

流域植被配置技术与价值权衡模型算法研究

李国庆^{1,2}, 王国梁^{1,2}, 许明祥^{1,2}, 韩新辉³, 杜盛^{1,2}

(1.西北农林科技大学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;

2.中国科学院水利部水土保持研究所,陕西 杨凌 72100;3.西北农林科技大学农学院,陕西 杨凌 712100)

摘要:黄土高原的生态环境建设面临新的社会环境,对流域生态系统植被功能的需求正在从以前的蓄水保土价值为主向经济效益提升为主转变。如何权衡生态用地和经济用地的比例,并进行合理的植被空间优化配置是当前亟待解决的理论和现实问题。为了解决这个问题,基于流域栅格数据表达方式,从经济—生态—环境耦合的复杂系统角度,建立了流域开发的价值权衡模型。结果表明:建立的价值权衡模型能够基于栅格开发利润与土壤流失价值的权衡计算出流域最大的开发效益,并确定流域面积开发最优阈值,还能实现流域植被的空间优化配置。该决策模型的应用能够为流域开发提供参照系,有助于评估过去流域开发的合理性以及指导未来流域开发中植被的空间优化配置。

关键词:价值权衡模型;流域开发;植被优化配置;经济效益;成本

中图分类号:S157.1

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2021)03-0221-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.03.031

Research on the Algorithms of Vegetation Allocation Technology and Value-trade off Model in a Watershed

LI Guoqing^{1,2}, WANG Guoliang^{1,2}, XU Mingxiang^{1,2}, HAN Xinhui³, DU Sheng^{1,2}

(1.State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100; 2.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water

Resources, Yangling, Shaanxi 712100; 3.College of Agronomy, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100)

Abstract: At present, the ecological environment construction of the Loess Plateau is facing a new social environment. Vegetation managed with ecological values such as soil and water conservation began to change towards economic-utilization value. How to balance the proportion of land used for soil conservation value and land used for economic-utilization value, and how to optimize the allocation of vegetation space is an urgent theoretical and practical problem needed to be resolved. To solve this problem, this study established a value-trade-off model of watershed development from the perspective of economy-ecology-environment coupling complex system based on grid data expression of watershed. The results showed that the established value-trade-off model could calculate the maximum development benefit of the watershed based on the trade-off between grid development profit and soil loss value, and determine the optimal area threshold of watershed area development, and optimize spatial allocation of watershed vegetation. The decision-making system could provide a reference for watershed development, and help to evaluate the rationality of past watershed development and guide the spatial optimal allocation of vegetation in future watershed development.

Keywords: value-trade-off model; watershed development; vegetation optimal allocation; economic benefit; cost

黄土高原是我国水土流失最严重的区域,也是国家植被恢复和重建的重点区域^[1]。自 20 世纪 70 年代以来实施了大规模的水土保持工程,1999 年以后,

国家又实施了退耕还林工程,黄土高原林地面积从 2000 年的 9.25 万 km² 增加到 2010 年的 12.35 万 km²^[2];2000—2012 年潼关水文站年均输沙量减少至

收稿日期:2020-11-02

资助项目:国家重点研发计划项目(2017YFC0504601);国家自然科学基金项目(31971488)

第一作者:李国庆(1983—),男,副研究员,博士生导师,主要从事植被恢复与 GIS 模拟研究。E-mail:liguoqing@nwsuaf.edu.cn

通信作者:杜盛(1965—),男,研究员,博士生导师,主要从事植被恢复与生态水文研究。E-mail:shengdu@ms.iswc.ac.cn

2.76 亿 t/a,较 1919—1959 年平均值减少 82.7%^[2]。

与此同时,黄土高原的生态环境建设面临新的社会环境,在国家推出的乡村振兴、扶贫脱困、生态农业、黄河流域高质量发展等政策驱动下,当地政府和民众开始对该地区水土保持植被进行多功能经营^[3-5],甚至将有些小流域水土保持植被完全转变为经济林。这种用地竞争现象在延安周边地区特别突出^[6-7],不仅将耕地转换为经济林(主要是苹果),还将部分水土保持植被转换为苹果林,例如延安麻塔流域 57.7%的土地被开发^[8-9]。

由于社会对水土保持植被的保土价值需求开始向经济价值需求转变,如何权衡好水土保持植被的保土价值和开发利用价值,并进行合理植被优化配置是当前面临且亟需解决的科学问题。过去黄土高原这方面的研究多数是实践经验的总结^[10],如专注植被保土价值评估以及各种生态系统服务功能之间的权衡^[11-14];或者长期监测小流域治理恢复后河流的水沙变化以及农民收入情况,比如退耕还林还草措施治理小石沟流域后,该流域的多年平均减水效益为 84.9%,减沙效益为 94.4%,农民经济收入增加约 10.9 万元/km²^[15]。

在生态系统服务功能价值权衡的软件应用方面,InVEST 和 SWAT 在这个领域占据主导地位,它们能够计算出不同情景下生态系统的各种服务功能^[16-17]。然而,这种价值权衡研究思路在流域开发的应用中存在不足,因为流域开发中需要寻找最优的植被空间配置情景(精确到具体的栅格)。而在这 2 个软件的计算过程中以及其他类似的研究中,情景的设定是预先存在的(已知的),例如基于过去几十年的植被变化数据(实际情况)^[11,14,18],或基于假定植被变化情景^[19]。因此,它们均缺少了实现自动寻找植被空间配置的最优情景的算法。目前很少见到实现空间依赖且分布式的算法来实现流域价值权衡。

水土流失治理与生态建设一般都是在流域尺度上进行的^[20]。在地理信息系统中,流域的数据表达一般都是用栅格来表述。本研究主要目标是以栅格来刻画流域景观,从经济—生态—环境耦合的复杂系统角度,研究流域植被开发利用价值与保土价值的权衡关系以及植被空间优化配置技术,开发相关算法,并探讨该权衡模型的优缺点以及未来的发展潜力,以期为流域合理开发和植被空间优化配置提供理论依据和方法论支持。

1 材料与方法

1.1 权衡模型的算法

流域栅格是一个二维空间(经纬度)表达的数据结构,流域栅格中的数值用来表示栅格属性。本文建立的水土保持植被开发价值与保土价值的权衡模型

与植被优化配置技术是基于流域栅格数据表达实现的,具体分为 7 个步骤:

(1) 栅格被开发顺序的确定

水土保持植被的目标是控制土壤流失,流域土壤流失的计算一般采用通用土壤流失方程^[21]。开发后引起栅格单位面积土壤流失量可以根据公式(1)计算:

$$\text{Loss}_{ij} = R'_{ij} \times K'_{ij} \times LS'_{ij} \times C'_{ij} \times P'_{ij} - R_{ij} \times K_{ij} \times LS_{ij} \times C_{ij} \times P_{ij} \quad (1)$$

式中:Loss_{ij}为流域中第*i*行和第*j*列的栅格被开发导致单位面积土壤流失量(t/(hm²·a));R_{ij}、K_{ij}、LS_{ij}、C_{ij}、P_{ij}和R'_{ij}、K'_{ij}、LS'_{ij}、C'_{ij}、P'_{ij}分别为流域中第*i*行和第*j*列的栅格开发前和开发后的降雨侵蚀力因子(MJ/(mm·hm²·h·a))、土壤可蚀性因子((t·hm²·h)/(hm²·MJ·mm))、坡度坡长因子(无单位)、植被覆盖度因子(无单位)和管理措施因子(无单位)。为了确定流域栅格被开发的顺序,将流域开发导致土壤流失量二维栅格数据(R.Loss)转换为一维流域向量数据(V.Loss),并按照数值进行递增排序(sort(V.Loss, decreasing=FALSE)),将排序后的向量标记为v.loss。栅格向量的确定非常关键也非常重要,它涉及到后续的累计开发利润和累计土壤流失价值的核算。

(2) 栅格向量开发利润核算

每开发 1 个栅格将获得的经济利润通过公式(2)计算:

$$Mg_i = a_i \times s \quad (i=1,2,\dots,\text{ncell}) \quad (2)$$

式中:Mg_i为第*i*个栅格经济利润的获得(元/a);a_i为第*i*个栅格的盈利系数(元/(m²·a));s为栅格的面积(m²);ncell为栅格的总数。

(3) 栅格向量土壤流失价值核算

每开发 1 个栅格将导致土壤流失的价值通过公式(3)计算:

$$ML_i = b_i \times v.\text{loss}_i \times s / 10000 \quad (i=1,2,\dots,\text{ncell}) \quad (3)$$

式中:ML_i为第*i*个栅格土壤流失价值(元/a);b_i为第*i*个栅格土壤流失的亏损系数(元/t);v.loss_i为第*i*个栅格单位面积土壤流失量(t/(hm²·a));s为栅格面积(m²)。

(4) 栅格向量开发利润累计曲线

按照第 1 步中流域栅格向量土壤流失量递增排序结果(v.loss),逐步计算栅格开发利润累计曲线,直至所有的栅格被开发完毕。累计利润通过公式(4)计算:

$$\text{CumMg}_i = Mg_1 + Mg_2 + \dots + Mg_i \quad (i=1,2,\dots,\text{ncell}) \quad (4)$$

式中:CumMg_i为第*i*次累计开发利润总和(元/a);Mg₁、Mg₂、Mg_i分别为第 1,2,*i*个栅格开发的利润(元/

a)。

(5)栅格向量开发土壤流失价值累计曲线

类似第 4 步的过程,按照第 1 步中流域栅格向量土壤流失量递增排序结果(v.loss),逐步计算栅格开发导致土壤流失价值累计曲线,直至所有的栅格被开发完毕。累计通过公式(5)计算:

$$\text{Cum}Ml_i=Ml_1+Ml_2+\cdots+Ml_i \quad (i=1,2,\cdots,\text{ncell})$$

(5)

式中: CumMl_i 表示第 i 次累计开发导致土壤流失价值总和(元/a); Ml₁、Ml₂、Ml_i 分别为第 1,2,i 个栅格开发导致土壤流失价值(元/a)。

(6)流域开发最大效益和面积最优阈值

基于第 4 步和第 5 步获得的累计利润曲线和累计土壤流失价值曲线,计算流域栅格逐步开发获得的逐步效益,直至所有的栅格被开发完毕。流域开发效益通过公式(6)计算:

$$\text{TotalGain}_i=\text{Cum}Mg_i-\text{Cum}Ml_i \quad (i=1,2,\cdots,\text{ncell})$$

(6)

式中: TotalGain_i 为第 i 次累计开发获得的效益(元/a); CumMg_i 为第 i 次累计开发利润总和(元/a); CumMl_i 为第 i 次累计开发导致土壤流失价值总和(元/a)。

认为当流域逐步开发获得的累计效益稳步增加时,流域栅格可以持续开发;当流域开发累计效益开始减少时,开发终止。流域开发最大效益通过公式(7)计算:

$$\text{MaxGain}=\max(\text{TotalGain})$$

(7)

式中: MaxGain 为流域开发的最大效益(元/a); TotalGain 为流域逐步开发累计效益向量(元/a)。根据 MaxGain 在 TotalGain 向量中的位置(ind = which (TotalGain == MaxGain)),可以计算出流域开发面积的最优阈值。面积最优阈值通过公式(8)计算:

$$\text{Threshold}=\frac{\text{ind}}{\text{ncell}}\times 100\%$$

(8)

式中: Threshold 为流域开发面积的最优阈值(%);

ind 为流域开发最大效益在逐步累计效益中的位置; ncell 为流域内栅格的总数量。

(7)流域水土保持植被优化配置

回到第 1 步骤中,流域栅格向量开发顺序是按照栅格开发引起土壤流失量的大小排列的。因此,流域开发最大效益的位置(ind)所映射的土壤流失量栅格向量(v.loss)的位置,对应着土壤流失量阈值(v.loss[ind],t/(hm²·a))。因此,流域植被优化配置可以通过公式(9)计算:

$$\text{Pattern}=\text{R.Loss}<\text{v.loss}[\text{ind}]$$

(9)

式中: Pattern 为最终流域植被优化配置栅格图,栅格属性值为 0 或 1,其中 1 表示适合开发植被的栅格,0 表示水土保持植被配置栅格; R.Loss 表示第 1 步中根据通用土壤流失方程计算出的流域完全开发后引起土壤流失量栅格图。以上的编程工作和算法实现都是在 R 语言上完成。

1.2 案例研究

为了演示该模型和植被优化配置的应用过程,构建了 1 个虚拟流域(栅格大小为 90 m×90 m),通过设置 3 种开发利润情境,来研究市场价格的变化对流域价值权衡和植被配置的影响;为了评估该模型模拟植被配置与实际流域开发中的吻合程度,本研究将该决策模型系统应用在陕西省延安市麻塔流域中,通过混合矩阵评估流域开发与模拟预测结果的吻合程度,并推测产生误差的原因。

1.2.1 虚拟流域 假设虚拟流域由 2 个坡面组成的长方形,海拔范围 0~1 800 m。其中 1 个坡面的坡度为 18°,另 1 个坡面的坡度为 45°。假设降雨侵蚀力、土壤可蚀性和坡度坡长因子开发前后是固定值,没有水保措施因子,该虚拟流域的土壤侵蚀量完全由植被因子决定。权衡模型的运行参数见表 1。开发栅格引起土壤流失价值只考虑淤积库容造价成本。开发栅格的利润设置 3 种利润梯度,以此评估开发经济价值的变化对流域栅格开发潜力的影响。

表 1 虚拟流域价值权衡模型需要的参数

参数	缩写	数值
降雨侵蚀力	R	假设降雨均匀,参数为 1 452 (MJ·mm)/(hm ² ·h·a)
土壤可蚀性	K	假设土壤同质,参数为 0.054 7 (t·hm ² ·h)/(hm ² ·MJ·mm)
坡度坡长因子	LS	根据 DEM 用 ArcGIS 计算得到
植被因子	C	整个流域开发前全是森林植被,参数 0.046;开发后成裸地,参数为 1
工程措施因子	P	假设开发前后没有工程措施,参数为 1
土地开发利润	a	假设 3 种开发利润情境,分别为 2,4,8 元/(m ² ·a)
土壤流失成本	b	只考虑淤积库容造价成本,数值为 3.82 元/t
栅格大小	s	90 m×90 m=8 100 m ²

1.2.2 麻塔流域 麻塔流域位于陕北延安宝塔区的南部(109.5268°E,36.4695°N),流域面积 2.44 km²,海拔 1 185~1 379 m,属于干旱半干旱气候。该地区

年均气温 8.8 ℃,多年平均降水量 523 mm。麻塔流域 2012 年共有居民 337 人。苹果产业是该地区农民的主要经济来源。根据 Landsat8 遥感影像解译

2016 年的土地利用情况发现,被开发用地(果园、农田和道路房屋)占据 57.7%,未被开发用地(林地、灌木和草地)占据 42.3%^[8]。

假设麻塔流域未开发前全部是森林,根据当前的市场情况,流域开发的利润大约为 3 元/(m² · a),土壤流失价值用淤积库容造价和土壤养分流失成本来刻画。

表 2 麻塔流域价值权衡模型需要的参数

参数	缩写	数值
降雨侵蚀力	R	假设降雨均匀,参数为 1 452 (MJ · mm)/(hm ² · h · a)
土壤可蚀性	K	假设土壤同质,参数为 0.054 7 (t · hm ² · h)/(hm ² · MJ · mm)
坡度坡长因子	LS	根据 DEM 用 ArcGIS 计算得到
植被因子	C	整个流域开发前全是森林植被,参数 0.046;开发后成裸地,参数为 1
工程措施因子	P	假设开发前后没有工程措施,参数为 1
土地开发利润	a	当前市场下,流域开发的利润约为 3 元/(m ² · a)(扣除各种成本)
土壤流失成本	b	Soil + ∑(f _i × c _i × p _i) Soil 为淤积库容造价,参数为 3.82 元/t;f _i 为土壤保持 N、P、K 的量;c _i 为 N、P、K 换算成化肥的系数,分别为 5.882,3.373,1.667;p _i 表示碳酸氢铵、过磷酸钙、氯化钾肥料的价格,分别为 436,424,1 383 元/t
栅格大小	s	30 m × 30 m = 900 m ²

2 结果与分析

2.1 虚拟流域情境分析

2.1.1 虚拟流域开发引起的土壤流失量的计算 假设虚拟流域开发前植被类型全部是森林,开发后植被类型全部是裸地。开发前后的土壤侵蚀量与导致土壤流失量变化依据公式(1)计算。由图 1 可知,由森林完全覆盖的流域土壤侵蚀量较小,土壤侵蚀模数范围为 48~1 130 t/(hm² · a);完全开发后(森林转换为裸地)暴露了整个流域的潜在土壤侵蚀量,土壤侵蚀模数范围为 1 209~28 257 t/(hm² · a);森林的转换(开发)导致土壤流失量范围为 1 161~27 127 t/(hm² · a)。

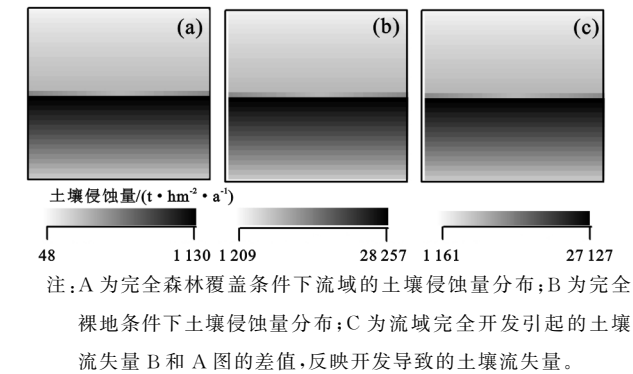


图 1 虚拟流域土壤侵蚀的情境分析

2.1.2 虚拟流域开发利润和土壤流失价值累计曲线 将虚拟流域开发引起的土壤流失量二维栅格数据(图 1c)转换为一维流域向量数据,并按照数值进行递增排序,根据公式(2)~(5)计算虚拟流域开发利润和土壤流失价值累计曲线(图 2)。结果表明,在 3 种经济利益的驱动下(2,4,8 元/(m² · a),开发利润和土壤

据此模拟麻塔流域的最优开发面积,并确定水土保持林植被配置空间。然后,将模拟的麻塔流域土地利用图与 2016 年土地利用图进行叠加分析,用混合矩阵评估流域开发与模拟预测结果的吻合程度,推测误差产生的原因。模型运行所需要的参数见表 2,该参数根据之前在该流域的研究积累以及相关文献^[8-9,11,22]获得。

流失价值累计曲线都表现出相似的累计曲线特征,如流域开发利润曲线是栅格开发数量的线性函数,而流域开发引起土壤流失价值损失曲线是栅格开发数量的指数函数。同时,3 种经济利益情境下,开发利润累计曲线与土壤流失价值曲线的交叉点位置存在差异,如在 2 元/(m² · a)的条件下,开发栅格数量达到 943 个(面积阈值 58%),2 条曲线即发生交叉(图 2a),意味着流域开发利润获得等于土壤流失价值的损失,总效益为 0。累计曲线图表明了市场经济价格的变化会直接影响流域开发经济效益和生态效益的权衡结果。

2.1.3 虚拟流域开发价值权衡模型和植被优化配置 在 3 种经济利益的驱动下,虚拟流域开发价值权衡模型(根据图 2 的累计曲线结果和公式(6)~(8)计算)和植被优化配置(根据公式(9)计算)的结果见图 3。在经济利益 2 元/(m² · a)的驱动下,流域最优的开发面积阈值为 28%,开发的区域主要位于流域 2 个坡的上坡位,将能够获得最高经济效益 257 万元/a;在经济利益 4 元/(m² · a)的驱动下,流域最优开发面积阈值为 62%,开发的区域包括流域完整的 1 个坡度较小的坡面,将能够获得最高经济效益 1 548 万元/a;在经济利益 8 元/(m² · a)的驱动下,流域最优开发面积阈值为 84%,开发的区域占据大部分流域范围,将能够获得最高经济效益 5 430 万元/a,在这种情况下水土保持林仅仅在坡度较陡的下坡位有配置。这项虚拟流域的研究说明在土壤流失成本不变的情况下,土地开发利润的增加可能会加强人对流域水土保持林土地利用结构的改造。

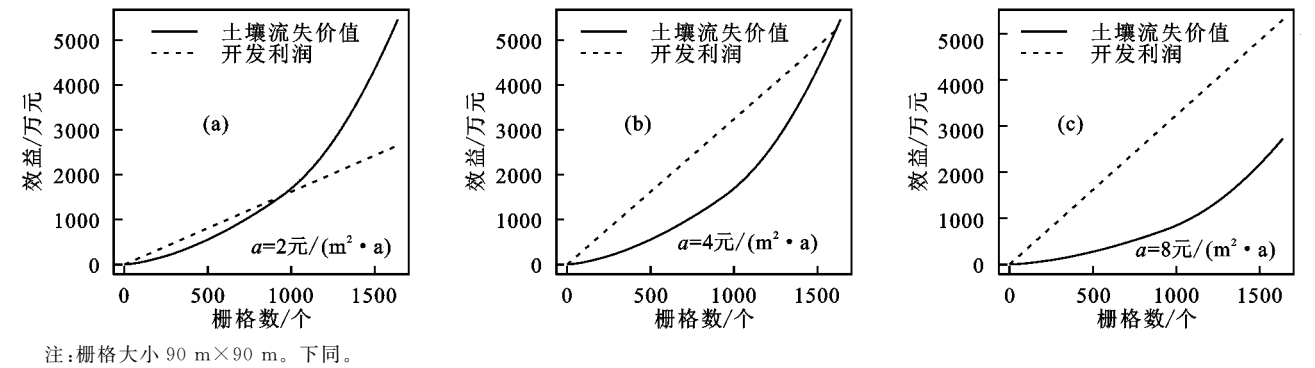
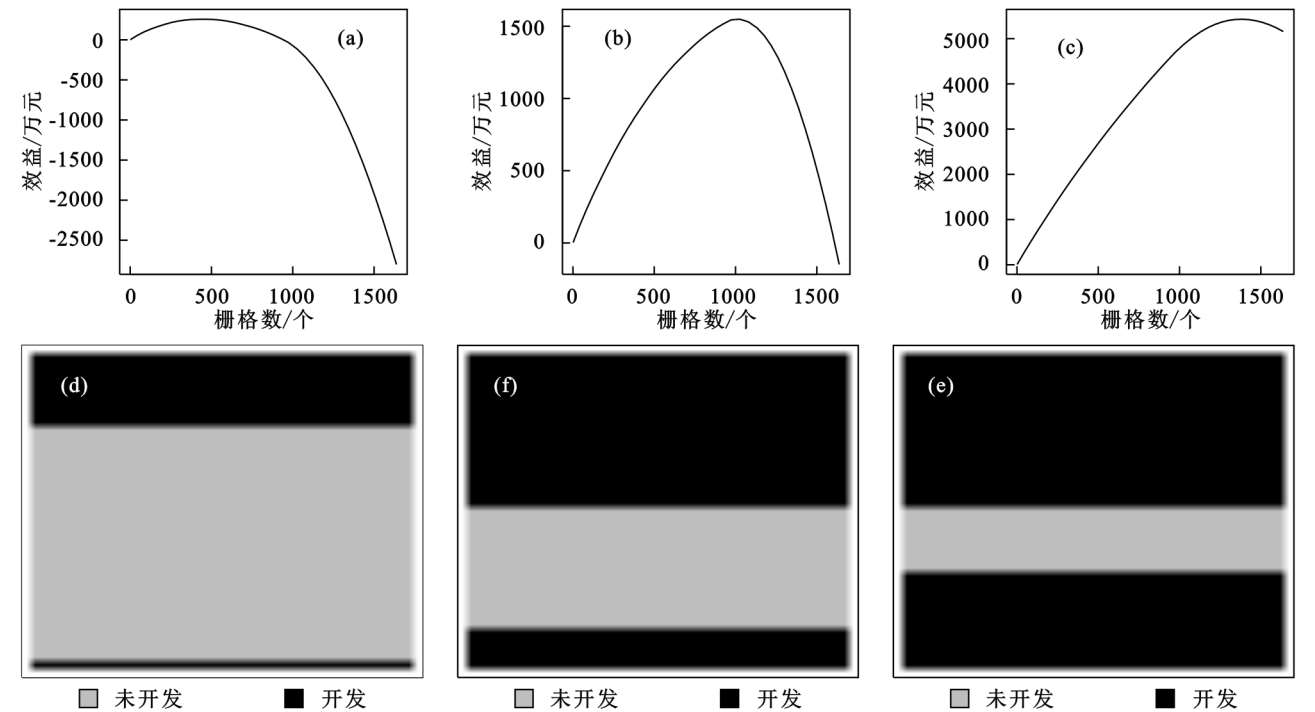


图 2 3 种经济利益的驱动下利润虚拟流域开发利润和土壤流失价值累计曲线



注:a 为利润为 2 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的权衡模型;b 为利润为 4 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的权衡模型;c 为利润为 8 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的权衡模型;d 为利润为 2 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的植被配置;e 为利润为 4 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的植被配置;f 为利润为 8 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)的植被配置。

图 3 虚拟流域开发价值权衡模型与植被优化配置

2.2 麻塔流域实际土地开发与模拟植被配置的比较

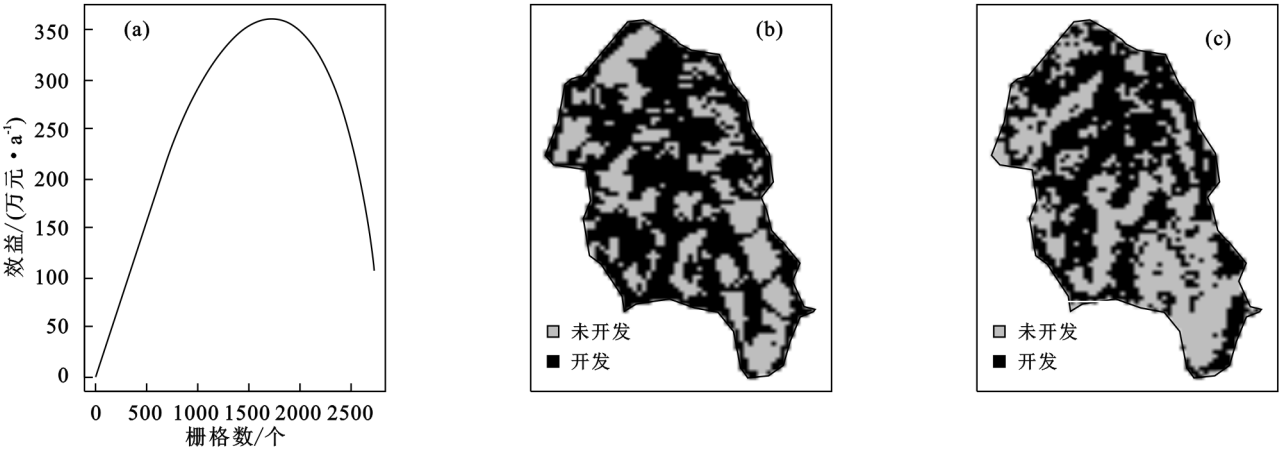
为了评估模拟植被优化配置与实际流域开发实践中的吻合程度,本研究将该决策模型系统应用在陕西省延安市麻塔流域中。在当前市场经济条件下(流域开发利润约为 3 元/($\text{m}^2 \cdot \text{a}$)),对麻塔流域权衡模型研究(图 4)表明,麻塔流域适合开发的面积占整个流域的 63%,与当前麻塔流域开发面积 57.7%近似,表明麻塔流域已经接近开发潜力阈值。模拟结果表明,土地开发将能够带来最高 362 万元/a 效益。2012 年麻塔村有 337 人,约每人每年能够收入 1.07 万元/a。最优开发面积分布在流域的边界以及坡度较缓或上坡位的位置。

将模拟的流域植被配置图与 2016 年遥感解译的土地利用图进行叠加分析,模拟植被优化配置情境与实际土地利用较为吻合,混合矩阵见表 3。整体准确度为 60%,其中对实际果园种植位置的匹配准确性

达到 71%,说明麻塔流域的大部分植被结构改造与权衡模型的预测吻合,但也有部分植被配置与权衡模型不吻合,可能是由于流域中栅格尚未开发或不合理的开发导致的。另外,如果苹果(麻塔流域主要是种果树)的市场价格升高,麻塔流域将有更多的土地具有被开发利用的潜力。

3 讨论

本研究通过建立流域水土保持植被价值权衡模型与决策系统,并进行植被优化配置的理论探索,以 2 个实例展示了权衡模型的预测表现。不同于以前的研究多数是基于流域治理实践经验的总结的模型(自下而上的研究思路)或者仅仅评估流域土壤保持价值的模型^[11-14],本研究开发的权衡模型是建立在流域栅格数据表达基础上的,流域中栅格被开发的顺序是基于被开发栅格土壤流失量顺序展开的(自上而下的研究思路)。



注:栅格大小为 30 m×30 m;a 为麻塔流域开发价值权衡模型;b 为理论植被优化配置;c 为 2016 年土地利用情况。

图 4 麻塔流域实际土地开发与模拟植被配置的比较

表 3 麻塔流域模拟植被配置与 2016 年土地利用
比较的混合矩阵

模拟情境	当前 2016 年土地利用情况	
	未开发	开发用地
未开发	568	436
开发用地	647	1075

注:表中数字是栅格数量,栅格大小为 30 m×30 m。

3.1 模型算法参数设定

栅格开发序列的确定是该流域权衡模型的核心和关键点。土地开发前后栅格土壤流失量变化较为复杂。一般在较小流域中,降雨侵蚀力因子和土壤可蚀性因子在流域开发前后基本保持不变,而坡度坡长因子、植被覆盖度因子和水保措施因子在实际的流域开发中的变化可能较为复杂,涉及到土地开发的用途,因此还需要结合具体问题作深入分析。在权衡模型中,公式(1)的算法能满足各种条件的要求。

核算流域中所有栅格开发的经济利润以及栅格中土壤流失价值损失是该权衡模型的 2 个重要维度。本文中,开发 1 个栅格的利润仅仅考虑农产品经济利润空间(扣除了经营成本)。实际上每个栅格的利润核算可能更复杂^[23-24],比如栅格所在的地形位置不同,带来的开发成本可能不同,栅格离道路的距离可能也影响开发和经营成本。例如,本文发现,麻塔流域中被预测可以开发的栅格,但在实际情况下是没有被开发的栅格,在模型的预测中属于 II 型错误或 Commission 误差。它们多数位于中坡位,这些栅格一般都远离道路,可能不利于开发或开发成本较高,但在成本核算中没有考虑。

栅格开发后的利润可能受到经济作物生长周期的影响以及市场价格波动的影响,比如种植果树,可能在果树能结果之前的几年都无法有利润,十几年以后才能见到效益。苹果的价格还受到市场价格的影响^[25],

也会影响栅格开发的利润核算。因此,核算栅格开发成本和获得利润空间可能不能仅仅局限于某个时间点,可能需要考虑 1 个时间段,比如 10,20 年等。因此,考虑更多开发成本和利润因素将能更精确的测算土地收益情况。在权衡模型中,只要调节模型中的 α 系数(公式(2))的算法就能满足各种条件的要求。

另一方面,本文在核算土壤流失价值时,应用的指标较少。例如,在虚拟流域的案例中仅仅考虑了淤积库容成本;在麻塔流域的案例中,即考虑淤积库容成本,还考虑了土壤养分流失的价值。在实际情况下,土壤流失可能导致更多的危害,如生物多样性下降、景观破碎化、土壤保水能力下降等^[8,26-27],纳入更多的土壤流失价值损失可能更全面地权衡开发效益。在权衡模型中,只要调节模型中的 b 系数(公式(3))的算法就能满足各种条件的要求。

3.2 模型算法的改进空间

本研究是以栅格为单元的植被优化技术,只考虑土壤流失计算过程中栅格之间的空间位置关系(坡度坡长因子),尚未考虑农业生产和经营过程中栅格单元之间的空间位置关系。景观生态学理论认为,斑块较大的生态系统景观连接性较强,生态系统较为稳定;破碎斑块的生态系统对外界的干扰会表现的更加脆弱^[8,28]。因此,通过权衡模型得到最优土地开发阈值以及水土保持植被配置后,还应该根据景观生态学的原理,构建斑块较大、连接性较好的生态景观和农业景观,这样做的后果可能会导致不合适的栅格(土壤流失量较高)被开发。在我们研究的麻塔流域中即存在这种情况,过去研究^[8]表明,麻塔流域景观整体的破碎化指数不高且斑块较大,表明景观连接性较好,而本研究中发现,权衡模型的结果与实际土地利用图的比较中,具有较大的 I 型错误或 Omission 误差,这意味着景观斑块化的经营方式可能已经

在麻塔流域的农业生产实践中得到体现。因此,从流域植被优化配置技术上讲,基于栅格的价值权衡结果与斑块化经营理念的结合有助于构建更优质的植被配置方案。

3.3 模型算法的应用潜力

本研究所开发的算法不同于 InVEST 和 SWAT 等主流软件中计算的过程^[16-17],主要在于后者(InVEST 和 SWAT)主要依赖于情景设定^[19,29],而前者(本文的算法)能够自动寻找最优情景。虽然后者根据情景设定分析的结果,进行数据再分析(如将多目标遗传算法(NSGA-II)等算法纳入分析流程)^[29-30],也能实现最优情景的解,但这种最优情景的解还停留在经典统计学的范畴(一维空间或非分布式),而不是在空间统计学范畴(二维空间或分布式),这限制了这些模型或软件在具体流域开发实践中的应用潜力。本研究所开发的模型算法克服了上述缺点,是完全的分布式的价值权衡优化模型。虽然该模型主要面向流域植被保土价值和经济价值权衡及其植被优化配置技术的研究,但只要对相关参数或研究背景进行调整,即可实现多种价值权衡的研究。因此,该算法具有广泛的适应性和应用潜力。未来将该算法制作成软件支持的决策系统,将使得公众更容易应用该算法,并可以指导流域水土保持植被开发的具体实践。

4 结论

(1)本研究基于流域栅格数据表达方式,从经济—生态—环境耦合的复杂系统角度,建立了流域开发价值权衡模型,提出了相应的算法。

(2)该项决策模型系统能够计算出流域开发的最大效益,并确定流域面积开发的最优阈值,还能实现流域植被空间优化配置,该项决策模型系统具有广泛的适应性和应用潜力。

(3)由于该项决策模型是以独立栅格单元驱动的模式,只考虑土壤流失计算过程中栅格之间的空间位置关系(坡度坡长因子),尚未考虑农业生产和经营过程中栅格单元之间的空间位置关系。引入景观斑块的植被经营理念(栅格邻体之间的关系)将使得该项决策模型算法具有一定的改进空间。

参考文献:

[1] 杜盛,刘国彬.黄土高原植被恢复的生态功能[M].北京:科学出版社,2015.

[2] 刘国彬,上官周平,姚文艺,等.黄土高原生态工程的生态成效[J].中国科学院院刊,2017,32(1):11-19.

[3] 陈怡平,张义.黄土高原丘陵沟壑区乡村可持续振兴模式[J].中国科学院院刊,2019,34(6):708-716.

[4] 李宗善,杨磊,王国梁,等.黄土高原水土流失治理现状、问题及对策[J].生态学报,2019,39(20):7398-7409.

[5] 上官周平,王飞,咎林森,等.生态农业在黄土高原生态保护和农业高质量协同发展中的作用及其发展途径[J].水土保持通报,2020,40(4):335-339.

[6] 冯杰.延安市土地利用动态变化及其驱动力分析[D].西安:西北大学,2009.

[7] 宋晗.延安苹果产业发展水平及其驱动因素研究[D].郑州:河南理工大学,2019.

[8] 李国庆,黄菁华,刘冠,等.基于 Landsat8 卫星影像土地利用景观破碎化研究:以陕西省延安麻塔流域为例[J].国土资源遥感,2020,32(3):121-128.

[9] 李国庆,温仲明,杜盛.延安麻塔流域植被对土壤侵蚀的控制效率研究[J].国土与自然资源研究,2019(6):64-68.

[10] 琚彤军,刘普灵.燕儿沟流域水土治理措施优化配置示范研究[J].水土保持学报,2001,15(5):53-67.

[11] 陈雅如,康幕谊,宋富强.延安市退耕还林前后水土保持功能价值评估[J].北京林业大学学报,2013,35(6):67-73.

[12] 邱春霞,毛琴琴,董乾坤.黄土高原土壤保持生态服务功能价值估算及其时空变化研究[J].安徽农业科学,2018,46(33):104-107.

[13] 王彦武,牛莉婷,张峰,等.黄土区高标准梯田生态服务功能及其价值[J].水土保持学报,2019,33(6):190-196.

[14] 王宁,杨光,韩雪莹,等.内蒙古 1990—2018 年土地利用变化及生态系统服务价值[J].水土保持学报,2020,34(5):244-250.

[15] 潘铭,王福林.以小流域为单元建设水土保持林体系[J].人民黄河,1987(6):57-60.

[16] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. Invest 2018 user's guide[M/OL].Stanford University The Natural Capital Project. DOI:10.13140/RG.2.2.32693.78567.

[17] Arnold J G, Fohrer N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling [J]. Hydrological Processes, 2005, 19(3): 563-572.

[18] Tian Y C, Wang S J, Bai X Y, et al. Trade-offs among ecosystem services in a typical karst watershed, SW China [J]. Science of the Total Environment, 2016, 566:1297-1308.

[19] Meehan T D, Gratton C, Diehl E, et al. Ecosystem-service trade offs associated with switching from annual to perennial energy crops in riparian zones of the US midwest [J]. PLoS One, 2013, 8(11):1-13.

[20] 冷疏影,冯仁国,李锐,等.土壤侵蚀与水土保持科学重点研究领域与问题[J].水土保持学报,2004,18(1):1-6.

[21] 陈云明,刘国彬,郑粉莉,等.RUSLE 侵蚀模型的应用及进展[J].水土保持研究,2004,11(4):80-83.

[8] 黄博强,黄金良,李迅,等.基于 GIS 和 InVEST 模型的海岸带生态系统服务价值时空动态变化分析:以龙海市为例[J].海洋环境科学,2015,34(6):916-924.

[9] 王玉纯,赵军,付杰文,等.石羊河流域水源涵养功能定量评估及空间差异[J].生态学报,2018,38(13):4637-4648.

[10] Wang Y C, Zhao J, Fu J W, et al. Effects of the Grain for Green Program on the water ecosystem services in an arid area of China-Using the Shiyang River Basin as an example [J].Ecological Indicators, 2019,104: 659-668.

[11] 刘立程,刘春芳,王川,等.黄土丘陵区生态系统服务供需匹配研究:以兰州市为例[J].地理学报,2019,74(9): 1921-1937.

[12] Chapagain A K, Hoekstra A Y. Water footprints of nations[M]. Delft, Netherlands: Unesco-Ihe Institute for Water Education, 2004:80.

[13] 马晶,彭建.水足迹研究进展[J].生态学报,2013,33(18):5458-5466.

[14] 章维鑫,吴秀芹,于洋,等.2005—2015 年小江流域生态系统服务供需变化及对石漠化的响应[J].水土保持学报,2019,33(5):139-150.

[15] 贾焰,张军,张仁陟.2001—2011 年石羊河流域水资源生态足迹研究[J].草业学报,2016,25(2):10-17.

[16] 甘肃省水利厅石羊河流域水资源管理局.2017 年石羊河流域水资源公报[EB/OL]. [2020-10-19]. http://slt.gansu.gov.cn/syhgjl/lygl/szygl/202004/t20200407_126322.html.

[17] 高超,赵军,李传华,等.石羊河流域草地覆盖与其生态服务功能变化[J].草业科学,2019,36(1):27-36.

[18] 徐晓宇,郭萍,张帆,等.政策驱动下石羊河流域生态效应变化分析[J].水土保持学报,2020,34(6):187-193.

[19] Gupta S C, Larson W E. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density [J].Water Resources Research, 1979,15(6):1633-1635.

[20] Hoekstra A Y, Chapagain A K. Water footprints of nations:water use by people as a function of their consumption pattern [J].Water Resources Management, 2007,21(1):35-48.

[21] 甘肃省统计局.甘肃发展年鉴[M].北京:中国统计出版社,2011—2019.

[22] 甘肃省水利厅.2010—2018 年甘肃省水资源公报[EB/OL]. [2019-11-11]. <http://slt.gansu.gov.cn/xxgk/gkml/nbgb/szygb/>.

[23] Wang J F, Hu Y. Environmental health risk detection with GeogDetector [J].Environmental Modelling and Software,2012,33:114-115.

[24] 孙才志,张灿灿.中国人均水足迹驱动效应分解与空间聚类分析[J].华北水利水电大学学报,2018,39(2):1-11.

[25] 周玲玲,王琳,王晋.水足迹理论研究综述[J].水资源与水工程学报,2013,24(5):106-111.

[26] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.

(上接第 227 页)

[22] 高江波,周巧富,常青,等.基于 GIS 和土壤侵蚀方程的农业生态系统土壤保持价值评估:以京津冀地区为例[J].北京大学学报,2009,45(1):151-157.

[23] 林聪杰,乔光建.水土保持治理经济效益计算方法探讨[J].水科学与工程技术,2014(2):82-85.

[24] 李辉丹,叶长盛,华吉庆.南昌市土地利用变化对生态系统服务价值影响[J].水土保持研究,2020,27(3): 277-285,293.

[25] 刘斌,何进荣,李远成,等.基于分布式神经网络的苹果价格预测方法[J].计算机应用,2020(2):369-374.

[26] 黄元仿,张世文,张立平,等.露天煤矿土地复垦生物多样性保护与恢复研究进展[J].农业机械学报,2015,46(8):72-82.

[27] 徐文秀,王海燕,鲍玉海,等.湖南省永顺县水土保持功能服务价值评价[J].水土保持研究,2019,26(5):243-248.

[28] Minor E S, Tessel S M, Engelhardt K A M. The role of landscape connectivity in assembling plant communities: A network analysis [J].Ecology, 2009, 90(7): 1802-1809.

[29] Lautenbach S, Volk M, Strauch M, et al. Optimization-based trade-off analysis of biodiesel crop production for managing an agricultural catchment [J]. Environmental Modelling and Software,2013,48(10):98-112.

[30] 何长高,董增川,陈卫宾,等.基于水资源合理配置的流域水土保持结构优化模型研究[J].岩土工程学报,2008,30(11):1738-1742.