基于 SWAT 模型和最小数据法的黑河流域上游生态补偿研究

刘玉卿[1,2]，徐中民[1※]，南卓铜[3]

（1. 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所生态水文与集成流域管理研究重点实验室，兰州 730000；
2. 兰州大学资源环境学院，兰州 730000；　3. 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所，兰州 730000）

摘　要：为了明确土地利用方式的变化与生态系统服务供给之间的关系，该文以黑河流域上游为研究区，基于 SWAT（soil and water assessment tool）模型和最小数据法分析了补偿价格变化对禁牧比例以及提供的水源涵养服务的影响。研究表明：1）放牧与禁牧情景下水源涵养服务产出率平均为 25.27 m^3/hm^2；2）SWAT 模型能够较精确地模拟流域的水文过程，模型率定期和验证期的 Nash-Sutcliffe 效率系数分别达到 0.81 和 0.88，R^2 分别为 0.94 和 0.93，年平均径流量的相对误差分别为 16.3%和 15.6%。3）不同子流域内禁牧的机会成本存在差异，禁牧的平均机会成本为 289.99 元/hm^2；4）不同补偿价格下新增草地禁牧比例及其提供的水源涵养服务的供给量不同。当所有子流域内的低质量草地全部禁牧后，1990－2000 年间可提供水源涵养服务的总量为 7.79×10^8 m^3，新增水源涵养服务量达到 7.66×10^8 m^3。该文为生态补偿对象的空间选择与补偿标准的确定提供科学依据。

关键词：生态，补偿，水源，SWAT 模型，最小数据法
doi：10.3969/j.issn.1002-6819.2012.10.020
中图分类号：X171.1；X171.4　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：1002-6819(2012)-10-0124-07

刘玉卿，徐中民，南卓铜. 基于 SWAT 模型和最小数据法的黑河流域上游生态补偿研究[J]. 农业工程学报，2012，28(10)：124－130.
Liu Yuqing, Xu Zhongmin, Nan Zhuotong. Study on ecological compensation in upper stream of Heihe river basin based on SWAT model and minimum-data approach[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(10): 124－130. (in Chinese with English abstract)

0　引　言

生态补偿又称为生态系统服务付费（payments for environmental services，PES），是一种将外部的、非市场化的环境价值转化为现实的财政激励措施的有效方式[1]。它强调增加环境的正外部性，让环境保护者受益，这种保护环境的正面激励措施更能得到民众的支持与配合。目前生态补偿涉及的生态系统服务主要有 4 类，即流域水资源服务[2-3]、生物多样性保护[4-6]、碳蓄积[7]和景观文化[8]。是直接对服务本身支付还是对某种相关行为进行支付，这是生态补偿研究中的一个关键问题[9]。由于直接测量生态系统服务存在困难，而人类通常通过改变土地利用方式影响生态系统服务的供给，因此现有的生态补偿研究大多是将补偿与看得见的土地利用变化相联系，而不是直接和所提供的服务挂钩。生态补偿研究中一个共同的不足是没有考虑生态系统服务供给的空间异质性，缺乏生态系统服务产生的内在过程信息方面的研究。在很多情况下，土地利用变化和生态系统服务之间的自然过程没有得到很好地理解，使得生态补偿缺乏科学的基础，有可能导致一些错误的决策[10]。

生态系统服务的重要性不言而喻，为何它的供给没有达到社会期望的水平？生态系统服务的生产（或退化）需要通过自然过程与个体决策者的行动之间的互动来实现[9]。为此，本文以生态补偿为研究框架，以黑河流域上游为研究区，以草地的水源涵养功能表征生态系统服务，考虑放牧与禁牧 2 种土地利用方式。基于 SWAT（soil and water assessment tool）模型模拟水源涵养服务产生的自然过程，通过牧民禁牧机会成本的调查，获取不同补偿价格下牧民选择土地利用方式的人文决策过程，基于最小数据法模拟水源涵养服务的供给曲线，将水源涵养服务的供给和牧民微观经济行为连接起来，研究结果可为黑河流域上游生态补偿的实施提供科学依据。

1　研究区概况

黑河流域上游位于甘肃河西走廊中段，介于 E98°34～101°09，N 37°43～39°06，集水面积约为 10 万 km^2，流域上游控制站点是莺落峡水文站（图 1）。包括青海省祁连县大部分地区、肃南县马蹄乡、白银蒙古族乡、大河乡与康乐乡。年平均气温为－3～7℃，年降雨量介于 300～700 mm，降水量年内分配不均。流域内主要植被覆盖类型包括草地、林地、水域和未利用土地等。土壤类型主要有风沙土、寒漠土、高山草甸土、山地栗钙土及山地沼泽土

收稿日期：2011-10-18　　修订日期：2012-03-29
基金项目：国家自然科学基金资助项目“黑河流域生态补偿研究”（40971291）；中国科学院知识创新工程重要方向项目群“地表过程集成系统研究”（KZCX2-YWQ10-4-03）
作者简介：刘玉卿（1983－），博士生，主要研究方向为生态经济学。兰州 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所生态水文与集成流域管理研究重点实验室，730000。Email：liuyuqing02102123@163.com
※通讯作者：徐中民（1973－），男，湖南华容人，研究员，研究方向为生态经济。兰州　中国科学院寒区旱区环境与工程研究所生态水文与集成流域管理研究重点实验室，730000。Email：xzmin@lzb.ac.cn

等。气候的持续干旱，草地的超载过牧等导致草地资源不断退化，草地植被的水源涵养功能下降，畜牧业的可持续发展遭受威胁，生态环境趋于恶化。严重影响了黑河流域上游的水源涵养等生态系统服务功能，影响出山口的径流量，加剧了中下游地区土地潜在荒漠化的危险。

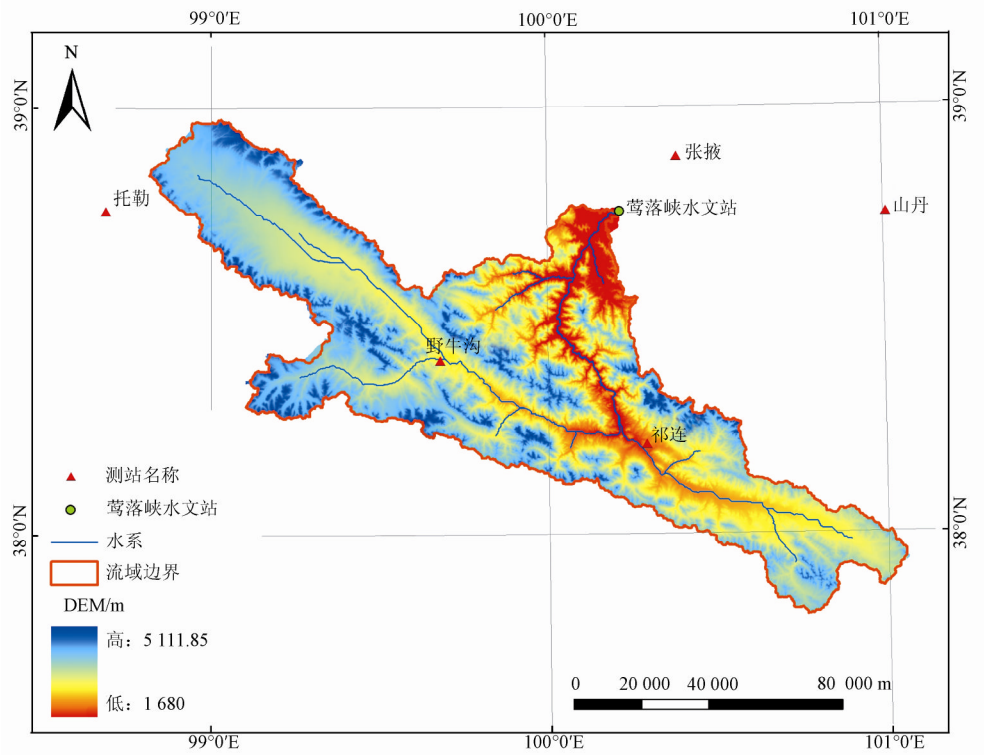


图 1　黑河流域上游示意图

Fig.1　Sketch map of upper stream of Heihe river basin

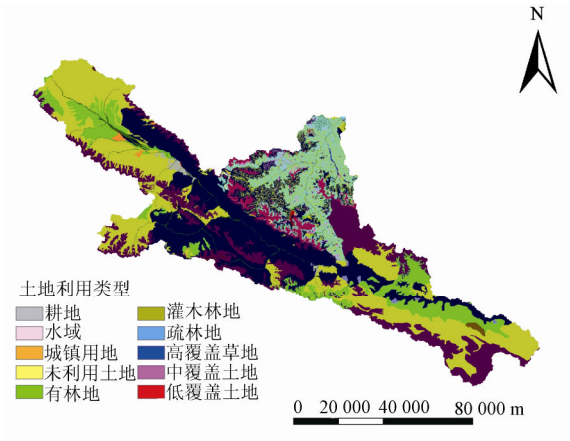
自 20 世纪 80 年代以来，黑河流域上游实施了一批重点项目进行草地的生态保护和建设，包括“黑河流域生态综合治理”和“退牧还草”等工程。这些工程的实施使生态环境得到恢复和保护。以肃南县为例，截止 2009 年底，全县共实现退牧还草 68.87 万 km^2，其中禁牧 26.67 万 km^2。由于国家在实施退牧还草后的饲料粮补助上实行统一标准，禁牧草地补助为 37.125 元/km^2，现行的补助无法平衡牧民当前的收入。这说明需要重新审视生态补偿的激励机制问题，以提高流域上游水源涵养服务的供给。2010 年，国务院出台了《关于进一步支持甘肃经济社会发展的若干意见》，提出要“研究建立祁连山生态补偿试验区”。目前甘肃省已经研究编制了《祁连山水源涵养区生态环境保护和综合治理规划》，规划中建议提高草原退牧还草和禁牧的补助标准，确保牧民收入不因保护生态而减少。

2　研究方法与数据

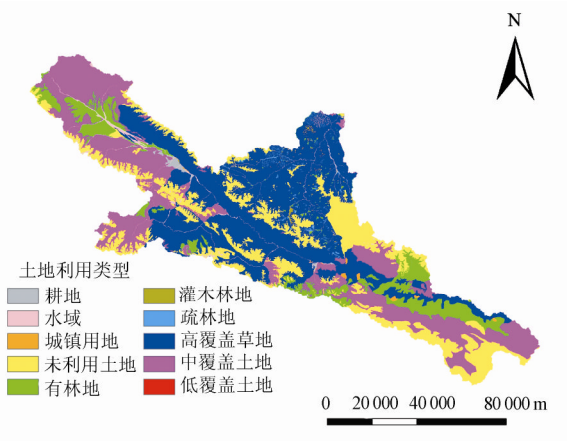
2.1　SWAT 模型

本文采用 SWAT 模型模拟水源涵养服务供给产生的自然过程，具体操作平台为 ArcSWAT2005。SWAT 模型是流域分布式水文模型，可以在具有多种土壤、土地利用和管理条件的复杂流域内，预测长期的土地管理措施对水、泥沙和农业污染物的影响[11]。模型自开发以来在水资源和环境等众多领域中得到了应用[12-16]。

SWAT 模型输入参数包括空间数据和属性数据。空间数据包括研究区 DEM、2005 年 1：10 万土地利用图与 1：10 万土壤图。属性数据包括气象数据、土壤的物理属性和莺落峡逐日径流量（1990－2000 年）。其中气象数据由祁连、山丹、张掖、野牛沟和肃南 5 个测站 1990－2000 年的日最低和最高气温、逐日降水量、相对湿度和平均风速的数据组成。在模型构建时，依据 SWAT 模型的输入数据要求，将数据源的分类代码转化为 SWAT 模型可以识别的代码。为分析草地禁牧对水源涵养服务产生的影响，本研究中对草地类型进行了细分，将草地分为低、中和高覆盖草地 3 种类型（图 2）。



a. 禁牧前



b. 禁牧后

图 2 禁牧前后土地利用分类图（2005）

Fig.2 Classification of land use for grazing and grazing prohibition in 2005

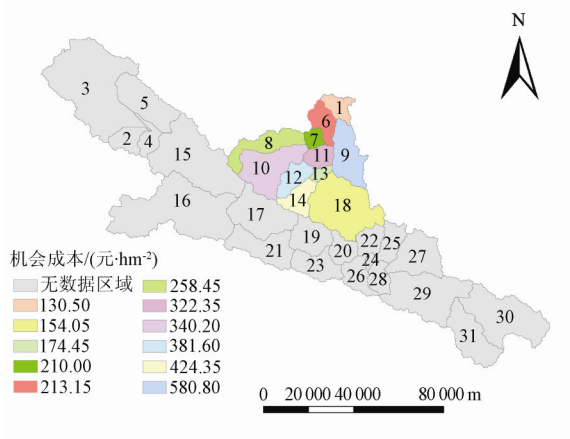
土壤物理和化学资料均源于全国第 2 次土壤普查后汇编的《甘肃土壤》、《甘肃省土种志》、《张掖土壤》及张掖地区分县汇编的土壤统计资料。采用 3 次样条函数插值法进行土壤质地的转换。基于上述构建研究区的土壤数据库、土地利用数据库和天气发生器数据。

利用 100 m×100 m 空间分辨率 DEM 数据，将研究区划分为 31 个子流域（集水面积阈值为 13 000 hm^2）。基于多种水文响应单元法（土地利用面积阈值取 4%，土壤数据面积阈值设置为 10%）划分水文相应单元（hydrological response unit，HRU）。采用彭曼（Penman—Monteith）方法计算潜在蒸散发，采用 SCS 径流曲线数法（soil conservation services）计算地表径流，采用马斯京根方程（Muskingum）法计算河道汇流。采用 LH—OAT 灵敏度分析法进行敏感性分析，确定影响径流过程的主要参数。使用 1990－1995 年的数据进行参数率定，1996－2000 年的径流数据验证模型。模型的效率评价指标使用相对误差（E_r）、决定系数（R^2）和 Nash—Sutcliffe 效率系数（E_{ns}）。E_r 为径流相对误差，可反映总实测值与总模拟值之间的偏离程度。R^2 为相关系数平方，可评价实测值与模拟值之间的数据吻合程度。E_{ns} 用于衡量模型模拟值与观测值之间的拟合度，该值越接近 1，则模拟流量过程越接近观测值。这 3 个评价指标都要达到相应的规定标准，即相对误差应小于 20%、E_{ns} 和 R^2 分别达到 $E_{ns}>0.5$ 与 $R^2>0.6$[17]。

2.2 最小数据法

最小数据法（minimum-data approach，MD）基于生态系统服务供给的机会成本推导生态系统服务（ecological services，ES）的供给曲线[18]。由于 ES 的供给和牧民的经济行为都具有空间异质性，通常需要开发不同尺度上集成的经济和环境模型。这样的研究一般需要大量的数据，并且特定地点的经济数据只能通过特定目的的经济调查获得。一般而言，既没有时间也没有资源去收集这些详细的数据。最小数据法对生态补偿问题的结构进行了分解，通过相对简单的二手数据（如统计数据）推导 ES 的供给曲线。MD 模型假设牧民以最大化经济福利为目标进行土地利用管理。一般在模型中假设存在 2 种竞争性的土地利用方式。因此，在每个子流域内考虑了两种土地利用方式 a 和 b，即放牧和禁牧。假设放牧情景下产生的水源涵养服务 e 为 0，禁牧情景下可产生 e 单位（m^3/hm^2）的 ES，e 为生态系统服务产出率，即 SWAT 模型模拟的放牧与禁牧情景下的月平均土壤含水量的差值。牧民提供 1 m^3 的 e 将获得 p_e（元/m^3）的补偿。有关最小数据法的详细介绍可参考文献[19]。这里对牧民禁牧的机会成本进行分析。

祁连县大部分地区无人居住，禁牧机会成本的调查只涉及上游的肃南县。以村为调查单元，共涉及 25 个村。本次调查共发放问卷 150 份，收回 137 份，问卷有效率为 91.33%。其中，康乐乡（70 份）、白银乡（17 份）、大河乡（26 份）以及马蹄乡（24 份）。牧民禁牧的机会成本通过放牧的收益与放牧成本之差估算。其中，放牧的收益主要包括卖母羊、羊羔、羊毛等收入，而放牧成本主要包括买饲料、剪毛、转场费用、防疫等支出。对机会成本数据的分析表明，不同子流域的禁牧成本不同，平均禁牧成本为 289.99 元/hm^2，最低的为 130.50 元/hm^2（子流域 1），最高的为 580.80 元/hm^2（子流域 9），图中的数字表示子流域的编号（图 3）。机会成本的高低与草场质量、到草场的距离等有关。



注：图中的数字表示子流域的编号。

图 3 禁牧机会成本的空间分布

Fig3. Spatial distribution of opportunity cost for grazing prohibition

2.3 情景设置

土地利用/覆被变化是区域短期水量平衡的主要影响因子。其变化对水量平衡的各个分量都有重要影响。SWAT 模型本身不具备预测土地利用变化的能力，需要预先设计或采用其它模型生成变化情景。选取肃南县进行土地利用变化情景的设置。通过 GIS 空间分析，设计了 2 种土地利用情景：放牧和禁牧。应用 SWAT 模型来研究草地禁牧对提高区域水源涵养供给量的影响。将 2 种情景下每个子流域内的月平均土壤含水量数据（1990－2000 年）输入到最小数据法模型中，基于每种情景的经济特征模拟新增草地水源涵养服务的供给曲线。

3　结果与分析

3.1　水文模拟结果与分析

选取黑河流域上游出山口的莺落峡水文站进行模拟结果的对比分析。图 4 为参数率定前研究区 1990－2000 年月径流量模拟值与实测值的对比结果。经过计算，模拟值与实测值的 R^2 为 0.92，E_{ns} 为 0.75。可见模型对径流量的峰值模拟较好，但对枯水期的径流量模拟结果相对较差，其径流模拟值普遍低于实测值。因而需要对模型进行敏感性分析，找出影响径流模拟的关键参数，使模型的模拟结果更为合理，以精确估算生态系统服务产出率 e。

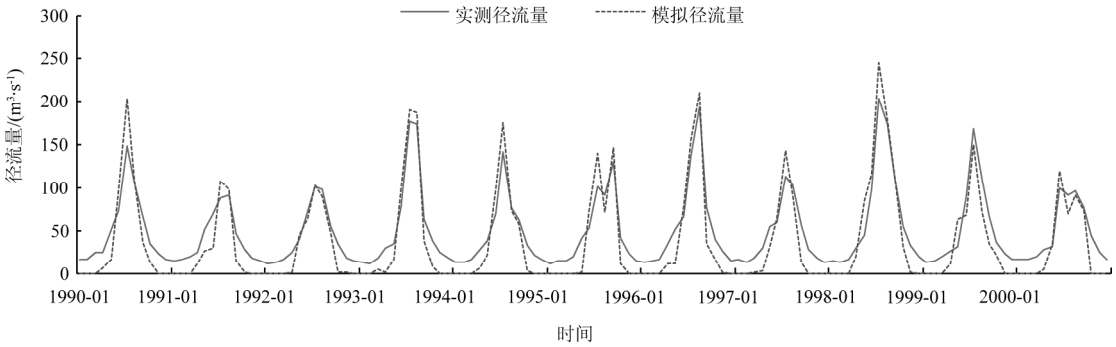


图 4　1990－2000 年莺落峡水文站月径流观测值与模拟值

Fig.4　Observed and modeled monthly discharges at Yingluoxia hydrological station from 1990 to 2000

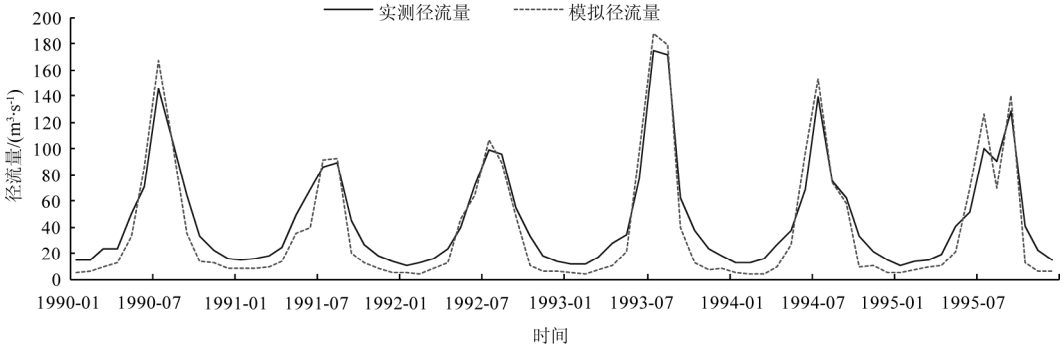
采用 LH—OAT 方法进行敏感性分析，该方法能够从所有参数的所有可行空间中根据 OAT 的设计进行精确抽样，保证在模型每次运行的输出的变化归结为输入参数的变化[20]。表 1 为 SWAT 模型参数率定结果。参数的状态值反映影响径流模拟的敏感性大小。状态值越大，参数对模型越敏感。敏感性排序为 Sol_Z ＞ Cn2 ＞ Alpha_BF ＞ Canmx ＞ Esco ＞ Sol_AWC ＞ Sol_K＞Ch_K2＞Gwqmn。

表 1　SWAT 模型参数率定结果

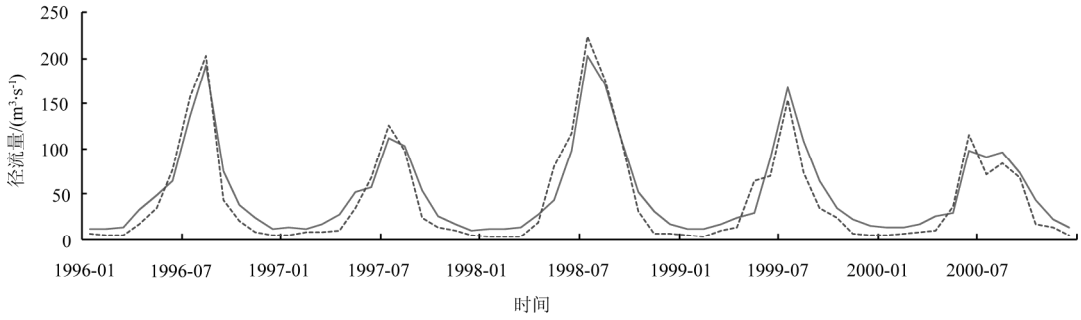
Table 1　Results of calibration of SWAT model

输入参数	参数含义	状态值	参数值域	参数调整值
Sol_Z	土壤深度参数	0.18	0～3500	1～2000
Cn2	初始 SCS 径流曲线系数	0.12	0～100	35～90
Alpha_BF	基流消退系数	0.21	0～1	0.011
Canmx	植被冠层截留	0.11	0～100	4
Esco	土壤蒸发补偿系数	0.08	0～1	0.95
Sol_AWC	土壤有效水容量	0.06	0～1	0.1
Sol_K	土壤饱和水力传导度	0.05	0～2000	30～1500
Ch_K2	河道有效水力传导系数	0.03	0～127	3
Gwqmn	回归流发生要求的浅层地下水阈值深度	0.01	0～5000	4950

利用调整后的参数重新运行 SWAT 模型，对比流域出口莺落峡模拟径流量与实测径流量。结果显示，率定期和验证期年平均径流量的相对误差分别为 16.3%和 15.6%，符合规定的标准[17]。月平均径流量实测值和模拟值之间的决定系数 R^2 和 E_{ns} 均在 0.6 以上，其中 R^2 分别达到 0.94 和 0.93，E_{ns} 分别为 0.81 和 0.88。说明 SWAT 模型能够比较精确地模拟该流域的水文过程（图 5）。



a. 率定期



b. 验证期

图 5 率定期和验证期莺落峡水文站径流观测值与模拟值

Fig.5 Observed and modeled discharges at Yingluoxia hydrological station during calibration and validation period

图 6 为 SWAT 模型模拟的不同子流域内放牧与禁牧情景下月平均土壤含水量的模拟结果。图 7 为 1990－2000 年放牧与禁牧情景下莺落峡水文站月平均产水量的模拟值。从图 7 中可看出，中、低覆盖度草地禁牧后，在丰水期（7－9 月）径流量明显减少，在枯水期（12－次年 2 月）径流量相对增加，可见草地禁牧对涵养水源的积极作用。

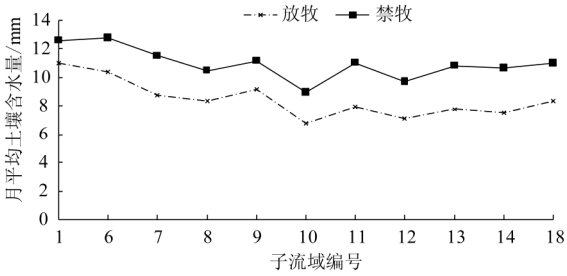


图 6 不同子流域内放牧与禁牧情景下的月平均土壤含水量

Fig.6 Average monthly soil water content in sub-basins under grazing and grazing prohibition scenario

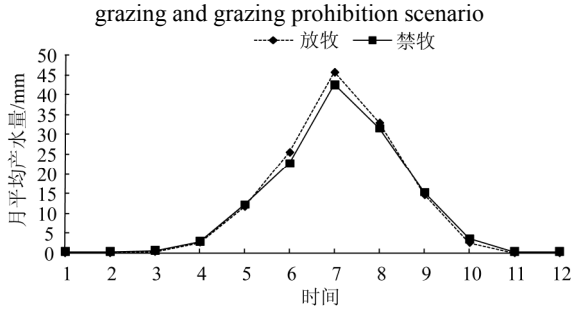


图 7 莺落峡水文站 1990－2000 年放牧与禁牧产水量月模拟值

Fig.7 Modeled water yield at Yingluoxia hydrological station from 1990 to 2000 under grazing and grazing prohibition

3.2 最小数据法模拟结果与分析

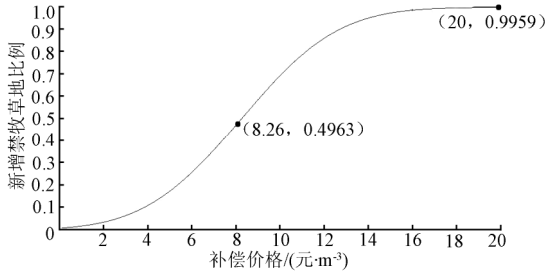
表 2 为研究区各子流域经济分析的输入参数。从表 2 中可看出每个子流域的面积、禁牧的机会成本、放牧与禁牧情景下的月平均土壤含水量及生态系统服务产出率 e。不同子流域提供的水源涵养服务具有差异，经分析禁牧前后水源涵养服务平均产出率 e 为 25.27 m^3/hm^2。利用 Matlab 对数据进行检验分析后，确定子流域内的机会成本服从正态分布。限于篇幅，仅以子流域 1 和子流域 18 为例，基于 MD 方法，模拟补偿价格与禁牧比例及水源涵养服务供给量之间的关系（图 8），分析不同补偿价格对禁牧比例以及对水源涵养服务供给量的影响。其它子流域的分析暂不列出，可依此方法模拟得出。子流域 1 内禁牧的机会成本的均值为 130.5 元/hm^2（见表 2），标准差为 54.60 元/hm^2。子流域 1 内的 e 为 15.80 m^3/hm^2。经计算，新增草地提供单位水源涵养服务的均值为 8.26 元/m^3，标准差为 3.46 元/m^3。子流域 18 内禁牧的机会成本的均值为 154.05 元/hm^2，标准差为 53.11 元/hm^2。新增草地提供单位水源涵养服务的均值为 5.71 元/m^3，标准差为 1.97 元/m^3。依据正态分布的均值和标准差，在 Matlab 中绘制提供单位水源涵养服务机会成本的空间分布曲线。进而基于最小数据法模拟在不同补偿价格下禁牧比例及其提供的水源涵养服务的供给曲线。

表 2 各个子流域内经济分析的输入参数

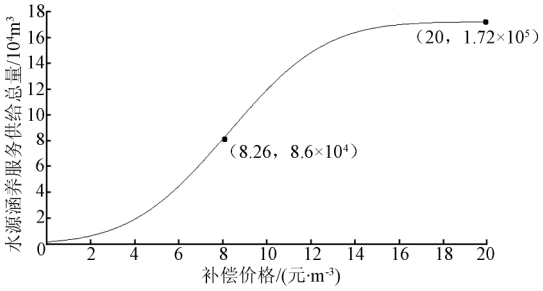
Table 2 Input parameters for the economic analysis per sub-basin

子流域编号	面积/hm^2	禁牧机会成本/(元·hm^{-2})	放牧情景下的禁牧情景下的月平均土壤含水量/mm	月平均土壤含水量/mm	生态系统服务产出率 e/(m^3·hm^{-2})
1	10888	130.50	11.02	12.60	15.80
6	14607	213.15	10.42	12.79	23.70
7	6477	210.00	8.75	11.53	27.80
8	25801	258.45	8.33	10.49	21.60
9	30803	580.80	9.17	11.18	20.10
10	41616	340.20	6.75	8.96	22.10
11	11140	322.35	7.92	11.04	31.20
12	14578	381.60	7.08	9.71	26.30
13	4054	174.45	7.75	10.84	30.90
14	15467	424.35	7.53	10.68	31.50
18	80945	154.05	8.33	11.03	27.00

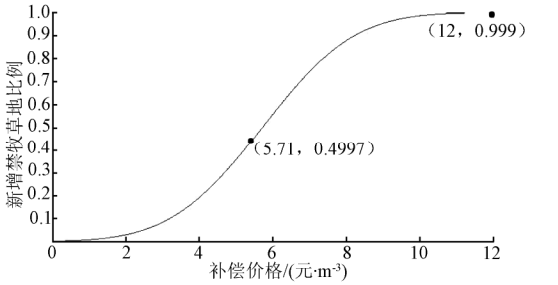
从图 8 中可知，随着补偿价格的提高，禁牧草地的比例与新增草地提供的水源涵养服务的供给量增加。在子流域 1 内，当补偿价格为 8.26 元/m^3 时，牧民禁牧的土地单元比例为 49.63%，新增草地提供的水源涵养服务供给总量为 8.6×10^4 m^3；当补偿价格达到 20 元/m^3 时，子流域 1 内禁牧的土地单元比例达到 99.59%，新增草地提供的水源涵养供给达到最大值为 1.72×10^5 m^3。在子流域 18 内，当补偿价格为 5.71 元/m^3 时，牧民禁牧的土地单元比例为 49.97%，新增草地提供的水源涵养服务供给量为 1.09×10^6 m^3；当补偿价格达到 12 元/m^3 时，子流域 18 内禁牧的土地单元比例达到 99.90%，新增草地提供的水源涵养供给量达到最大值 2.18×10^6 m^3。



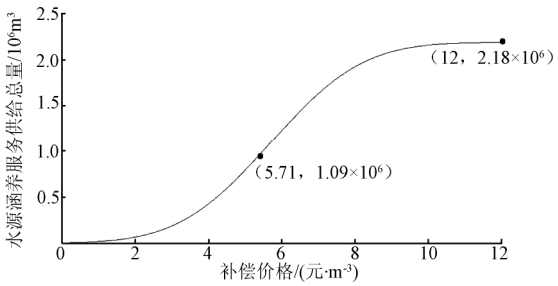
a. 子流域 1 内补偿价格与禁牧比例的关系



b. 子流域 1 内补偿价格与水源涵养服务总量的关系



c. 子流域 18 内补偿价格与禁牧比例的关系



d. 子流域 18 内补偿价格与水源涵养服务总量的关系

图 8　子流域 1 和 18 内补偿价格与禁牧比例、水源涵养服务总量之间的关系

Fig.8　Relation between payments and ratio of grazing prohibition and the supply of water conservation services in sub-basin 1 and 18

上述分析表明，实现期望的水源涵养服务所需要的投入不同。由于不同子流域内提供的水源涵养服务和禁牧的机会成本具有空间差异，不同的补偿价格即可产生不同比例的禁牧土地单元和新增的水源涵养服务供给量。SWAT 模型和最小数据法的结合解决了水源涵养服务供给的空间异质性问题，为生态补偿中针对生态系统服务本身进行支付提供了基础。

图 9 为研究区 1990－2000 年新增禁牧草地提供的水源涵养服务总量。没有生态补偿补偿时草地系统提供的水源涵养服务供给量的基线为 1.29×10^7 m^3。当补偿价格为 11.48 元/m^3 时，新增草地提供的水源涵养服务供给量为 3.92×10^8 m^3；当给予牧民足够的补偿，所有子流域内的草地全部禁牧，1990－2000 年间提供的水源涵养服务总量为 7.79×10^8 m^3，经计算（水源涵养服务总供给量与基线服务供给量的差值）可新增水源涵养服务供给量为 7.66×10^8 m^3。可见生态补偿能够提高上游水源涵养服务的供给。

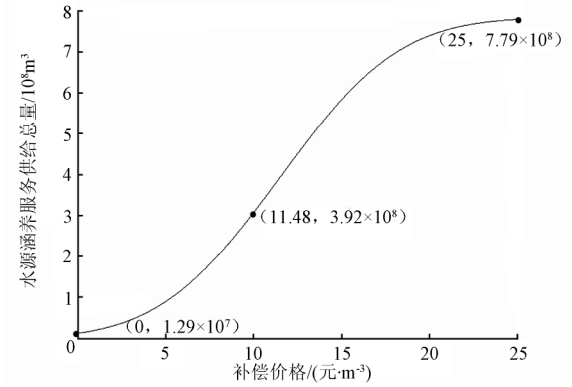


图 9　不同补偿价格下研究区水源涵养服务的供给曲线

Fig.9　Supply curve of water conservation services under different payments in research area

4　结论与讨论

1）本文应用 SWAT 模型和最小数据法分析了补偿价格对黑河流域上游禁牧比例以及对提供的水源涵养服务的影响。研究表明草地禁牧前后水源涵养服务平均产出率为 25.27 m^3/hm^2。SWAT 模型校准期和验证期的年平均径流量的相对误差分别为 16.3%和 15.6%，月平均径流量的 E_{ns} 分别达到 0.81 和 0.88，R^2 分别为 0.94 和 0.93，符合模型评价规定的标准。本研究中的禁牧情景设置较为简单，进一步工作可设置多种禁牧情景，基于不同的情景探讨其对增加生态系统服务产出率 e 的影响。

2）不同子流域禁牧的机会成本具有空间异质性。平均禁牧机会成本为 289.99 元/hm^2，禁牧机会成本最高的为子流域 9 内的 580.80 元/hm^2，最低的为子流域 1 内的 130.50 元/hm^2。本文仅对上游的肃南县进行禁牧机会成本的调查，未涉及占上游较大面积的祁连县这一重要的水源涵养区。进一步工作将基于 DEM 和夜间灯光数据等，空间化禁牧的机会成本。同时，由于机会成本受经济发展水平、畜牧业发展投入、畜产品价格和政策环境的不同而有差异，这些都是今后确定机会成本时需要考虑的重要影响因素。

3）当补偿价格为 8.26 元/m^3 时，子流域 1 内有 49.63%的草地禁牧，其 1 a 内提供的新增水源涵养服务供给量为 8.6×10^4m^3；当所有子流域内的低质量草地禁牧后，在 1990－2000 年可提供水源涵养服务的供给量为 7.79×10^8m^3，新增的水源涵养量可达到 7.66×10^8m^3。

致谢：感谢肃南县畜牧局提供肃南县退牧还草工程实施方面的相关数据。感谢中国科学院寒区旱区环境与工程研究所生态经济小组成员宋晓谕、邓晓红、沈红燕对牧民禁牧机会成本数据的收集与处理。文中的空间数据均来源于中国西部环境与生态科学数据中心。

［参　考　文　献］

[1] Stefanie Engel, Stefano Pagiola, Sven Wunder. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 663－674.

[2] Immerzeel W, Stoorvogel J J, Antle J M. Can payments for ecosystem services secure the water tower of Tibet[J]. Agricultural Systems, 2008, 96(1/3): 52－63.
[3] Perrot-Maître D. The Vittel Payments for ecosystem services: A 'Perfect' PES Case[R]. IIED, London, 2006.
[4] Asquith N M, Vargas M T, Wunder S. Selling two environmental services: in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 675－684.
[5] Claassen R, Cattaneo R, Johansson R. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice [J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 737－752.
[6] Dobbs T L, Pretty J. Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom[J]. Ecoligical Economics, 2008, 65(4): 765－775.
[7] Wunder S, Albán M. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador[J]. Ecoligical Economics, 2008, 65(4): 685－698.
[8] P G H Frost, Bond I. The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 776－787.
[9] FAO. The State of food and agriculture: Paying farmers for environmental services[R]. FAO Agriculture Series No.38, Rome, 2007.
[10] Wunder S, Engel S, Pagiola S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 834－852.
[11] Arnold J G, Srinivasan P, Muttiah R S, et al. Large area hydrologic modeling and assessment. Part Ⅰ: Model development[J]. Journal of the American Water Resources Association, 1998, 34(1), 73－89.
[12] 钱坤，叶水根，朱琴. 基于 SWAT 模型的房山区不同情景方案下的蒸腾蒸发模拟[J]. 农业工程学报，2011，27(1)：99－105.
Qian Kun, Ye Shuigen, Zhu Qin. Evapotranspiration simulation with different scenarios analysises of Fangshan District by SWAT model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE), 2011, 27(1): 99－105. (in Chinese with English abstract)
[13] 刘博，徐宗学. 基于 SWAT 模型的北京沙河水库流域非点源污染模拟[J]. 农业工程学报，2011，27(5)：52－61.
Liu Bo, Xu Zongxue. Simulation of non-point pollution in the Shahe Reservoir catchment in Beijing by using SWAT model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE), 2011, 27(5): 52－61. (in Chinese with English abstract)
[14] 王建鹏，崔远来. 水稻灌区水量转化模型及其模拟效率分析[J]. 农业工程学报，2011，27(1)：22－28.
Wang Jianpeng, Cui Yuanlai. Modified SWAT for rice-based irrigation system and its assessment[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE), 2011, 27(1): 22－28. (in Chinese with English abstract)
[15] Faramarzi M, Abbaspour K C, Schulin R, et al. Modelling blue and green water resources availability in Iran[J]. Hydrological Processes, 2009, 23(3): 486－501.
[16] Ullrich A, Volk M. Application of the soil and water assessment tool(SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity[J]. Agricultural Water Management, 2009, 96(8): 1207－1217.
[17] 郝芳华，程红光，杨胜天. 非点源污染模型：理论方法与应用[M]. 北京，中国环境科学出版社，2006，54－55.
[18] Antle J M, Valdivia R O. Modeling the supply of ecosystem services from agriculture: A minimum-data approach[J]. The Australian of Agricultural and Resource Economics，2006, 50(1): 1－15.
[19] 刘玉卿，宋晓谕，钟方雷，等. 最小数据法在舟曲县生态补偿中的应用[J]. 中国人口.资源与环境，2011，21(6)：142－147.
Liu Yuqing, Song Xiaoyu, Zhong Fanglei , et al. Application of the Minimum-data approach in Zhouqu County Ecological Compensation[J]. China Population, Resources and Environment, 2011, 21(6): 142－147. (in Chinese with English abstract)
[20] van Griensven A, Meixner T, Grunwald S, et al. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models[J]. Journal of Hydrology, 2006, 324(1/4): 10－23.

Study on ecological compensation in upper stream of Heihe river basin based on SWAT model and minimum-data approach

Liu Yuqing[1,2], Xu Zhongmin[1※], Nan Zhuotong[3]

(1. *China Key Laboratory of Ecohydrology and Integrated River Basin Science, Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, China Academy of Sciences, Lanzhou* 730000, *China*; 2. *College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou* 730000, *China*; 3. *Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, China Academy of Sciences, Lanzhou* 730000, *China*)

Abstract: Relationship between land use change and supply of ecological services is a key for payments of environmental services. Based on payments for environmental services in upper stream of Heihe River Basin, the effect of payments prices change on the ratio of grazing prohibition and its provision of water conservation services was analyzed. The results showed as following: 1) the average expected rate of water conservation services between grazing and grazing prohibition was 25.27 m^3/hm^2; 2) the constructed SWAT model was shown well to simulate hydrology processes in upper stream of Heihe River basin and relative error of average annual discharges reached 16.3% and 15.6%, E_{ns} reached 0.81 and 0.88 and R^2 reached 0.94 and 0.93 in the model calibration and verification period respectively; 3) difference of opportunity cost in grazing prohibition existed in each sub-basin, and the average opportunity cost in grazing prohibition was 289.99 Yuan/hm^2; 4) the additional ratio of grazing prohibition and the supply of water conservation services were difference when the payments were different. When all low-quality grassland shifted from grazing to grazing prohibition the total supply of water conservation services amounted to 7.79×10^8 m^3 and the additional services could reach 7.66×10^8 m^3 during 1990 and 2000. This paper provides a scientific foundation for determination of compensation standard and space choice of ecological compensation object.

Key words: ecology, compensation, water resources, SWAT model, Minimum-data approach