

# 延河流域土地利用变化对其生态服务价值的影响<sup>\*</sup>

李进鹏<sup>1</sup>, 王飞<sup>1,2</sup>, 穆兴民<sup>1,2</sup>, 李锐<sup>1,2</sup>, 杨勤科<sup>1,2</sup>

(1. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨陵 712100; 2. 中国科学院 水利部 水土保持研究所, 陕西 杨陵 712100)

**摘 要:** 土地利用变化明显影响流域生态系统服务价值。本文在谢高地等制定的中国陆地生态系统服务价值当量表的基础上, 结合延河流域土地利用变化情况和生态系统服务特征, 完善了延河流域生态系统服务价值估算表, 并以延河流域 1990 年、2000 年和 2006 年土地利用数据为基础, 估算了各年度的生态服务价值。分析表明: 在 16 a 间, 延河流域生态服务价值总体有所提高, 2006 年比 1990 年生态服务价值增加了 5.72 亿元。敏感性分析表明流域内生态服务价值对生态服务价值指数是缺乏弹性的, 研究结果是可信的。

**关键词:** 延河流域; 土地利用变化; 生态服务价值; 敏感性分析

中图分类号: F301.24; X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2010)03-0110-05

## Impacts of Landuse Change on Ecosystem Services Value in the Yanhe River Basin

LI Jin-peng<sup>1</sup>, WANG Fei<sup>1,2</sup>, MU Xing-min<sup>1,2</sup>, LI Rui<sup>1,2</sup>, YANG Qin-ke<sup>1,2</sup>

(1. College of Resource and Environment, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A & F University, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** The land use change influences the ecological service value of basin greatly. Based on the China ecosystem service equivalent scale developed by Xie Gaodi, this paper improved and perfected Yanhe basin ecosystem service equivalent scale combined with the change of Yanhe basin land use and the characteristic of ecosystem service, and estimated ecological service value based on the land use data in 1990, 2000 and 2006. The results indicated that ecological service value of Yanhe basin is 5.72 billion Yuan higher in 2006 than that in 1990. Sensitivity analysis showed that basin ecological service value on ecological service value index was stable enough.

**Key words:** Yanhe River Basin; land use change; ecosystem services value; sensitivity analysis

生态服务价值是目前人们普遍关注的热点问题之一<sup>[1-2]</sup>。土地是陆地生态系统的载体, 生态系统类型在土地利用中表现为土地利用类型, 土地利用的变化可以导致自然景观格局和物质循环与能量分配的变化, 并对区域气候、土壤、水量和水质产生深刻影响。开展土地利用变化对生态服务价值影响的研究, 对客观认识土地利用变化的综合影响有重要意义<sup>[2-3]</sup>。延河流域是黄土高原地区水土流失最严重的区域之一, 水土保持活动强度大, 土地利用变化明显, 该文是在目前流域土地利用变化研究的基础上<sup>[4]</sup>, 着重分析土地利用变化对其生态服务价值的影响。

## 1 资料来源与研究方法

### 1.1 土地利用数据来源

数据来源于延河流域 1990 年、2000 年、2006 年三个时段 Landsat TM 图像解译数据。本解译数据延河流域面积为 7 723 km<sup>2</sup>, 与实际面积 7 725 km<sup>2</sup> 相差 0.026%, 数据精度符合计算分析要求。

参照国家通用的土地利用分类系统和研究区的具体情况, 将延河流域划分成建设用、农田、林地、草地、水体等 5 种主要土地利用类型和地表覆盖景观, 运用 ArcGIS 软件得到研究区各种土地利用类型的面积。

<sup>\*</sup> 收稿日期: 2010-04-16

基金项目: 西北农林科技大学留学归国人员科研专项; 欧盟项目 (DESIRE\_037046); 中国科学院“西部之光”人才培养计划 (2005XB01)

作者简介: 李进鹏 (1984-), 男, 山西泽州人, 硕士研究生, 研究方向为地理信息系统在水土保持中的应用。E-mail: ljphxb@163.com

通信作者: 王飞 (1971-), 男, 陕西户县人, 副研究员, 博士, 主要从事水土保持环境效应评价研究。E-mail: wafe@ms.iswc.ac.cn

## 1.2 土地利用变化分析

土地利用变化主要体现在土地利用类型变化、土地利用类型数量变化、土地资源生态质量变化、土地利用程度变化等方面<sup>[4]</sup>。所以将采用土地利用类型面积变化、土地利用变化率、土地利用类型动态度对延河流域的土地利用变化进行分析。

(1) 土地利用类型面积变化和土地利用变化率首先反映在不同土地利用类型的总量变化上, 通过分析土地利用类型的总量变化, 可以了解土地利用变化总态势和土地利用结构的变化。

(2) 土地利用类型动态度( $K$ ) 描述该区各种类型土地的变化情况, 它是指研究区一定时间范围内某种土地利用类型数量的变化情况, 其公式为

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

式中:  $U_a$ ,  $U_b$  ——研究期初及研究期末某一种土地利用类型的数量;  $T$  ——研究时段长。当  $T$  设定为年时,  $K$  为研究时段内某一土地利用类型的年变化率。

## 1.3 生态服务价值评价方法

以延河流域不同年份土地利用变化为基础, 计算不同时期流域的生态服务价值。生态服务价值是气体调节、气候调节、水源涵养、土壤形成与保护、废物处理、生物多样性保护、食物生产、原材料供给和娱乐等多方生态服务价值的总和。由于水土保持建设在延河流域综合治理中的重要性, 对研究流域生态系统的气体调节、水源涵养、土壤形成与保护、食物生产和原材料供给服务价值单独计算, 其它服务价值借鉴谢高地<sup>[5]</sup> 等确定的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值当量表, 并依据流域的实际情况修正后进行估算。

1.3.1 气体调节价值 以其固碳供氧的价值进行估算。固碳价值计算公式为

$$U_{\text{碳}} = A C_{\text{碳}} \times 1.63 R_{\text{碳}} \times B_{\text{年}} \quad (2)$$

式中:  $U_{\text{碳}}$  ——年固碳价值(元/a);  $B_{\text{年}}$  ——净生产力 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $C_{\text{碳}}$  ——固碳价格(元/t);  $R_{\text{碳}}$  —— $\text{CO}_2$  中碳的含量, 为 27.27%;  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ )。

释氧价值计算公式为

$$U_{\text{氧}} = 1.2 C_{\text{氧}} A B_{\text{年}} \quad (3)$$

式中:  $U_{\text{氧}}$  ——年释氧价值(元/a);  $B_{\text{年}}$  ——净生产力 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $C_{\text{氧}}$  ——氧气价格(元/t);  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ )。

1.3.2 水源涵养价值 其计算公式为

$$U_{\text{涵养}} = 10 C_{\text{水}} A (P - E - C) \quad (4)$$

式中:  $U_{\text{涵养}}$  ——年水源涵养价值(元/a);  $C_{\text{水}}$  ——水的单价(元/ $\text{m}^3$ );  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ );  $P$  ——降水量

( $\text{mm}/\text{a}$ );  $E$  ——蒸散量( $\text{mm}/\text{a}$ );  $C$  ——地表径流量( $\text{mm}/\text{a}$ )。

1.3.3 土壤形成与保护价值 以其保土价值和保肥价值进行估算。保土价值计算公式为

$$U_{\text{固土}} = A C_{\pm} (X_2 - X_1) / \rho \quad (5)$$

式中:  $U_{\text{固土}}$  ——年固土价值(元/a);  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ );  $C_{\pm}$  ——挖取和运输单位体积土方所需费用(元/ $\text{m}^3$ );  $X_2$  ——无植被土壤侵蚀模数 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $X_1$  ——有植被土壤侵蚀模数 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $\rho$  ——土壤容重( $\text{t}/\text{m}^3$ )。

保肥价值计算公式为

$$U_{\text{肥}} = A (X_2 - X_1) (N C_1 / R_1 + P C_1 / R_2 + K C_2 / R_3 + M C_3) \quad (6)$$

式中:  $U_{\text{肥}}$  ——年保肥价值(元/a);  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ );  $X_2$  ——无植被土壤侵蚀模数 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $X_1$  ——有植被土壤侵蚀模数 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $N$  ——土壤平均含氮量(%);  $P$  ——土壤平均含磷量(%);  $K$  ——土壤平均含钾量(%);  $M$  ——土壤有机质平均含量(%);  $R_1$  ——磷酸二铵化肥含氮量(%);  $R_2$  ——磷酸二铵化肥含磷量(%);  $R_3$  ——氯化钾化肥含钾量(%);  $C_1$  ——磷酸二铵化肥价格(元/t);  $C_2$  ——氯化钾化肥价格(元/t);  $C_3$  ——有机质价格(元/t)。

1.3.4 食物生产价值 计算公式为

$$U_{\text{生产}} = C_{\text{产品}} A B_{\text{年}} \quad (7)$$

式中:  $U_{\text{生产}}$  ——年生产产品价值(元/a);  $B_{\text{年}}$  ——年单产 [ $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ];  $C_{\text{产品}}$  ——产品价格(元/t);  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ )。

1.3.5 原材料价值 植被生产的有机物折合成能量以后可以进行相应的替代, 如煤炭、石油、天然气等皆是自然界中存在的能量, 具有一定的市场价格。因此, 可以通过能量这个桥梁将两者联系起来, 就是说植被生产原材料的价值, 可以通过能源的价值加以体现。其计算公式为

$$U_{\text{材料}} = A P B_1 Q_1 / (B_2 Q_2) \quad (8)$$

式中:  $U_{\text{材料}}$  ——年原材料价值(元/a);  $A$  ——面积( $\text{hm}^2$ );  $B_1$  ——各种生态系统生产有机质干重( $\text{t}/\text{hm}^2$ );  $B_2$  ——煤的质量系数, 标煤  $B_2 = 1 \text{ t}$ ;  $P$  ——标煤的市场价格, 本文采用 345.5 元/t;  $Q_1$  ——干重生物量折合热量,  $Q_1 = 6.7 \text{ kJ/g}$ ;  $Q_2$  ——标煤的折合热量,  $Q_2 = 10 \text{ kJ/g}$ 。

1.3.6 其它生态服务价值 延河流域 1 个生态服务价值当量因子的经济价值量以 441 元/a 进行计算<sup>[6]</sup>, 以此来计算延河流域各土地利用类型的其它价值。

1.3.7 生态服务价值 估算公式为

$$ESV = \sum P_k \times A_k \tag{9}$$

式中:  $ESV$ ——生态服务价值(元);  $P_k$ ——研究区第  $i$  种土地利用类型的分布面积( $\text{hm}^2$ );  $A_k$ ——研究区第  $k$  种土地利用类型的单位面积的生态服务价

值,即生态服务价值指数[元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )]。  
1.4 各参数值的确定  
经过文献整理获得各参数的参考数值,并结合野外调查、试验与分析文献等方法和专家建议来确定本文的各参数值(表 1)。

表 1 延河流域生态服务价值参数值

指标	林地参考值	本文林地值	草地参考值	本文草地值	农田参考值	本文农田值
全氮/%	0.03~0.31 <sup>[7]</sup>	0.13	0.03~0.07 <sup>[7]</sup>	0.05	0.02~0.09 <sup>[7]</sup>	0.04
全磷/%	0.04~0.15 <sup>[7]</sup>	0.06	0.14~0.18 <sup>[7]</sup>	0.14	0.11~0.21 <sup>[7]</sup>	0.14
全钾/%	2.1~2.3 <sup>[7]</sup>	2.13	0.53~1.29 <sup>[7]</sup>	0.79	1.03~2.21 <sup>[7]</sup>	1.03
有机质/%	0.15~6.62 <sup>[7]</sup>	2.53	0.47~0.93 <sup>[7]</sup>	0.79	0.32~1.91 <sup>[7]</sup>	0.45
净生产力/( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	3.7~23.7 <sup>[8]</sup>	7	1.9~20.4 <sup>[9]</sup>	8.5	1.5~15.8 <sup>[10]</sup>	5.2
蒸散量/mm	526.8~548.5 <sup>[11]</sup>	537.15	362.2~432.8 <sup>[11]</sup>	432.8	564.2~576.3 <sup>[11]</sup>	564.2
径流量/mm	0.2~4.5 <sup>[12]</sup>	3.8	0.8~3.9 <sup>[12]</sup>	2.7	1.9~10.7 <sup>[12]</sup>	7.9
平均产量/( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	—	—	—	—	1.1~6.8 <sup>[10]</sup>	3.1
侵蚀模数/( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	0~0.08 <sup>[12]</sup>	0.02	0.01~0.08 <sup>[12]</sup>	0.05	0.6~3.6 <sup>[12]</sup>	1.7

注:农田的参考值中的净生产力只包括秸秆量;表中的参考文献只标注了部分文献,其它文献未标注。

固碳释氧价值依据植被的年净生物量进行计算。虽然农田年净生产力逐年提高,但考虑到大部分地上生物量被收获,最终以各种碳的形式排放出去,所以一般研究中都认为农田的生物量固碳为零,故本文计算中只考虑了林地和草地的固碳价值<sup>[13]</sup>。固定二氧化碳量和释放氧气量按照每生产 1 g 干物质需要 1.63 g 二氧化碳,并释放出 1.2 g 氧气计算,其价值量分别按照造林成本 260.9 元/t 和 352.93 元/t 计算<sup>[10,14]</sup>。农田平均粮食产量含水率按照谷物的 14% 计算<sup>[10,14,15]</sup>,粮食单价按 2002 年陕西省的报价 1 元/kg<sup>[6]</sup>,农田原材料价值中只计算其秸秆的价值,粮食产量那部分价值作为食物生产价值已计算。降水量、蒸散量和地表径流量不考虑其年际差异,降水量按多年平均降水量 520 mm 计算<sup>[16]</sup>。水的价值用影子价格替代法,按照 0.67 元/ $\text{m}^3$  的水库库容建设成本计算<sup>[14]</sup>。

研究表明:流域综合治理前土壤侵蚀模数高达 140  $\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ <sup>[17]</sup>,故将其作为本文研究的无植被土壤侵蚀模数;流域内土壤平均容重为 1.23  $\text{t}/\text{m}^3$ ;根据国家林业局 2008 年发布的《森林生态系统服务功能评估规范》,磷酸二铵化肥含氮量为 14.0%,磷酸二铵化肥含磷量为 15.01%,氯化钾化肥含钾量为 50.0%,磷酸二铵化肥价格为 2 400 元/t,氯化钾化肥价格为 2 200 元/t,有机质价格为 320 元/t,挖掘和运输单位体积土方所需费用为 12.6 元/ $\text{m}^3$ 。

1.5 敏感性分析方法

为了确定生态服务价值随时间的变化对于生态服务价值指数的依赖程度,本文参照相关研究成果,选取经济学中常用的弹性系数概念来计算生态服务

价值指数的敏感性指数( $C_s$ )。文中将各类土地利用类型的生态服务价值指数分别调整 50%,来衡量生态服务价值总量的变化。如果  $C_s > 1$ ,表明  $ESV$  相对于  $A_k$  是富有弹性的;如果  $C_s < 1$ , $ESV$  则被认为是缺乏弹性的;比值越大,表明生态服务价值指数的准确性对生态服务价值评估越重要<sup>[18]</sup>。敏感性指数的计算公式如下:

$$C_s = \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(A_{jk} - A_{ik}) / A_{ik}} \tag{10}$$

式中:  $ESV, A, k$  的含义同前;  $i, j$ ——表示初始生态服务价值指数和调整后的生态服务价值指数。

2 结果与分析

2.1 延河流域土地利用变化

通过对比 1990 年、2000 年、2006 年三期的 Landsat TM 图像解译的数据结果(表 2)可以看出:1990–2006 年间延河流域土地利用变化的总体趋势是:农田、水体和建设用地减少,其中减少幅度最大的是农田;草地、林地增加幅度大,其变化率分别为 24.30%,40.12%。1990–2006 年间农田经历了一个前期缓慢增加后期快速减少的过程,1990–2000 年间增加了 12 924.99  $\text{hm}^2$ ,2000–2006 年间减少了 137 252.24  $\text{hm}^2$ ;草地处于前期缓慢减少后期快速增长状态,1990–2000 年间减少了 6 193.26  $\text{hm}^2$ ,2000–2006 年间增加了 89 632.83  $\text{hm}^2$ ;林地经历了一个先减少后增加的过程,1990–2000 年间减少了 5 446.20  $\text{hm}^2$ ,2000–2006 年间增加了 49 111.35  $\text{hm}^2$ ;水体 1990–2006 年间则是一直处于减少状态,1990–2006 年间减少了 2 623.40  $\text{hm}^2$ ;建设用地 1990–2000 年间增

加了 929. 14 hm<sup>2</sup>, 2000– 2006 年间减少了 1 083. 21 hm<sup>2</sup>。延河流域 1990– 2006 年间土地利用变化集中体现在农田向林地和草地的转化, 则明显体现了退耕还林还草等措施的效果。

表 2 延河流域各土地利用类型面积及其变化

年份	项目	建设用地	农田	林地	草地	水体
1990 年	面积/hm <sup>2</sup>	2142. 77	31 1244. 48	108842. 65	343425. 59	6633. 33
	比例/%	0. 28	40. 30	14. 09	44. 47	0. 86
2000 年	面积/hm <sup>2</sup>	3071. 90	324169. 47	103396. 44	337232. 33	4418. 67
	比例/%	0. 40	41. 98	13. 39	43. 67	0. 57
2006 年	面积/hm <sup>2</sup>	1988. 69	186917. 24	152507. 80	426865. 16	4009. 93
	比例/%	0. 26	24. 20	19. 75	55. 27	0. 52
1990– 2000 年	变化面积/hm <sup>2</sup>	929. 14	12924. 99	– 5446. 20	– 6193. 26	– 2214. 67
	变化率/%	43. 36	4. 15	– 5. 00	– 1. 80	– 33. 39
	动态度/%	4. 34	0. 42	– 0. 50	– 0. 18	– 3. 34
2000– 2006 年	变化面积/hm <sup>2</sup>	– 1083. 21	– 137252. 24	49111. 35	89632. 83	– 408. 73
	变化率/%	– 35. 26	– 42. 34	47. 50	26. 58	– 9. 25
	动态度/%	– 5. 88	– 7. 06	7. 92	4. 43	– 1. 54
1990– 2006 年	变化面积/hm <sup>2</sup>	– 154. 08	– 124327. 24	43665. 15	83439. 57	– 2623. 40
	变化率/%	– 7. 19	– 39. 95	40. 12	24. 30	– 39. 55
	动态度/%	– 0. 45	– 2. 50	2. 51	1. 52	– 2. 47

从土地利用类型动态度看, 1990– 2006 年间延河流域的总体情况是林地的增加速度最快, 其次是草地, 农田、水体的减少速度最快, 其次是建设用地; 1990– 2000 年, 建设用地增加速度最快, 其次是农田, 水体减少速度最快, 其次是林地、草地。2000– 2006 年, 林地增加速度最快, 其次是草地, 农田减少速度最快, 其次是建设用地、水体。

2. 2 延河流域生态服务价值变化

本文以谢高地等人确定的中国大陆地生态系统服务价值当量表<sup>[5]</sup>为基础, 并根据延河流域的具体情况进行修正, 计算出延河流域各种土地利用类型生态服务价值指数, 据此可测算出延河流域 1990 年、2000 年、2006 年的生态服务价值及其变化情况(表 3)。

表 3 1990– 2006 年延河流域生态服务价值变化

年份	指标	耕地	林地	草地	水体	合计
1990 年	生态服务价值指数/ (元·hm <sup>-2</sup> )	18821. 31	29219. 42	19709. 05	20271. 55	–
	生态服务价值/亿元	58. 58	31. 80	67. 69	1. 34	159. 41
	价值比例/%	36. 75	19. 95	42. 46	0. 84	100. 00
2000 年	生态服务价值/亿元	61. 01	30. 21	66. 47	0. 90	158. 59
	价值比例/%	38. 47	19. 05	41. 91	0. 56	100. 00
2006 年	生态服务价值/亿元	35. 18	44. 56	84. 13	0. 81	164. 69
	价值比例/%	21. 36	27. 06	51. 08	0. 49	100. 00
1990– 2000 年	价值变化/亿元	2. 43	– 1. 59	– 1. 22	– 0. 45	– 0. 83
	变化率/%	4. 15	– 5. 00	– 1. 80	– 33. 39	– 0. 52
2000– 2006 年	价值变化/亿元	– 25. 83	14. 35	17. 67	– 0. 08	6. 10
	变化率/%	– 42. 34	47. 50	26. 58	– 9. 25	3. 85
1990– 2006 年	价值变化/亿元	– 23. 40	12. 76	16. 45	– 0. 53	5. 27
	变化率/%	– 39. 95	40. 12	24. 30	– 39. 55	3. 31

由表 3 可以看出, 1990 年延河流域生态服务价值总量为 159. 41 亿元, 2000 年为 158. 59 亿元, 2006 年为 164. 69 亿元, 1990– 2006 年间流域的生态服务价值总量随着土地利用结构的变化而呈现前期缓慢下降后期快速增长的趋势。1990– 2000 年间流域的生态服务价值总量呈缓慢减少趋势, 2000 年比 1990 年减少了 0. 83 亿元, 此期间土地利用变化态势是草地、林地稳中有降, 农田稳中有升, 水体

面积减少, 建设用地面积增加, 由此可见这期间主要是生态服务价值指数较高的生态系统向生态服务价值指数较低的生态系统变化, 从而形成了整个流域生态服务价值总量减少; 2000– 2006 年间流域的生态服务价值总量呈快速增加趋势, 2006 年比 2000 年增加了 6. 1 亿元, 增量主要来源于林地和草地, 这是实施退耕还林还草等措施的效果。总体上看, 在 1990– 2006 年期间延河流域的土地利用变化, 提高

了其生态服务价值, 2006 年比 1990 年生态服务价值增加了 5.72 亿元。

### 2.3 敏感性分析

根据敏感性指数的计算公式, 本文把各种土地利用类型的生态服务价值指数分别调整 50%, 计算出流域 1990 年、2000 年和 2006 年的敏感性指数。从表 4 来看, 同一年份各土地利用类型生态服务价值指数的敏感性指数变动较大, 但是不同年份之间差别较小, 而且均小于 1; 农田、林地、草地及水体的敏感性指数介于 0.005~0.511, 这表明流域内生态服务价值对生态服务价值指数是缺乏弹性的, 研究结果是可信的。林地、草地的敏感性指数增大, 农田、水体的敏感性指数均减小, 表明林地、草地的生态服务价值指数变化会对生态服务价值总量产生放大作用。由表 4 还可知, 水体的敏感性指数很小, 为 0.005~0.008, 表明水体的生态服务价值指数变化对延河流域生态服务价值总量的变化影响不大, 也表明延河流域干旱缺水的现实。

表 4 1990—2006 年延河流域生态服务价值指数的敏感性指数

年份	农田	林地	草地	水体
1990	0.367	0.200	0.425	0.008
2000	0.385	0.191	0.419	0.006
2006	0.214	0.271	0.511	0.005

### 3 结论

1990—2006 年的 16 a 间, 延河流域土地利用发生了巨大的变化。林地增加最为显著, 增加幅度达到 40.12%, 其次是草地增加了 24.30%, 农田、水体减少最快, 减少幅度分别为 39.95%, 39.55%, 其次是建设用地减少了 7.19%。反映了草地、林地增加, 农田、建设用地、水体减少的总体趋势, 表现出近年延河流域水土流失综合治理的显著效果<sup>[19-20]</sup>。

在 16 a 间, 延河流域生态服务价值前期缓慢下降后期快速增长的趋势, 是实施退耕还林还草工程的具体体现之一, 研究表明, 随着各项措施的实施, 生态服务功能将进一步增强, 但由于建设用地也有一定的生态服务价值, 因此对延河流域生态服务价值的计算是保守的。敏感性分析表明流域内生态服务价值对生态服务价值指数是缺乏弹性的, 研究结果是可信的。

#### 参考文献:

[1] 孙刚, 盛连喜, 周道玮. 生态系统服务及其保护策略[J]. 应用生态学报, 1999, 10(3): 365-368.  
[2] 欧阳志云, 王如松, 赵景柱. 生态系统服务功能及其生态

经济价值评价[J]. 应用生态学报, 1999, 10(5): 635-640.  
[3] 梁欣, 臧淑英, 张思冲. 基于土地利用变化的生态服务价值损益估算: 以大庆市为例[J]. 自然灾害学报, 2006, 15(2): 68-72.  
[4] 刘建飞, 杨勤科, 梁伟, 等. 近 30 年来陕北黄土高原土地利用动态变化分析[J]. 水土保持研究, 2009, 16(2): 112-116.  
[5] 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.  
[6] 莫宏伟, 任志远, 谢红霞. 延安市城郊区土地利用动态与生态效应变化[J]. 水土保持学报, 2004, 18(4): 130-133.  
[7] 郑剑英, 吴瑞俊, 翟连宁. 黄土丘陵沟壑区小流域土壤养分的分布特征[J]. 水土保持通报, 1996, 16(4): 26-30.  
[8] 陈云明, 侯喜禄, 刘文兆. 黄土丘陵半干旱区不同类型植被水土保持生态效益研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(3): 57-61.  
[9] 李代琼, 姜峻, 梁一民, 等. 安塞黄土丘陵区人工草地水分有效利用研究[J]. 水土保持研究, 1996, 3(2): 66-74.  
[10] 董孝斌, 高旺盛. 黄土高原丘陵沟壑区典型流域农业生态系统生产力研究: 以纸坊沟为例[J]. 草业学报, 2003, 12(4): 14-19.  
[11] 杨文治. 黄土高原土壤水资源与植物造林[J]. 自然资源学报, 2001, 16(5): 433-438.  
[12] 赵护兵, 刘国彬, 曹清玉, 等. 黄土丘陵区不同土地利用方式水土流失及养分储蓄效应研究[J]. 水土保持学报, 2006, 20(1): 20-24.  
[13] 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 1981—2000 年中国陆地植被碳汇的估算[J]. 中国科学(D 辑), 2007, 37(6): 804-812.  
[14] 张彩霞, 谢高地, 杨勤科, 等. 人类活动对生态系统服务价值的影响: 以纸坊沟流域为例[J]. 资源科学, 2008, 30(12): 1910-1915.  
[15] 温仲明, 焦峰, 赫晓慧, 等. 纸坊沟流域黄土丘陵区土地生产力变化与生态环境改善[J]. 农业工程学报, 2006, 22(8): 91-95.  
[16] 汪邦稳, 杨勤科, 刘志红, 等. 延河流域退耕前后土壤侵蚀强度的变化[J]. 中国水土保持科学, 2007, 5(4): 27-33.  
[17] 黄良, 李靖. 水土保持型生态农业可持续性评价: 以陕西省安塞县纸坊沟为例[J]. 中国水土保持科学, 2007, 5(3): 94-99.  
[18] 岳书平, 张树文, 闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 地理学报, 2007, 62(8): 879-886.  
[19] 王飞, 李锐, 温仲明. 退耕工程生态环境效益发挥的影响因素调查研究: 以安塞县退耕还林(草)试点为例[J]. 水土保持通报, 2002, 22(3): 1-4.  
[20] 温仲明, 杨勤科. 基于农户参与的退耕还林(草)动态研究: 以安塞县大南沟流域为例[J]. 干旱地区农业研究, 2002, 20(2): 90-94.