

城市土地利用变化对生态系统服务价值损益估算 ——以成都市为例

彭文甫^{1,2}, 周介铭^{1,2}, 罗怀良^{1,2}, 杨存建^{1,2}, 赵景峰^{1,2}

(1. 四川师范大学 西南土地资源评价与监测教育部重点实验室, 成都 610068; 2. 四川师范大学 地理与资源科学学院, 成都 610068)

摘要: 生态系统服务价值研究是目前生态研究的热点之一。对土地利用变化的生态服务价值损益进行定量估算, 为生态资源利用的有效补偿和促进自然生态系统持续发展提供科学的依据。基于遥感与 GIS 技术提取、分析了 16 a 来成都市土地利用变化信息; 参考谢高地的生态服务价值系数, 并结合成都市实际情况, 对生态系统服务价值系数表进行修正, 制定了成都市生态系统服务价值当量表, 对生态系统服务价值进行了定量估算。结果表明: 1992–2008 年土地利用时空演变呈加大趋势, 土地利用变化导致生态系统服务价值增加、区域差异与流向变化显著, 且生态系统服务价值主要由林地、水域与农业用地等生态系统支撑, 系统结构较简单; 1992–2000 年生态系统服务价值由 35.429 亿元增加到 38.833 亿元, 增加了 3.403 亿元, 变化率为 9.605%; 2000–2008 年生态系统服务价值增加到 40.705 亿元, 增加了 1.872 亿元, 增长率达 4.821%; 不同土地利用类型的生态服务价值差别很大, 1992 年、2000 年、2008 年林地的生态系统服务价值分别占总价值的 59.684%、70.929% 和 67.125%, 其次为水域和耕地; 1992–2008 年间土地利用转化导致生态服务价值流向变化, 耕地、林地、水域向建设用地的转移导致生态服务价值的负流向。这一研究结果, 对加强对耕地、林地、水体等生态系统的保护, 严格控制农地向建设用地转移具有重要意义。

关键词: 土地利用变化; 生态系统服务价值; 遥感; GIS; 成都市

中图分类号: F301.2; X171

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2011)04-0043-09

Estimation on Gain and Losses of Ecosystem Service Value of Urban Land Use – A Case Study of Chengdu City

PENG Wen-fu^{1,2}, ZHOU Jie-ming^{1,2}, LUO Huai-liang^{1,2}, YANG Cun-jian^{1,2}, ZHAO Jing-feng^{1,2}

(1. Key Lab of Land Resources Evaluation and Monitoring in Southwest, Ministry of Education, Sichuan Normal University, Chengdu 610068, China; 2. Institute Geography and Resources Science, Sichuan Normal University, Chengdu 610068, China)

Abstract: Global environmental changes, including land use and land cover changes, have considerable impacts on the ecological properties of ecosystems and therefore on the ecosystem services that societies derive from them. The study on ecosystem services value (ESV) has been one of the hottest issues in the field of ecology. Quantitative losses estimation on ESV of land use change will be a scientific basis for effective compensation of ecological resources use, and sustainable use of natural ecosystem. The information of land use change was extracted and analyzed during the past 16 years based on RS and GIS. The unit coefficient table of ESV was amended based on reference to the ESV coefficient by Xiegaodi and Costanza et al., which combined with the actual situation in Chengdu city. The equivalent of ESV by per unit area was enacted in Chengdu city, and the loss estimation on ESV of land use change was quantitatively estimated. The result shows that the spatial and temporal pattern of land use has changed greatly in study area from 1992 to 2008. Land use change has led to ESV increase and obvious change in regions difference and EVS flow direction. The ecosystem structure is simple main sustained by the ecosystem of forestland, waterbody and land for agriculture et al. The ESV in study area increased from 35.429×10^8 RMB yuan in 1992 to 38.833×10^8 RMB yuan in 2008, the ESV had increased by 3.403×10^8 yuan and the percentage of ESV had increased by 9.605%. The ESV increased 40.705×10^8 yuan during 1992–2008 by

收稿日期: 2010-12-06

修回日期: 2011-02-18

资助项目: 国家“863”计划项目(2009AA12Z140); 国家自然科学基金(40771144, 40575035); 四川省教育厅重点资助科研项目(09ZA088); 四川师范大学科研基金(09KYL04)

作者简介: 彭文甫(1964–), 男, 四川乐山人, 博士, 副教授, 研究方向为环境遥感。E-mail: pwfzh@126.com

通信作者: 周介铭(1956–), 男, 四川成都人, 教授, 博导, 研究方向为土地评价与国土规划。E-mail: zjm@sicnu.edu.cn

1.872×10^8 yuan and change rate is 4.821%. There is a huge ESV difference in different land use types, the proportion of ESV for forest land in total VES is 59.684%, 70.929% and 67.125% in 1992, 2000 and 2008, respectively, the second place was water body and cultivated land; land use types conversion in 1992–2008 has led to change of ESV flow direction, cultivated land, the conversion of forest land and water body has the negative flow direction of VES. So, keeping economy development and environment quality to improve by the means of strictly controlled the conversion from land for agriculture land to built-land in the process of land use and then increase efficiency of built-land was enhanced. We conclude that future land use policy formulation should be given precedence to the conservation of these ecosystems, and further land use should be based on rigorous environmental impact analyses. Therefore, ecosystem such as cultivated land, forest land and water body is intense safe guarded in the course of future ecosystem management.

Key words: land use change; ecosystem services value (ESV); RS; GIS; Chengdu city

生态系统服务价值评估是目前生态学研究热点和存在较多争议的领域之一^[1]。20 世纪 70 年代以来,许多学者就开始对生态系统服务及其价值的研究,Westman^[2]在 1977 年提出了“自然的服务”(nature's services)概念及其价值评估问题;Brown^[3]等人评价肯尼亚野生大象的生态旅游价值等。其中,最有影响的是 Costanza^[4]等人在 Nature 上发表题为“The value of the world's ecosystem services and natural capital”论文,对全球生态系统服务功能进行了划分和评估,将生态系统服务功能归纳为 17 种类型,并按 16 种生物群系以货币形式进行估算。Costanza 等人的方法使生态系统服务价值估算的原理及方法从科学意义上更加明确。2001 年 6 月,由时任联合国秘书长安南宣布启动为期 4 a 的国际合作项目——千年生态系统评估^[5](millennium ecosystem assessment, MA),来自 95 个国家的 1 300 多名科学家参与了工作。这是首次在全球范围内开拓性地对生态系统及其对人类福利的影响进行多尺度综合评估,其研究成果可为政府决策提供可靠的地球生态系统变化信息^[6]。

我国学者 20 世纪 80 年代开始了对生态系统服务功能的研究。欧阳志云^[7]等对中国陆地生态系统服务功能价值进行测算和评价;李云生^[8]等借助生态系统服务价值理论,估算了巢湖流域土地利用/覆盖类型变化所造成的生态系统服务价值损益;王洪梅^[9]等按照研究的时间和内容,把生态系统服务的研究进展分为 3 个阶段,并指出了不同阶段的研究重点;宗跃光^[10]等基于同土地利用方式产生不同价值量的角度出发,对区域生态系统服务功能服务价值进行了计算,并将 Costanza 等人单纯的自然资本的价值测算推广到自然资本、经济资本和社会资本的综合测算;谢高地等^[11]对全国草地生态系统服务价值进行了估算;刘飞^[12]通过实地考察,针对湿地的特点,依据生

态经济学的原理,运用直接市场法、替代市场法、条件价值法等多种价值评估方法,对南湖湿地生态服务的直接使用价值、间接使用价值和非使用价值进行货币化评估;张明阳^[13]等通过多年遥感影像及气象和统计资料等,对喀斯特典型区域桂西北 1985–2005 年的生态系统服务功能进行了定量评估与分析。

作为全球环境变化研究的核心领域之一,土地利用/土地覆盖变化通过改变生态系统的结构和功能,对生态系统维持其服务功能起决定性作用^[14]。由于生态系统服务功能的复杂性、空间异质性、边际性与尺度转换问题,关于生态系统服务功能的知识和具体定量评价方法依然非常有限。目前,对生态系统服务价值应用研究较多关注土地利用对生态系统服务总价值的影响,而对土地利用变化如何影响生态系统服务价值的空间变化和生态系统服务总价值结构变化的研究较少的状况。因此,基于遥感与 GIS 技术,提取和分析成都市土地利用变化信息,在分析谢高地^[15]和 Costanza 等人提出的生态服务价值计算方法基础上,结合成都市实际情况,对单位生态系统服务价值系数表进行修正,制定成都市生态系统单位面积生态系统服务价值当量表,对生态系统服务价值进行定量估算,有助于了解成都市生态系统的服务价值,为分析和控制区域生态安全、区域环境保护和区域可持续发展提供背景资料和科学依据。

1 成都市概况

成都市位于四川省中部,成都平原中部。地理位置位于 $102^{\circ}54' - 104^{\circ}53'E$, $30^{\circ}05' - 31^{\circ}26'N$ 。东北与德阳市、东南与内江市毗邻,西南与雅安地区相接,西北与阿坝藏族羌族自治州接壤,南与眉山地区相连。东西最大横距 192 km,南北最大纵距 166 km,辖区总面积 $1.24 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。成都市属亚热带湿润季风气候区,气候温和,四季分明,无霜期长,雨量充沛,日照较

少。成都市地势由西北向东南倾斜。西部以深丘和山地为主; 东部是成都平原的腹心地带, 主要由平原、台地和部分低山丘陵组成。东、西两个部分地表海拔高度差异显著, 直接造成气候要素在空间分布上的不同, 形成明显的不同热量差异的垂直气候带, 因而在成都市域范围内生物资源种类繁多, 门类齐全, 分布又相对集中, 为发展农业和旅游业带来了极为有利的条件。

本文选择的研究区为成都市部分区域, 包括成华区、武侯区、青羊区、锦江区、金牛区、高新区、龙泉驿区、青白江区、新都区、温江区、双流县和郫县等 12 个区县, 面积约 3.7 万 hm^2 。

2 研究方法

2.1 数据来源与处理

遥感数据源采用 TM / ETM+ (129/039) 各 3 期遥感影像, 影像质量良好, 成像时间分别为 1992 年 8 月 16 日、2000 年 11 月 2 日和 2008 年 4 月 30 日, 均为单波段原始数据, 多光谱波段地面分辨率为 30 m。利用成都市 1: 5 万地形图对 1992 年影像进行精确配准, 形成以地形图为基准的分幅遥感影像, 然后以此为基础, 对 2000 年、2008 年影像进行几何纠正, 应用 ERDAS IMAGINE 和 GIS 软件, 对影像进行人机交互式判读解译, 并利用 GPS 进行实地校正, 获取并建立 1992–2008 年土地利用分类数据。土地利用分类体系标准采用 2007 年 8 月颁布的《土地利用现状分类》国家标准(GB/T 21010–2007), 结合成都市域实际情况, 考虑遥感影像实际可解译能力、成都市土地的用途、利用方式和覆盖特征等因素, 按照区分差异性, 归纳共同性的方法, 将土地利用分类体系采用一、二级分类(其中一级类 12 个, 二级类 57 个), 调整为水田、旱地、林地(有林地、灌木林地、疏林地、其他林地、少量草地等)、水域及水利设施用地(各种水库水面、河流水面、坑塘水面、沟渠等)、城镇用地(商服用地、城镇住宅用地、公共管理与公共服务用地、特殊用地等)、工矿交通(工矿仓储用地、交通运输

用地等) 和农村宅基地等 7 个类型。

在本研究中, 主要是参照土地利用现状图比较分析, 并对分类后图像进行误差矩阵检测经过检测, 得到分类总精度为 90% 以上(表 1)。对 1992–2008 年土地利用分类结果, 采取随机抽样采样法、对比成都市土地利用图进行遥感图像分类精度分析, 在 GPS 随机定位后进行野外实地验证, 随机抽取 50 个样点, 其中分别有 43、46、39 个样点分类结果与实地情况相符, 本次图像分类精度总体精度达 85% 以上, Kappa 系数总体达到 0.60 以上。

2.2 土地利用变化研究方法

(1) 土地利用动态变化。单一土地利用动态度和综合土地利用动态度指标可反映土地利用动态变化。单一土地利用动态度(K_L) 计算式^[16]为:

$$K_L = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \tag{1}$$

式中: K_L ——研究时段内某一类型土地利用的变化幅度; T ——土地利用时段; U_a 、 U_b ——研究初期和末期某一类型的土地利用面积。

综合土地利用动态度的表达式^[17]为:

$$R_z = \left[\frac{\sum_{i=1}^n \Delta LU_{i-j}}{2 \sum_{i=1}^n LU_i} \times \frac{1}{T} \times 100\% \right] \tag{2}$$

式中: R_z ——综合土地利用动态度; LU_i ——监测起始时间第 i 类土地类型面积; ΔLU_{i-j} ——监测时段内第 i 类土地类型转为其他土地利用类型面积的绝对值; T ——监测时段长度。

(2) 土地利用程度变化。根据刘纪远^[18]等提出的土地利用程度的综合分析方法, 计算土地利用程度变化。土地利用综合指数模型表达式如(3)。

$$D = \sum_{i=1}^n (A_i \times CC_i / HJ) / 100 \tag{3}$$

式中: D ——土地利用程度综合指数; A_i ——第 i 级土地利用程度分级指数; CC_i ——第 i 级土地利用面积; HJ ——土地利用评价区域内土地的总面积。

表 1 研究区土地利用分类精度指标

土地利用 类 型	1992 年		2000 年		2008 年		1992–2008 年	
	制图精度	用户精度	制图精度	用户精度	制图精度	用户精度	制图精度	用户精度
水域	100	99.737	96.640	94.671	98.553	97.986	98.398	97.465
城镇	99.328	94.911	90.365	94.444	87.711	95.167	92.468	94.840
水田	99.897	98.471	100.000	98.558	100.000	100.000	99.966	99.010
旱地	74.097	91.829	100.000	99.511	63.445	84.515	79.181	91.952
农村宅基地	48.291	91.870	79.268	98.485	88.380	91.681	71.980	94.012
工矿交通	96.573	97.792	99.585	98.361	96.473	89.148	97.544	95.100
林地	95.874	88.167	94.503	95.717	94.289	89.889	94.889	91.258
总体精度	94.232		97.216		91.454		94.301	
Kappa 系数	0.617		0.638		0.581		0.612	

(3) 土地利用转移。应用 1992–2008 年三期土地利用类型图进行矩阵运算时, 需要将矢量格式的 Coverage 文件转换成 ArcGIS 软件的 Grid 格式, Grid 采用 5 m 的格网间距, 以减少栅格化时产生的面积误差。土地利用空间演变计算式为:

$$C_{ij} = A_{ij}^k \times 10 + A_{ij}^{k+1} \tag{4}$$

式中: C_{ij} ——不同时期的土地利用变化图; A_{ij}^k —— k 时期的土地利用类型图; A_{ij}^{k+1} —— $k+1$ 时期的土地利用类型图。

2.3 生态系统服务价值估算方法

Costanza^[4]等采用直接或间接方法估算生态系统服务价值, 但研究的某些数据存在较大偏差, 谢高地等人^[15]在参考 Costanza^[4]等人研究成果和结合我国 200 余位生态学家进行问卷调查的基础上, 制定了中国不同生态系统服务价值表, 该表认为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为 1 将权重因子表转换成当年生态系统服务单价表, 确定 1 个生态服务价值当量因子的经济价值量等于当年全国平均粮食单产市场价值的 1/7。以成都市 1992 年、2000 年和 2008 年平均粮食产量为基准单产, 按 2008 年成都市粮食平均价格为 1.35 元/kg 为基准, 并考虑在没有人力投入的自然生态系统提供的经济价值是现有单位面积农田提供的食物生产服务经济价值的 1/7, 计算出成都市农田自然粮食产量的经济价值约为 985.247 元/hm²。

本研究参考谢高地和 Costanza 等人的研究成果, 结合实际情况, 对成都市的生态系统服务价值系数进行修正, 制定了成都市单位生态系统服务价值当量表, 进行生态系统单位面积服务价值估算, 计算出成都市生态系统单项服务功能价值; 在此基础上, 利用各景观之间的转化数据计算景观之间的相互转

化所引起的生态服务价值的损益。
单位农田生态系统提供生产服务功能的经济价值计算式如式(5)^[19-20]。

$$E_a = 1/7 \sum_{i=1}^n \frac{m_i p_i q_i}{M} \quad i = 1, 2, \dots, n \tag{5}$$

式中: E_a ——单位农田生态系统提供生产服务功能的经济价值(元/hm²); i ——作物种类; p_i —— i 种粮食作物全国平均价(元/kg); q_i —— i 种粮食作物单产(kg/hm²); m_i —— i 种粮食作物面积(hm²); M ——粮食作物总面积。

生态系统服务价值^[21]利用式(6)计算。

$$ESV = \sum A_k \times VC_k \tag{6}$$

式中: ESV ——生态系统服务价值(元); A_k ——第 k 类土地利用类型分布面积(hm²); VC_k ——生态价值系数, 即单位面积的生态系统服务价值[元/(hm²·a)]。

景观之间的相互转化所引起的生态服务价值的损益^[21], 计算公式为:

$$PL_{ij} = (VC_i - VC_j) \times A_{ij} \tag{7}$$

式中: PL_{ij} ——初期第 i 类景观转化为末期第 j 类景观后的生态服务价值损益; VC_i 、 VC_j ——第 i 类景观和第 j 类景观的生态服务价值系数; A_{ij} ——第 i 类景观转化为第 j 类景观的面积。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

3.1.1 土地利用 动态变化 基于遥感与 GIS 技术, 研究区 1992–2008 年的土地利用解译结果如附图 3 所示, 土地利用变化的统计结果如表 2 所示。

由表 2 可知, 1992–2008 年, 成都市土地利用变化显著, 耕地中的水田面积减少最快, 建设用地中城镇用地增加最快, 反映了成都市城市化发展很快, 城市扩展幅度很大; 同时成都市林地面积增加也较快。

表 2 1992–2008 年成都市土地利用变化

类型	1992–2000		2000–2008		1992–2008	
	变化量/	年变化量/	变化量/	年变化量/	变化量/	年变化量/
	hm ²	(hm ² ·a ⁻¹)	hm ²	(hm ² ·a ⁻¹)	hm ²	(hm ² ·a ⁻¹)
林地	33091.63	4136.45	–1138.93	–142.37	31952.70	3994.09
水田	–110805.64	–13850.71	–37141.16	–4642.65	–147946.80	–18493.35
旱地	43868.18	5483.52	–16583.09	–2072.89	27285.09	3410.64
城镇用地	14678.65	1834.83	17975.43	2246.93	32654.08	4081.76
工矿交通	1932.96	241.62	11931.34	1491.42	13864.30	1733.04
农村宅基地	12747.76	1593.47	2986.98	373.37	15734.74	1966.84
水域	4485.81	560.73	21969.41	2746.18	26455.22	3306.90

1992–2008 年土地利用类型变化强度较大, 以水田的大幅度减少和建设用地中的城镇用地显著增加为主要特征, 面积变化分别达 14.753 万 hm²、3.246 万 hm²; 建设用地中的工矿与交通用地和农村

宅基地均呈持续增加的态势, 16 a 间面积分别增加 1. 385 万 hm^2 和 1. 562 万 hm^2 , 年均增加面积分别达 865. 813 hm^2 和 976. 583 hm^2 ; 林地、水域用地均呈持续增加的态势, 16 a 间面积分别增加 3. 189 万 hm^2 和 2. 641 万 hm^2 , 年均增加面积分别达 1 993. 485 hm^2 和 1 650. 802 hm^2 。

1992– 2000 年时间段内, 建设用地(城镇、工矿交通、农村宅基地)、林地和水域面积变化呈增加趋势; 水田面积大幅度减少, 但旱地面积增加减少; 2000– 2008 年时间段内, 林地、水田和旱地面积减少, 尤其是耕地面积迅速减少, 而建设用地和水域面积快速增加, 又以城镇用地增加最快。

3. 1. 2 土地利用程度变化分析 计算结果显示, 成

都市在 1992– 2000 年、2000– 2008 年、1992– 2008 年 3 个研究时段的土地利用变化值分别为– 0. 022, 0. 032 和 0. 010, 表明在对应的研究时段内土地利用处于调整期、发展期和发展期; 研究时段内土地利用程度综合指数总体上有逐渐增大趋势, 1992– 2000 年由于农业结构调整的幅度大于非农化的幅度, 土地利用综合指数呈现了较小的下降波动, 但是在 2000– 2008 年土地利用程度表现了较强的增长势头, 这与成都市 2000 年以后经济迅猛发展有密切的关系, 同时也加速了城市用地的扩张。

同时, 综合土地利用动态度在 1992– 2000 年、2000– 2008 年和 1992– 2008 年分别为 94. 16, 83. 57 和 91. 49, 土地利用变化处于动态变化状态。

表 3 1992– 2008 年土地利用/ 覆被转换矩阵和转移概率

类型		林地	水域	水田	旱地	城镇	工交	宅基地	2008 合计
林地	A/ hm^2	43065. 50	846. 61	86275. 57	3186. 46	492. 14	2271. 62	5186. 05	141323. 95
	B/ %	30. 47	0. 60	61. 05	2. 25	0. 35	1. 61	3. 67	
	C/ %	39. 38	15. 17	43. 94	21. 38	4. 34	16. 96	26. 56	
水域	A/ hm^2	9352. 73	3049. 27	13026. 46	1636. 44	931. 33	1927. 96	2111. 77	32035. 95
	B/ %	29. 19	9. 52	40. 66	5. 11	2. 91	6. 02	6. 59	
	C/ %	8. 55	54. 64	6. 63	10. 98	8. 21	14. 39	10. 81	
水田	A/ hm^2	7883. 37	490. 92	36729. 13	285. 59	256. 75	895. 99	1876. 87	48418. 63
	B/ %	16. 28	1. 01	75. 86	0. 59	0. 53	1. 85	3. 88	
	C/ %	7. 21	8. 80	18. 70	1. 92	2. 26	6. 69	9. 61	
旱地	A/ hm^2	22821. 79	148. 97	7393. 83	9000. 70	74. 00	773. 10	1979. 53	42191. 92
	B/ %	54. 09	0. 35	17. 52	21. 33	0. 18	1. 83	4. 69	
	C/ %	20. 87	2. 67	3. 77	60. 38	0. 65	5. 77	10. 14	
城镇	A/ hm^2	7111. 98	413. 11	18904. 06	81. 87	8406. 06	4404. 51	4676. 29	43997. 88
	B/ %	16. 16	0. 94	42. 97	0. 19	19. 11	10. 01	10. 63	
	C/ %	6. 50	7. 40	9. 63	0. 55	74. 10	32. 88	23. 95	
工矿	A/ hm^2	8088. 87	326. 36	15305. 55	414. 00	483. 94	1323. 64	1319. 26	27261. 63
	B/ %	29. 67	1. 20	56. 14	1. 52	1. 78	4. 86	4. 84	
	C/ %	7. 40	5. 85	7. 79	2. 78	4. 27	9. 88	6. 76	
宅基地	A/ hm^2	11047. 01	305. 49	18730. 81	301. 10	699. 59	1800. 51	2379. 41	35263. 91
	B/ %	31. 33	0. 87	53. 12	0. 85	1. 98	5. 11	6. 75	
	C/ %	10. 10	5. 47	9. 54	2. 02	6. 17	13. 44	12. 18	
1992 合计		109371. 25	5580. 73	196365. 42	14906. 17	11343. 80	13397. 33	19529. 17	370493. 87

注: 表中土地利用类型中, 城镇代表城镇用地, 工交代表工矿交通用地, 宅基地代表农村宅基地。表中的行表示 1992 年研究区的 i 种土地利用类型, 列表示 2000 年研究区的 j 种土地利用类型; A_{ij} 表示 1992 研究区年第 i 种土地利用类型转化为 2000 年研究区第 j 种土地利用类型的面积 (hm^2); B_{ij} 表示 1992 研究区年第 j 种土地利用类型转化为 2000 年研究区第 j 种土地利用类型的比例; C_{ij} 表示 2000 研究区年第 j 种土地利用类型由 1992 年研究区的第 i 种土地利用类型转化而来的比例。行、列的合计分别表示 1992 年和 2000 年研究区各种土地利用类型的面积之和, 下同。

3. 1. 3 土地利用转移分析 土地利用变化转移矩阵与转移概率见表 3。由表 3 可知, 成都市土地利用空间演变差异明显, 耕地、林地、建设用地 3 种主要用地类型转化特点不同, 耕地主要转化为建设用地, 导致耕地持续减少, 引起建设用地的持续扩展; 林地以外的其他土地转化为林地, 导致林地面积则由减少转变

为稍有增加; 土地利用空间演化分析表明, 土地转移、流向时空差异显著。

1992– 2000 年的土地转移量比重分析表明, 最大转移量比重的是林地, 达 29. 9%, 其次是耕地, 达 15. 8%, 建设用地达 5. 17%; 林地主要转化为耕地和农村宅基地, 转入主要来自于水田, 新增林地面积达 3. 309 万

hm²; 水域绝大部分转化为建设用地和林地, 转入水域主要来自于林地, 增加水域面积达 4 484. 51 hm²; 耕地(水田与旱地)大部分转化为林地和建设用地, 转移减少耕地面积 6. 693 万 hm², 其中, 旱地面积却增加 4. 386 万 hm²; 建设用地主要由耕地和建设用地调整转入, 增加面积达 2. 935 万 hm²。

2000– 2008 年的转移量比重分析表明, 最大的是耕地, 达 14. 5%, 其次是建设用地, 达 8. 07%; 林地主要转化为水田和农村宅基地, 转入主要来自于耕地, 新增林地面积达 1 139. 72 hm²; 水域绝大部分转化为旱地, 转入水域主要来自于林地、水田和旱地, 增加水域面积达 2. 197 万 hm²; 耕地(水田与旱地)大部分转化为林地和建设用地, 转移减少耕地面积 5. 372 万 hm², 与 1992 – 2000 年不同的是, 水田与旱地面积均减少, 面积分布达 3. 714 万 hm² 和 1. 658 万 hm²; 建设用地主要由耕地和建设用地调整转入, 增加面积达 3. 289 万 hm²。

3. 2 生态系统服务价值损益分析

3. 2. 1 生态系统服务价值系数 成都市生态系统服务价值研究所涉及生态服务划分为气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成与保护、废物处理、生物多样性维护、食物生产、材料生产、休闲娱乐共 9 类当量因子。本研究将结合成都市实际, 对单位生态系统服务价值系数表进行修正, 制定了成都市生态系统单位面积生态系统服务价值系数(表 4), 按耕地与农田对应、林地与森林对应、园地取森林和草地的平均值, 牧草地与草地对应, 未利用地与难利用地对应、建设用地(居民点及工矿用地和交通用地)与难利用地对应的方式进行测算^[19-20]。

3. 2. 2 生态系统单位面积服务价值 根据成都市生态系统服务价值系数和公式(5), 计算成都市单位面积服务价值(表 5)。

3. 2. 3 生态系统服务价值估算 据公式(6), 求得 1992 年、2000 年和 2008 年成都市生态系统服务价值(见表 6)。

由表 6 可知, 1992– 2008 年成都市生态系统服务价值增加, 构成成都市生态系统服务价值的主要土地利用类型是林地和水域。1992 年、2000 年、2008 年林地的生态系统服务价值分别占总价值的 59. 684%、70. 929% 和 67. 125%, 其次为水域和农田; 1992 – 2000 年生态系统服务价值由 35. 429 亿元增加到 38. 833 亿元, 增加了 3. 403 亿元, 变化率为 9. 605%; 2000– 2008 年生态系统服务价值增加到 40. 705 亿元, 增加了 1. 872 亿元, 增长率达 4. 821%; 同期人均占有量下降 10. 14 元和 57. 34 元。同时, 2008 年水域的生态服务价值已经超过农田, 反映了成都市耕地面积的快速减少引起生态服务价值的降低, 但由于水域生态服务价值的增加弥补了这一降低, 使成都市的生态服务价值得以继续增加。

表 4 成都市生态系统服务价值系数			
生态因子	森林	农田	水体
气体调节	3. 1433	0. 4490	0
气候调节	2. 4248	0. 7993	0. 4001
水源涵养	2. 8739	0. 5388	18. 2963
土壤形成与保护	3. 5025	1. 3112	0. 0182
废物处理	1. 1765	1. 4729	16. 3139
生物多样性	2. 9278	0. 6376	2. 2188
食物生产	0. 0897	0. 8981	0. 0727
原材料	2. 3350	0. 0898	0
娱乐文化	1. 1495	0. 0089	3. 8921

表 5 成都市陆地生态系统单位面积服务价值 元/(hm ² ·a)			
生态因子	森林	农田	水体
气体调节	3096. 974	442. 368	0
气候调节	2389. 019	787. 468	394. 216
水源涵养	2831. 457	530. 879	18026. 412
土壤形成与保护	3450. 815	1291. 888	17. 919
废物处理	1159. 171	1451. 161	16073. 252
生物多样性	2884. 579	628. 194	2186. 106
食物生产	88. 414	884. 877	71. 676
原材料	2300. 513	88. 464	0
娱乐文化	1132. 564	8. 756	3834. 644
合计	19333. 507	6114. 056	40604. 225

表 6 成都市生态系统服务总价值及价值构成变化					
生态价值与变化		森林/亿元	农田/亿元	水域/亿元	总和/亿元
2008 年 生态价值		27. 32358	5. 540199	7. 841247	40. 70503
2000 年 生态价值		27. 54378	8. 825063	2. 463927	38. 83277
1992 年 生态价值		21. 14585	12. 91782	1. 365962	35. 42963
1992– 2000 年	价值变化/ %	6. 3979	– 4. 0928	1. 0980	3. 4031
	年变化率/ %	3. 7820	– 3. 9604	10. 0475	1. 2007
2000– 2008 年	价值变化/ %	– 0. 2202	– 3. 2849	5. 3773	1. 8723
	年变化率/ %	– 0. 0999	– 4. 6527	27. 2802	0. 6027
1992– 2008 年	价值变化/ %	6. 1777	– 7. 3776	6. 4753	5. 2754
	年变化率/ %	3. 6519	– 7. 1390	59. 2557	1. 8612

为从空间上分析 16 a 来研究区生态服务价值损益, 本文以 1 km² 网格对空间变化进行了描述。附

图 4 清晰地反映了生态服务价值损失主要集中在城市周围、农业用地等区域。土地利用变化不仅影响生

态系统服务价值, 而且导致生态系统服务价值的区域变化显著(表 7)。

由表 7 可知, 1992– 2008 年生态系统服务价值增加的区域有青白江区、温江区、新都区、成都市和郫县, 而生态系统服务价值减少的区域有成华区、高新区、金牛区、锦江区、青羊区、武侯区。其中, 1992– 2000 年期间, 生态系统服务价值增加的区域有成华

区、金牛区、青羊区、青白江区、温江区、新都区 and 郫县, 生态系统服务价值减少的区域有高新区、锦江区、武侯区、龙泉驿区、成都市; 减少量最大的是双流县; 2000– 2008 年生态系统服务价值增加的区域有龙泉驿区、温江区、成都市和郫县, 生态系统服务价值减少的区域有成华区、高新区、金牛区、锦江区、青羊区、武侯区、青白江区、新都区。

表 7 成都市生态服务价值区域变化

研究区域	服务价值/ 亿元			1992– 2000 年		2000– 2008 年		1992– 2008 年	
	1992	2000	2008	变化量/ 亿元	变化率/ %	变化量/ 亿元	变化率/ %	变化量/ 亿元	变化率/ %
成华区	0.77	1.05	0.43	0.28	36.28	– 0.62	– 59.04	– 0.34	– 44.17
高新区	0.27	0.24	0.10	– 0.03	– 11.04	– 0.14	– 57.00	– 0.17	– 61.75
金牛区	0.70	1.10	0.55	0.40	56.14	– 0.55	– 49.99	– 0.15	– 21.92
锦江区	0.54	0.48	0.30	– 0.06	– 11.54	– 0.18	– 37.59	– 0.24	– 44.79
青羊区	0.37	0.64	0.34	0.26	69.77	– 0.30	– 46.66	– 0.04	– 9.45
武侯区	0.36	0.25	0.07	– 0.11	– 31.59	– 0.18	– 71.49	– 0.29	– 80.50
龙泉驿区	6.36	5.42	6.08	– 0.94	– 14.78	0.66	12.25	– 0.28	– 4.34
青白江区	3.89	4.08	3.90	0.18	4.71	– 0.17	– 4.27	0.01	0.24
温江区	2.39	3.48	3.85	1.09	45.56	0.37	10.68	1.46	61.11
新都区	3.83	6.12	6.00	2.29	59.86	– 0.11	– 1.87	2.18	56.87
双流县	12.07	10.79	12.52	– 1.28	– 10.59	1.73	16.02	0.45	3.74
郫县	3.87	5.20	6.55	1.33	34.24	1.36	26.09	2.68	69.27
总计	35.43	38.83	40.71	3.40	9.61	1.87	4.82	5.28	14.89

3.2.4 生态服务价值流向分析 将景观类型转化引起的生态服务价值的增减视为流动的, 生态服务价值的增加为正流向, 生态服务价值的减少为负流向。由公式(7), 计算出成都市不同阶段的城市土地利用变化生态服务价值流向(表 8– 10)。

由表 8 可知, 1992– 2000 年间土地利用变化导致的生态服务价值呈现增加趋势, 林地、水域向耕地和建设用地的转化导致生态服务价值减少, 总值达 10.757 亿元, 而耕地、建设用地向林地、水域的转化引起生态服务价值的增加, 总值达 14.238 亿元。

表 8 1992– 2000 年土地利用变化生态服务价值流向 万元

土地利用 类型	1992 年							
	林地	水域	水田	旱地	城镇	工矿	宅基地	合计
林地	0	1796.32	– 37227.72	– 44997.73	– 5160.98	– 3393.64	– 13398.85	– 102382.59
水域	389.33	0	– 632.68	– 273.54	– 2688.10	– 653.69	– 1328.24	– 5186.92
水田	128743.33	2131.31	0	0	– 3868.18	– 6513.26	– 11986.31	108506.89
2000 旱地	3333.20	888.32	0	0	– 8.84	– 7.45	– 684.81	3520.43
年 城镇	1732.15	737.99	98.93	38.24	0	0	0	2607.31
工矿	6197.28	2584.54	1106.15	635.94	0	0	0	10523.91
宅基地	10385.39	2809.96	2130.46	1893.32	0	0	0	17219.13
合计	150780.69	10948.44	– 34524.86	– 42703.77	– 11726.10	– 10568.04	– 27398.20	34808.15

具体地分析, 林地的生态价值主要流向水域、水田、旱地和建设用地。林地向水域流动的生态服务价值最大, 为 1 796.32 万元; 林地的价值流向为水田、旱地和建设用地, 属于负流向, 生态价值负流向总值达 10.238 亿元, 即有损于整体生态服务价值的流向。水域的生态价值主要流向林地、水田、旱地和建设用地。水域向林地流动的生态服务价值最大, 为 389.33 万元; 水域生态价值的负流向为水田、旱地和建设用地

地, 负流向的生态价值总值达 5 186.92 万元。水田的生态价值主要流向林地、水域、旱地和建设用地, 其中流向林地的生态服务价值最大, 其次为水域, 而水田的负流向为建设用地; 水田生态服务价值总值增加达 10.850 亿元。旱地生态价值主要流向林地、水域和建设用地, 其中流向林地的生态服务价值最大, 其次为水域, 而水田的负流向为建设用地; 旱地生态服务价值总值增加达 3 520.43 万元。建设用地生态价值主要流向

林地、水域、水田和旱地, 为正流向, 生态服务价值分别达 1. 831 万元、6 132. 49 万元、3 335. 54 万元和 2 567. 5 万元。

由表 9 可见, 2000– 2008 年间土地利用变化导

致的生态服务价值变化与 1992– 2000 年相比, 总生态服务价值在降低。农村居民点向其它土地利用转化导致的生态服务价值的正流向最大, 而林地的转化引起的生态服务价值为负流向最大。

表 9 2000– 2008 年土地利用变化生态服务价值流向 万元

土地利用	2008 年							
	林地	水域	水田	旱地	城镇	工矿	宅基地	合计
林地	0	643. 65	59342. 72	26245. 52	35205. 73	56817. 00	221174. 87	399429. 49
水域	4582. 95	0	9620. 22	10523. 59	5150. 50	2387. 89	7939. 24	40204. 39
水田	- 31317. 81	- 920. 38	0	0	891. 41	1525. 26	3326. 11	- 26495. 42
2000 旱地	- 9755. 89	- 3265. 92	0	0	41. 07	62. 73	1891. 18	- 11026. 83
年 城镇	- 30008. 86	- 477. 73	- 2062. 18	- 163. 54	0	0	0	- 32712. 31
工矿	- 23429. 81	- 591. 67	- 3673. 81	- 1672. 32	0	0	0	- 29367. 60
宅基地	- 30379. 44	- 652. 91	- 5424. 22	- 1688. 89	0	0	0	- 38145. 47
合计	- 120308. 87	- 5264. 96	57802. 73	33244. 37	41288. 71	60792. 88	234331. 40	301886. 26

林地向水域转化导致生态服务价值有利于整体生态服务价值的流向, 为正流向, 而向耕地和建设用地转化导致生态服务价值有损于整体生态服务价值的流向, 是负流向, 总值分别达 4 582. 95 万元和 11. 573 亿元; 水域向林地转化引起生态服务价值为正流向, 而向其它土地利用类型的转化导致的生态服务价值为负流向, 总值分别达 643. 65 万元和 4 621. 31 万元; 耕地向水域和林地的转移引起生态服务价值有利于整体生态服务价值的流向, 为正流向, 总值达 10. 573 亿元, 而向建设用地(城镇、工矿交通与农村居民点) 转移引起生态服务价值有损于整体生态服务价值的流向, 为负流向, 总值达 1. 288 亿元; 建设用地向其它土地利用转化产生的生态服务价值的流向为正流向, 总值分别达 33. 641 亿元。

由表 10 可见, 1992– 2008 年间土地利用变化导致的生态服务价值变化, 总生态服务价值在继续下

降。农村居民点向其它土地利用转化导致的生态服务价值的正流向最大, 而林地的转化引起的生态服务价值为负流向最大。林地向水域转化导致生态服务价值有利于整体生态服务价值的流向, 为正流向, 而向耕地和建设用地转化导致生态服务价值有损于整体生态服务价值的流向, 是负流向, 总值分别达 4 809. 55 亿元和 8. 17 206 亿元; 水域向林地转化引起生态服务价值为正流向, 而向其它土地利用类型的转化导致的生态服务价值为负流向, 总值分别达 435. 35 万元和 2 861. 96 万元; 耕地向水域和林地的转移引起生态服务价值有利于整体生态服务价值的流向, 为正流向, 总值达 14. 519 亿元, 而向建设用地(城镇、工矿交通与农村居民点) 转移引起生态服务价值有损于整体生态服务价值的流向, 为负流向, 总值达 2 856. 65 万元; 建设用地向其它土地利用转化产生的生态服务价值的流向为正流向, 总值分别达 16. 944 亿元。

表 10 1992– 2008 年土地利用变化生态服务价值流向 万元

土地利用	2008 年							
	林地	水域	水田	旱地	城镇	工矿	宅基地	合计
林地	0	435. 35	114053. 72	4212. 40	9514. 74	43918. 14	100263. 98	272398. 33
水域	4809. 55	0	23919. 32	3004. 85	2279. 56	4718. 95	5168. 85	43901. 08
水田	- 10421. 58	- 901. 43	0	0	156. 98	547. 84	1147. 57	- 9470. 62
1992 旱地	- 30169. 72	- 273. 54	0	0	45. 25	472. 70	1210. 34	- 28714. 98
年 城镇	- 13750. 52	- 1011. 14	- 11558. 51	- 50. 06	0	0	0	- 26370. 23
工矿	- 15639. 26	- 798. 81	- 9358. 27	- 253. 13	0	0	0	- 26049. 48
宅基地	- 21358. 62	- 747. 73	- 11452. 58	- 184. 10	0	0	0	- 33743. 03
合计	- 86530. 15	- 3297. 31	105603. 67	6729. 96	11996. 53	49657. 62	107790. 75	191951. 08

4 结 论

(1) 1992– 2008 年城市土地利用变化以速度加快、强度增加、转移与流向时空差异显著、建设用地不断侵占耕地为主要特征。耕地主要转化为建设用地,

导致耕地持续减少 12. 066 万 hm², 建设用地面积增加 6. 225 万 hm²; 林地以外的其他土地转化为林地, 导致林地面积则由减少转变为稍有增加; 水田与旱地面积均减少, 面积分布达 3. 714 万 hm² 和 1. 658 万 hm²; 主要由耕地转入和建设用地调整的建设用地面

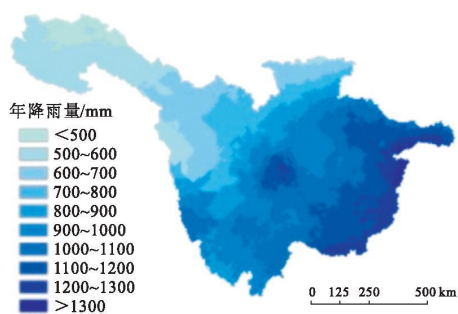
积增加 3.289 万 hm^2 。其中, 1992–2000 年的转移面积最大的是林地, 其次是耕地和建设用地; 林地主要转化为耕地和农村宅基地, 转入主要来自于水田; 水域绝大部分转化为建设用地和林地; 耕地(水田与旱地)大部分转化为林地和建设用地, 转移减少耕地面积 6.693 万 hm^2 ; 2000–2008 年的转移面积最大的是耕地, 其次是建设用地; 林地主要转化为水田和农村宅基地; 耕地(水田与旱地)大部分转化为林地和建设用地, 转移减少耕地面积 5.372 万 hm^2 。土地利用程度综合指数总体上有逐渐增大趋势, 尤其在 2000–2008 年土地利用程度表现了较强的增长态势。

(2) 1992–2008 年成都市不同生态系统的服务价值表现差异性。森林和水体生态系统的生态系统服务价值的贡献最大, 对整个区域生态系统服务价值的变化起决定性作用; 在生态服务价值构成中, 土壤形成与保护价值与废物处理价值最高, 水域的水源涵养价值与废物处理价值最高, 农田的土壤形成与保护价值与废物处理价值最高。

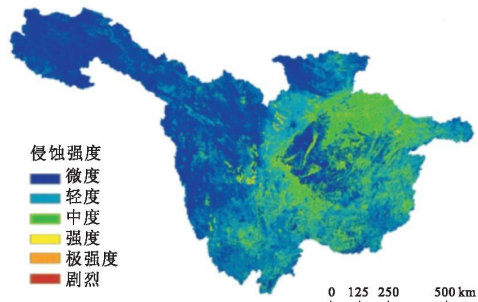
(3) 城市土地利用变化的生态服务价值变化显著。土地利用变化的生态服务价值持续增加, 1992–2008 年增加 5.26 亿元, 但区域差异显著、结构简单; 土地利用变化的生态服务价值及其流向变化的计算和分析结果表明, 研究期内生态系统服务价值、生态系统服务价值区域差异与流向变化显著, 主要由林地、水域与农业用地等生态系统支撑, 系统结构较简单。这一研究结果, 将对生态环境管理中有针对性地加强对耕地、林地、水体等生态系统的保护, 具有重要意义。

参考文献:

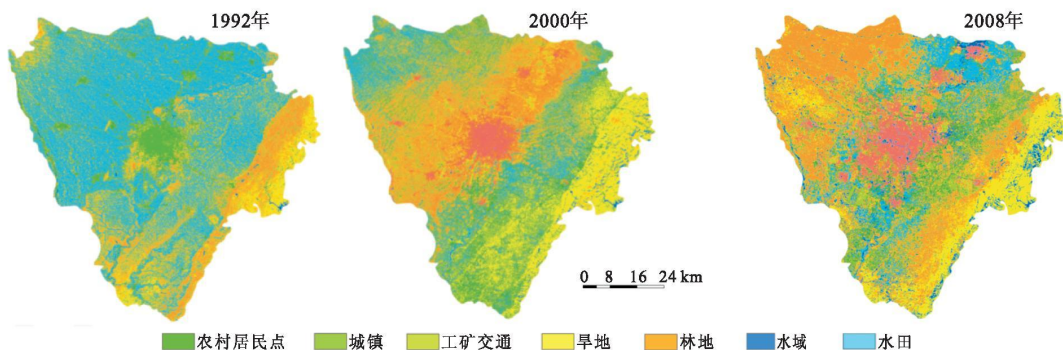
- [1] 杨光梅, 李文华, 闵庆文. 生态系统服务价值评估研究进展[J]. 生态学报, 2006, 26(1): 205–212.
- [2] Westman W. How much are nature's services worth[J]. Science, 1977, 197: 960–964.
- [3] Toman M. Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Ecological Economics, 1989, 25: 57–60.
- [4] Costanza R, Arge R D, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253–260.
- [5] 赵士洞, 张永民. 生态系统评估的概念、内涵及挑战: 介绍《生态系统与人类福利: 评估框架》[J]. 地球科学进展, 2004, 19(4): 650–657.
- [6] Harold A, M, Angela C, Walter R., The millennium ecosystem assessment: what is it all about[J]. Trends in Ecology and Evolution, 2004, 19(5): 221–224.
- [7] 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经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999, 19(5): 607–613.
- [8] 李云生, 周广金, 梁涛, 等. 巢湖流域的土地利用变化及其生态系统功能损益[J]. 地理研究, 2009, 28(6): 1656–1664.
- [9] 王洪梅, 钱金平. 对生态系统服务研究的几点新认识[J]. 地理科学进展, 2009, 28(6): 863–869.
- [10] 宗跃光, 周尚意, 温良, 等. 区域生态系统可持续发展的生态价值评价: 以宁夏灵武市为例[J]. 生态学报, 2002, 22(10): 1573–1580.
- [11] 谢高地, 张钊锂, 鲁春霞, 等. 中国自然草地生态系统服务价值[J]. 自然资源学报, 2001, 16(1): 47–53.
- [12] 刘飞. 淮北市南湖湿地生态系统服务及价值评估[J]. 自然资源学报, 2009, 29(10): 1818–1828.
- [13] 张明阳, 王克林, 陈洪松, 等. 喀斯特生态系统服务功能遥感定量评估与分析[J]. 生态学报, 2009, 29(11): 5891–5901.
- [14] Turner B L, Skole D, Sanderson S, et al. Land use and land cover change: science/research plan. IGBP Report No. 35 HDP Report No. 7 [R]. Stockholm: IGBP, 1995.
- [15] 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): 189–196.
- [16] 李忠锋, 王一谋, 冯毓荪, 等. 基于 RS 与 GIS 的榆林地区土地利用变化分析[J]. 水土保持学报, 2003, 17(2): 97–99.
- [17] 宋开山, 刘殿伟, 王宗明, 等. 1954 年以来三江平原土地利用变化及驱动力[J]. 地理学报, 2008, 63(1): 93–104.
- [18] 攀玉山, 刘纪远. 西藏自治区土地利用[M]. 北京: 科学出版社, 1994: 25–28.
- [19] 汪小平, 周宝同, 王小玉, 等. 重庆市土地利用变化及其生态系统服务价值响应[J]. 西南师范大学学报: 自然科学版, 2009, 34(5): 225–229.
- [20] 王璐, 杨洁, 胡月明, 等. 广州市土地利用生态服务价值测算研究[J]. 水土保持通报, 2009, 29(4): 229–234.
- [21] 宁龙梅, 王学雷. 基于 RS 和 GIS 的武汉市生态系统服务价值变化研究[J]. 生态环境, 2006, 15(3): 637–640.



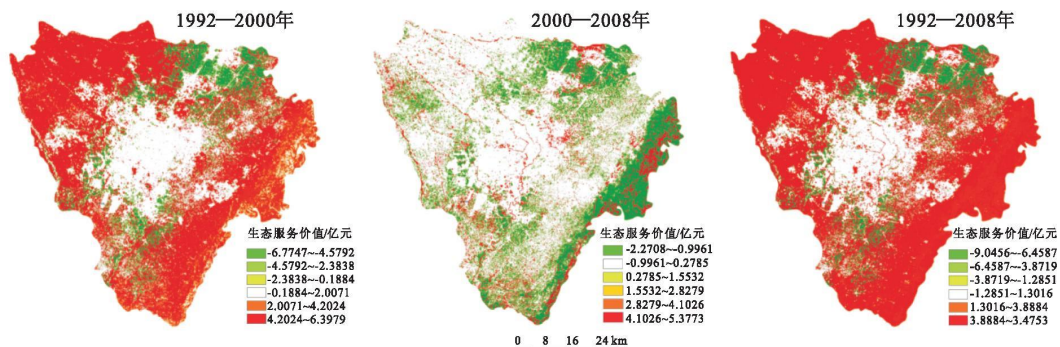
附图1 长江上游多年平均降雨量等级分布



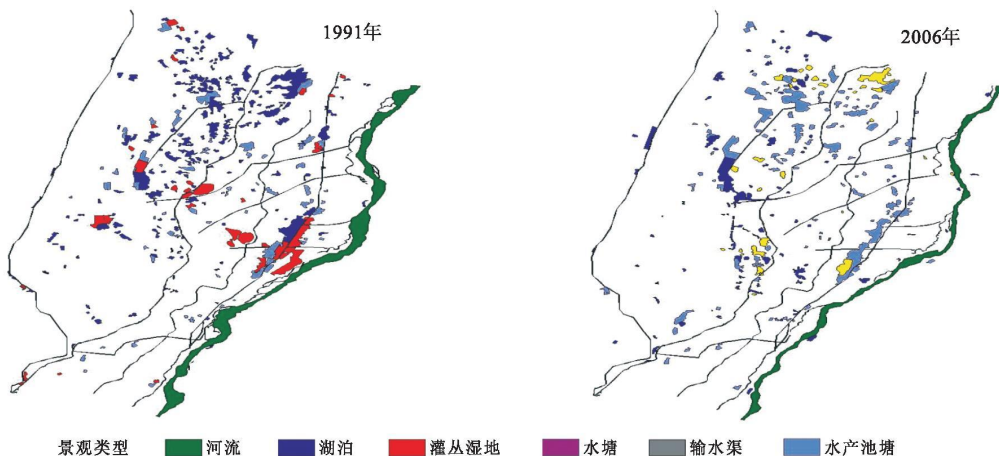
附图2 长江上游水蚀强度分布



附图3 1992—2008年研究区土地利用类型



附图4 1992—2008 年生态服务价值变化图



附图5 银川市两个时期湿地景观分布图