

重庆市长寿区景观格局和生态服务价值变化

易武英¹, 苏维词^{1,2}, 李孝坤¹

(1. 重庆师范大学 地理与旅游学院, 重庆 400047; 2. 贵州省科学院 山地资源研究所, 贵州 贵阳 550001)

摘要: 土地利用是自然与人文交互作用的结果, 土地利用变化不仅影响景观格局, 还对生态系统服务有一定影响。基于 RS 和 GIS 技术, 以重庆市长寿区为例, 在研究土地利用变化的基础上, 选取和计算景观指数, 分析长寿区景观格局变化; 运用生态服务价值理论, 分析了 2002—2009 年长寿区生态服务价值变化情况。结果表明, 该区 7 a 间景观斑块总数有所增多, 其中有林地、灌木林、城镇用地、居民用地斑块数目增加; 水田、旱地、未利用地斑块数目减少; 长寿区整体景观多样性和破碎度指数略有增大, 说明该区景观多样化、破碎化程度有所提高。2002—2009 年长寿区生态系统总服务价值从 1.91×10^9 元增加到 1.97×10^9 元, 净增加 6.10×10^7 元, 其中林地对生态服务价值贡献率最大, 这反映了长寿区的生态环境有所改善。

关键词: 景观格局变化; 生态系统服务价值; 长寿区

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2012)05-0093-04

中图分类号: K903

Landscape Patterns and Ecosystem Service Values Change in Changshou District of Chongqing City

YI Wu-ying¹, SU Wei-ci^{1,2}, LI Xiao-kun¹

(1. School of Geographic Science, Chongqing Normal University, Chongqing 400047, China;

2. Research Institute of Mountainous Resources, Guizhou Academy of Sciences, Guiyang, Guizhou 550001, China)

Abstract: Land use is a result from the interaction between nature and human. Land use change affects not only landscape pattern change, but also ecosystem service value. By taking Changshou District of Chongqing City as an example, landscape indexes were selected and calculated, and landscape pattern change of the district was analyzed using RS and GIS technologies. The theory of ecosystem service values was used to analyze the change of ecosystem service values of Changshou District from 2002 to 2009. Results showed that the total patch number for the landscape increased somewhat in seven years, and the patch areas and numbers of forest land, brush, town and residential land increased, while the patch areas and numbers of paddy, dry land and unused land decreased. The landscape diversity and landscape fragmentation index of the district increased slightly. Besides, the valuation of the ecosystem service of Changshou District ascended from 191 million yuan to 197 million yuan in the past seven years, with a net ascendant value of 61 million yuan, in which wood land played a greater role in ecosystem service values. The result showed that the ecological environment had been improved somewhat.

Keywords: change of landscape pattern; ecosystem service value; Changshou District

土地利用变化是目前全球变化研究的重要内容^[1]。土地利用是人和自然交叉最为密切的环节^[2], 不仅引起生态环境的变化, 而且对生态系统服务功能有着重要的影响。研究土地利用背景下的生态系统服务价值的变化具有重要意义^[3]。

生态系统服务是指通过生态系统结构、过程和功

能获得直接或间接的生命支持产品和服务^[4], 目前对生态服务价值的评估是生态学和生态经济学研究的热点问题^[5-6]。1997 年, Costanza 在《自然》杂志上发表《度量世界生态系统服务和自然资本的价值》, 奠定了生态系统服务价值评价原理和方法的基础。谢高地等^[7]在 Costanza 已有的研究成果基础上对中国陆

收稿日期: 2011-09-21

修回日期: 2011-11-20

资助项目: 国家“十二五”科技支撑计划专题“草海湿地生态系统恢复与重建关键技术研究示范”(2011BAC02B02); 教育部人文社会科学规划基金项目“三峡库区乡村聚落演变与空间优化研究”(11YJAZH049)

作者简介: 易武英(1987—), 女(汉族), 湖南省邵阳市人, 在读硕士, 主要从事区域生态环境与可持续发展研究。E-mail: yiwuyingsy@163.com。
通信作者: 苏维词(1965—), 男(苗族), 湖南省绥宁市人, 研究员, 主要研究领域生态环境与可持续发展。E-mail: suweici@sina.com。

地生态系统进行了研究,考虑生物当量因子的影响,得到中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值的系数,并对西藏生态资产进行核算。此后,众多学者针对不同生态系统^[8-10],不同研究区^[11-12],采用不同方法^[13-14]对生态系统服务价值进行了大量研究,而把景观格局分析与生态系统服务价值耦合的研究并不多见。

本文基于 2002—2009 年长寿区土地利用变化的分析,运用景观生态学理论和生态系统服务价值理论,选取并计算景观多样性指数、景观破碎度指数及景观动态度指数,分析长寿区景观空间变化特征。借鉴了前人的研究成果^[15-16],分析了长寿区 7 a 间景观格局和生态系统服务价值变化,旨在探讨长寿区景观格局及生态系统服务价值变化特征,为长寿区生态环境保护 and 重建提供参考。

1 研究区概况及数据来源和处理

1.1 研究区概况

长寿区地理坐标为东经 106°51′—107°27′,北纬 29°43′—30°14′,东北毗邻垫江县,东南邻涪陵区,西南连巴南区、江北区,西北接四川省邻水县,土地面积 1 424 km²,辖 2 个街道,16 个镇。属川东平行岭谷弧形褶皱低山丘陵区,最高海拔 1 032.4 m,最低海拔 154 m,相对高差 878.4 m。属于亚热带湿润季风气候,降水充沛,热量资源丰富,无霜期长。2009 年人口 76.8 万人,城镇化率 50.6%。

1.2 数据来源和处理

本文以 2002,2009 年 TM 遥感影像为基础数据,影像在 Erdsa 9.2 中经过几何校正、融合、裁剪、非监督分类,在 ARCVIEW 中生成矢量文件进行人工目视解译。在土地利用解译过程中,本文采用分层分类法,即在非监督判读后,得到各类型图层再进行人工判读,该方法能排除其他图层的干扰,有助于提高解译精度。

2 研究方法

基于 RS 和 GIS 技术获得研究区土地利用变化信息,在对土地利用数据分析的基础上,进一步分析研究区景观格局和生态系统服务价值变化情况。本文选取景观多样性指数、景观破碎度指数以及景观动态度 3 个景观格局指数,景观格局指数能够高度浓缩景观格局信息^[7],这种定量描述方法更有利于人们对生态环境状况的了解。

2.1 景观多样性指数

本文选取 Shannon—Weaver 多样性指数 (SHDI),

计算公式如下:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m P_i \ln P_i \quad (1)$$

式中:SHDI——Shannon—Weaver 多样性指数; P_i ——景观类型 i 所占的面积比重; m ——斑块类型数目。当 SHDI 为零时,表明整个景观由一个斑块组成;SHDI 增大时,说明斑块类型增加且斑块类型在景观中呈均衡化趋势分布。

2.2 景观类型破碎度指数

指景观要素被分割的破碎程度,反映景观空间结构的复杂性和人类活动对景观结构的影响程度。

$$LTFI = \frac{N_i}{A_i} \quad (i=1, \dots, m) \quad (2)$$

式中:LTFI——景观破碎度; N_i ——景观类型 i 的数目; A_i ——景观类型 i 的面积。

2.3 景观动态度指数

指研究区一定时间范围内某种景观类型的数量变化情况,本文采用单一景观类型动态度 (K),其表达式:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (3)$$

式中: K ——研究时段 T 内某一景观类型动态度; U_a, U_b ——研究初末期某类景观面积; T ——研究时段,通常以年为单位,得到某类景观类型的年平均变化率。

2.4 生态系统服务价值分析

2.4.1 生态服务总价值估算 自 1997 年 Costanza 在《自然》杂志上发表了《度量世界生态系统服务和自然资本的价值》一文,生态系统服务功能开始引起人们的重视, Costanza 的研究成果奠定了生态系统服务价值评价原理和方法。此后,谢高地等^[7]在 Costanza 已有的研究成果基础上对中国陆地生态系统服务价值作了进一步研究,通过咨询生态学专家,制定了生态系统生态服务价值当量因子,核算了西藏自然资产生态价值,并把生态服务分类被划分为气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成与保护、废物处理、生物多样性维持、食物生产、原材料生产、休闲娱乐共 9 类。生态系统生态服务价值当量因子是指生态系统产生的生态服务的相对贡献大小的潜在能力,定义为 1 hm² 全国平均产量的农田每年自然粮食产量的经济价值,经过综合比较分析,确定 1 个生态服务价值当量因子的经济价值等于当年全国平均粮食单产市场价值的 1/7。中国不同陆地单位面积生态服务价值如表 1 所示。生态服务价值计算公式如下:

$$V_{es} = \sum_{i=1}^m A_i \times V_a \quad (i=1, 2, \dots, m) \quad (4)$$

式中: V_{es} ——生态系统服务总价值(元); A_i ——第 i 种土地利用类型的分布面积 (hm^2); V_{ai} ——第 i 类土地利用类型单位面积生态服务价值系数 [元/($hm^2 \cdot a$)]; m ——土地利用类型数。

2.4.2 生态服务价值敏感性指数 为了检验生态系统服务价值随时间的变化情况对于价值系统的依赖程度。本文把各土地覆盖类型价值系数分别上调、下调 50%, 来衡量总生态系统服务价值的变化情况, 即生态系统服务价值对价值系数的敏感程度, 用敏感性指数来表示。生态服务价值敏感性指数(CS)计算公

式如下:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (5)$$

式中: CS——生态系统服务价值敏感性系数; ESV_j ——初始生态系统服务价值; ESV_i ——生态服务功能价值指数上调后的生态系统服务价值; VC_{jk} ——第 k 类土地利用类型初始生态服务功能价值指数; VC_{ik} ——第 k 类土地利用类型生态服务功能价值指数上调后的生态服务功能价值指数。当 CS 小于 1 时, 生态系统价值被认为是缺乏弹性的。

表 1 中国陆地生态系统生态服务价值当量因子

生态服务分类	元/ hm^2						
	森林	草地	农田	湿地	水域	未利用地	城镇工矿
气体调节	3 097.0	707.9	442.4	1 592.7	0	0	0
气候调节	2 389.1	796.4	787.5	15 130.9	407	0	0
水源涵养	2 835.1	707.9	530.9	13 715.2	18 033.2	26.5	0
废物处理	3 450.9	1 725.5	1 291.9	1 513.1	8.8	17.7	0
土壤形成与保护	1 159.2	1 159.2	1 454.2	16 086.6	16 086.6	8.8	0
生物多样性保护	2 884.6	964.5	628.2	2 212.2	2 203.3	300.8	0
食物生产	88.5	265.5	884.9	265.5	88.5	8.8	0
原材料	2 300.6	44.2	88.5	61.9	8.8	0	0
娱乐文化	1 132.6	35.4	8.8	4 910.9	3 840.2	8.8	0

3 结果与分析

3.1 土地利用及景观指数变化

2002—2009 年长寿区水田、旱地、水域、未利用地面积均有所减少, 其中水田的面积减少最为显著, 减少了 293.5 km^2 , 旱地、水域、未利用地分别减少 12.34, 18.42, 41.09 km^2 。各类型斑块数目增减情况跟面积变化情况基本一致, 有林地、灌木林、城镇用地、居民用地面积增加, 斑块数目也增加; 水田、旱地、未利用地面积减少, 斑块数目也有所减少。

经计算发现随着时间推移长寿区景观多样性指数有所增大, 2002 年 1.74, 2009 年 1.91, 增大了 0.17。2002—2009 年旱地、有林地、灌木林、居民用地、水域的破碎度都有所增大, 分别增大 0.53, 0.01, 1.14, 0.12, 居民用地破碎度增加最为显著; 水田、城镇用地、未利用地破碎度减少, 分别减少 0.30, 0.64, 1.35。7 a 间长寿区景观多样性和破碎度都有所增加。2002—2009 年各景观类型动态度如表 2 所示, 其中城镇用地动态度最大, 其次为居民用地、未利用地, 其他景观类型动态度相对比较小。

表 2 2002—2009 长寿区土地利用类型景观指数变化

土地利用类型	2002 年		2009 年		景观破碎度		
	斑块数/个	面积/ km^2	斑块数/个	面积/ km^2	2002 年	2009 年	2002—2009 年
水田	2 209	526.07	947	232.82	4.20	4.07	-0.080
旱地	1 428	193.60	1 333	181.26	7.38	7.35	-0.009
有林地	1 020	288.08	1 378	388.66	3.54	2.55	0.050
灌木林	825	1 402.66	1 532	176.77	7.52	8.67	0.087
城镇用地	47	37.56	97	158.19	1.25	0.61	0.459
居民用地	270	41.83	774	117.77	6.45	6.57	0.259
水域	81	170.85	228	152.43	0.47	1.50	-0.015
未利用地	275	55.50	52	14.41	4.96	3.61	-0.106

3.2 土地利用变化引起的生态服务价值变化

3.2.1 生态服务价值变化分析 中国陆地生态系统

生态服务当量因子表只包括 7 个一级地类计算, 因此本文把二级类型归并到一级地类中再进行生态服务

价值的核算,水田和旱地按耕地生态服务价值计算,有林地和灌木林按林地进行核算。经计算发现 2002—2009 年长寿区耕地、水域、未利用地生态服务分别减少了 1.87×10^8 , 7.49×10^7 , 1.53×10^6 元,林地生态服务价值增加了 3.24×10^8 元,总生态服务价值增加了 6.09×10^7 元。从贡献率来看,有林地 > 水域 > 耕地 > 未利用地,其实林地对长寿区生态服务价值贡献率最大,随着时间的推移耕地、水域、未利用地贡献率减少,林地增加。林地贡献率增大,一方面由于林地的生态价值系数相对大,另一方面 2001 年实施的退耕还林工程促使其他地类向林地的转换,结果

林地面积增加。长寿区各土地利用类型生态服务价值及贡献率变化情况如表 3 所示。

3.2.2 生态价值敏感性变化分析 经计算发现 2002,2009 年长寿区各土地类型的敏感指数(CS)均小于 1,说明长寿区生态服务价值相对生态价值系数缺乏弹性,且大小排序为林地 > 水域 > 耕地 > 未利用地。除林地敏感指数增大外,其他土地利用类型的敏感指数均减小,说明林地的价值系统对生态服务价值具有放大作用。表 4 显示未利用地敏感指数非常小,表明未利用地价值系数变化对长寿区生态服务价值的变化影响不大。

表 3 2002—2009 年长寿区生态系统服务价值变化

土地利用类型	生态服务价值/元			生态服务价值贡献率/%		
	2002 年	2009 年	变化量	2002 年	2009 年	变化量
水田	3.22×10^8	1.42×10^8	-1.79×10^8	16.88	7.24	-9.64
旱地	1.18×10^8	1.11×10^8	-7.55×10^6	6.21	5.63	-0.58
有林地	5.57×10^8	7.51×10^8	1.94×10^8	29.22	38.20	8.98
灌木林	2.12×10^8	3.42×10^8	1.30×10^8	11.12	17.38	6.25
城镇用地	0	0	0	0	0	0
居民用地	0	0	0	0	0	0
水域	6.95×10^8	6.20×10^8	-7.49×10^7	36.46	31.52	-4.94
未利用地	2.06×10^6	5.35×10^5	-1.53×10^6	0.11	0.03	-0.08
总计	1.91×10^9	1.97×10^9	6.09×10^7	—	—	—

表 4 2002—2009 年长寿区生态系统服务价值敏感度

土地利用类型	生态系统服务价值(EVS)/元		敏感指数(CS)	
	2002 年	2009 年	2002 年	2009 年
耕地 VC+50%	21 260 498.22	20 935 393.16	0.230 860	0.128 718
耕地 VC-50%	16 860 219.94	18 403 583.82		
林地 VC+50%	22 905 311.66	25 135 500.30	0.403 450	0.555 786
林地 VC-50%	15 215 406.50	14 203 476.68		
水域 VC+50%	22 535 140.55	22 769 640.32	0.364 608	0.315 224
水域 VC-50%	15 585 577.61	16 569 336.66		
未利用地 VC+50%	19 070 665.43	19 672 164.43	0.001 081	0.000 272
未利用地 VC-50%	19 050 052.73	19 666 812.55		

4 结论

本文采用谢高地等制定的中国陆地生态系统生态服务价值当量因子系数,核算了 2002,2009 年长寿区生态系统服务价值。景观结构和景观异质性的变化对生态系统服务具有一定影响,生态服务优劣也间接反映了景观结构的优劣。

(1) 研究区景观结构以耕地和林地为主,研究期间生态服务总价值有所增加,其中林地生态服务价值增加,其他地类都减少。林地对生态服务价值的贡献率由 2002 年的 40.34% 上升到 2009 年的 45.58%,其

他地类的生态服务价值贡献率都有所下降。长寿区各土地利用类型敏感度均小于 1,表明长寿区生态服务价值相对生态价值系统缺乏弹性,计算结果是可信的。

(2) 7 a 间长寿区景观斑块总数略有增加,有林地、灌木林、居民用地、水域斑块数目增加,景观破碎度指数增加;水田、旱地、未利用地斑块数目减少,景观破碎度指数降低;长寿区整体景观多样性和破碎度指数有所增加,表明景观异质性程度有所提高,景观向多样化、破碎化程度发展,研究区景观异质性增强。

(下转第 102 页)

- [4] Gram S. Economic valuation of special forest products: An assessment of methodological shortcomings[J]. Ecological Economics, 2001,36:109-117.
- [5] 和爱军, 箕输光博. 可持续森林经营当中的资本评价理论和方法[J]. 中南林业调查规划, 2001, 20(2): 60-62.
- [6] 侯元兆, 张佩昌, 王琦. 中国森林资源核算研究[M]. 北京: 中国林业出版社, 1995: 10-12.
- [7] 李金昌. 生态价值论[M]. 重庆: 重庆大学出版社, 1999: 3-5.
- [8] 谢高地, 鲁春霞. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
- [9] 薛达元, 包浩生, 李文华. 长白山自然保护区森林生态系统间接经济价值评估[J]. 中国环境科学, 1999, 19(3): 247-252.
- [10] 李忠魁, 周冰. 北京市森林资源价值初报[J]. 林业经济, 2001(2): 36-42.
- [11] 郭中伟, 甘雅玲. 关于生态系统服务功能的几个科学问题[J]. 生物多样性, 2003, 11(1): 63-69.
- [12] 张旭东, 周金星, 董林水. 长江流域森林资源生态服务功能价值计量评价[J]. 林业工作研究, 2003(12): 43-54.
- [13] 林清山, 洪伟, 吴承祯, 等. 永春县柑橘林生态系统的碳储量及其动态变化[J]. 生态学报, 2010, 30(2): 309-316.
- [14] Nair P K R, Kumar B M, Nair V D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2009, 172: 10-23.
- [15] Yang W H, Bryan B A, MacDonald D H, et al. A conservation industry for sustaining natural capital and ecosystem services in agricultural landscapes[J]. Ecological Economics, 2010, 69: 680-689.
- [16] 中国林业科学院林业生态环境与保护研究所. LY/T 1721—2008 森林生态系统服务功能评估规范[S]. 北京: 国家林业局, 2008: 4-12.
- [17] 张颖. 森林绿色核算的理论与实践[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010: 55-58.
- [18] 王桂岩, 王彦, 李善文, 等. 13 种杨树木材物理学性质的研究[J]. 山东林业科技, 2001(2): 1-11.
- [19] 王兵, 郑秋红, 郭浩. 基于 Shannon—Wiener 指数的中国森林物种多样性保育价值评估方法[J]. 林业科学研究, 2008, 21(2): 268-274.

(上接第 96 页)

本文尝试将景观格局与生态服务价值两者进行耦合研究, 景观格局变化在一定程度上影响生态服务价值变化, 而生态服务价值变化间接反映了景观格局布局的优劣, 以期为生态环境保护和重建提供新思路。今后研究应采用分辨率更高的影像作数据源, 以提高结果精确度。结果显示长寿区水田呈逐年减少发展趋势, 有关部门应采取相应措施加强对基本农田的保护, 减缓耕地流失速度, 控制建设用地扩展速度, 合理调整土地利用结构, 优化景观结构, 提高生态系统总服务价值, 改善人们生产生活环境。

[参 考 文 献]

- [1] Turner II B L, Lambin E F, Reenberg A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability[J]. PNAS, 2007, 104(52): 20666-20671.
- [2] Lambin E F, Baulies X, Bockstael N, et al. land-use and land cover change, implementation strategy[C] // IGBP Report No. 35/HDP Report No. 10. Stockholm: IGBP, 1999.
- [3] 王宗明, 张柏, 张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. 自然资源学报, 2004, 19(1): 55-61.
- [4] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 386: 253-260.
- [5] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999, 19(5): 607-613.
- [6] 王宗明, 张帕, 张树清. 吉林省生态系统服务价值变化研究[J]. 自然资源学报, 2004, 19(1): 55-61.
- [7] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-195.
- [8] 赵同谦, 欧阳志云, 郑华, 等. 中国森林生态系统服务功能及其价值评价[J]. 自然资源学报, 2004, 19(4): 480-491.
- [9] 肖玉, 谢高地. 上海市郊稻田生态系统服务综合评价[J]. 资源科学, 2009, 31(1): 38-47.
- [10] 宗跃光, 徐宏彦, 汤艳冰. 城市生态系统服务功能的价值结构分析[J]. 城市环境与城市生态, 1999, 12(4): 19-22.
- [11] 喻建华, 高中贵, 张露, 等. 昆山市生态系统服务价值变化研究[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(2): 213-217.
- [12] 闵捷, 高魏, 李晓云, 等. 武汉市土地利用与生态系统服务价值的时空变化分析[J]. 水土保持学报, 2006, 20(4): 170-174.
- [13] 段瑞娟, 郝晋珉, 张洁瑕. 北京区位土地利用与生态服务价值变化研究[J]. 农业工程学报, 2006, 22(9): 21-28.
- [14] 傅伯杰, 刘世梁, 马克明. 生态系统综合评价的内容与方法[J]. 生态学报, 2001, 21(11): 1885-1892.
- [15] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 等. 景观生态学原理及应用[M]. 北京: 科学出版社, 2001: 31-39.
- [16] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 15-46.