

# 元谋干热河谷土地利用变化对生态系统服务价值的影响

周红艺<sup>1,2</sup>, 熊东红<sup>1,2</sup>, 杨忠<sup>1</sup>

(1. 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所, 成都 610041; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 为了研究土地利用变化对区域生态系统服务价值的影响, 该文以金沙江干热河谷的元谋县为例, 采用遥感与地理信息系统技术, 利用 LANDSAT TM 影像, 分析从 1986~2000 年间的土地利用变化情况, 根据谢高地的生态服务价值系数对区域土地利用类型的生态系统服务价值进行评估, 并对其进行了敏感系数 (CS) 分析。结果表明: 研究区在 1986~2000 年之间, 耕地、草地、水域和未利用土地面积均呈现减少的趋势, 而林地和建设用地面积呈增加趋势; 元谋县 2000 年的生态系统服务价值比 1986 年有所提高, 土地利用变化使研究区生态资产增加了 0.0399 亿元, 这主要是林地面积增加以及林地的生态价值系数最高的原因所致; 敏感性系数分析表明本研究采用的谢高地生态价值系数是合理的。

**关键词:** 土地利用/覆盖变化; 生态系统服务价值; 敏感系数

**中图分类号:** F062.2

**文献标识码:** B

**文章编号:** 1002-6819 (2008) - 3 - 0135-04

周红艺, 熊东红, 杨忠. 元谋干热河谷土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 农业工程学报, 2008, 24 (3): 135-138.

Zhou Hongyi, Xiong Donghong, Yang Zhong. Effects of land use change on ecosystem service value in Yuanmou dry-hot valley [J]. Transactions of the CSAE, 2008, 24 (3): 135-138. (in Chinese with English abstract)

## 0 引言

研究人类活动胁迫下的生态环境变化已成为近年来全球地理学界关注的焦点和前沿, 而作为具有自然和人文双重属性的土地利用/覆盖变化 (LUCC) 是人类活动与自然环境相互作用的集中体现<sup>[1]</sup>。由于缺乏区域尺度研究所需的海量数据, 用各种景观类型对生态系统服务贡献的量化信息和直观的定量测算方法, 确定土地利用变化对生态系统服务价值的影响成为一个具挑战性的研究课题<sup>[2]</sup>。为了对生态系统服务价值进行评估, 在全球范围内人们在探索和研究不同的环境价值评估技术, 通常人们用消费者支付意愿法来评估。目前, 诸如生态破坏对国家资产的影响、全球生态系统资本价值量的估算等课题正在不同国家进行, 并取得了一些引人注目的研究成果<sup>[3-6]</sup>。国内外现有生态环境效应的研究主要集中于环境要素的单因素定性相关分析。如 LUCC 对区域气候、水文水资源、土壤以及生物多样性和生物地球化学循环等的影响研究, 缺乏对 LUCC 对生态环境效应的综合定量分析和评价<sup>[4]</sup>。对重要生态过程的影响机理分析更是少有涉及。近年来已有学者开始从空间格局探讨 LUCC 的景观生态效应, 也有学者对土地利用类型定量赋值, 综合评价 LUCC 的生态环境效应, 但采用专家打分赋值的方法缺乏实证<sup>[3-6]</sup>。谢高地等根据中国的实际情况, 参考 Costanza 的研究成果, 在概括综合的基础上, 制定了中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表, 提供了一个全国平均状态的生态系统生态服务价值的单价<sup>[6]</sup>。横断山区干热河谷是我国七大脆弱生态区域之一, 近 50 年来, 在人类活动的干扰下, 该区土地利用/覆盖发生了很大变化, 本文依据干热河谷区的元谋县 1986 年和 2000 年两期 LANDSAT TM 数据, 分析元谋土地利用变化情

况, 应用谢高地等提出的相关生态系统的生态系统服务价值系数, 估算土地利用变化所引起的元谋总生态系统服务价值及单项服务价值的变化情况。对于谢高地提出的生态价值系数, 已有研究表明其对耕地的估计偏低, 这难免会对本研究的结果产生影响, 为此, 本研究在利用 GIS 和 RS 技术定量评价土地利用变化及其引起的区域生态系统服务价值的变化情况下, 还引入经济学中敏感系数的概念, 对其价值系数进行敏感系数分析, 来验证其合理性。本研究结果可以为区域土地资源可持续利用和生态环境保护提供决策参考。

## 1 区域概况

金沙江干热河谷区生态环境脆弱, 由于特殊的干热气候, 元谋的水土流失十分严重, 植被覆盖率较低。元谋县位于云南省北部, 金沙江下游支流龙川江河谷盆地内, 介于 101°35'~102°06'E, 25°23'~26°06'N 之间, 土地总面积 203785 hm<sup>2</sup>, 区内热量丰富、降水少且季节分配不均, 蒸发量大, 气候干热。据元谋县气象站 (海拔 1100 m) 资料统计, 年均温 21.9℃, 最热月 (5 月) 均温 27.1℃, 最高气温为 43℃, 最冷月 (12 月) 均温 14.9℃, 最低气温为 -2.1~0.1℃, ≥10℃ 的积温 7996℃, 无霜期 350~365 d, 年日照时数 2550~2744h, 年降水量 623.95 mm, 主要集中在 6~10 月 (雨季), 占年降雨量的 90%, 年蒸发量 3507.2 mm, 是降雨量的 5.6 倍。地带性土壤主要为燥红土, 区内海拔以稀树灌草丛为主, 植被盖度一般低于 20%<sup>[7,8]</sup>。

## 2 研究方法

### 2.1 LUCC 动态数据获取方法

#### 2.1.2 遥感数据预处理

选用 1986 年和 2000 年 5 月的 LANDSAT TM 影像作为基础数据, 首先, 假彩色影像的合成, 选取 TM4、TM3 和 TM2 三个波段, 在 ERDAS IMAGINE 8.6 软件中合成假彩色图像, 得到两期图像 TM1986.tif 和 TM2000.tif。其次, 进行遥感图像的预处理, 主要包括几何校正、大气校正、图像增强和研究区裁减 4 个方面。再次, 建立土地利用遥感解译标志。在综合考

收稿日期: 2006-11-06 修订日期: 2008-01-13

基金项目: 中科院西部之光项目 (C20609090); 国家自然科学基金课题项目 (30470297)

作者简介: 周红艺 (1977-), 男, 湖北恩施人, 助理研究员, 博士研究生, 研究方向为土地利用变化与山地生态环境。成都 中国科学院成都山地灾害与环境研究所, 610041。Email: hyz@imde.ac.cn

虑遥感影像数据的光谱信息和纹理特征基础上,借鉴前人研究结果,结合实地踏勘确立了研究区土地利用的遥感解译标志。

### 2.1.2 LUC动态数据提取

根据解译标志在 ERDAS IMAGINE 8.6 软件中对两期的 TM 影像进行人机交互解译,并利用 ARC GIS 9.0 软件对解译结果进行编辑处理和面积统计,获得 1986 年和 2000 年的土地利用数据。在分类上,根据国家决策、土地利用快速调查的需要以及本次调查需要,调查区土地利用采用两级分类系统进行分类,一级为 6 类,主要根据土地的资源属性和利用属性进行分类,即:耕地、林地、草地、水域、建设用地(城乡、工矿、居民用地)和未利用土地等。二级为 17 个类型,主要根据土地资源经营特点、利用方式和覆盖特征进行分类。本文着重对一级分类中的 6 种土地利用类型的变化及其对生态系统服务价值影响进行分析。

### 2.2 生态系统服务价值计算模型

本研究根据谢高地等人的研究成果<sup>[9]</sup>,考虑到干热河谷的具体情况,确定干热河谷与土地利用类型相对应的生态系统类型及生态价值系数<sup>[5]</sup>(表 1),其中建设用地不考虑在内。

表 1 不同土地利用类型的生态价值系数

Table 1 Ecological value coefficients of different land use types /元·(hm<sup>2</sup>·a)<sup>-1</sup>

单项服务功能	土地利用类型				
	林地	草地	耕地	水体	未利用地
气体调节	3097.00	707.90	442.40	0	0
气候调节	2389.10	796.40	787.50	407.00	0
水源涵养	2831.50	707.90	530.90	18033.20	26.50
土壤形成与保护	3450.90	1725.50	1291.90	8.80	17.70
废物处理	1159.20	1159.20	1451.20	16086.60	8.80
生物多样性保护	2884.60	964.50	628.20	2203.30	300.80
食物生产	88.50	265.50	884.90	88.50	8.80
原材料	2300.06	44.20	88.50	8.80	0
娱乐文化	1132.60	35.40	8.80	3840.20	8.80

生态系统服务价值的模型为:

$$ESV = \sum V_k \times VC_k \quad (1)$$

$$ESV_f = \sum (V_k \times VC_{kf}) \quad (2)$$

式中  $ESV$  ——研究区生态系统服务总价值,元;  $V_k$  ——研究区内土地利用类型  $k$  的分布面积,  $hm^2$ ;  $VC_k$  ——土地利用类型  $k$  单位面积上生态系统服务价值系数,元/ $(hm^2 \cdot a)$ ;  $ESV_f$  ——生态系统单项服务功能价值,元;  $VC_{kf}$  ——生态系统单项服务功能价值系数,元/ $(hm^2 \cdot a)$ ;  $k$  ——土地利用类型;  $f$  ——生态系统单项服务功能类型。

### 2.3 敏感性系数计算公式

本研究借用敏感性系数 (coefficient of sensitivity,  $CS$ ) 以确定  $ESV$  随时间变化对  $VC$  变化的依赖程度,以此来检验谢高地的生态系统服务价值系数是否适合本研究区。 $CS$  的含义是指  $VC$  变动 1% 引起  $ESV$  的变化情况,如果  $CS > 1$ ,说明  $ESV$  对  $VC$  是富有弹性的;如果  $CS < 1$ ,则说明  $ESV$  对  $VC$  是缺乏弹性的,比值越大,表明  $VC$  的准确性越关键。即使  $CS$  值小于 1,过高或过低赋值的生态价值系数也可能在很大程度上影响生态价值随时间变化的真实性,因此,还应比较随时间而变化的变化率。本文

通过分别调整 50% 的生态系统服务价值系数来计算  $CS$ ,从而来说明  $ESV$  对  $VC$  的敏感程度。敏感性系数 ( $CS$ ) 计算公式如下<sup>[9]</sup>:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \right| \quad (3)$$

式中  $i, j$  ——分别表示生态服务价值系数调整前和调整后的。

## 3 结果与分析

### 3.1 研究区土地利用变化

#### 3.1.1 土地利用结构变化

干热河谷区土地利用/覆被结构受山地系统自然条件限制,耕地、建设用地相对较少且分布集中,存在大面积的林地与草地。总体而言,土地利用类型以林地和草地为主,从表 2 可以看出不论是 1986 年还是 2000 年,林地和牧草地合计占元谋县土地总面积的比例均超过了 80%,是土地利用结构的主体,由于大面积林草地的存在,使干热河谷区所具备的生态功能具有重要意义,在生态环境建设中具有相当大的敏感性。

表 2 1986 和 2000 年元谋县土地利用/覆盖一级地类面积变化

Table 2 Land use/cover changes of the first categories area in the study area in 1986 and 2000

土地利用类型	1986 年面积/ $hm^2$	比例/%	2000 年面积/ $hm^2$	比例/%
耕地	21641.00	10.62	20352.00	9.99
林地	60020.00	29.45	61268.00	30.07
草地	107311.00	52.66	105962.00	52.00
水域	3912.00	1.92	3830.00	1.88
建设用地	3349.00	1.64	5573.00	2.73
未利用土地	7551.90	3.71	6800.00	3.34
总面积	203785.00	100.00	203785.00	100.00

从表 2 可以看出,在土地利用与土地覆被变化中,林地和建设用地从 1986 年的 60020  $hm^2$ 、3349  $hm^2$  增加到 2000 年的 61268  $hm^2$  和 5573  $hm^2$ ,增加率分别为 2.08%、66.41%;林地面积增加反映了自 1986 年以来,无论是对现有林地的保护,还是在新林地的营造方面,均取得了很大的成就;而建设用地的增加则反映了人口增长及社会经济发展。耕地、草地、水域和未利用土地均呈现减少的趋势。可见,增长速度的顺序为城乡建设用地 > 林地,而减少速率为:未利用土地 > 耕地 > 水域 > 草地。这是快速城市化过程中大量耕地被建设用地占用的必然结果,同时,可以看出近年来元谋县加强了生态环境保护,实施的天然林保护工程、退耕还林(草)工程等生态工程成效显著。从表 3 和我们实际调查显示:耕地减少并主要流转为建设用地、林地和未利用地。其主要原因主要有:①由于水土流失、荒漠化等变成撂荒地;②建设用地(城乡居民点、道路及工矿)占有耕地;③生态环境建设占用部分耕地,尤其是旱坡地,如退耕还林工程,要求 > 25° 的坡耕地全部改造为林(草)地。草地面积的减少,主要原因在于:①垦殖。人口压力及其造成的粮食生产压力,使人们不断的开垦,部分草地成为耕地;②由于长期超载放牧,草地退化严重,部分草地退化为不可利用土地。水域面积减少,主要是由于水土流失造成的堰塘、水库、

湖泊等泥沙沉积，使得水体萎缩，面积减少。而未利用土地面积有所减少，主要是由于技术水平的提高，原来的部分未利用土地被开发利用，如被改造为林地、耕地或为建设用地等。林地的增加主要来源于退耕还林和荒地改造。建设用地的增加主要是占用了耕地和未利用地。土地利用类型的相互转化是人类改变生态系统结构的开始，土地利用变化必然影响生态系统的结构和功能，进而影响区域生态系统服务价值的变化。

表 3 1986~2000 年研究区土地利用/覆盖转移比率

Table 3 Ratio of land use/ cover transition in the study area from 1986 to 2000 /%

土地利用类型	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
耕地	0.95	0.05	—	0.002	0.07	0.02
林地	—	0.96	0.03	—	—	0.01
草地	—	—	0.98	—	0.01	—
水域	0.01	—	—	0.97	0.01	0.02
建设用地	—	—	—	—	0.98	0.02
未利用地	0.01	0.11	—	0.001	0.03	0.82

3.1.2 土地利用空间转化类型与强度

土地利用变化是不同土地利用类型间竞争的表现，各转化类型反映了土地利用变化的内在过程。我们通过对两期土地利用图进行空间叠加，求得研究时段土地类型转化的数量，计算土地利用类型间的转移比率<sup>[10-14]</sup>；并构建土地利用转化动态模型，借以对不同类型间转化强度进行表达（表 3）。采用的计算方法为：

$$P_{mn} = \frac{A_{mn}}{A_m} \quad (4)$$

式中  $P_{mn}$  ——研究时段内土地利用类型  $m$  转化为类型  $n$  的转移比率； $A_{mn}$  ——土地利用类型  $m$  转化为  $n$  的面积， $hm^2$ ； $A_m$  ——土地利用类型  $m$  在研究时段的初始面积， $hm^2$ 。

3.2 土地利用变化引起的生态系统服务价值变化

3.2.1 土地利用变化引起的生态系统单项服务价值变化

根据式 2，代入表 1 单项价值系数和表 2 的面积数据，得到 1986 年和 2000 年的生态系统单项服务功能价值 ( $ESV_f$ )（表 4）。

表 4 1986 和 2000 年研究区生态系统单项年服务功能价值变化

Table 4 Changes of the single annual ecosystem service value in the study area in 1986 and 2000

单项服务功能	单项服务功能价值/元				
	1986 年 /元	比例 /%	2000 年 /元	比例 /%	变化率 /%
气体调节	2.7142	12.76	2.7376	12.67	0.86
气候调节	2.4749	11.57	2.4835	11.55	0.35
水源涵养	3.2815	15.31	3.2854	15.32	0.12
土壤形成与保护	4.2041	19.60	4.2071	19.63	0.07
废物处理	2.8837	13.28	2.8506	13.46	-1.15
生物多样性保护	3.0112	14.08	3.0220	14.06	0.36
食物生产	0.5337	2.42	0.5196	2.49	-2.63
原材料	1.4474	6.87	1.4745	6.76	1.86
娱乐文化	0.8706	4.10	0.8809	4.06	1.19
合计	21.4213	100	21.4612	100	0.19

从表4可以看出：气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成和保护、生物多样性保护和娱乐文化等都在增加，其中原材料增幅最大，变化率达1.86%，这主要是由原材料价值系数最高的林地面积增加引起的；废物处理和食物生产在减少，其中食物生产减少最大，变化率为2.63%，主要是食物生产价值系数最高的耕地减少造成的。

3.2.2 生态系统总服务价值变化

根据公式（1），代入表1合计的价值系数和表2的面积数据，可以计算出研究区1986年的总生态系统服务价值为21.4213亿元，2000年为21.4612亿元，15a增加了0.0399亿元，变化率为0.19%，生态系统价值有所提升，总体变化不是很大（表5）。已有研究表明土地利用结构决定了生态系统服务价值<sup>[15-16]</sup>，本研究中由于林地的生态价值系数最高，耕地和草地的生态价值系数较林地低，研究区林地面积的增加已经弥补了由于耕地和草地减少造成的区域生态系统服务价值的下降，使得区域生态系统服务价值近年来有所增加，这也表明近15a来元谋干河谷的生态建设（如长江上游水土流失控制工程、天然林保护工程和退耕还林等）取得了一定的成效。从各生态系统服务价值的比例构成来看，林地单位面积生态系统服务价值为各生态系统之首，其次是草地，再次分别为水域、耕地和未利用地，因此，在今后生态重建和管理中应注重对林地和草地生态系统的保护。

表 5 生态系统总服务价值变化（1986~2000）

Table 5 Changes of total ecosystem service values in the study area from 1986 to 2000

土地利用类型	生态系统总服务价值/亿元				
	1986 年 /亿元	比例 /%	2000 年 /亿元	比例 /%	变化率 /%
林地	11.6039	54.17	11.8452	55.19	2.08
草地	6.8749	32.09	6.7885	31.63	-1.26
耕地	1.3232	6.18	1.2444	5.80	-5.96
水域	1.5913	7.43	1.5579	7.26	-2.10
未利用地	0.0280	0.13	0.0253	0.12	-9.64
建设用地	0.0000	0.00	0.0000	0.00	0.00
合计	21.4213	100.00	21.4612	100.00	0.19

3.3 敏感性分析

从表6可以看出：价值系数的敏感性系数CS都小于1，这表明本研究生态系统服务价值对采用的生态系统服务价值系数是缺乏弹性的，从而也证明本研究估算的生态系统服务价值是可靠的，所采用的谢高地的生态系统服务价值系数是符合当地情况。本文进一步分析较大的生态价值系数的变化对于生态系统服务价值变化的影响，从表6可以看出：各土地利用类型的生态价值系数增加50%，研究区生态系统服务价值15a间的变化率均与生态价值系数调整前的变化率相差不大，仅未利用地的变化率相差了0.34%，水域相差了0.01%，其余的变化率几乎不变，这说明本研究采用的生态价值系数没有影响到生态系统服务价值随时间变化的真实性。

表 6 研究区生态系统服务价值系数调整后的敏感性系数分析  
Table 6 Estimation of the coefficient of sensitivity (CS)  
after the total ecosystem service values coefficient  
in the study area was adjusted

土地利用类型	生态系统服务价值调整 50% 前后变化率 (1986~2000) /%		敏感系数 CS	
	调整后	调整前	1986	2000
林地	2.08	2.08	0.542	0.552
草地	-1.26	-1.26	0.321	0.316
耕地	-5.96	-5.96	0.062	0.058
水域	-2.09	-2.10	0.074	0.073
未利用地	-9.98	-9.64	0.001	0.001

#### 4 结 论

元谋县近 15a 来耕地、草地、水域和未利用土地面积均呈现减少的趋势, 而林地和建设用地面积呈增加趋势; 土地利用结构决定生态系统服务价值, 元谋县 2000 年的生态系统服务价值比 1986 年有所提高, 土地利用变化使研究区增加了的生态资产为 0.0399 亿元, 变化率为 0.19%, 表明近年来元谋干热河谷生态重建工作已初显成效, 在生态资产中, 森林和草地面积的变化对整个区域生态系统服务价值的变化起决定性作用, 因此, 在今后生态重建和管理中应注重对森林和草地生态系统的保护; 敏感性系数分析表明本研究采用的谢高地生态价值系数是合理的。本研究只对 1986~2000 年研究区因土地利用量变而导致的生态系统服务价值变化的总趋势进行了初步探讨, 但是土地利用的质变同样会导致生态系统服务价值的变化, 本文没有研究土地利用质变引起的生态系统服务价值变化, 这是本文的不足之处。同时, 本研究缺乏对生态系统服务价值变化空间

差异的研究, 这是需要进一步开展的工作。

#### [参 考 文 献]

- [1] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域—LUCC 的国际研究动向[J]. 地理学报, 1996, 51 (6): 553—558.
- [2] Costanza R, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253—260.
- [3] 欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评估[J]. 应用生态学报, 1999, 10 (5): 607—613.
- [4] 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值[J]. 科学通报, 2000, 45 (1): 17—22.
- [5] 谢高地, 鲁春霞, 成升魁. 全球生态系统服务价值评估研究进展[J]. 资源科学, 2001, 23 (6): 5—9.
- [6] 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.
- [7] 吴征镒. 中国植被[M]. 北京: 科学出版社, 1980.
- [8] 杨 忠, 熊东红, 周红艺, 等. 干热河谷不同岩土组成坡地的降水入渗与林木生长[J]. 中国科学 E 辑, 2003, 33 (增刊): 110—119.
- [9] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, et al. Change in ecosystem service values in the San Antonio area Texas[J]. Ecological Economics, 2001, 39: 333—346.
- [10] 李 江, 郭庆胜. 武汉市土地利用结构演变及空间扩展研究[J]. 西北师范大学学报 (自然科学版), 2002, 38 (4): 77—80.
- [11] 范月娇, 周万村. 基于空间信息技术的巫山县土地利用时空变化分析[J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11 (3): 234—238.
- [12] 王爱民. 兰州市城市土地利用空间结构变化分析[J]. 四川师范大学学报 (自科版), 1996, 19 (1): 110—113.
- [13] 龙花楼, 李秀彬. 区域土地利用转型分析——以长江沿线样带为例[J]. 自然资源学报, 2002, 17 (2): 144—149.
- [14] 朱会义, 李秀彬. 环渤海地区土地利用的时空变化分析[J]. 地理学报, 2001, 56 (3): 253—260.
- [15] 倪九派, 魏朝富, 谢德体. 土地利用的生态位及调控机制的研究[J]. 农业工程学报, 2005, 21 (增刊): 113—115.
- [16] 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.

## Effects of land use change on ecosystem service value in Yuanmou dry-hot valley

Zhou Hongyi<sup>1,2</sup>, Xiong Donghong<sup>1,2</sup>, Yang Zhong<sup>1</sup>

(1. Chengdu Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China;

2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** In order to study the effects of land use change on ecosystem service values, change of land use in Yuanmou County from 1986 to 2000 was analyzed by use of the LANDSAT TM images and remote sensing and geographic information system. Ecosystem service coefficients of different land use types in the study area was estimated based on them found by Xie Gaodi and the ecosystem services sensitivity analysis was conducted to determine whether these coefficients can be used in the study area or not. The results show that the estimated area of cultivated land, pasture land, water area and unused land decreased but that of forest land and construction land increased from 1986 to 2005. The total ecosystem services value in the study area in 2000 is higher of 3989736.42 Yuan than that in 1986 for the increase of forest land area and its highest ecosystem services coefficients. It can be concluded that ecosystem service value is determined by land use type. The coefficient sensitivity(CS) of the study indicates that it is reasonable for the coefficient to be used in the study area.

**Key words:** land use/land cover change; ecosystem services value; coefficient sensitivity