

文章编号:1001-4810(2007)02-0137-07

基于景观生态学的喀斯特生态脆弱 区土地利用/覆被变化评价 ——以贵州猫跳河流域为例

彭建¹, 蔡运龙^{2,3}, 王秀春^{2,3}

(1. 中央民族大学管理学院, 北京 100081; 2. 北京大学环境学院资源与环境地理学系, 北京 100871;
3. 地表过程与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要:通过运用遥感、地理信息系统以及全球卫星定位系统等技术手段,借助于景观生态学中的景观格局指数以及构建生态价值指数,对位于贵州中部典型喀斯特地区的猫跳河流域1973年以来的土地利用/覆被变化及其对整个区域生态环境状况的影响以及近30年来土地利用的合理性进行了评价。研究表明,在过去的30年间,研究区的土地覆被发生了显著的变化,并对区域的生态环境造成了深刻的影响。1973—1990年,猫跳河流域的景观趋于破碎化,斑块总数从3 438个增加到3 619个,生态服务价值指数从3 626.58降低到3 343.47,土地利用具有明显的不可持续性;1990—2002年,猫跳河流域的景观破碎度降低,斑块数量从1990年的3 619个减少到3 312个,整个流域的生态服务指数从3 343.47上升到3 738.4,生态环境质量开始向好的方向发展。

关键词:土地利用/覆被变化;喀斯特地区;生态环境效应;景观格局指数;猫跳河流域

中图分类号:F301.2

文献标识码:A

自从1995年国际地圈与生物圈计划(IGBP)和国际全球变化人文因素计划(IHDP)共同推出LUCC计划以来,区域土地利用/覆被变化的生态环境效应就一直一直是国际LUCC研究的重要内容之一^[1,2]。对于LUCC的生态环境效应,一般主要从宏观和微观两个角度开展广泛研究。微观的LUCC效应研究主要是借助于物理、化学、生物学的理论方法,研究土地利用/覆被变化对土壤质量^[3,4]、土壤侵蚀^[5~7]、水文水资源^[8,9]等造成的影响。宏观的LUCC效应研究则主要聚焦于对区域生态环境质量的影响^[10~13],对于进行科学合理的土地利用决策具有更直接的现实意义。喀斯特地区是典型的生态环境脆弱区^[14],同时也是国

际LUCC区域案例研究的薄弱地区^[15]。不论是在理论上还是在现实中,对喀斯特地区土地利用/覆被变化所造成的生态环境效应应给予足够的重视。但迄今为止,只有少数学者关注喀斯特地区土地利用/覆被的动态变化过程^[16~20],而且对其区域生态环境的宏观效应的研究明显不足。土地利用/覆被变化会显著影响区域生态系统的生态服务功能。目前,对喀斯特地区的不同生态系统类型的生态服务功能研究不多,主要集中在喀斯特森林的生态服务功能方面。一般认为,喀斯特森林的生态服务功能主要由生态效益(气候调节、干扰调节、水分调节、水分供给、侵蚀控制、土壤形成、营养循环、废物处理和生物控制)、经济效益

基金项目:国家自然科学基金重点项目(编号:40335046)

第一作者简介:彭建(1975—),男,博士,讲师,主要从事土地利用/覆被变化、旅游地理学等方面的研究。E-mail: pengkarst75@yahoo.com.cn.

收稿日期:2006-11-07

(实物生产、原材料和基因源)和社会效益(娱乐和文化价值)等组成^[25]。利用景观格局指数评价喀斯特地区土地利用/覆被变化过程,有助于从宏观上揭示不同类型生态系统服务价值的变化过程与趋势。

1 研究区概况

猫跳河是长江的二级支流,位于中国西南贵州省的中部地区,流域总面积约 3 116km²,涉及到 9 个县、市、区,共计 46 个乡镇。这里盛行亚热带高原季风气候,多年平均气温 14~15℃,年降水量介于 1 100~1 400mm 之间。地带性植被为亚热带常绿阔叶林,由于长期的人类干扰和破坏,流域内的原生植被早已破坏殆尽。20 世纪 70 年代初,全流域人口不足 65 万,到 2002 年,增加到 112 万,人口密度约 374 人/km²。新中国成立后,为了开发猫跳河蕴藏的丰富水能资源,先后修建了 6 个梯级电站,并因此而形成了红枫湖、百花湖两个较大的人工湖泊。改革开放以前,猫跳河流域经济结构单一,农业在国民经济中占据绝对优势。十一届三中全会以后,经济发展速度明显加快,由单一的农业经济发展成为农、工、商、建、运、服等综合发展的经济结构。农业在国民生产总值中的比例逐渐下降,工业和第三产业稳步上升。由于流域内蕴藏着丰富的矿产资源,采掘业在工业结构中具有重要地位,尤其是清镇和修文两县、市的铝土矿开采规模较大,并在一定程度上影响到流域土地覆被状况。

2 数据与方法

2.1 数据

采用 3S(RS、GIS、GPS)集成技术获取猫跳河流域土地覆被信息,遥感解译的比例尺为 1:100 000,该比例尺下面积小于 2mm×2mm 的斑块忽略不计。以研究区 1973 年的 Landsat-MSS 影像(分辨率 57m)、1990 年和 2002 年的 Landsat-TM 影像(分辨率均为 25m)为数据源,于 2004 年 4 月、7 月以及 11 月先后 3 次对猫跳河进行了详细的地面调查,建立 148 个解译标志点,在 Arcgis 平台下通过目视解译首先提取研究区 2002 年的土地覆被信息,然后依次与 1990 年和 1973 年的遥感影像叠加,进行图斑的修改,从而获得 3 个时期的土地覆被图(图 1、图 2、图 3)。由于 MSS 影像和 TM 影像的空间分辨率有较大差异,解译中运用

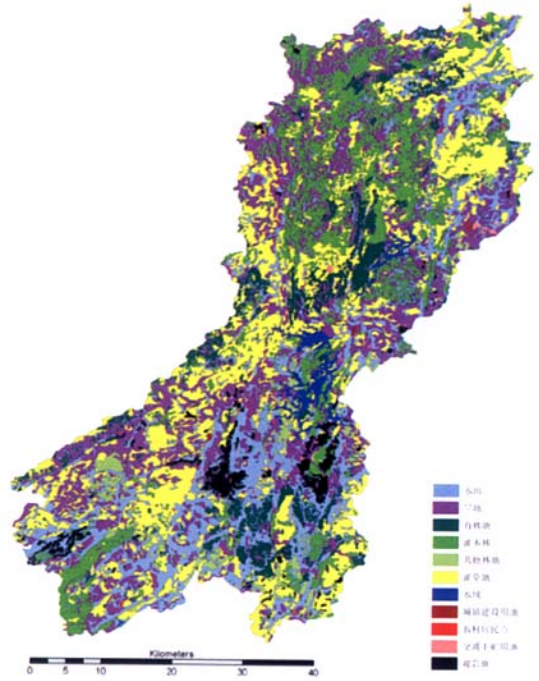


图 1 1973 年土地覆被图
Fig. 1 Land covers in 1973

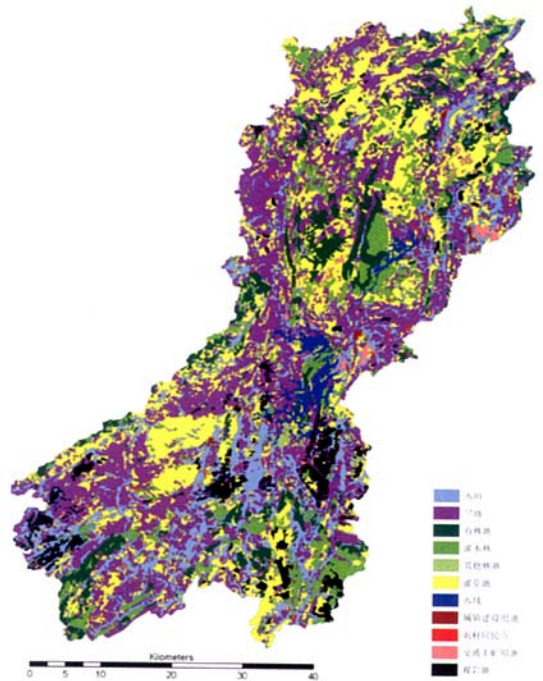


图 2 1990 年土地覆被图
Fig. 2 Land covers in 1990

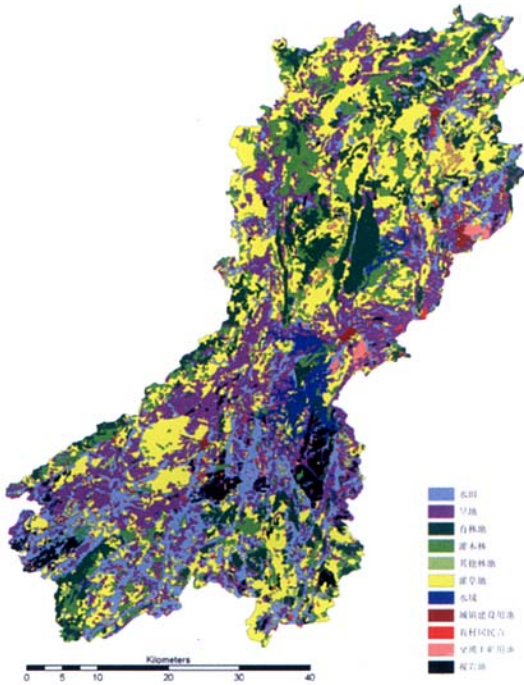


图3 2002年土地覆被图
Fig. 3 Land covers in 2002

率,细分出水田、旱地、有林地、灌木林、园地、灌草地、水域、城镇用地、交通工矿用地、农村居民点以及裸岩地等11个二级地类。

景观格局指数是当前区域尺度上进行土地利用/覆被变化的生态效应评价的主要方法,包括斑块、斑块类型以及景观等3个级别共50多项指标^[22]。本文选取了斑块(Patch)类型级别和景观(Landscape)级别中生态意义较为明显的部分指标,其中,斑块级别的指标包括斑块类型面积(CA)、斑块数目(NP)、斑块所占景观面积比例(PLAND)、平均斑块大小(AREA-MN)、斑块面积方差(AREA-SD)以及斑块周长面积分维数(PAFRAC)等6项;景观级别指标主要是斑块数(NP)、平均斑块大小(AREA-MN)、斑块面积标准差(AREA-SD)、周长面积分维指数(PAFRAC)、Shannon多样性指数(SHDI)等5项,具体计算通过FRAGSTATS(3.3版)实现(表1、表2、表3)。

Costaaza 等人将全球生态系统划分为16大类26小类;将生态系统服务功能划分为17种,并以此为基础对全球生态系统的服务价值进行了估算^[23]。随后,谢高地等根据我国的实际情况,提出了中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值的计算标准(表4)^[24]。为了深入评价土地覆被变化对区域生态服务功能的影响,本文构建了生态价值指数(Ecological Value Index,简称EVI)。EVI在数值上等于各斑块类型的面积比重乘以其相对生态服务价值指数再求和。为了便于生态价值指数的计算和比较,将生态服务价值较低的荒漠的相对价值视为1,森林、草地、农田、湿地以及水体的相对价值分别为52、17、16、146、547。在猫跳河流域案例研究中,城镇建成区因几乎完

研究区1973年的地形图进行了辅助解译,尽量提高解译质量。借助Erdas软件中的精度评价模块,结合在研究区详实的实地调查,解译精度符合要求,3个时期的Kappa指数分别为0.81、0.86、0.88。

2.2 方法

土地覆被分类方面,采用中科院资源环境信息数据库的6大类分类法,把研究区的土地覆被分为耕地、林地、灌草地、水域、建设用地以及难利用地等6个一级地类。根据猫跳河流域的地面特征和影像分辨

表1 猫跳河流域1973—1990年土地覆被景观格局指数变化表(10m×10m分辨率)
Tab. 1 The change of landscape pattern index of Maotiaohe catchment from 1973-1990

指数	耕地		林地		草地		水域	建设用地			难利用地 (裸岩地)
	水田	旱地	有林地	灌木林	其它林地	灌草地		城镇用地	农村居民点	交通工矿用地	
CA(hm ²)	-10 970	26 906	3 337	-21 975	-5 983	-1 863	323	190	1 817	1 652	6 600
PLAND	-3.52	8.63	1.07	-7.06	-1.92	-0.61	0.1	0.06	0.58	0.53	2.12
NP	138	-6	-140	-408	-104	421	16	0	156	35	73
AREA-MN(hm ²)	-47.76	39.92	46.23	5.62	-14.6	-75.58	-20.75	31.55	2.15	14.3	-5.36
AREA-SD(hm ²)	-495.61	174.09	-40.03	-494.21	-53.75	24.1	-141.92	33.57	3.06	54.48	-81.9
PAFRAC	-0.05	0.05	-0.09	-0.15	0.09	-0.03	0.03	-0.04	0	-0.09	
EVI _i	81.76		-411.32		-10.37		54.7	0			2.12

表2 猫跳河流域1990—2002年土地覆被景观格局指数变化表(10m×10m分辨率)

Tab. 2 Change of vegetation cover pattern index at Maotiaohe catchment from 1990-2002

指数	耕地		林地		草地		水域	建设用地			难利用地 (裸岩地)
	水田	旱地	有林地	灌木林	其它林地	灌草地		城镇用地	农村居民点	交通工矿用地	
CA(hm ²)	6 179	-30 583	9 884	2 261	-3	10 318	1 473	864	2 641	1 490	-4 526
PLAND	1.98	-9.84	3.17	0.73	0	3.34	0.48	0.27	0.85	0.47	-1.45
NP	-35	-137	29	-38	7	-380	22	0	213	29	-17
AREA-MN(hm ²)	15.95	-20.69	24.52	10.96	-5.62	78.88	-6.06	144.07	1.28	4.77	-21.58
AREA-SD(hm ²)	80.19	-212.67	99.59	69.94	-33.73	506.15	46.38	111.37	3.55	8.21	-2.22
PAFRAC	-0.05	-0.11	0	0	-0.09	-0.06	0.03		-0.19	0.26	0.02
EVI _i	-125.76		202.8		56.78		262.56	0			-1.45

表3 猫跳河流域不同时期土地覆被格局的生态效应评价

Tab. 3 Evaluation on the ecological effect of vegetation cover pattern at Maotiaohe river basin in different periods

指数	1973年	1990年	2002年
NP	3 438	3 619	3 312
AREA-MN	90.65	86.13	94.11
AREA-SD	566.87	443.43	535.93
PAFRAC	1.55	1.52	1.47
SHDI	1.80	1.78	1.86
EVI _i	3 626.58	3 343.47	3 738.4

全被水泥覆盖,生态服务价值忽略不计;裸岩地归入荒漠中,猫跳河流域没有较典型的大面积湿地,故湿地也不计入。计算公式如下:

$$EVI_i = v_i \times r_i$$

$$EVI = \sum_{i=1}^m (v_i \times r_i)$$

式中,EVI_i是地类*i*的生态价值指数;EVI是整个区域总的生态价值指数;*v_i*是某一土地覆被类型的相对生态服务价值;*r_i*是地类*i*在整个研究区中的面积百分比;*m*是地类数量。

表4 中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值(元/hm²·a)

Tab. 4 Ecological service value of different terrestrial ecosystems in China (yuan/hm²·a)

生态服务价值	森林	草地	农田	湿地	水体	荒漠
绝对价值	19 334.0	6 404.7	6 114.3	54 179.3	202 975.4	371.4
相对价值	52	17	16	146	547	1

(据谢高地,2003)

3 结果分析

3.1 1973—1990年的LUCC效应

1973年至1990年,猫跳河流域水田面积从57 779hm²减少到46 809 hm²,占流域的面积比重也从18.54%下降到13.02%。尽管面积在减少,但水田的斑块数却从457个增加到595个,说明这一期间由于降水量的减少,原来较大的水田斑块发生了分离,致使斑块数量增加;平均斑块的大小也从126.43hm²减少到78.67 hm²,斑块之间的面积差异也趋于减小,斑块面积标准差从926.13 hm²减小到430.52 hm²。同时,伴随着斑块数的增多,水田斑块的复杂性下降,分维数从1.68降低到1.63。旱地的变化过程相反,快速增加的人口需要更多的耕地,致使旱地由于

开荒而大幅扩张,占全流域的面积比重从22.41%提高到31.04%。尽管面积增幅较大,但旱地的斑块数却从695减少到689,说明此期间出现了斑块合并,斑块的平均面积变大,且大小斑块之间的差异增大,与此同时,斑块形状变得更加复杂性,分维数从1.52上升到1.57。

林地方面,尽管20世纪70和80年代毁林开荒的情况较多,但由于较早就制定了森林法,流域内的乔木林得到较好的保护。有林地面积从22 903hm²增加到26 240 hm²,森林覆盖率从7.35%提高到8.42%,斑块数从390个变为250个,说明乔木林在较好的保护下发生了扩大合并,斑块平均面积从58.73hm²增加到104.96hm²,分维数从1.59减少到1.50。这一期间,灌木林由于毁林开荒和砍伐柴禾,面积从53 186

hm²减少到31 211hm²,占流域面积的百分比下降了近7个百分点。同时,斑块数从881个锐减至473个,这主要是一些面积较小的灌木林被砍伐所致,伴随着零碎地块的消失,灌木林斑块的分维数减小,斑块的复杂程度降低。由于经营体制转变等原因,1973—1990年间,园地面积锐减,从1973年的7 475hm²减少到1 492 hm²,斑块数也从144个减少为40个,减少的主要是一些面积较小的茶园。同时,一些较大的国营茶场面积也在缩小,致使这期间茶园的斑块大小从51.91 hm²减小到37.31 hm²,茶园之间的面积差异随之缩减,但茶园的形状并未随着面积和面积的减少而变得简单,而是变得更加复杂,分维数从1.45上升到1.54。

灌草地面积略有减少,从84 009hm²减为82 146 hm²。减少的灌草地大多被开垦为耕地,同时也有相当一部分林地和耕地转化为灌草地(林地转化为灌草地主要是由于伐木为薪所致,而耕地转化为灌草地则主要是由于那些远离农户、管理不便且地力低下的耕地被弃耕所致)。由于在此期间灌草地的转入和转出变化较大,致使灌草地的斑块数量变化较大,从1973年的514个增加到935个,斑块平均面积减小,说明灌草地由于强烈的人为活动变得更加破碎,斑块的复杂性减低,分维数从1.58变为1.55。

水域在此期间有所增加,占流域面积的百分比从1973年的2.04%上升到1990年的2.14%。同时,斑块数也在同步增加,从1973年仅有的56处增加到72处,说明尽管在此期间降水量减少,但由于对农业水利设施建设的重视,山塘水库的数量增加,导致水域面积扩大。水域的平均大小减少,面积标准差也从570.08 hm²降低为428.16hm²,说明水域斑块之间的大小趋于均一。

建设用地方面,城镇用地、农村居民点以及交通工矿用地等的面积均发生增加。除了城镇用地外,农村居民点和交通工矿用地的斑块数均明显增加。1973年,全流域有农村居民点(在遥感影像上可辨认的)191处,交通工矿用地26处,到1990年分别增加到347处和61处。城镇用地、农村居民点以及交用地平均斑块大小分别从49.41hm²、6.87hm²、22.28hm²增加到80.96hm²、9.02hm²、36.58hm²,斑块之间的面积大小差别一致性增大。农村居民点的斑块形状复杂程度有所降低,分维数从1.96降低到1.92。

裸岩地在这15年间发生了显著的扩张,从7 918 hm²增加到14 518hm²,占流域面积的比重也从

2.54%提高到4.66%。斑块数从1973年的78处增加到151处,说明石漠化面积在空间上不断蔓延,分布地域更加广泛。斑块的平均大小增加,但斑块之间的差异度减小,斑块的复杂程度随之减小,分维数从1973年的1.54减小到1990年的1.45。

3.2 1990—2002年的LUCC效应

这一时期,水田的面积增加,2002年全流域的水田面积增加到52 988hm²,比1990年净增46 809hm²,占流域面积的比重也从15.02%增加到17.00%。1990年水田斑块数有595个,至2002年减少至560个,主要是由于降水量的增加,新出现的水田将原来较小的斑块连接成较大的斑块。斑块的平均面积增大,面积标准差增大,说明这一期间水田斑块间的差异扩大,斑块复杂程度降低,分维数从1.63降至1.58。旱地面积大幅减少,从1973年的96 746 hm²减少到66 163 hm²,占流域面积的比重也随之下降到21.20%。斑块数也从689个减少到552个,说明由于耕地的撂荒使得那些原本较小的旱地斑块转化为别的地类。斑块的平均面积减小,斑块大小趋向均一。分维数从1.57降低到1.46,斑块复杂度降低。

有林地增速加快,增幅明显大于前一时期。在严格的森林保护政策约束下和在生态保护工程建设力度加大后,2002年,全流域的有林地从26 240 hm²迅速增加到36 124 hm²,森林覆盖率也提高到11.59%。同时,有林地的斑块数也从1990年的250个增加到279处,斑块平均面积增大,斑块之间的大小差别也在扩大。由于农村土地的人口压力相对减小,灌木林得到恢复,面积有所扩大,2002年灌木林面积从31 211 hm²增加到36 124 hm²,斑块数从473减少到435个,说明由于灌木林面积的扩大,原本分离的斑块被连到一起,形成更大的斑块,这从这一时期斑块的平均面积和面积标准差变化中可以看出。伴随着茶园的流进流出,其它林地的总面积变化不大,但斑块变得更加破碎,斑块之间的大小差异缩小,斑块复杂程度也发生降低,分维数从1.54减小到1.45。

灌草地面积从1990年的82 146 hm²增加到2002年的92 464 hm²,占流域面积的比重也从26.35%上升到29.69%。在面积增加10 000余公顷的情况下,灌草地的斑块数却出现了大幅的减少,这主要是大量耕地撂荒后,使得许多面积较小的灌草地相连成片所致。灌草地斑块的平均面积显著增大,1990年平均大小为87.86 hm²,面积标准差为554.27,而到2002年分别增加到166.74 hm²和1 960.42 hm²,斑块之间的

差异扩大。同时,斑块的复杂程度下降,从1.55减小到1.45。

在降水增加和农业水利设施改善的情况下,猫跳河流域的水域面积显著增加。1990年,水域面积仅为6 685 hm²,到2002年增至8 158 hm²。同时,斑块数量也增加到94个,比1990年多了22处,说明这一期间仍有新的山塘水库等水利设施增加。水域斑块的平均面积减小,但面积标准差却增大,这主要是因为新增加的水域主要是小型的山塘水库。斑块的复杂程度有所增加,分维数从1.66上升到1.69。

建设用地在这一期间的变化和前一时期比较类似,无论是斑块面积还是数量上均出现了明显的增加,年平均增速显著快于前一时期。2002年,城镇用地、农村居民点以及交通工矿用地分别从1990年的486 hm²、3 129 hm²、2 231 hm²增加到1 350 hm²、5 770 hm²、3 721 hm²。1990年,全流域的农村居民点有347处,至2002年增至560处;交通工矿用地也从61处增至90处。斑块的平均面积和标准差均扩大,说明斑块之间的大小差异进一步扩大。从分维数来看,农村居民点从1.92降低到1.73,斑块复杂程度降低;交通工矿用地从1.55上升到1.81,复杂程度增加。

由于人口压力减小,以及生态环境保护力度的加强,猫跳河流域的裸岩地出现了缩减。从1990年的14 518 hm²减少为2002年的9 992 hm²,在流域中的面积份额也随之下降到3.21%,下降了1.45个百分点。同时,斑块的数目也出现了减少,说明一些裸岩地斑块通过生态恢复已转变为草地甚至灌木林等地类。斑块的平均面积显著减小,从96.15 hm²减为74.57 hm²,但差异度变化不大。斑块的复杂程度有所提高,分维数从1.45增加到1.47。

4 结论与讨论

(1)从1973—1990年的,猫跳河流域的景观趋于破碎化,斑块总数从3 438个增加到3 619个,斑块的平均面积从90.65 hm²减小到86.13 hm²,斑块面积标准差从566.87 hm²减小到443.43 hm²,说明斑块总体上变得更小、更加均一。斑块的复杂程度降低,分维数从1.55降低到1.52。从Shannon多样性指数来看,由于斑块面积最小的建设用地出现了显著的扩大,致使整个流域的斑块多样性降低。生态服务价值指数从3 626.58降低到3 343.47,说明在食物安全驱动下的荒地开垦、灌木林砍伐以及建设用地扩展,已经明显

地损害了流域的生态服务功能,这一期间的土地利用方式具有明显的不可持续性。

(2)在1990—2002年的12年间,猫跳河流域的景观破碎度降低,斑块数量从1990年的3 619个减少到3 312个,伴随着一些同类斑块的合并,斑块的平均面积也从86.13 hm²增加到94.11 hm²,同时,斑块之间的大小差异扩大,面积标准差从1990年的443.43 hm²增加到535.93 hm²。尽管某些地类的斑块复杂程度有增有减,但流域整体的复杂程度持续降低,分维数从1990年的1.52减小到1.47,景观的多样性出现了增加。伴随着水体、林地以及草地等生态服务价值较高的地类的增加,整个流域的生态服务指数也从3 343.47上升到3 738.4,说明上世纪90年代,由于农村劳动力转移、严格有力的生态环境保护措施的实施,使得整个流域的生态环境质量开始向好的方向发展。

(3)生态价值指数基本上能评价流域土地利用/覆被变化的总体生态效应。但需要指出的是,作为方法层面的探讨,文中采用了谢高地的研究结果进行计算,其结果仍较为粗糙。研究区的生态价值指数的准确计算有赖于喀斯特地区各不同生态系统生态服务价值的深入研究。

参考文献

- [1] Turner II, B. L. etc. land-use and land-cover change science / research plan[R]. IHDP report No. 7, 1995.
- [2] Lambin, E. F. etc. Land-use and land-cover change (LUCC) implementation strategy[N]. IGBP report No. 48 and IHDP report No. 10, 1999.
- [3] 刘纪远, 王绍强, 陈晓明, 等. 1990~2000年中国土壤碳氮蓄积量与土地利用变化[J]. 地理学报, 2000, 59(4): 483—496.
- [4] 傅伯杰, 郭旭东, 陈利顶, 等. 土地利用变化与土壤养分的变化——以河北省遵化县为例[J]. 生态学报, 2001, 21(6): 926—931.
- [5] 傅伯杰, 邱杨, 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.
- [6] 张燕, 等. 不同土地利用方式下农地土壤侵蚀与养分流失[J]. 水土保持通报, 2003, 23(1): 23—27.
- [7] 朱连奇, 许叔明, 陈沛云, 等. 山区土地利用覆被变化对土壤侵蚀的影响[J]. 地理研究, 2003, 22(4): 432—438.
- [8] 史培军, 袁艺, 陈晋, 等. 深圳市土地利用变化对流域径流的影响[J]. 生态学报, 2001, 21(9): 1041—1050.
- [9] 邓慧平, 李秀彬, 陈军峰, 等. 流域土地覆被变化水文效应的模拟——以长江上游源头区校磨河为例[J]. 地理学报, 2003, 58(1): 53—62.
- [10] 史培军, 潘耀忠, 陈晋, 等. 深圳市土地利用覆盖变化与生态环

- 境安全分析[J]. 自然资源学报, 1999, 4(4): 293-299.
- [11] 史培军, 宋长青, 景贵飞, 等. 加强我国土地利用覆盖变化及其对生态环境安全影响的研究——从荷兰“全球变化开放科学会议”看人地系统动力学研究的发展趋势[J]. 地球科学进展, 2002, 17(2): 161-168.
- [12] 莫宏伟, 任志远, 谢红霞, 等. 农牧交错区土地利用动态与生态效应变化——以榆阳区为例[J]. 干旱区地理, 2005, 28(3): 352-356.
- [13] 张银辉, 罗毅, 刘纪远, 等. 内蒙古河套灌区土地利用变化及其景观生态效应[J]. 资源科学, 2005, 27(2): 141-146.
- [14] 杨明德. 论喀斯特环境的脆弱性[J]. 云南地理环境研究, 1990, 2(1): 21-29.
- [15] 蔡运龙. 自然地理学的创新视角[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2000b, 36(4): 576-582.
- [16] 张惠远, 赵昕奕, 蔡运龙, 等. 喀斯特山区土地利用变化的人类驱动机制研究——以贵州省为例[J]. 地理研究, 1999, 18(2): 136-142.
- [17] 廖亦眉, 刘燕华等. 喀斯特土地石漠化的图谱分析与生态重建[J]. 农业工程学报, 2004, 20(6): 266-271.
- [18] 胡宝清, 廖亦眉, 严志强, 等. 基于RS和GIS的喀斯特石漠化驱动机制分析——以广西都安瑶族自治县为例[J]. 山地学报, 2004, 22(5): 583-590.
- [19] 万军, 蔡运龙. 应用线性光谱分离技术研究喀斯特地区土地覆被变化——以贵州省关岭县为例[J]. 地理研究, 2003, 22(4): 439-446.
- [20] 路云阁, 蔡运龙, 许月卿. 基于遥感技术和GIS的小流域土地利用/覆被变化分析[J]. 地理科学进展, 2002, 24(1): 79-87.
- [21] 肖笃宁. 景观生态学与环境可持续发展. 见: 肖笃宁, 景观生态学研究进展. 湖南科学技术出版社, 1999: 35-39.
- [22] 卢玲, 李新. 黑河流域景观结构分析[J]. 生态学报, 2001, 21(8): 1217-1224.
- [23] Costanza, R. R. Arge, R. Groot et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, vol. 386: 253-260.
- [24] 谢高地, 鲁春霞, 冷允治, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003(2): 189-196.
- [25] 李阳兵, 王世杰, 周德全. 茂兰岩溶森林的生态服务研究[J]. 地球与环境, 2005, 33(2): 39-44.

Assessment on land use/cover change in karst areas based on landscape ecology—A case study at Maotiaohe river basin, Guizhou, China

PENG Jian¹, CAI Yun-long^{2,3}, WANG Xiu-chun^{2,3}

(1. School of Management, Central University for Nationality, Beijing 100081, China;

2. Department of Resource, Environment and Geography, Environmental School, Peking University, Beijing 100871, China;

3. Laboratory of Earth Surface Processes and Modeling, Ministry of Education, Beijing 100871, China)

Abstract: Land use/cover change has been one of the key issues of international LUCC community since mid 1990s. However, the land use/cover change and its effects in karst areas with fragile ecosystems and dramatic land use change have not been attached enough importance, as almost turns out to be a vacant field in international LUCC research. By utilizing the integrated techniques of RS, GIS, and GPS, and employing pattern index in landscape ecology and new-established ecological value index (*EVI*), the authors made a case study on the land use/cover change and its effect on the eco-environmental quality at Maotiaohe river basin, and also evaluated the rationality of land use over the past 30 years. The results show that the land covers have experienced dramatic change, which brought deep influence on regional eco-environment. From 1973 through 1990, the landscape in the study area tended to be more and more fragmented with the number of patches increasing from 3438 to 3619, and the *EVI* decreasing from 3626.58 in 1973 to 3343.47 in 1990, which implies the land use in the period was not sustainable. From 1990 to 2002, the landscape in the study area became less fragmented, and the number of total patches decreased from 3619 in 1990 to 3312 in 2002. As a result, the Ecological Value Index increased from 3343.47 to 3738.40, and the general eco-environmental quality tended to be better. Besides, the case study demonstrates that the *EVI* put forward by the authors in the paper can well describe the ecological effect of land cover change on regional scale, which makes the index systems more perfect.

Key words: Land use/cover change; Karst areas; Ecological effect; Landscape pattern index; Maotiaohe river basin