%	17.24	51.02	31.44	0.26	0.04	100.00
1985	总量/万 t	2319.85	6994.37	4459.55	38.59	4.35	13816.71
	占比/%	16.79	50.62	32.28	0.28	0.03	100.00
1990	总量/万 t	1604.53	7154.80	4162.94	29.09	0.56	12951.93
	占比/%	12.39	55.24	32.14	0.22	0.00	100.00
1995	总量/万 t	1446.37	9340.25	4382.99	27.27	0.37	15197.25
	占比/%	9.52	61.46	28.84	0.18	0.00	100.00
2000	总量/万 t	1465.26	4435.85	2697.54	22.54	3.66	8624.86
	占比/%	16.99	51.43	31.28	0.26	0.04	100.00
2005	总量/万 t	1205.61	8821.03	4770.13	26.17	1.85	14824.79
	占比/%	8.13	59.50	32.18	0.18	0.01	100.00
2010	总量/万 t	2228.27	6434.61	3972.07	33.44	4.78	12673.16
	占比/%	17.58	50.77	31.34	0.26	0.04	100.00

2.4 大理河流域水源涵养时空变化

表 8 为研究区各土地利用类型水源涵养量情况,可以看出,研究期内不同土地利用/土地覆被类型的水源涵养量各不相同,且除建设用地外均有不同程度

的减少趋势。在林地面积整体增加的情况下,研究区水源涵养总量略有减小,说明了退耕还林工程在恢复研究区植被的同时,增加了其地面蒸散量,使得水源涵养量减少。

表 8 研究区各土地利用类型水源涵养量

年份	项目	土地利用/土地覆被类型					小计
		耕地	林地	草地	水域	建设用地	
1980	总量/万 m ³	113.22	339.67	206.92	1.56	0.08	661.46
	占比/%	17.12	51.35	31.28	0.24	0.01	100.00
1985	总量/万 m ³	675.43	2260.55	1659.30	11.71	0.82	4607.82
	占比/%	14.66	49.06	36.01	0.25	0.02	100.00
1990	总量/万 m ³	523.17	2522.14	1932.60	10.39	2.46	4990.75
	占比/%	10.48	50.54	38.72	0.21	0.05	100.00
1995	总量/万 m ³	513.95	3851.38	1974.88	18.78	0.16	6359.15
	占比/%	8.08	60.56	31.06	0.30	0.00	100.00
2000	总量/万 m ³	121.11	429.47	310.82	2.54	0.31	864.24
	占比/%	14.01	49.69	35.96	0.29	0.04	100.00
2005	总量/万 m ³	298.44	2665.31	1786.03	8.51	0.20	4758.49
	占比/%	6.27	56.01	37.53	0.18	0.00	100.00
2010	总量/万 m ³	550.50	1807.66	1257.17	7.81	1.33	3624.46
	占比/%	15.19	49.87	34.69	0.22	0.04	100.00

图 3 为大理河流域各年水源涵养量的空间分布情况。分析可得,水源涵养量的分布取决于许多因素,不仅与土地利用类型、地域性等因素有关,还取决于当年降雨量、蒸散量等因素。

从图 3 中可以看出,1980 年流域下游的水源涵养量略高于流域上游,而 1985 年流域的水源涵养量整体较为均衡,1990 年横山县西北部的水源涵养深

度在整个流域内最大,与流域土壤保持情况相一致,1995 年流域下游的水源涵养量整体高于流域上游,2000 年整个流域的水源涵养量较为均衡,2005 年流域上游的水源涵养量又整体高于流域下游区域,2010 年横山县的水源涵养深度在整个流域内最小,可以明显得出,研究区水源涵养量与降雨量呈正相关关系。

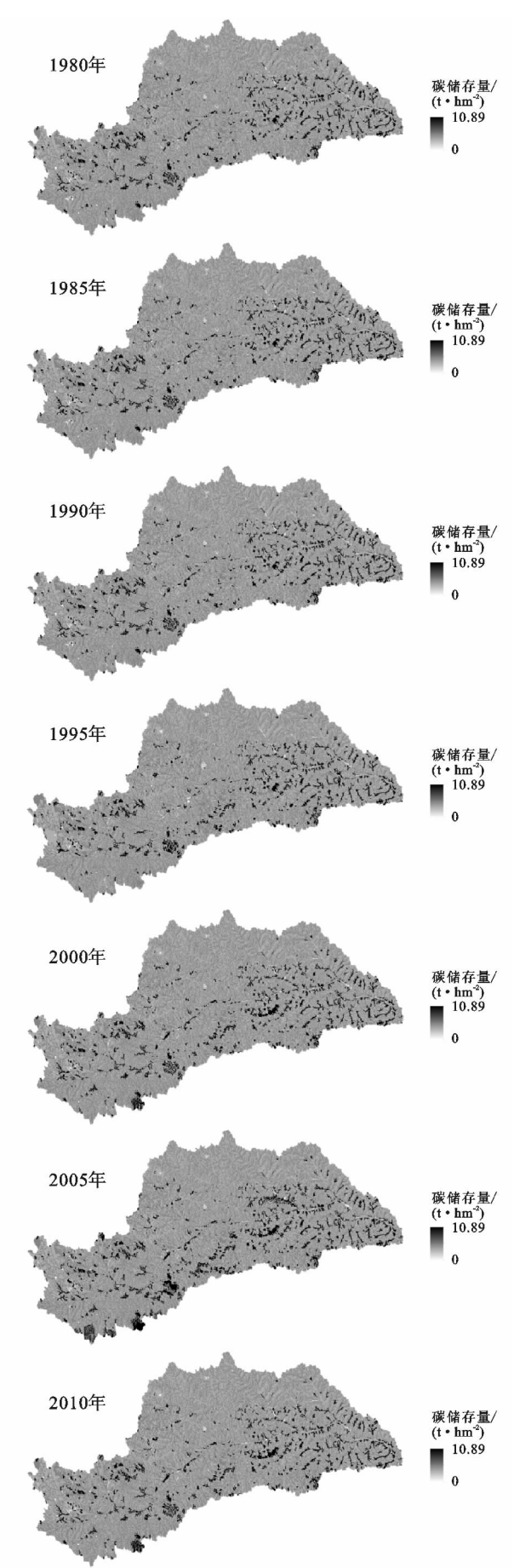


图 1 研究区碳储存变化格局空间分布

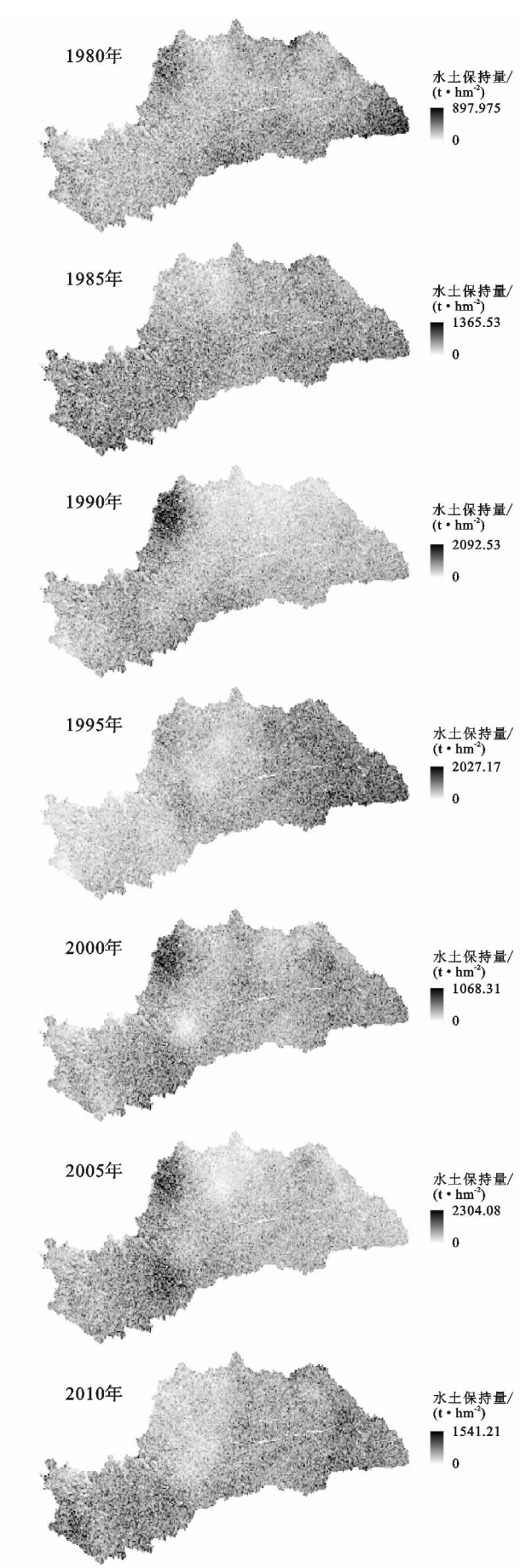


图 2 研究区土壤保持变化格局空间分布

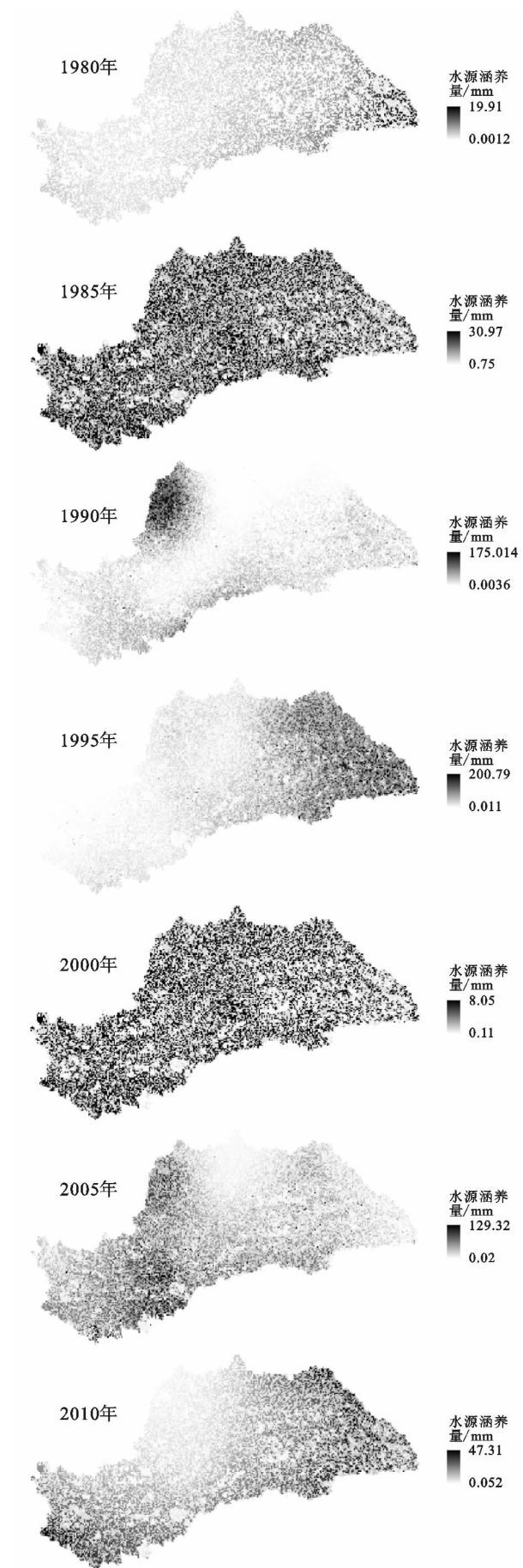


图 3 研究区水源涵养变化格局空间分布

3 讨论

随着退耕还林政策的实施,大理河流域的土地利用情况发生了显著改变,林地与建设用地面积增加,耕地、草地以及水域面积减少。1980—2010 年,有 19.01 km² 的耕地转移为林地,31.49 km² 的草地转移为林地,且整体上林地面积还是有不断增加的趋势,说明了退耕还林工程有效地促进了研究区的生态恢复。

研究区土地利用情况的改变,直接导致了其各项生态服务功能的变化。碳储存功能的增强对于减少大气中的 CO₂ 浓度,延缓全球变暖具有重要意义^[21],本研究中林地面积的大幅增加促使研究区的固碳量得到提升,与范建忠等^[22]的研究结果一致。土壤保持量的提升直接表明水土流失情况得到有效治理,与亢伟^[23]的研究结果一致。同时由于林地蒸散量大,流域内水资源供给跟随林地面积的增加而略有减少^[5],即水源涵养量略有减少,这 Su 等^[24]、包玉斌^[9]的研究结果近似。

综合来说,流域内林地面积的增加使流域生态得到了改善,但产水量的减少也不能忽视,因此,在未来推进退耕还林工作时应做好各个生态服务功能指标之间的权衡^[25]以及人类发展与生态系统服务之间的权衡^[26-27],同时选择合适的树种对合适的区域进行改造,尽可能减小退耕还林工程对个别生态系统服务造成的损失。由于本研究中仅涉及 3 个生态系统服务功能指标,结果会具有一定程度的局限性。但依然可以体现出土地利用的转变是各项生态服务变化的驱动因素,有助于为研究区土地利用科学管理决策提供参考。在日后的进一步研究中,应增加更多的生态系统服务功能进行综合评估,使研究结果更加科学合理,贴近实际。

4 结论

(1) 1980—2010 年,研究区土地利用/土地覆被情况变化显著,其中林地和建设用地面积分别增加了 31.52 km²,0.65 km²,耕地、草地和水域的面积分别减少了 2.49 km²,27.32 km²,2.36 km²;

(2) 研究区 30 年间碳储量值略有增加,2010 年总碳储量值比 1980 年增加 2 万 t,林地的碳储量增加最为明显,30 年间增加了约有 4 万 t,固碳效果显著;不同土地利用类型碳储存能力从大到小的排序分别为林地>草地>耕地。

(3) 研究区 30 年间土壤保持量整体上以增加为主,林地面积不到全流域的 7%,其各年土壤保持量大约占整个流域的 50%~60%,体现了林地对于生态系统土壤保持的重要意义;耕地土壤保持能力明显低于林地和草地。

(4) 研究区 30 年间水源涵养量略有减少,不同土地利用/土地覆被类型的水源涵养量各有不同,且与当年降雨量关系密切。

参考文献:

- [1] 张振中,苏斌. 陕西黄土高原生态重建理论体系探讨[J]. 国土与自然资源研究,2010(3):52-53.
- [2] 刘建军,崔宏安,王得祥,等. 延安市张梁试区退耕地植被自然恢复与多样性变化[J]. 西北林学院学报,2002,17(3):8-11.
- [3] 刘国彬,上官周平,姚文艺,等. 黄土高原生态工程的生态成效[J]. 中国科学院院刊,2017,32(1):11-19.
- [4] 张琨,吕一河,傅伯杰. 黄土高原典型区植被恢复及其对生态系统服务的影响[J]. 生态与农村环境学报,2017,33(1):23-31.
- [5] 李屹峰,罗跃初,刘纲,等. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响:以密云水库流域为例[J]. 生态学报,2013,33(3):726-736.
- [6] 陈海鹏,窦苗. 基于 InVEST 模型的云南小江流域生态系统碳储量及空间格局研究[J]. 安徽农业科学,2017,45(12):51-54.
- [7] 胡胜,曹明明,刘琪,等. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比[J]. 地理研究,2014,33(12):2393-2406.
- [8] 李天宏,郑丽娜. 基于 RUSLE 模型的延河流域 2001—2010 年土壤侵蚀动态变化[J]. 自然资源学报,2012(7):1164-1175.
- [9] 包玉斌. 基于 InVEST 模型的陕北黄上高原生态服务功能时空变化研究[D]. 西安:西北大学,2015.
- [10] 余新晓,周彬,吕锡芝,等. 基于 InVEST 模型的北京山区森林水源涵养功能评估[J]. 林业科学,2012,48(10):1-5.
- [11] 沈中原,李占斌,朱冰冰,等. 基于 GIS 的流域土地利用地形分异性特征研究[J]. 西安理工大学学报,2009,25(1):28-32.
- [12] 李敏. 基于 InVEST 模型的生态系统服务功能评价研究:以北京延庆为例[D]. 北京:北京林业大学,2016.
- [13] 张岩,袁建平,刘宝元. 土壤侵蚀预报模型中的植被覆盖与管理因子研究进展[J]. 应用生态学报,2002,13(8):1033-1036.
- [14] 谢红霞,杨勤科,李锐,等. 延河流域水土保持措施减蚀效应分析[J]. 中国水土保持科学,2010,8(4):13-19.
- [15] 史建国,严昌荣,何文清,等. 黄河流域潜在蒸散量时空格局变化分析[J]. 干旱区研究,2007,24(6):41-46.
- [16] 高歌,陈德亮,任国玉,等. 1956—2000 年中国潜在蒸散量变化趋势[J]. 地理研究,2006,25(3):378-387.
- [17] 郭兆元. 陕西土壤[M]. 北京:科学出版社,1992.
- [18] 彭怡. InVEST 模型在生态系统服务功能评估中的应用研究:以四川汶川地震灾区为例[D]. 北京:中国科学院研究生院,2010.
- [19] 傅斌,徐佩,王玉宽,等. 都江堰市水源涵养功能空间格局[J]. 生态学报,2013,33(3):789-797.
- [20] 罗西超. 黄土高原淤地坝建设现状及其发展思路[J]. 中国水土保持,2016(9):24-25.
- [21] 孙新章,谢高地,甄霖. 泾河流域退耕还林(草)综合效益与生态补偿趋向[J]. 资源科学,2007,29(2):194-200.
- [22] 范建忠,李登科,周辉. 陕西省退耕还林固碳释氧价值分析[J]. 生态学杂志,2013,32(4):874-881.
- [23] 亢伟. 大理河流域坡面水土保持措施减沙作用及其变化过程研究[D]. 西安:西安理工大学,2008.
- [24] Changhong Su, Bojie Fu. Evolution of ecosystem services in the Chinese Loess Plateau under climatic and land use changes[J]. Global and Planetary Change, 2013,101(1):119-128.
- [25] Bojie Fu, Shuai Wang, Changhong Su, et al. Linking ecosystem processes and ecosystem services [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2013,5(1):4-10.
- [26] Hua Zheng, Yifeng Li, Brian E Robinson, et al. Using ecosystem service trade-offs to inform water conservation policies and management practices [J]. Frontiers in Ecology & the Environment, 2016,14(10):527-532.
- [27] 李琰,李双成,高阳,等. 连接多层次人类福祉的生态系统服务分类框架[J]. 地理学报,2013,68(8):1038-1047.