

DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2012.07.006

黄土丘陵区中尺度流域水土流失治理环境效应评估*

王 兵¹ 刘国彬² 张光辉^{1,2} 杨勤科^{2,3} 杨艳芬⁴

(1. 北京师范大学地理学与遥感科学学院, 北京 100875;

2. 中国科学院水利部水土保持研究所黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨凌 712100;

3. 西北大学城市与环境学院, 西安 710127; 4. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

【摘要】 基于 DPSIR 概念模型,构建中尺度水土流失综合治理生态环境效应评价指标体系,对退耕还林(草)实施的生态环境效应进行评估。结果表明:生态恢复环境效应综合值在退耕还林(草)试验、实施和恢复阶段分别较评价初期增加了 30%、43% 和 56%;环境分项值则减小了 6%、20% 和 22%,社会分项值增加了 43%、114% 和 143%;经济分项值增加了 29%、129% 和 129%。退耕还林(草)、耕地压力、输沙模数和侵蚀性降水量等驱动和压力因子是生态恢复环境响应的敏感指标,退耕还林(草)对生态环境的作用需要一定的时期才能被生态环境所响应。

关键词: 退耕还林(草) 黄土丘陵区 生态恢复 中尺度流域 DPSIR 模型

中图分类号: X171.1; S157.2 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2012)07-0028-08

Ecological and Environmental Assessment on the Effects of Water and Soil Loss Comprehensive Harness in Meso-scale Watershed in Loess Hilly Region

Wang Bing¹ Liu Guobin² Zhang Guanghui^{1,2} Yang Qinke^{2,3} Yang Yanfen⁴

(1. School of Geography, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Water and Soil Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China

3. College of Urban and Environmental Science, Northwest University, Xi'an 710127, China

4. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract

An index system was constructed for accessing eco-environmental effect of water and soil loss comprehensive harness in meso-scale based on the DPSIR model. The eco-environmental effect of grain for green project was accessed. The results showed that comprehensive value of environmental effect of ecological restoration increased by 30% in test stage, 43% in formal implement stage, 56% in restoration stage, respectively compared with those in the initial stage of evaluation; whereas the values of environmental subentry decreased by 6%, 20% and 22%, respectively; values of social subentry increased by 43%, 114% and 143%, respectively; the values of economic subentry increased by 29%, 129% and 129%, respectively. Grain for green, farmland pressure, sediment transport modulus and erosive precipitation were sensitive indices which indicated that there was a hysteretic nature of eco-environmental changes compared with driving and pressure factors. Impacts of the project of grain for green for eco-environment to response usually need a period of time.

Key words Grain for green, Loess hilly region, Ecological restoration, Meso-scale watershed, DPSIR model

收稿日期: 2012-01-13 修回日期: 2012-01-21
* 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05060300)和中国科学院百人计划支持项目
作者简介: 王兵, 博士后, 主要从事水土流失综合治理研究, E-mail: enaboo@163.com
通讯作者: 刘国彬, 研究员, 主要从事流域生态研究, E-mail: gbliu@ms.iswc.ac.cn

引言

黄土高原具有独特的地貌特征,水土流失严重^[1-3]。目前,黄土高原已成为黄河泥沙的主要来源区,对其进行水土流失综合治理意义重大^[4-6]。在大面积综合治理过程中,原有的小流域规划思路、建设经验、科学技术等方面的科研储备明显不足,中尺度生态建设正是在这种背景下应运而生。中尺度是相对于小流域的地域概念,可界定为乡际(若干个乡)或县级的地域范围,在黄土丘陵沟壑区面积可为几百到上千 km²^[7]。在中尺度地域范围内,其生态建设的经验易于在大区域推广^[8-9]。

自 20 世纪 80 年代以来,退化生态系统的恢复与重建、土地利用及其环境效应已成为生态研究的热点,不同时空尺度生态恢复过程中结构与功能的演变对环境的影响、生态系统健康评估等是资源环境科学研究的前沿问题^[10]。随着社会经济的发展,可持续发展的研究和贯彻,生态质量评价的内容与范畴较以往有了很大的扩充和延伸。面对复杂的生态环境问题,现有的评价方法一定程度上表现出不足。基于压力-状态-响应模型(pressure - state - response,简称 PSR)和驱动力-状态-响应(driving force - state - response,简称 DSR)模型发展演变而成的驱动力-压力-状态-影响-响应(driving force - pressure - state - impact - response,简称 DPSIR)概念模型,可将人类行为(社会行为和经济行为)与环境系统复杂的相互关系简化为一对一因果链接,评价过程得以分解、简化,评价结果又可以有效综合,为生态恢复环境效应评价提供了较好的研究思路^[11-13]。

本文基于 DPSIR 概念模型,结合生态系统服务功能、生态承载力模型,构建中尺度下水土流失综合治理生态环境效应评价指标体系。以延安水土保持与生态环境建设试验示范区为实证研究对象,对退耕还林(草)实施的生态环境效应进行评估。

1 研究区域概况

延安水土保持与生态环境建设试验示范区地处陕西省延安市,属鄂尔多斯地台的组成部分,在中生代基岩和新生代红土层构成的古地形上覆盖了深厚的风成黄土;具有典型的黄土高原丘陵区地形地貌特征。气候属于暖温带半干旱向半湿润的过渡带,可大致以宝塔区的元龙寺、河庄坪和安塞县的沿河湾、楼坪为界,西北部属于半干旱区,东南属于半湿润区。年均气温 9.2℃,10℃ 以上的活动积温 3 350℃,年日照时间 2 436 h,无霜期平均 163 d,年

平均降水量 563.5 mm,7~9 月降水量占全年降水总量的 54.7%~63.6%,最大连续无雨时间达 83 d。区域内主要土壤类型为黄绵土,其次为冲积土(新成土)、红黏土和二色土、粗骨土等。本区在黄土高原土壤侵蚀分区中属于黄土丘陵沟壑区第Ⅱ副区,水土流失较为严重。

2 评价方法

2.1 指标体系

2.1.1 DPSIR 概念模型

规模较大的社会经济活动和产业的发展趋势被认为是人类行为的驱动力,是造成生态环境系统变化的潜在因子;人类这些行为对其紧邻的环境系统产生压力,是造成环境变化的直接因素。人类行为的这种输入不同程度地影响环境系统状态,从而引发环境功能改变,以及由此对社会—经济—环境以及人类健康等产生积极或消极的影响。决策者或机构组织根据危害的程度提出措施,以此来阻止、消除、补偿、减少或者适应这些不良影响所产生的后果。简单而言,驱动力以社会、经济或者环境的发展为其表现形式,对环境施加压力,引发了生态环境的改变。由此对生态环境带来的影响导致社会的响应,以此来回馈驱动力、压力、状态或者影响^[14]。

2.1.2 生态恢复环境效应 DPSIR 指标体系

退耕还林(草)作为研究区域水土流失综合治理最主要的一项措施,对当地生态植被恢复起到了积极的作用,是一种政策驱动力;社会经济发展以及人类观念改变在一定程度上影响着人与生态环境输入输出,是一种行为驱动力;全球气候变化对生态环境也存在一定的影响,是一种气候驱动。这些驱动力对研究区域的生态环境产生正向或负向的压力,从而在不同程度上影响着生态系统的状态,继而影响人类的健康、生态系统的健康以及一些与人类相关的价值;决策者和利益相关者根据所造成危害的程度而采取一些恰当的措施(包括政策措施、经济手段等),以此来抵消或者控制这些不利影响。通过一些指标来描述、量化以及监测上述过程就构成了水土流失综合治理驱动力-压力-状态-影响-响应模型。

依据上述思路,遵循目的性、科学性、系统性、可操作性、时效性和可比性等原则^[15],参考国内外相关研究成果进行指标统计筛选,同时对研究区进行实地调研,结合区域特色指标,构建了基于 DPSIR 模型的研究区水土流失综合治理生态环境效应指标体系,如图 1 所示,上角标数字表示在对文献进行指标统计时该指标的出现频数。

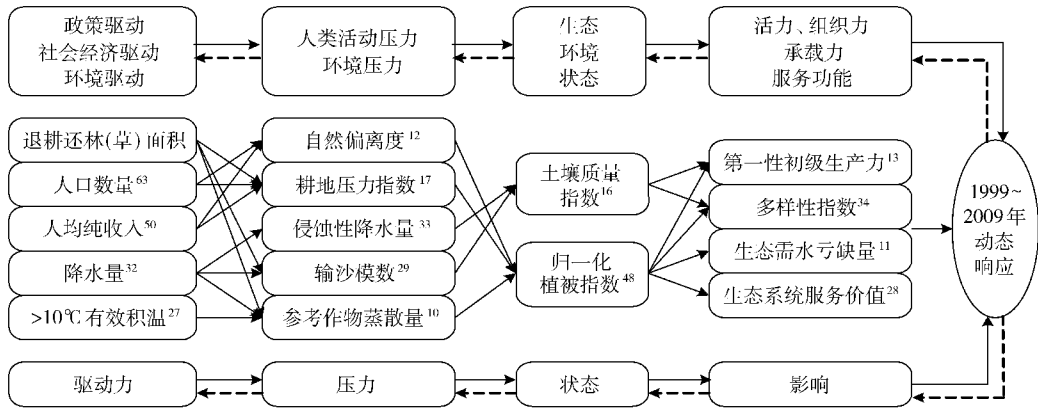


图1 水土流失综合治理生态环境效应评价指标体系

Fig. 1 Evaluation index system of eco-environmental effects in water and soil loss comprehensive harness

2.1.3 指标数据获取及计算

(1) 基础数据主要来源于实地调研和研究区域内长期监测数据。人口数量、人均纯收入及土地利用数据通过以村为单位实地调研获取,降水量、温度等气象数据及泥沙数据来自研究区域内长期定位观测气象站和把口站。

(2) 自然偏离度在一定程度上可以表征人类活动对生态环境的干扰程度,计算公式为

$$N_D = \frac{J + S + G + Y + M + F + C}{T} \times 100\% \quad (1)$$

式中 J ——建设用地面积 S ——人工水域面积
 G ——耕地面积 Y ——园地面积
 M ——苗圃面积
 F ——人工绿化及防护林带面积
 C ——人工草地面积
 T ——土地利用总面积

(3) 耕地压力指数可以衡量一个地区耕地资源的紧张程度。其定义为最小人均耕地面积与实际人均耕地面积之比,计算公式为

$$K = \frac{S_{\min}}{S_n} \quad (2)$$

式中 $S_{\min}$ ——最小人均耕地面积
 S_n ——实际人均耕地面积

(4) 参考作物蒸散量采用较为简单的 Hargreaves 方法,并选取研究区域最北部纸坊沟小流域和最南部燕沟流域实测数据对其进行校正,计算公式为

$$E_{T0} = \alpha R_a T_D^{1/2} (T_a + 17.8) \quad (3)$$

式中 α ——常数,取 0.0023 T_a ——平均气温,℃
 T_D ——温度变化幅度,℃
 R_a ——太阳辐射量, MJ/(m²·d)

(5) 土壤质量指数通过 2000 年实测不同土地利用类型计算结果,假定土壤质量变化主要是通过土地利用类型变化引起的,用逐年土地利用数据进行换算。

(6) 归一化植被指数 (normalized different vegetation index, 简称 NDVI) 能够反映检测植被生长的状态以及植被覆盖度等因子。本文采用中国科学院寒区旱区环境与工程研究所地球系统科学数据共享平台寒区旱区数据共享运行服务中心提供的“中国子区 Spot Vegetation”, 通过对其进行拉伸, 将 NDVI 值转换为 0 ~ 100%。

(7) 第一性初级生产力参照文献 [16 ~ 17] 计算,并用实测值对其进行校正,计算公式为

$$N_{PP} = \frac{R_{DI}^2 \frac{r(1 + R_{DI} + R_{DI}^2)}{(1 + R_{DI})(1 + R_{DI}^2)} \exp(-\sqrt{9.87 + 6.25R_{DI}})}{1} \quad (4)$$

式中 N_{PP} ——第一性初级生产力, t/(hm²·a)
 R_{DI} ——辐射干燥度

(8) 多样性指数采用 Shannon - Weaver 景观多样性指数,计算公式为

$$H = - \sum_{k=1}^n P_k \ln P_k \quad (5)$$

式中 P_k ——景观类型 k 所占面积的比例

(9) 生态需水量通过计算植物潜在蒸发量来推算植物实际需水量,并以植物的实际需水量作为植被生态需水量,本文假定降水全部用于补给植物实际需水量,用植物实际需水量减去降水量得到生态需水亏缺量,植物实际需水量计算公式为

$$E_T = E_{T0} K_c f(s) \quad (6)$$

式中 E_T ——植物实际需水量, mm/d
 $K_c, f(s)$ ——植物、土壤系数

(10) 生态系统服务价值参照文献 [18] 计算,并通过生物量对其进行校正,计算公式为

$$p_{ij} = (b_j/B) p_i \quad (7)$$

式中 p_i ——全国不同生态系统服务价值基准单价
 b_j —— j 类生态系统的生物量

B ——我国一级生态系统类型单位面积平均生物量

2.2 评价方法

评价方法采用欧盟流域尺度水资源可持续利用项目 MULINO-mDSS(多方案综合决策支持系统)方法^[19~20],评价过程主要包括3个阶段:

(1)概念化阶段
分析研究区域水土流失综合治理生态恢复过程中主要的环境问题及制约因素,依据 DPSIR 概念模型对指标进行筛选,构建因果指标体系。

(2)设计阶段
采用 MULINO-mDSS 模型提供的数字标准化准则进行数字规范化处理。将指标分为升型分布函数、降型分布函数和区间型分布函数,对其进行数字规范处理,得到各指标的隶属度,3种函数分别为

$$u_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \tag{8}$$

$$u_{ij} = \frac{x_{\max} - x_{ij}}{x_{\max} - x_{\min}} \tag{9}$$

$$u_{ij} = \begin{cases} 1 & (b_2 \geq x_{ij} \geq b_1) \\ \frac{x_{ij} - a_1}{b_1 - a_1} & (a_1 < x_{ij} < b_1) \\ \frac{x_{ij} - a_2}{b_2 - a_2} & (a_2 > x_{ij} > b_2) \\ 0 & (x_{ij} \leq a_1 \text{ 或 } x_{ij} \geq a_2) \end{cases} \tag{10}$$

式中 u_{ij} ——第 i 个指标在 j 评价时段的隶属度
 x_{ij} ——第 i 个指标在 j 评价时段的具体值
 $x_{\max}, x_{\min}$ ——第 i 个指标在 j 评价时段的最大值、最小值

(3)选择阶段
制定评价的决策准则,也就是对评价指标赋予权重。采用熵值法计算评价指标的客观权重^[21],而后将其输入模型,借助专家知识库,通过 PWC (pairwise comparison method)法对其进行部分调整,得到最终评价准则。

客观权重熵值法计算公式为

$$w_j = g_j / \sum_{j=1}^k g_j \tag{11}$$

其中

$$g_j = 1 - e_j$$
$$e_j = -k \sum_{i=1}^m R_{ij} \ln R_{ij}$$
$$R_{ij} = u_{ij} / \sum_{i=1}^m u_{ij}$$

式中 w_j ——第 j 个指标权重
 k ——指标个数
 g_j ——第 j 个指标差异系数

e_j ——第 j 个指标熵值
 R_{ij} ——第 j 个指标比重
 m ——不同评价年限

借助指标隶属度和评价准则对评价指标进行敏感性分析,判断水土流失综合治理生态恢复环境效应较为敏感的指标,计算公式为

$$\frac{Q_j - Q_i}{q_{jk} - q_{ik}} \leq w_k \tag{12}$$

式中 Q_j, Q_i —— j, i 方案的综合值
 q_{jk}, q_{ik} —— j, i 方案中指标 k 的综合值
 w_k ——指标 k 的权重
综合评价结果采用简单加权求和法求得,即

$$Q = \sum_{i=1}^k w_i u_i \tag{13}$$

式中 Q ——生态环境效应综合值
 u_i ——第 i 个评价指标的隶属度

3 结果与分析

3.1 评价指标属性划分

水土流失综合治理生态恢复环境效应评价指标体系需按照 DPSIR 因果关系输入 MULINO-mDSS 模型,且要对每个指标进行社会、经济和环境属性归类。退耕还林(草)以资金输入为基础,是一种政策性的生态恢复措施,兼有社会、经济和环境三重属性;人口、人均纯收入、人类对环境的干扰程度(自然偏离度)和耕地压力同时受到和社会和经济发展的制约,具有社会和经济两重属性;生态系统服务价值具有社会价值、经济价值和环境价值,兼有社会、经济和环境三重属性;年降水量、10℃以上有效积温、侵蚀性降水量、输沙模数、土壤质量指数、归一化植被指数、第一性初级生产力、多样性指数、生态需水亏缺量是反映生态环境内部状态的指标,具有环境属性,如表1所示。指标代码为:退耕还林(草)面积 D_1 、人口数量 D_2 、人均纯收入 D_3 、降水量 D_4 、10℃以上有效积温 D_5 、自然偏离度 P_1 、耕地压力指数 P_2 、侵蚀性降水量 P_3 、输沙模数 P_4 、参考作物蒸散量 P_5 、土壤质量指数 S_1 、归一化植被指数 S_2 、第一性初级生产力 I_1 、生物多样性 I_2 、生态需水亏缺量 I_3 、生态系统服务价值 I_4 ;属性 S 、 E_{co} 和 E_{nv} 分别代表社会、经济和环境。

3.2 指标隶属度及权重

水土流失综合治理生态恢复环境效应评价由于不同指标其度量单位不尽相同,需对其进行统一度量。同时,不同指标其隶属度函数也并不相同:选取退耕还林(草)面积、人口数量和耕地压力作为区间型指标,采用区间型分布函数计算其隶属度,其中退

表 1 水土流失综合治理生态恢复环境效应指标隶属度及权重

Tab.1 Membership degree and weights of indices of eco-environmental effects in water and soil loss comprehensive harness

指标	属性	隶属度											权重
		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
D_1	S, E_{co}, E_{nv}	0.10	0.33	0.35	0.42	0.71	0.81	0.89	0.90	0.91	0.91	0.91	0.121
D_2	S	0.96	0.95	0.95	0.77	0.90	0.86	0.81	0.77	0.76	0.72	0.68	0.003
D_3	E_{co}	0.35	0.33	0.33	0.37	0.40	0.44	0.50	0.54	0.61	0.95	0.95	0.060
D_4	E_{nv}	0.31	0.38	0.77	0.69	0.96	0.39	0.47	0.55	0.70	0.48	0.62	0.016
D_5	E_{nv}	0.60	0.69	0.74	0.84	0.94	0.85	0.52	0.59	0.93	1.00	0.64	0.003
P_1	S, E_{co}	0.40	0.43	0.48	0.52	0.59	0.69	0.76	0.85	0.87	0.87	0.85	0.010
P_2	S, E_{co}	1.00	0.86	0.77	0.85	0.73	0.79	0.85	0.81	0.81	0.80	0.79	0.005
P_3	E_{nv}	0.70	0.70	0.10	0.10	0.10	0.40	0.10	0.10	0.70	0.70	0.10	0.110
P_4	E_{nv}	0.87	0.53	0.91	0.79	0.91	0.90	0.98	1.00	0.91	1.00	1.00	0.462
P_5	E_{nv}	0.20	0.22	0.24	0.20	0.33	0.19	0.22	0.22	0.25	0.20	0.22	0.003
S_1	E_{nv}	0.41	0.42	0.42	0.42	0.43	0.44	0.45	0.47	0.47	0.48	0.50	0.003
S_2	E_{nv}	0.31	0.28	0.29	0.33	0.36	0.39	0.36	0.36	0.40	0.38	0.38	0.008
I_1	E_{nv}	0.13	0.14	0.43	0.39	0.50	0.13	0.18	0.27	0.42	0.17	0.42	0.005
I_2	E_{nv}	0.60	0.60	0.60	0.60	0.61	0.61	0.61	0.49	0.49	0.49	0.72	0.003
I_3	E_{nv}	0.55	0.64	0.88	0.82	1.00	0.64	0.67	0.71	0.93	0.59	0.81	0.178
I_4	S, E_{co}, E_{nv}	0.52	0.56	0.59	0.59	0.61	0.66	0.71	0.75	0.78	0.81	0.89	0.010

耕还林(草)面积以满足人均粮食所需最小农地面积作为区间点,人口数量以全国平均人口数量和当地平均人口数量作为区间范围,耕地压力指数以1作为区间点;选取人均纯收入、年降水量、10℃以上有效积温、土壤质量指数、归一化植被指数、第一性初级生产力、多样性指数和生态系统服务价值作为正向指标,采用升型分布函数计算其隶属度;选取自然偏离度、侵蚀性降水量、输沙模数、参考作物蒸散量和生态需水亏缺量作为负向指标,采用降型分布函数计算其隶属度。隶属度计算结果见表1。

熵值权重法被认为是一种客观的权重计算方法,可信度较高,主要是根据指标自身熵值的贡献程度来计算其权重^[21]。某项指标值变异程度越大,不确定性越大,熵就越大,对应权重就越大。但也存在一些不足,比如某些指标虽然权重较大,而依照前人研究结果或专家经验,这些指标的影响作用并不大,最终会对评价结果带来影响,因而需要借助专家知识库对个别指标权重进行调整,最终调整结果见表1。

3.3 敏感性分析

敏感性分析见图2。横坐标代表综合值的差值,目前状况代表对比方案的综合值差值。综合值差值越小于零表明该指标改变综合值的能力就越

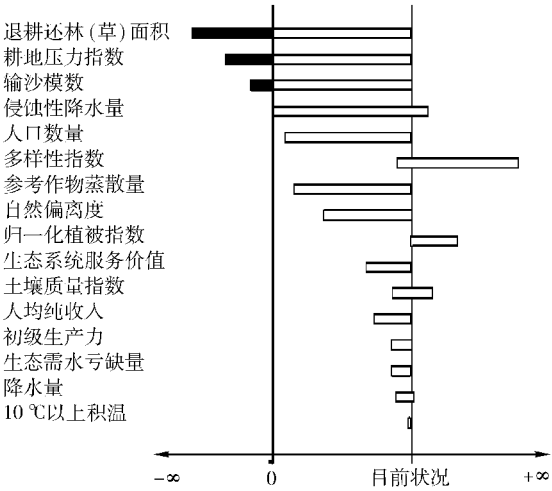


图 2 指标敏感性分析结果

Fig.2 Results of sensitive analysis

强,其敏感性就越高。依次改变其中一个指标的权重,其他指标权重不变,通过对其改变综合值的大小自上而下排序,得到不同指标的敏感程度。由图可知,最敏感指标为退耕还林(草)面积,其他敏感指标为耕地压力指数、输沙模数和侵蚀性降水量。退耕还林(草)工程作为一种政策响应驱动,对研究区域生态植被恢复乃至社会经济结构具有很强的影响,其实施极大促进了研究区域生态植被恢复,改变了原有土地利用类型,表现为输沙模数的剧减。此

外,侵蚀性降水量作为影响泥沙输出的重要因素^[22],其变化情况也对研究区域生态恢复环境效应有着不可忽视的作用。耕地压力指数作为反映人地关系的指标,一定程度折射出社会经济的发展对研究区域生态环境作用力越来越强。值得注意的是,MULINO-mDSS 模型筛选的敏感指标大都为驱动力和压力因子,而有关环境状态和影响的指标没有涉及,相对于驱动力和压力而言,生态环境状态和影响的响应具有一定的滞后性。

3.4 水土流失综合治理生态恢复环境效应评价

3.4.1 环境、社会和经济分项评价

水土流失综合治理生态恢复环境效应评价结果表明环境分项在一定程度上呈现降低的趋势(图 3)。1999 年环境分项值最高,为 0.86,退耕还林(草)试验阶段(1999~2001 年)环境分项值波动降低,截止到 2001 年,环境分项值降低了 6%;2002~2005 年为退耕还林正式实施阶段,截止到 2005 年,环境分项值较 1999 年降低了 20%;退耕还林基本结束后至 2009 年,环境分项降低幅度有所减缓,截止到 2009 年,环境分项值较 1999 年降低了 22%,略低于 2005 年的 20%。环境分项主要受到气候条件和生态系统自身的影响,随着退耕还林(草)的实施,加之生态系统自身的恢复,环境分项值应该是呈现增加的趋势,然而本研究结果却表现出相反的趋势。造成这一原因主要是由于退耕还林(草)作为研究区域水土流失综合治理的最主要恢复措施,对研究区域生态恢复及其生态环境质量改善具有很强的导向性。随着退耕还林(草)的实施,适宜退耕土地面积逐步减少,直至退耕还林基本结束;也就是说退耕还林(草)的力度逐步减弱,因而其对研究区生态环境恢复的驱动作用逐渐减弱,表现为环境分项值的逐渐降低。

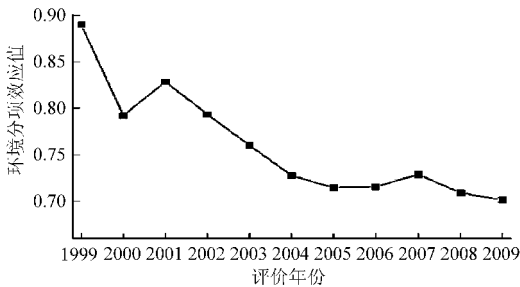


图 3 生态环境效应的环境分项值

Fig.3 Value of environmental subentry of eco-environmental effects

社会分项值和经济分项值则与环境分项值变化趋势相反,表现出增加的趋势(图 4)。社会分项值和经济分项值 1999 年最低,仅为 0.07,与环境分项变化类似,在退耕还林试验阶段和正式实施阶段呈

现一定的波动变化,退耕还林结束后变化趋于稳定,变幅有所减小。其中,社会分项 2001 年和 2005 年较 1999 年分别增加了 43% 和 114%,截止到 2009 年,社会分项值较 1999 年增加了 143%;经济分项值 2001 年和 2005 年较 1999 年分别增加了 29% 和 129%,2005 年后呈现一定的波动增加,其中 2008 年最大,为 1999 年 143%,2009 年则基本与 2005 年持平。研究区域生态恢复的同时社会经济也得到了极大的发展,表现为生活观念的改变,生活水平的提高,教育程度的提高等方面。社会经济的发展引发人类行为的改变最终造成对生态环境的影响,且其影响力在不断增强,已经成为生态恢复环境效应评估中不可忽视的一部分。退耕还林改变了研究区域原有的土地结构,增加了生态植被面积,引发耕地压力;与此同时,耕地面积的减少和社会经济的发展促使人们观念的改变,进而对种植结构产生了极大的影响,随着经济作物、果园、大棚蔬菜等面积的增加,人均纯收入显著增加,在一定程度上减弱甚至消减了由于退耕还林所导致的耕地压力增加,使得社会和经济分项值逐步增加。

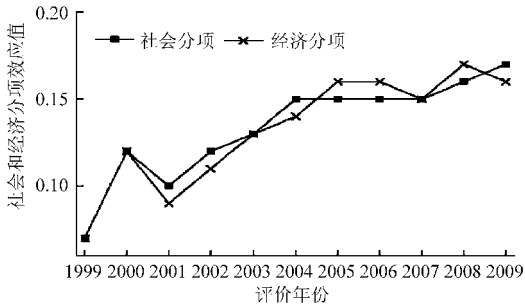


图 4 生态环境效应的社会和经济分项值

Fig.4 Value of social and economic subentry of eco-environmental effects

3.4.2 综合评价

随着退耕还林(草)的实施,研究区域生态环境得到了极大的恢复(图 5、6)。生态恢复环境效应综合值前期(1999~2005 年)呈现波动增加的趋势:1999~2001 年为退耕还林(草)试验实施阶段,其中 2000 年综合值最低,仅为 0.53。截止到 2001 年,生态恢复环境效应综合值较 2000 年增加了 30%。2002~2005 年为退耕还林(草)正式实施阶段,综合值表现为不同程度的增加,截止到 2005 年退耕还林(草)工程结束,其综合值较 2000 年增加了 43%。退耕还林(草)工程结束后,生态恢复环境效应综合值增加趋于平稳,截止到 2009 年,综合值较最低的 2000 年增加了 56%,较 2005 年增加了 9%。这些结果在一定程度上说明退耕还林(草)工程的实施,改善了生态环境状况,使其朝着良性的方向发展。

1999年和2003年退耕面积相对较大,而随后1~2年水土流失综合治理生态恢复环境效应综合值并没有表现出增加的趋势,甚至个别表现出降低的趋势,这在一定程度上说明退耕还林(草)工程的实施往往并不是立竿见影的就能显现出来,而是需要经历一定的时间才能被生态环境所响应。

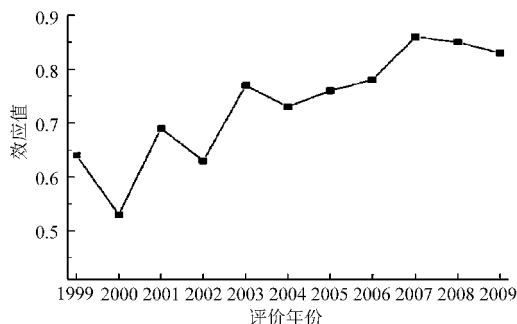


图5 生态环境效应综合值

Fig. 5 Comprehensive values of eco-environmental effects

综合可持续发展结果(图6)的上部、左下和右下顶角分别代表经济分项、环境分项和社会分项;图斑大小代表不同评价年份生态恢复环境效应综合值的大小,图斑位置代表其综合值偏重的属性。结果表明,水土保持综合治理生态恢复环境效应综合值总体偏向环境分项,这主要是由于本研究主要关注于生态恢复过程中的环境效应,评价指标体系构建偏向于生态环境类指标,因而整体上环境分项值较大。

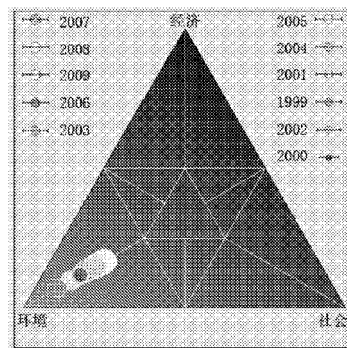


图6 生态恢复环境效应可持续性分析

Fig. 6 Sustainability analyses of eco-environmental effects

4 结束语

退耕还林(草)作为一种政策驱动力,同时也作为生态恢复响应措施(响应驱动),极大地改善了研究区域生态环境状况,促进了研究区域环境、社会和经济三者的协同发展。随着退耕还林工程的结束以及社会经济的发展,环境政策驱动力逐渐减弱,社会和经济驱动有所增强。驱动力因子和压力因子作为影响生态环境变化的间接作用和直接作用,相对于状态因子和影响因子敏感性较高,表明生态环境的改变相对于压力和驱动力因子有一定的滞后性,也在一定程度上说明一个措施政策的出台,其对生态环境的影响往往并不是立竿见影的就能显现出来,而是需要经历一定的时期才能被生态环境所响应。

参 考 文 献

- 吴钦孝,杨文治. 黄土高原植被建设与持续发展[M]. 北京:科学出版社,1998.
- 黄奕龙,陈利顶,傅伯杰,等. 黄土丘陵小流域生态用水试验研究——气候和土地利用变化的影响[J]. 水科学进展, 2006,17(1):14~19.
Huang Yilong, Chen Liding, Fu Bojie, et al. Experimental study on ecological water use in a gully catchment of the loess plateau: effects of climate and land use change [J]. Advances in Water Science, 2006,17(1): 14~19. (in Chinese)
- 李占斌,朱冰冰,李鹏. 土壤侵蚀与水土保持研究进展[J]. 土壤学报,2008,45(5):802~809.
Li Zhanbin, Zhu Bingbing, Li Peng. Advancement in study on soil erosion and soil and water conservation [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(1): 802~809. (in Chinese)
- 樊军,王全九,邵明安. 黄土高原水蚀风蚀交错区土壤剖面水分动态的数值模拟研究[J]. 水科学进展,2007,18(5): 683~688.
Fan Jun, Wang Quanjiu, Shao Ming'an. Numerical modeling of the soil water dynamics in water-wind erosion crisscross region on the Loess Plateau [J]. Advances in Water Science, 2007, 18(1): 683~688. (in Chinese)
- 扈祥来. 甘肃省黄土丘陵区森林植被对水资源的影响[J]. 水科学进展,2000,11(1):199~202.
Hu Xianglai. Influence of forest cover on the water resources in loess hill region of Gansu province [J]. Advances in Water Science, 2000, 11(1): 199~202. (in Chinese)
- 李鹏,李占斌,郑良勇. 黄土坡面径流侵蚀产沙动力过程模拟与研究[J]. 水科学进展,2006,17(4):444~449.
Li Peng, Li Zhanbin, Zheng Liangyong. Hydrodynamics process of soil erosion and sediment yield by runoff on loess slope [J]. Advances in Water Science, 2006, 17(1): 444~449. (in Chinese)
- 田均良,梁一民,刘普灵. 黄土高原丘陵区中尺度生态农业建设探索[M]. 郑州:黄河水利出版社,2003.
- 朱会义,徐勇. 黄土高原区流域生态环境建设的决策信息需求[J]. 水土保持研究,2003,10(4):15~18.
Zhu Huiyi, Xu Yong. Information requirements for ecological environment construction in Loess Plateau watershed [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2003, 10(1): 15~18. (in Chinese)

- 9 徐勇,田均良,刘普灵. 黄土高原中部丘陵区生态适宜型农村经济发展模式案例研究[J]. 水土保持通报,2002,22(3): 43~46.
- Xu Yong, Tian Junliang, Liu Puling. A case study on rural economic development pattern adaptation to eco-environment in middle hilly regions of Loess Plateau [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2002, 22 (1): 43~46. (in Chinese)
- 10 傅伯杰. 我国生态系统研究的发展趋势与优先领域[J]. 地理研究,2010,29(3):383~396.
- Fu Bojie. Trends and priority areas in ecosystem research of China [J]. Geographical Research, 2010, 29 (1):383~396. (in Chinese)
- 11 OECD. Environmental indicators, a preliminary set [M]. Paris: OECD, 1991.
- 12 United Nations. Indicators of sustainable development, frameworks and methodologies [M]. New York: United Nations, 1996.
- 13 EEA. European environmental outlook [M]. Copenhagen: European Environment Agency, 2005.
- 14 Maxim L. Driving forces of chemicals risks for the European biodiversity [J]. Ecological Economics, 2009, 69(1): 43~54.
- 15 陈洋波,陈俊合,李长兴,等. 基于 DPSIR 模型的深圳市水资源承载能力评价指标体系[J]. 水利学报,2004,35(7): 98~103.
- Chen Yangbo, Chen Junhe, Li Changxing, et al. Indicators for water resources carrying capacity assessment based on driving forces-pressure-state-impact-response model [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2004, 35 (1): 98~103. (in Chinese)
- 16 周广胜,张新时. 自然植被净第一性生产力模型初探[J]. 植物生态学报,1995,19(3):193~200.
- Zhou Guangsheng, Zhang Xinshi. A natural vegetation NPP model [J]. Journal of Plant Ecology, 1995, 19 (1): 193~200. (in Chinese)
- 17 周广胜,张新时. 全球气候变化的中国自然植被的净第一性生产力研究[J]. 植物生态学报,1996,20(1):11~19.
- Zhou Guangsheng, Zhang Xinshi. Study on NPP of natural vegetation in China under global climate change [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 1996, 20 (1):11~19. (in Chinese)
- 18 谢高地. 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.
- Xie Gaodi. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau [J]. Journal of Natural Resources, 2003, 18 (1):189~196. (in Chinese)
- 19 La Jeunesse I M, Rounsevell M, Vanclooster M. Delivering a DSS tool to a river contract: a way to implement the participatory approach principle at the catchment scale[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2003, 28(12~13): 547~554.
- 20 Giupponi C, Mysiak J, Fassio A, et al. MULINO-DSS: a computer tool for sustainable use of water resources at the catchment scale [J]. Mathematics and Computers in Simulation, 2004,64(1): 13~24.
- 21 苏涛,王鹏新,刘翔舸,等. 基于熵值组合预测和多时相遥感的春玉米估产[J]. 农业机械学报,2011,42(1):186~192.
- Su Tao, Wang Pengxin, Liu Xiangge, et al. Spring maize yield estimation based on combination of forecasting of entropy method and multi-temporal remotely sensed data [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2011, 42(1): 186~192. (in Chinese)
- 22 原翠萍,雷廷武,张满良,等. 黄土丘陵沟壑区小流域治理对侵蚀产沙特征的影响[J]. 农业机械学报,2011,42(3): 36~43.
- Yuan Cuiping, Lei Tingwu, Zhang Manliang, et al. Sediment yields from the parallel watersheds in the hilly-gully regions of Loess Plateau [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2011, 42(3):36~43. (in Chinese)