1990—2017 年喀斯特自然保护区土地利用变化对生境质量的影响

黄贤峰[1]，杨永菊[2]，武 艺[3]，高亚红[4]，顾羊羊[5]，袁忠民[6]

(1. 贵州省环境科学研究设计院，贵州 贵阳 550081；2. 河南理工大学 测绘与国土信息工程学院，河南 焦作 454003；3. 中国电建集团贵阳勘测设计研究院有限公司，贵州 贵阳 550081；4. 南京铱迅信息技术股份有限公司，江苏 南京 210000；5. 环境保护部南京环境科学研究所，江苏 南京 210042；6. 贵州省义龙新区农林水务和移民局，贵州 义龙 562409)

摘 要：[目的] 探讨自然保护区生境质量变化规律及其影响因素，为制定有效的区域生态保护政策提供科学依据。[方法] 基于 Landsat 系列影像数据，采用生境质量估算模型与土地利用转型生境贡献率，以贵州省兴义市坡岗自然保护区为例，分析土地利用变化对不同功能分区生境质量的影响并定量评估退耕还林还草政策情景对生境质量改善效果。[结果] 1990—2017 年自然保护区土地流转主要发生在草地和耕地转为林地、其他类型转为草地和林地间。28 a 保护区平均生境质量提高 15.71%，且呈现先增加后减少的趋势。1990 年保护区平均生境质量表现为：缓冲区＞核心区＞试验区，2001 年以后转换为：核心区＞缓冲区＞试验区。在退耕还林还草政策情景下，坡岗自然保护区平均生境质量从当前情景的 0.88 提高到 0.92，生境质量改善。[结论] 坡岗自然保护区的建立、退耕还林还草工程的实施以及人类活动的增加是影响保护区生境质量变化的主要原因。

关键词：土地利用变化；InVEST-Habitat Quality 模型；生境贡献率；坡岗自然保护区

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2018)06-0345-07 **中图分类号**：F301.1

文献参数：黄贤峰，杨永菊，武艺，等. 1990—2017 年喀斯特自然保护区土地利用变化对生境质量的影响[J]. 水土保持通报，2018，38(6)：345-351. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2018.06.052. Huang Xianfeng, Yang Yongju, Wu Yi, et al. Land use change and its impact on habitat quality in karst nature reserve from 1990 to 2017[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(6): 345-351.

Land Use Change and Its Impact on Habitat Quality in Karst Nature Reserve from 1990 to 2017

HUANG Xianfeng[1], YANG Yongju[2], WU Yi[3], GAO Yahong[4], GU Yangyang[5], YUAN Zhongmin[6]

(1. *Guizhou Institute of Environmental Sciences Research and Design, Guiyang, Guizhou* 550081, *China*; 2. *School of Surveying and Land Information Engineering, He'nan Polytechnic University, Jiaozuo, He'nan* 454003, *China*; 3. *Guiyang Engineering Corporation Limited, Power Construction Corporation of China, Guiyang, Guizhou* 550081, *China*; 4. *Nanjing Yixun Information Technology Co., Ltd., Nanjing, Jiangsu* 210000, *China*; 5. *Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Environmental Protection, Nanjing, Jiangsu* 210042, *China*; 6. *Bureau of Agriculture, Forestry, Water and Domestic Immigration, Yilong, Guizhou* 562409, *China*)

Abstract: [Objective] The changes of habitat quality and its affecting factors in the nature reserve were studied for the formulation of effective local ecological protection policies. [Methods] Taking the Pogang nature reserve in Xingyi City of Guizhou Province as an example, based on the images of Landsat-5 TM, Landsat-7 ETM$^+$, Landsat-8 OLI, and combining ArcGIS with ENVI software, we used habitat quality estimation model and habitat quality contribution rate of land use transformation to analyze the land use change and its impact on habitat quality from 1990 to 2017 and to quantitatively assess the effect of the policy of grain for green on the improvement of habitat quality. [Results] The land transformation of reserve mainly occurred from grassland and cultivated land to forest land, and from other land types to grassland and forest land from 1990 to 2017. During the past 28 years, the overall habitat quality of the reserve showed a

收稿日期：2018-05-21 **修回日期**：2018-06-08

资助项目：国家重点研发计划项目“区域生态安全综合评估预警技术与示范”(2017YFC0506606)；“西南生态安全格局调控技术途径与措施”(2016YFC0502106)；河南理工大学创新型科研团队项目(T2018-4)；河南省教育厅人文社科基金(2017-ZZJH-199)

第一作者：黄贤峰(1983—)，男(汉族)，贵州省黔南州人，硕士，高级工程师，主要从事自然保护区遥感监测。E-mail：44431482@qq.com。

通讯作者：顾羊羊(1991—)，男(汉族)，江苏省常州市人，硕士，主要从事生态遥感研究。E-mail：gyy@nies.org。

trend of first increase and subsequent decrease. The increase was by 15.71% in comparison with the value in 1990. The average habitat quality of the reserve in 1990 was ranked as: buffer area>core area>pilot area; whereas the average habitat quality of the reserve after 2001 was the core area>buffer area> pilot area. As the policy of grain for green was carried out, the average habitat quality index of Pogang Nature Reserve increased significantly from 0.88 to 0.92. [Conclusion] The establishment of Pogang Nature Reserve, the implementation of the reforestation project and the increase of human activities are the main reasons for the change of the habitat quality.

Keywords: land use change; InVEST-Habitat quality model; habitat quality contribution rate; Pogang nature reserve

生境是指不同物种的生活环境,它不仅包含物种生存的必要因素,而且也涉及物种存活所相关的其它生态因子[1]。生境质量能有效反映区域生物多样性的高低,比如生境质量的破碎、退化和丧失会直接导致生物多样性的降低[2],评估生境质量变化过程是制定有效的生物多样性保护措施的基础。土地利用变化是人类活动强度的直接表征,被认为是影响区域生境质量变化的主要驱动力。大型工程建设[3]、城市规模扩张[4-5]、耕地面积增加[6]等土地利用变化都会对生境质量造成影响。相关研究表明自 17 世纪工业革命以来,全球 39%的陆地生境被耕地和城市所侵占,另外有 37%的生境受到退化和破碎化的威胁[7]。自然保护区作为现有自然资源最为丰富的地区之一,对于维持区域内生物多样性和连通性以保证各种物质流、能流及信息流的传递具有重要作用。同时,研究自然保护区成立前后生境质量变化及主要影响因素,可为保护区生态保护与管理决策的进一步优化提供理论依据。国内外学者采用不同方法对区域生境质量进行分析。Valero 等[8]采用河岸带植被指数(riparian forest quality index, QBR)和河流生境指数(fluvial habitat index, IHF)评估河流生境状况。相关学者在蒲河流域基于层次分析法构建河流生境质量评价体系并分析与水质的响应关系[9]。Tang 等[10]采用综合指标法评估鄱阳湖地区土地利用变化对水鸟迁徙生境适宜性的影响。近年来 InVEST (integrated valuation of environmental services and tradeoffs)模型由于能够有效分析物种空间分布状况及其环境,并将威胁源的空间分布作为影响因子的生境适宜度模型,已经成为新的研究热点[2,11-12],被广泛运用在生境质量评价[2]、水源供给[13]、土壤侵蚀[14]等生态系统服务领域。InVEST-Habitat Quality 评估模型可以将土地利用/覆被与胁迫源联系起来,并根据不同生境对胁迫源的响应情况,评估不同土地利用/覆被的生境分布和退化。该方法数据容易获取,无需野外详细物种调查,能够快速评估区域生境质量。张大智等[2]运用 InVEST 模型研究南四湖流域土地利用变化对生境质量影响;Terrado 等[15]基于 InVEST 模型研究流域生境质量格局变化并模拟未来不同情景对生境质量的影响;陈妍等[11]计算北京主要威胁源对生境退化影响并评估生境质量变化。InVEST-Habitat Quality 模型能够为生物多样性保护和土地资源开发利用的权衡决策提供量化参考,是实现区域生态可持续发展的有力决策工具。目前坡岗自然保护区研究内容主要集中在保护区的物种调查[16]和乡村旅游[17],缺乏通过分析多期生境质量变化评估保护区管理成效方面的研究。因此,本文以贵州省西南典型喀斯特石漠化区——兴义市坡岗自然保护区为例,基于 GIS 和 RS 技术,结合 Landsat 影像数据,利用 InVEST-Habitat Quality 模型和土地利用转型生境贡献率,旨在研究 1990—2017 年保护区建立前后(保护区 1997 年批准成立)土地利用变化及其对生境质量的影响,并评估保护区管理成效。模拟预测退耕还林还草政策情景下自然保护区生境质量变化,为保护区的科学管理提供参考。

1 研究区概况

坡岗州级喀斯特森林和野生动物自然保护区位于贵州省兴义市城东 15 km,1997 年经贵州省黔西南州州委批准成立。保护区位于东经 104°59′41″—105°05′41″,北纬 24°55′42″—25°06′44″,面积 211.74 km^2。东与安龙县万峰湖镇接壤,南同兴义市巴结镇毗邻,西抵顶效镇楼纳办事处,北与郑屯镇郑屯村接壤。保护区海拔 759～1 590 m,属中亚热带季风性湿润气候,年均降雨量 1 520.9 mm,夏季降雨量约占年降雨量的 50%至 55%。年均气温在 16～20 ℃,土壤类型主要为红壤与黄壤,2017 年森林覆盖率达 88.62%。坡岗自然保护区是中国同纬度喀斯特地貌资源保存最为完整区域之一,主要保护对象为喀斯特森林植被和国家二级保护动物猕猴群落。保护区为典型喀斯特地貌,受地层相变、新构造抬升及河流强烈切割的影响,地貌类型复杂,主要有峰丛峡谷、峰丛洼地、峰林洼地及石林 4 种类型。

2　数据来源与研究方法

2.1　数据来源与处理

采用中高分辨率的 Landsat 系列遥感图像,涉及 TM,ETM$^+$,OLI 传感器(遥感影像来源于 http://glovis.usgs.gov),研究坡岗自然保护区生境质量动态变化。为获取研究区 1990—2017 年土地利用覆被的动态变化,选取保护区建立前后的 1990,2001,2009 和 2017 年 4 个时期为代表年份,每个时期选择 2 景并且云量覆盖率低的影像(表 1)。根据《基于碳收支的中国土地覆被分类系统》[18] 的标准,将坡岗自然保护区土地利用/覆被类型分为:林地、草地、湿地、耕地、人工表面和其他类型,其中其他类型主要包括裸岩、裸土等地类。使用遥感图像处理软件 ENVI 5.1 对 4 个时期的遥感影像进行预处理,如波段合成、裁剪、重采样等。根据实地采样点和纹理信息,采用支持向量机分类方法对影像进行监督分类,针对分类结果结合人—机交互方式,对错分的类型进行目视判读,修改得到研究区 4 期土地利用覆被类型的空间分布。

表 1　Landsat 系列卫星影像信息

年 代	1990 年	2001 年	2009 年	2017 年
日 期	1990-04-30 1990-09-05	2001-08-02 2001-11-22	2009-02-21 2009-11-04	2017-03-23 2017-07-29
数据源类型	Landsat-5 TM	Landsat-5 TM	Landsat-7 ETM$^+$	Landsat-8 OLI
分辨率	(30 m×30 m)	(30 m×30 m)	(30 m×30 m)	(30 m×30 m)

2.2　生境质量模型

InVEST-Habitat Quality 模型用于评估威胁来源对生境的负面影响,计算研究区生境的退化程度,并参考生境的适宜性和退化程度计算生境质量[11]。将土地利用类型中相应类型定义为生境,根据研究区土地利用/覆被特点将生境类型归为林地、草地、湿地、耕地、农村居民点、交通用地和裸土/裸岩。生境退化度反映人类活动(即威胁源)对生境造成的影响,定义交通用地、耕地和农村居民点为坡岗自然保护区生境的威胁源。生境退化度由 5 个因素决定:不同的威胁源权重(ω_r)、威胁源强度(r_y),威胁源对生境每个栅格的影响(i_{rxy})、生境抗干扰水平(β_x)以及每种生境对不同威胁源的相对敏感度(S_{jr}),5 个影响因素的阈值范围 0～1[19]。假设威胁源的影响随距离增加呈现线性衰减趋势,通过公式(1)和公式(2)计算生境类型 j 中栅格 x 的退化度。

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^{R}\sum_{y=1}^{Y_r}(\omega_r/\sum_{r=1}^{R}\omega_r)r_y r_{rxy}\beta_x S_{jr} \quad (1)$$

$$i_{rxy}=1-(d_{xy}-d_{r\max}) \quad (2)$$

式中:r——生境的威胁源;y——威胁源 r 中的栅格;d_{xy}——栅格 x(生境)与栅格 y(威胁源)的距离;$d_{r\max}$——威胁源 r 的影响范围。

生境中每个栅格的生境质量取决于 2 个因素:①自身作为生境的适宜情况,即生境适宜度,阈值范围 0～1;②公式(1)中计算的生境退化度。假设生境质量好的区域生物多样性丰富,生境质量的空间分布代表生物多样性的空间分布。基于土地利用/覆被类型,生境质量计算公式如下:

$$Q_{xj}=H_j\{1-[D_{xj}^z/(D_{xj}^z+k^z)]\} \quad (3)$$

式中:Q_{xj}——土地利用类型 j 中栅格 x 的生境质量;D_{xj}——土地利用类型 j 中栅格 x 的生境退化度;H_j——土地利用类型 j 的生境适合度;k——半饱和常数,取 D_{xj} 最大值的 1/2;z——模型默认参数。

生境模型主要参数有威胁源的最大影响范围及权重、生境适宜度、不同威胁源的敏感性等。根据 InVEST模型指导手册(InVEST VERSION 3.3.2 User's Guide)的模型参考值及相关文献[2,11,19],参数值分别列于表 2—3。自然保护区作为重要物种栖息地和自然生态系统保留地,将林地、河流湿地的生境适宜度阈值定为 1。越接近自然系统的生境适宜度越大,越接近纯人工环境生境适宜性越小。因此,将草地定为 0.75,耕地定为 0.40,其余用地类型为 0。

表 2　威胁源的属性

威胁源	最大影响距离/km	权重
交通用地	3	1.0
耕地	8	0.7
农村居民点	5	1.0

表 3　不同生境类型对威胁因子的敏感性

生境类型	生境适宜度	交通用地	耕地	农村居民点
林地	1.00	0.60	0.80	0.85
草地	0.75	0.25	0.45	0.50
湿地	1.00	0.45	0.65	0.70
耕地	0.40	0.10	0.30	0.35
农村居民点	0	—	—	—
交通用地	0	—	—	—
裸岩/裸地	0	—	—	—

2.3 土地利用转型生境贡献率

土地利用转型生境贡献率是指某一种土地利用类型发生转型从而导致区域生境质量发生改变的比率,该方法可为深入分析土地利用转型对区域生境质量的影响奠定基础,有利于探讨区域生境质量变化的主导因素[20]。其表达式为:

$$CLHQ=(HQ_{t+1}-HQ_t)/S_c/S \quad (4)$$

式中:CLHQ——土地利用转型生境贡献率; HQ_{t+1}, HQ_t——某种土地利用转型所反映的转型初期和转型土地利用类型所具有生境质量指数; S_c——该变化类型的面积; S——保护区总面积。

3 结果与分析

3.1 保护区土地利用及转型变化

3.1.1 保护区土地利用变化 由图 1 可知,保护区 4 期土地覆被类型中林地、草地和耕地分布最为广泛。其中,2017 年坡岗自然保护区林地、草地和耕地面积分别为 153.29,33.41 和 20.06 km^2,3 种类型面积占整个保护区面积的 97.65%,其他类型用地面积为 0.56 km^2,占保护区面积比例仅为 0.26%。人工表面和湿地面积分别为 3.55 和 0.87 km^2,分别占保护区面积的 1.68%和 0.41%(表 4)。

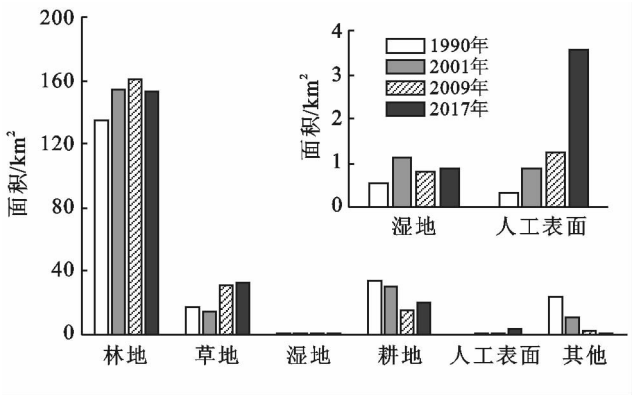


图 1 1990—2017 年坡岗自然保护区各地类面积变化

表 4 1990—2017 年坡岗自然保护区各地类面积及其变化 km^2

时 期	林地	草地	湿地	耕地	人工表面	其他
1990 年	134.74	17.88	0.53	33.94	0.34	24.30
2001 年	153.81	14.53	1.12	30.66	0.87	10.75
2009 年	160.64	31.32	0.81	15.46	1.23	2.30
2017 年	153.29	33.41	0.87	20.06	3.55	0.56
1990—2001 年	19.07	−3.35	0.59	−3.28	0.53	−13.55
2001—2009 年	6.83	16.80	−0.31	−15.20	0.36	−8.45
2009—2017 年	−7.34	2.09	0.07	4.61	2.32	−1.74
1990—2017 年	18.55	15.53	0.34	−13.88	3.21	−23.74

1990—2001 年,保护区林地面积增加最大为 19.07 km^2,湿地和人工表面面积分别增加了 0.59 和 0.53 km^2,其他类别、草地和耕地面积分别减少了 13.55,3.35,3.28 km^2。2001—2009 年,保护区草地面积增加最多为 16.80 km^2,其次是林地和人工表面,面积分别为 6.83,0.36 km^2。耕地面积减少最多为 15.20 km^2,其次是其他类型与湿地,面积分别为 8.45,0.31 km^2。2009—2017 年,保护区耕地面积增加最多为 4.61 km^2,其次是人工表面、草地和湿地,面积分别为 2.32,2.09,0.07 km^2。总体来看,1990—2017 年保护区林地、草地、湿地和人工表面呈现增加趋势,耕地和其他类型呈现减少趋势。具体来说,林地、草地、人工表面和湿地分别增加 18.55,15.53,3.21 和 0.34 km^2,其他类型和耕地面积分别减少 23.74 和 13.88 km^2,其中其他类型面积减少量最大,与 1990 年相比减少了 97.70%。

3.1.2 土地利用转型分析 基于 4 期土地利用/覆被类型数据,利用 ArcGIS 的空间分析功能对不同时期的土地利用类型进行叠加分析,得到研究区 4 个时期土地转移矩阵(表 5)。从土地利用转移矩阵来看,主要表现为:1990—2001 年,土地利用类型转移主要存在耕地转林地、草地转林地、其他类型转林地以及其他类型转耕地,共有 32.1 km^2 的用地转为林地,以及 11.75 km^2 的其他类型转为耕地。2001—2009 年,分别具有 10.54 km^2 的草地转为林地、7.88 km^2 的耕地转为林地以及 14.30 km^2 的耕地转为草地,同时有 8.85 km^2 的林地转为草地。2009—2017 年,土地利用转移主要发生在林地转草地、林地转耕地和草地转耕地,分别转移 13.15,5.81,6.50 km^2。总体上,1990—2017 年,保护区土地转移主要发生在草地转林地、耕地转林地、其他类型转草地和其他类型转林地,分别转移 9.69,13,12.77,6 km^2。

表 5　1990－2017 年坡岗自然保护区土地利用转移矩阵　　km^2

项 目	用地类型	林地	草地	湿地	耕地	人工表面	其他
1990—2001 年面积	林地	121.70	7.61	0.45	3.04	0.19	1.75
	草地	8.35	2.78	0.17	4.27	0.09	2.22
	湿地	0.21	0.04	0.28	0.00	0.00	0.01
	耕地	17.90	2.08	0.13	11.49	0.22	2.12
	人工表面	0.04	0.01	0.00	0.11	0.17	0.01
	其他	5.60	2.01	0.09	11.75	0.20	4.65
2001—2009 年面积	林地	138.83	8.85	0.18	5.40	0.20	0.36
	草地	10.54	2.96	0.04	0.79	0.07	0.12
	湿地	0.28	0.07	0.55	0.04	0.00	0.18
	耕地	7.88	14.30	0.01	7.14	0.59	0.75
	人工表面	0.18	0.21	0.00	0.14	0.32	0.03
	其他	2.93	4.93	0.03	1.94	0.05	0.87
2009—2017 年面积	林地	140.47	13.15	0.11	5.81	1.08	0.04
	草地	8.92	15.12	0.00	6.50	0.69	0.09
	湿地	0.06	0.07	0.63	0.04	0.00	0.00
	耕地	3.47	4.19	0.06	6.72	0.91	0.11
	人工表面	0.09	0.21	0.00	0.19	0.70	0.04
	其他	0.28	0.68	0.08	0.80	0.17	0.28
1990—2017 年面积	林地	124.47	6.76	0.26	2.41	0.72	0.13
	草地	9.69	6.59	0.09	1.14	0.26	0.11
	湿地	0.07	0.04	0.40	0.02	0.00	0.00
	耕地	13.00	7.15	0.09	11.76	1.72	0.23
	人工表面	0.03	0.10	0.00	0.07	0.12	0.01
	其他	6.00	12.77	0.04	4.67	0.72	0.09

3.2　保护区生境质量变化分析

坡岗自然保护区平均生境质量呈现先增加后减少的趋势。保护区平均生境质量从 1990 年的 0.76 增加到 2009 年的 0.90,然后降低到 2017 年的 0.88,优于保护区设立前的生境质量,28 a 平均生境质量提高 15.71%(表 6),生境质量整体上呈现改善趋势。其中试验区平均生境质量提高最大,从 1990 年 0.74 增加到 2017 年的 0.86,28 a 间增加了 17.34%。其次是核心区,从 1990 年 0.78 增加到 2017 年的 0.90,28 a 间增加了 15.15%。

缓冲区平均生境质量提高较慢,从 1990 年 0.79 增加到 2017 年的 0.89,28 a 间增加了 13.57%。总体来看,1990 年缓冲区平均生境质量最好,其次是核心区与试验区;2001 年以后核心区平均生境质量最好,其次是缓冲区,最后是试验区。坡岗自然保护区生境质量空间分布如图 2 所示。

表 6　1990－2017 年坡岗自然保护区平均生境质量变化

项 目	1990 年	2001 年	2009 年	2017 年	1990—2001 年		2001—2009 年		2009—2017 年		1990—2017 年	
					变化量	变化率/%	变化量	变化率/%	变化量	变化率/%	变化量	变化率/%
核心区生境质量	0.78	0.87	0.92	0.90	0.09	11.85	0.05	5.42	−0.02	−2.35	0.12	15.15
缓冲区生境质量	0.79	0.86	0.91	0.89	0.07	8.47	0.06	6.98	−0.02	−2.13	0.11	13.57
试验区生境质量	0.74	0.82	0.88	0.86	0.08	11.02	0.06	7.79	−0.02	−1.95	0.13	17.34
整体生境质量	0.76	0.84	0.90	0.88	0.08	10.64	0.06	6.85	−0.02	−2.12	0.12	15.71

3.3　土地利用转型对生境质量的影响

根据土地利用类型转移矩阵并结合公式(4)计算出各土地利用转移对区域生境质量影响的贡献度(表 7)。由表 7 可知,提高坡岗自然保护区生境质量的土地利用转移主要发生在耕地转林地、其他类型转林地和其他类型转草地,转化面积分别为 13.00,6.00 和 12.77 km^2,而其他类型向草地转化的贡献率最高达到 4.28%;其中还包括草地转林地和耕地转草地。降

低坡岗自然保护区生境质量的土地利用转型主要存在林地转草地和林地转耕地，转化面积分别为6.76，2.41 km^2；其中还包括草地转耕地以及耕地转人工表面。

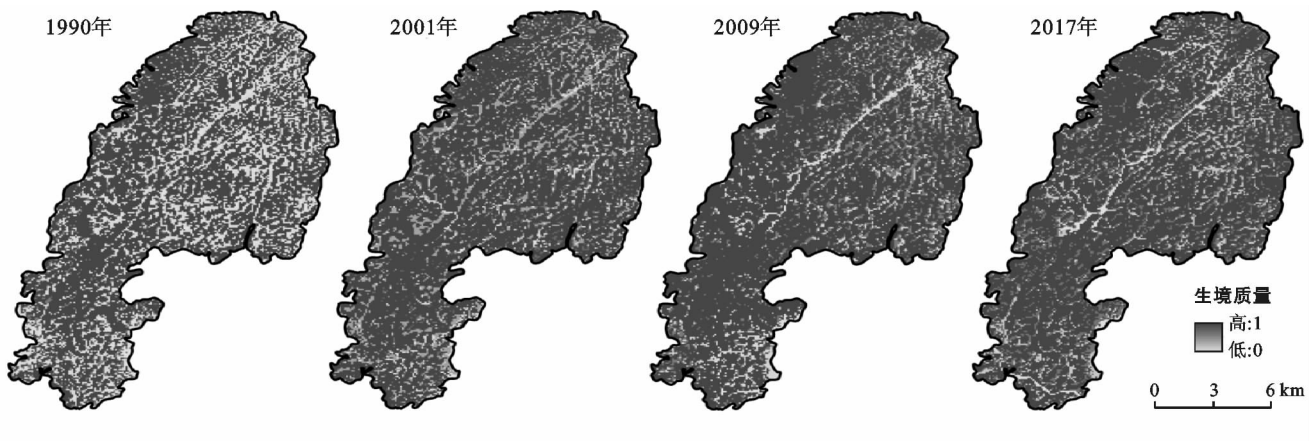


图 2 1990—2017 年坡岗自然保护区生境质量空间分布

表 7 影响生境质量变化的主要土地利用转移类型及贡献率

生境质量提高			生境质量降低		
土地利用类型变化	变化面积/km^2	贡献率/%	土地利用类型变化	变化面积/km^2	贡献率/%
草地转林地	9.69	1.03	林地转草地	6.76	−0.75
耕地转林地	13.00	3.58	林地转耕地	2.41	−0.59
耕地转草地	7.15	1.23	草地转耕地	1.14	−0.19
其他转林地	6.00	2.60	耕地转人工表面	1.72	−0.31
其他转草地	12.77	4.28			
合 计	48.61	12.72	合 计	12.03	−1.84

1997 年兴义市坡岗自然保护区成立以后，石漠化治理成果显著，28 a 间共减少 97.70%的裸岩裸土等其他类型用地。2002 年贵州省全面实行退耕还林还草工程，截止 2017 年保护区林地、草地面积分别增加了 18.55 和 15.53 km^2，耕地面积减少了 13.88 km^2，2017 年森林覆盖率达到 88.62%，生境质量呈现提高趋势。随着保护区人类活动逐渐增加，28 a 间人工表面面积共增加了 3.21 km^2，该区域生境质量也呈现降低趋势。总体而言，坡岗自然保护区同时存在生境质量提高与生境质量降低两种趋势，生境质量提高的趋势远大于生境质量降低的趋势，保护区生境质量增加显著。

3.4 生态保护情景下生境质量变化

通过近 28 a 土地利用转移生境质量影响贡献度研究表明，坡岗自然保护区以裸岩裸土为主的其他类型用地显著减少，保护区采取的封山育林措施、减少柴薪砍伐以及退耕还林还草工程取得积极成效。同时保护区内道路改扩建、村庄搬迁和耕地面积的增加威胁着保护区的生境质量。因此，有针对性地采取退耕还林还草以及控制人类活动规模可以增加生境质量、维护生物多样性。退耕还林还草情景假设区域人类活动规模不扩大，将自然保护区内的坡度大于 25° 以上的耕地全部转为林地，其他耕地转为草地。运用 InVEST 模型模拟生态保护政策情景下对自然保护区生境质量的提升效果，在退耕还林还草工程实施情景下，坡岗自然保护区平均生境质量指数从当前情景的 0.88 提高到保护情景下的 0.92，平均生境质量指数提高 4.54%，生境质量改善。

4 讨论与结论

4.1 结 论

(1) 1990—2017 年坡岗自然保护区林地、草地、湿地和人工表面面积呈现增加趋势，耕地和其他类型面积呈现减少趋势。其中以裸岩、裸土为主的其他类型面积减少量最大，与 1990 年相比减少 97.70%。保护区土地转移主要发生在草地转林地、耕地转林地、其他类型转草地和其他类型转林地。

(2) 1990—2017 年坡岗自然保护区平均生境质量呈现先增加后减少的趋势，28 a 保护区平均生境质量提高 15.71%。1990 年保护区建立前缓冲区平均

生境质量最高,其次是核心区与试验区,2001 年保护区建立后核心区平均生境质量最高,其次是缓冲区,最后是试验区。

(3) 坡岗自然保护区同时存在生境质量提高和生境质量降低两种趋势,但生境质量提高趋势远大于生境质量降低的趋势。坡岗自然保护区的建立、退耕还林还草工程的实施以及保护区人类活动的增加是导致保护区生境质量改变的主要原因。在生态保护实施情景下,坡岗自然保护区平均生境质量指数从当前情景的 0.88 提高到 0.92,生境质量改善。

4.2 讨 论

生境质量变化与土地利用/覆被变化有着密切联系,其中人类活动干扰和退耕还林还草工程影响较大。保护区内道路改扩建以及耕地面积的增加等人类活动导致威胁地类对生境适宜性的负面影响加强。同时受封山育林和退耕还草还林工程实施影响,坡岗自然保护区大量的其他类型、耕地转为草地和林地,提高自然植被覆盖率,使得生境质量不断提高。坡岗自然保护区同时存在生境质量提高与生境质量降低两种趋势,由于其他类型和耕地转草地和林地的面积大于生境退化面积,故保护区生境质量呈现增加趋势。本文采用 InVEST 模型对自然保护区进行研究,模型的参数设置参考其他专家学者的相关研究成果,若能在喀斯特坡岗自然保护区进行指标实地采集与验证,评估结果将更加可靠。

[参 考 文 献]

[1] 刘华, 蔡颖, 於梦秋, 等. 太湖流域宜兴片河流生境质量评价[J]. 生态学杂志, 2012, 31(5): 1288-1295.

[2] 张大智, 孙小银, 袁兴中, 等. 南四湖流域 1980—2015 年土地利用变化及其对流域生境质量的影响[J]. 湖泊科学, 2018, 30(2): 349-357.

[3] Li Guangdong, Fang Chuanglin, Wang Shaojian. Exploring spatiotemporal changes in ecosystem-service values and hotspots in China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 545/546: 609-620.

[4] 刘爱琳, 匡文慧, 闫慧敏, 等. 2000—2015 年城市和工矿用地扩张对净初级生产力的影响[J]. 干旱区地理, 2017,40(4): 805-816.

[5] 乔旭宁,顾羊羊,邹长新,等.基于夜间灯光数据的太湖流域城镇扩张对净初级生产力的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(16): 5883-5893.

[6] 杨洋, 黄庆旭, 章立玲. 基于 DMSP/OLS 夜间灯光数据的土地城镇化水平时空测度研究:以环渤海地区为例[J]. 经济地理, 2015, 35(2): 141-148,168.

[7] Ellis E C, Goldewijk K K, Siebert S, et al. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000[J]. Global Ecology & Biogeography, 2010, 19(5): 589-606.

[8] Valero E, Álvarez X, Picos J. An assessment of river habitat quality as an indicator of conservation status: A case study in the Northwest of Spain[J]. Ecological Indicators, 2015, 57(C): 131-138.

[9] 王琼, 范志平, 李法云, 等. 蒲河流域河流生境质量综合评价及其与水质响应关系[J]. 生态学杂志, 2015, 34(2): 516-523.

[10] Tang Xuguang, Li Hengpeng, Xu Xibao, et al. Changing land use and its impact on the habitat suitability for wintering Anseriformes in China's Poyang Lake region[J]. Science of the Total Environment, 2016, 557/558:296-306.

[11] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究:以北京为例[J]. 北京大学学报:自然科学版, 2016, 52(3): 553-562.

[12] 巩杰, 马学成, 张玲玲, 等. 基于 InVEST 模型的甘肃白龙江流域生境质量时空分异[J]. 水土保持研究, 2018, 25(3): 191-196.

[13] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 等. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化[J]. 应用生态学报, 2013, 24(1): 183-189.

[14] 周彬, 余新晓, 陈丽华, 等. 基于 InVEST 模型的北京山区土壤侵蚀模拟[J]. 水土保持研究, 2010, 17(6): 9-13,19.

[15] Terrado M, Sabater S, Chaplin-Kramer B, et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning[J]. Science of the Total Environment, 2016,540(1): 63-70.

[16] 张华海, 龙启德, 廖德平. 兴义坡岗自然保护区综合科学考察集[M]. 贵州 贵阳: 贵州科技出版社, 2006.

[17] 王丹竹. 贵州乡村旅游开发的战略构想:以兴义市坡岗为例[J]. 兴义民族师范学院学报, 2011(1): 15-17, 22.

[18] 张磊, 吴炳方, 李晓松, 等. 基于碳收支的中国土地覆被分类系统[J]. 生态学报, 2014, 34(24): 7158-7166.

[19] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST VERSION User's Guide[M]. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2016.

[20] 胡锋, 安裕伦, 赵海兵. 基于土地利用转型视角的"亚喀斯特"区域生态环境效应研究:以黔中部分地区为例[J]. 地球与环境, 2016, 44(4): 447-454.