

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.05.032.

钟绍卓, 孙浩源. 不同情景下祁连山国家级自然保护区生态系统服务时空变化及权衡与协同关系[J]. 水土保持研究, 2023, 30(5): 358-369.

ZHONG Shaozhuo, SUN Haoyuan. Assessment on Spatiotemporal Variation and Synergies/Tradeoffs Relationships of Ecosystem Services in Qilian Mountain National Nature Reserve Under Different Scenarios [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(5): 358-369.

不同情景下祁连山国家级自然保护区生态系统服务 时空变化及权衡与协同关系

钟绍卓¹, 孙浩源²

(1.西南财经大学 经济学院, 成都 611130; 2.西南财经大学 中国西部经济研究院, 成都 611130)

摘要: [目的] 分析祁连山国家级自然保护区生态系统服务的时空演变规律, 揭示不同生态系统服务之间的权衡与协同关系, 为祁连山国家级自然保护区生态系统的可持续发展提供科学支撑。 [方法] 基于历史数据和 Logistic-CA-Markov 耦合模型的情景预测, 运用 InVEST 模型对祁连山国家级自然保护区 2000 年、2020 年和 2050 年的产水量、碳储量、生境质量、土壤保持量这 4 种生态系统服务进行定量评估, 并借助 Spearman 相关分析法和双变量空间自相关分析法探索不同生态系统服务在时间和空间上的权衡与协同关系。 [结果] 草地是保护区最主要的地类。2000—2020 年, 草地增多的同时, 伴随耕地和建设用地的增加及林地的减少。2050 年自然趋势情景延续了此趋势, 而生态保护情景扭转了此趋势。2000—2020 年, 保护区的碳储量和生境质量增加, 产水量和土壤保持量明显下降, 大体呈现南高北低的空间分布态势。2050 年模拟的生态系统服务相较 2020 年均增加, 生态保护情景增幅更大。保护区内 4 种生态系统服务之间总体呈协同关系, 其局部的权衡与协同关系则具有显著的空间异质性。碳储量与产水服务间的协同关系最强。 [结论] 祁连山国家级自然保护区不同生态系统服务之间的权衡与协同关系具有明显的时空异质性, 在未来的发展和保护中应注意分区优化管理。

关键词: 祁连山国家级自然保护区; 生态系统服务; 权衡与协同; 情景预测

中图分类号: X826

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)05-0358-12

Assessment on Spatiotemporal Variation and Synergies/Tradeoffs Relationships of Ecosystem Services in Qilian Mountain National Nature Reserve Under Different Scenarios

ZHONG Shaozhuo¹, SUN Haoyuan²

(1. School of Economics, Southwestern University of Finance and Economics, Chengdu 611130, China;

2. West Institute for Economic Research, Southwestern University of Finance and Economics, Chengdu 611130, China)

Abstract: [Objective] The aims of this study are to analyze the spatiotemporal characteristics of ecosystem services in Qilian Mountain National Nature Reserve, and explore synergies and tradeoffs between ecosystem services, thus providing scientific support for future management. [Methods] Based on historical data and scenarios of Logistic-CA-Markov approach, InVEST model was employed to evaluate four ecosystem services, i. e. water yield, carbon storage, habitat quality and soil conservation, in Qilian Mountain National Nature Reserve from 2000 to 2050, and then synergies and tradeoffs between ecosystem services were analyzed by spearman correlation analysis and spatial autocorrelation analysis. [Results] Grassland was the main land type in the study area. From 2000 to 2020, the areas of grassland, cultivated land and construction

收稿日期: 2022-06-21

修回日期: 2022-08-08

资助项目: 国家自然科学基金青年科学基金项目(72004184); 中央高校基本科研业务费项目(JBK2304025); 四川省社科规划项目青年项目(SC21C071)

第一作者: 钟绍卓(1989—), 女, 四川简阳人, 博士, 讲师, 主要从事环境管理、生态补偿和生态系统服务研究。E-mail: zhongsz@swufe.edu.cn
<http://stbcyj.paperonce.org>

land increased, while the area of forest land decreased. In 2050, the natural-based scenario will continue such a trend, but the ecological protection scenario will show an inverse change. From 2000 to 2020, carbon storage and habitat quality increased, while water yield and soil conservation decreased obviously. The high values of four ecosystem services almost appeared in the south and the low ones in the north. Compared with 2020, the values of all ecosystem services will increase in 2050, especially in the ecological protection scenario. Ecosystem services were generally synergetic, while their local trade-offs/synergies relationship expressed significant spatial heterogeneity. Particularly, the strongest synergistic effects occurred between carbon storage and water yield. [Conclusion] Meaningful spatial-temporal heterogeneity between ecosystem services in Qilian Mountain National Nature Reserve is discovered, which will need partition management in the future.

Keywords: Qilian Mountain National Nature Reserve; ecosystem services; synergies and tradeoffs; scenario simulation

祁连山国家级自然保护区地处青藏、蒙新、黄土三大高原交汇地带,是黄河流域重要的生态保护区,更是西北地区重要的生态安全屏障和水源涵养地^[1]。长期以来,人类活动的加剧逐渐破坏了当地的生态系统,如何优化祁连山国家级自然保护区生态系统服务空间格局、阻止其生态环境持续恶化成为当前面临的主要问题^[2]。2017年修订的《甘肃祁连山国家级自然保护区管理条例》指出,当前主要职责为植树造林、封山育林,加强对冰川、冻土和野生动植物的保护。2021年印发的《黄河流域生态保护和高质量发展纲要》进一步强调,祁连山国家级自然保护区是重要生态功能区,应大力加强生态保护建设,保持生态系统的完整性。在此背景下,对祁连山国家级自然保护区开展生态系统相关研究,尤其是明晰生态系统服务的时空变化及权衡与协同关系,有助于分区分级拟定生态系统保护政策,助推祁连山国家级自然保护区可持续发展。

生态系统服务被定义为人类直接或间接从生态系统中获得的所有收益^[3]。生态系统服务权衡关系指两种生态系统服务此消彼长的情形,亦称作冲突或竞争关系;协同则是两者增减趋势相同的情形^[4-5]。不同生态系统服务之间存在着不同程度的权衡和协同关系^[6-7]。现有相关研究方法大致可分为空间制图法、统计分析法、模型模拟分析法和情景分析法4类^[6,8]。Haase等^[9]、Onaindia等^[10]运用空间制图法分别研究了德国东部莱比锡—哈雷的城市地区和西班牙北部地区各生态系统服务类型间的权衡与协同关系。王蓓等^[11]、钱彩云等^[12]采用了相关分析法分别研究了石羊河流域和白龙江流域各生态系统服务间的权衡与协同关系。Thompson等^[13]基于空间景观模型对美国马萨诸塞州2010—2060年4种生态系统服务开展相关关系的分析,表明人为活动与供给服务存在负向的相关关系。林媚珍等^[14]利用情景模拟法探讨了粤港澳大湾区2000—2050年产水、固碳、土壤保持和食

物供给这4类生态系统服务的权衡协同关系。综述发现,随着人类活动的加剧,同一区域内的协同关系有向权衡关系转变的趋势,且各项服务间的权衡与协同关系均具有空间异质性特征,体现出对区域的明显依赖性。具体而言,在流域和国家公园等生态脆弱区内的生态系统服务间多以协同关系为主,而城市和经济区等地则权衡关系较为突出。现有关于生态系统服务权衡与协同的研究,其研究对象主要集中在城市和流域等区域,对自然保护区生态系统服务及权衡与协同关系研究则较为少见;且主要采用的方法为空间制图法或统计分析法,单一方法的运用存在一定的局限性,多种方法的融合是需要探索的方向。

与此同时,部分学者已着手开展祁连山生态系统服务的研究工作,但研究的侧重点主要是对生态系统服务进行简单的价值评估,以此来为祁连山生态系统保护提供理论基础。例如,钱大文等^[15]对祁连山南坡的研究,焦亮和赵成章^[16]对祁连山丹马场的研究。近年,随着InVEST模型发展,利用InVEST模型对祁连山生态系统服务进行定量评估的研究逐渐增多,但其研究对象主要针对流域^[17-18]、山区等^[19-20]祁连山局部区域某种生态系统服务。总体看来,关于祁连山国家级自然保护区全境生态系统服务的研究,以及不同生态系统服务间的时空变化研究较为缺乏,同时鲜有研究探索祁连山国家级自然保护区生态系统服务之间的权衡与协同关系。

在此背景下,本文以祁连山国家级自然保护区为研究对象,以2000年、2020年及分情景模拟的2050年为研究年,系统分析案例区碳储量、生境质量、产水量和土壤保持这4种生态系统服务的时空变化特征,并融合Spearman相关统计法和双变量空间自相关分析法,从时空上讨论4种生态系统服务的权衡与协同关系,为研究区内生态系统服务优化管理提供理论支持。

1 研究方法与数据来源

1.1 研究区概况

祁连山国家级自然保护区(图 1)成立于 1988 年,地处青藏、蒙新、黄土三大高原交汇地带的祁连山北麓,由黑河谷地、疏勒河南山、柴达木山等一系列山脉与宽谷盆地组成。全保护区范围为东经 $97^{\circ}25' - 103^{\circ}46'$,北纬 $36^{\circ}43' - 39^{\circ}36'$,总面积 265.3 万 hm^2 ,核心区面积 80.2 万 hm^2 。该保护区属大陆性高寒半湿润山地气候,冬季干燥寒冷且时间长,夏季湿润清凉且时间短,全年降水量集中在 5—9 月的夏秋季。保护区由浅山地带向深山地带,气温递减,雨量递增,高山寒冷而阴湿,浅山地带热而干燥。全区主要以蓑羽鹤、青海云杉、祁连圆柏为主要的保护对象,保护区内物种十分丰富。但随着大规模的采矿行为以及一些工业设施的违法、违规建设,造成保护区内局部水土流失、植被破坏以及河道的水环境污染,使得一段时间以来祁连山局部地区生态系统破坏问题十分突出,严重影响了生态系统服务的可持续发展^[21]。

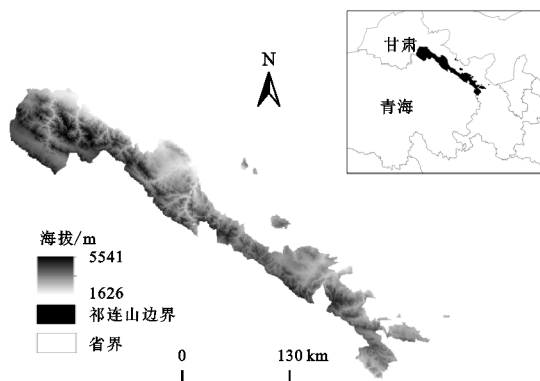


图 1 祁连山国家级自然保护区地理位置

1.2 研究方法

1.2.1 土地利用变化情景模拟 本文利用 Logistic-CA-Markov 模型分情景预测研究区 2050 年的土地利用分布。Logistic 模型通过对每个栅格单元可能出现的地类概率进行回归分析,筛选出对各地类空间分布有显著影响的因素,并确定各因素间的定量关系和作用的相对大小^[22]。CA 模型和 Markov 模型均是时间、空间及状态均为离散特征下的动力学模型,前者具有模拟复杂系统空间变化的能力,后者具有长期预测的优势^[23]。二者融合后的 CA-Markov 模型能够更全面地考虑自然因素和人为因素的影响,更精确的进行土地利用的动态模拟。

结合已有情景模拟的研究成果^[14,22,24-25]以及祁连山国家级自然保护区的区域特征,本文首先以高程、坡度、坡向、人口、GDP、降雨量、到城镇的距离、到各地类的距

离共 8 项指标作为土地利用变化驱动力因子,建立 Logistic 回归方程,确定各栅格单元的转移概率,从而得到土地利用类型的空间转移分布概率适应性图集。然后,通过 GIS 叠置分析得到土地转移面积矩阵。根据 2000 年土地利用数据模拟出 2020 年土地利用数据,并将其与已有 2020 年土地利用类型图进行对比,计算得出的 Kappa 系数为 0.902 8,总体精度高达 90% 以上,表明模拟结果良好。最后,将已有 2020 年的土地利用栅格图、制作出的适应性图集和土地转移面积矩阵输入 CA-Markov 模型,预测 2050 年自然趋势情景和生态保护情景下的土地利用空间分布图。两种情景的区别在于生态保护情景以《祁连山国家公园总体规划》和《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》为指导,限制了建设用地和耕地的转入,以及草地和林地的转出。模型公式示意如下。

(1) Logistic 模型

$$\lg\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \cdots + \beta_n X_n \quad (1)$$

式中: P_i 为每位栅格可能出现的土地利用类型 i 的概率; X 为驱动因素; β_0 为常数项; β_n 是各影响因子的回归系数。对于 logistic 回归的结果,通常使用 Pontius 提出的 ROC 曲线进行检验^[26]。

(2) CA-Markov 模型。Markov 模型公式:

$$X(t+1) = X(t) \times P \quad (2)$$

式中: $X(t+1)$ 表示某一个随机事件在 $t+1$ 这一时刻的状态,即模拟预测的结果; $X(t)$ 为某一随机事件在 t 这一时刻的状态; P 为转移概率矩阵,表示不同状态间的转移概率。

CA 模型公式:

$$S(t, t+1) = f[S(t), N] \quad (3)$$

式中: S 为元胞有限、离散的状态集合; f 为转换规则; N 为元胞的领域。

1.2.2 生态系统服务评估 InVEST 模型通过量化土地/水体变化对生态系统服务输出的影响,结合 GIS 工具测算生态系统服务并反映其空间分布特征,已广泛运用于生态系统服务评估^[27-28]。本文运用 InVEST 模型评估祁连山国家级自然保护区生态系统的碳储量、生境质量、产水量以及土壤保持服务的时空变化。

(1) 碳储量。本文采用 InVEST 模型碳储量板块将生态系统的碳储量划分为 4 个基本碳库:地上生物炭(所有存货的植物材料)、地下生物炭(植物活的根系统中的碳)、土壤碳(矿质土壤和有机土壤的有机碳)、死亡有机质(凋零物、倒立或站立着的已死亡树木中的碳)。根据 4 个碳库的碳储量来计算当前景观

下的碳储量。其计算公式如下:

$$C = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{dead}} + C_{\text{soil}} \quad (4)$$

式中: C 为碳储量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$; C_{above} 为地上碳储量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$; C_{below} 为地下碳储量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$; C_{dead} 为死亡有机质碳储量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$; C_{soil} 为土壤碳储量 $[\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})]$ 。碳库表中的碳库数据主要从已有研究中获取^[29-31]。

(2) 生境质量。InVEST 模型中生境质量模块主要是以土地利用数据为主,利用威胁因子计算得出威胁源的影响力,进而根据生境退化度与适应性计算出区域内生境质量的情况^[32]。其计算公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^Z}{D_{xj}^Z + K^Z} \right) \right] \quad (5)$$

式中: Q_{xj} 为表示土地利用类型 j 中的栅格 x 的生境质量,无量纲; H_j 为表示土地利用类型 j 的生境适宜性; D_{xj} 表示土地利用类型中的栅格 x 所受胁迫水平(见公式6); K 为半饱和系数,通常取 D_{xj} 最大值的一半; Z 为归一化常量,通常取0.5。以上所需数据主要从 InVEST 模型手册和已有研究中获取^[33-34]。

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (6)$$

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{\max}} \right) \quad (7)$$

式中: D_{xj} 表示生境类型 j 中栅格 x 的总威胁水平; y 表示 r 威胁栅格图上的所有栅格; Y_r 表示 r 威胁栅格图上的一组栅格; r 为威胁因子; W_r 归一化威胁权重; r_y 用于判断栅格 y 是否为威胁因子 r 的来源地; i_{rxy} 为生境与威胁因子之间的距离函数; β_x 表示在社会、法律等保护状态下威胁源到栅格 x 的可达性水平; S_{jr} 表示土地覆被类型 j 对于威胁因子 r 的敏感性。

(3) 产水服务。InVEST 模型中产水模块基于水量平衡原理,同时考虑气候、地形、植被、土壤等因素,以栅格为单元定量评估不同景观组分的产水能力^[15]。其计算公式为:

$$Y_{(x)} = \left(1 - \frac{\text{AET}_{(x)}}{P_{(x)}} \right) P_{(x)} \quad (8)$$

$$\frac{\text{AET}_{(x)}}{P_{(x)}} = 1 + \frac{\text{PET}_{(x)}}{P_{(x)}} - \left[1 + \left(\frac{\text{PET}_{(x)}}{P_{(x)}} \right)^w \right]^{\frac{1}{w}} \quad (9)$$

$$\text{PET}_{(x)} = K_{c(x)} \times \text{ET}_{0(x)} \quad (10)$$

$$W_{(x)} = \frac{\text{AWC}_{(x)} \times Z}{P_{(x)}} + 1.25 \quad (11)$$

式中: $Y_{(x)}$ 为某景观类型的年产水量(mm); $\text{AET}_{(x)}$ 为栅格单元的年实际蒸散发量(mm); $P_{(x)}$ 为栅格单元的年降水量(mm); $\text{PET}_{(x)}$ 为栅格单元 x 的潜在蒸散量; $K_{c(x)}$ 为作物蒸散发系数; $\text{ET}_{0(x)}$ 为参考(作物)蒸散量; $\text{AWC}_{(x)}$ 为

植物可利用含水量; $W_{(x)}$ 为经验参数; Z 为 zhang 系数^[35]。以上所需系数皆由已有研究中获取^[21,36]。

(4) 土壤保持服务。InVEST 模型的土壤保持模块主要通过土地利用数据、土壤数据、高程(DEM)数据以及气象数据等数据来计算各栅格单元的实际土壤侵蚀量和潜在土壤侵蚀量,计算两者之差则为研究区的土壤保持量。其计算公式如下:

$$\text{RKLS}_i = R_i \times K_i \times \text{LS}_i \quad (12)$$

$$\text{USLE}_i = R_i \times K_i \times \text{LS}_i \times C_i \times P_i \quad (13)$$

$$\text{SD}_i = \text{RKLS}_i - \text{USLE}_i \quad (14)$$

式中: RKLS_i 表示栅格 i 上裸地的土壤侵蚀量 (t/hm^2) ; USLE_i 为栅格单元 i 在植被覆盖管理因子和水土保持措施因子作用下的土壤保持量 (t/hm^2) ; SD_i 为栅格单元 i 上的实际土壤保持量 (t/hm^2) ; R_i 是降雨侵蚀力因子 $[\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{hm}^2 \cdot \text{h})]$,采用章文波的逐年降雨量简易计算公式^[37]计算; K_i 是土壤可蚀性因子 $[\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})]$,采用 EP-CI 模型^[38]估算; LS_i 为坡长坡度因子参考 InVEST 模型手册^[39],由模型中的 DEM 数据计算得到; C_i 是植被覆盖管理因子, P_i 为水土保持措施因子,主要参考已有研究^[40-42]获得。

1.2.3 生态系统服务权衡与协同关系度量 本文首先用斯皮尔曼相关系数法从时间尺度评估研究区4种生态系统服务两两之间的权衡与协同关系;再通过双变量空间自相关分析法,从空间角度衡量两种生态系统服务之间整体以及局部的权衡与协同关系。

(1) 斯皮尔曼相关系数法。本文中的生态系统服务数值属于连续型数值变量,但检验发现不满足正态分布,因此选用 Spearman 相关系数法从时间尺度度量生态系统服务的权衡与协同关系^[43-44]。此方法主要用于研究各变量之间的相关关系,描述变量间的线性相关程度。相关系数取值范围为 $[-1, 1]$,绝对值越大,相关性越强。若数值为正,则说明两个变量呈协同关系;若为负,则为权衡关系。计算公式如下:

$$R_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (15)$$

式中: R_{xy} 为 Spearman 相关系数; n 为样本数; x_i 和 y_i 分别是以 x, y 的第 i 个值; \bar{x}, \bar{y} 分别是 x, y 的平均数。

(2) 双变量空间自相关分析方法。此方法主要用于衡量两个或多个变量在空间上的聚集性,包括局部空间自相关和全局空间自相关^[45]。与传统单独变量的空间自相关分析法相比,该法能更好地表征不同要素的空间特征,揭示不同地理要素之间的空间关

系,已被诸多学者运用于生态系统服务之间权衡与协同关系的空间度量^[2,46-47]。具体而言,本研究用全局 Moran's I 度量生态系统服务两两间的全局空间相关性,其取值范围为 $[-1,1]$,绝对值越大,相关性越强。当 Moran's $I > 0$ 时,表示空间正相关,即生态系统服务之间变化趋势相同,存在协同关系;当 Moran's $I < 0$ 时,表示空间负相关,即生态系统服务之间变化趋势相反,存在权衡关系;当 Moran's $I = 0$ 时,空间呈现出随机性。局部 Moran's I 用于度量生态系统服务两两间的局部空间相关性,并用 LISA 集聚图展示结果。计算公式如下:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (16)$$

$$I_i = \frac{(x_i - \bar{x})}{m_0} \sum_j W_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (17)$$

式中: I 为全局 Moran's I ; I_i 为第 i 个地区的局部 Moran's I ; x_i 和 y_i 分别表示为单元 i 和单元 j 的属性值; \bar{x} 为均值; $(x_i - \bar{x})$ 为第 i 个空间单元上的观测值与平均值的偏差; $(x_j - \bar{x})$ 为第 j 个空间单元上的观测值与平均值的偏差; W_{ij} 为空间权重矩阵; $m_0 = \sum_i (x_i - \bar{x})^2 / n$ 。

1.3 主要数据来源与处理

(1) 本文所需高程(DEM)数据来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为 30 m。通过 ArcGIS 软件提出祁连山的部分,同时对其进行填洼、流向分析等处理来得到符合研究需要的高程数据,并将其空间分辨率转换为 1 000 m,进而通过 ArcGIS 软件提取坡度、坡向等数据。(2) 土地利用类型数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>),在美国陆地卫星 Landsat TM 影像的基础上,通过人工目视解译生成,得到空间分辨率为 1 000 m 的 2000 年、2010 年和 2020 年的祁连山国家级自然保护区土地利用类型

图。土地利用类型按三级分类系统分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地六大类。(3) 气象观测数据来源于国家科技基础条件平台—国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn/>),包括 2000—2020 年全国逐月降水量、潜在蒸散发、平均气温等数据,分辨率为 1 000 m。(4) 土壤数据来源于世界土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集(v1.2)(<http://westdc.westgis.ac.cn/>),包括土壤粉粒、土壤沙粒、土壤黏粒、土壤有机碳含量以及根系深度等数据,分辨率为 1 000 m。(5) 流域、子流域数据 <https://www.resdc.cn/>,来源于中国科学院资源环境数据中心,通过徐新良等^[48]提供的基于 DEM 提取流域的方法来提取祁连山国家级自然保护区的流域以及子流域。(6) 以上所有数据皆在 Krasovsky_1940_Albers 投影坐标系下进行计算。

2 结果与分析

2.1 土地利用变化

2.1.1 历史变化 祁连山国家级自然保护区 2000 年和 2020 年的土地利用分布如图 2A—B 所示,对应的土地利用类型面积转移情况见表 1。可以发现,草地是祁连山国家级自然保护区最主要、覆盖面积最广的土地利用类型,其次是未利用地和林地。草地主要分布在祁连山国家级自然保护区的北部和南部;林地主要分布在祁连山国家级自然保护区的中部地区;耕地和建设用地所占面积非常少,主要分布在南部地区;水域主要分布在北部、中部;而未利用地分布较广。

2000—2020 年,祁连山国家级自然保护区变化最大的土地类型是未利用地,面积减少 447 km²,其中大部分转化为草地和水域;增加最多的土地类型为水域,增加 220 km²,其次为草地(增加 202 km²)、耕地(增加 45 km²)和建设用地(增加 17 km²)。林地减少 36 km²,部分转化为耕地。

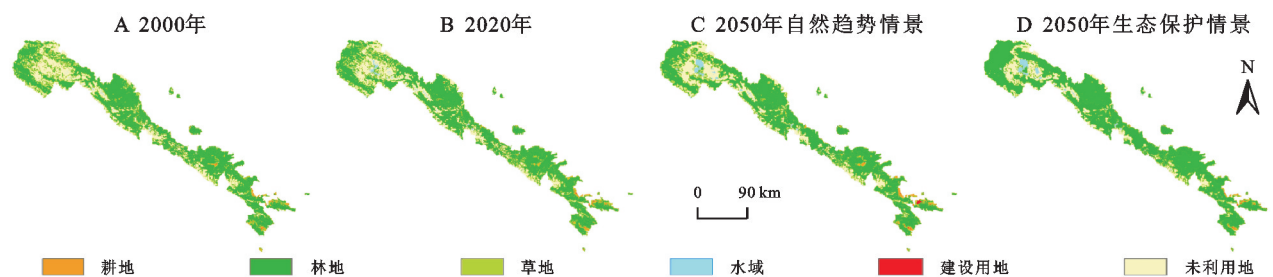


图2 祁连山国家级自然保护区土地利用空间分布

2.1.2 情景模拟 祁连山国家级自然保护区 2050 年自然趋势和生态保护两种情景下的土地利用分布如图 2C—D 所示,对应的土地利用类型面积转移矩阵见表 2。在两种情景中,草地仍是祁连山国家级自然保护区中最主要的地类,其次为林地和未利用地。

与 2020 年相比,自然趋势情景中草地、水域、耕地和建设用地面积继续增加,增幅分别为 210 km², 210 km², 30 km² 和 30 km²;未利用地和林地面积相应减少 420 km², 60 km²。基于生态保护设定,生态保护情景中林地减少和耕地、建设用地增加的趋势得到扭

转。与 2020 年相比,生态保护情景中大量未利用地(增加 1 050 km²)、草地(增加 840 km²)和水域(增加 270 km²),建设用地面积未变。(减少 1 860 km²)和耕地(减少 300 km²)转化为林地

| 表 1 2000—2020 年研究区土地利用类型面积转移矩阵 | | | | | | | km ² |
|--------------------------------|-----|------|-------|-----|------|------|-----------------|
| 土地利用类型 | 耕地 | 林地 | 草地 | 水域 | 建设用地 | 未利用地 | 2000 年面积 |
| 耕地 | 292 | 80 | 213 | 1 | 19 | 3 | 608 |
| 林地 | 112 | 3915 | 1981 | 48 | 6 | 268 | 6330 |
| 草地 | 226 | 1808 | 9705 | 74 | 14 | 1365 | 13192 |
| 水域 | 7 | 30 | 50 | 48 | 1 | 66 | 202 |
| 建设用地 | 9 | 3 | 8 | 0 | 2 | 3 | 25 |
| 未利用地 | 7 | 458 | 1436 | 251 | 0 | 4782 | 6934 |
| 2020 年面积 | 653 | 6294 | 13393 | 422 | 42 | 6487 | 27291 |

注:表中区域表示 2000 年土地利用类型向 2020 年土地利用类型转化的面积。

| 表 2 2020—2050 年不同情景下研究区土地利用类型面积转移矩阵 | | | | | | | km ² |
|-------------------------------------|----------|-----|------|-------|------|------|-----------------|
| 土地利用类型 | 耕地 | 林地 | 草地 | 水域 | 建设用地 | 未利用地 | 2020 年面积 |
| 自然趋势情景 | 耕地 | 616 | 0 | 7 | 0 | 30 | 653 |
| | 林地 | 30 | 5570 | 683 | 5 | 0 | 6294 |
| | 草地 | 37 | 503 | 12655 | 2 | 196 | 13393 |
| | 水域 | 0 | 0 | 2 | 416 | 4 | 422 |
| | 建设用地 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42 | 42 |
| | 未利用地 | 0 | 161 | 256 | 209 | 0 | 5861 |
| | 2050 年面积 | 683 | 6234 | 13603 | 632 | 72 | 27291 |
| 生态保护情景 | 耕地 | 353 | 90 | 210 | 0 | 0 | 653 |
| | 林地 | 0 | 5632 | 660 | 2 | 0 | 6294 |
| | 草地 | 0 | 1200 | 12169 | 2 | 0 | 13393 |
| | 水域 | 0 | 1 | 6 | 415 | 0 | 422 |
| | 建设用地 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42 | 42 |
| | 未利用地 | 0 | 421 | 1188 | 273 | 0 | 4605 |
| | 2050 年面积 | 353 | 7344 | 14233 | 692 | 42 | 27291 |

注:表中区域表示 2020 年土地利用类型向 2050 年土地利用类型转化的面积。

2.2 生态系统服务时空变化

2.2.1 历史变化 表 3 为祁连山国家级自然保护区 2000 年和 2020 年的碳储量、生境质量、产水量和土壤保持服务这 4 种生态系统服务的量,其空间分布及变化如图 3 所示。结果显示,碳储量的空间分布格局为中部、南部高,北部低。在 2000—2020 年碳储量总体上呈增加趋势,增幅约 0.51%,其中中部地区增加程度最大。生境质量与碳储量服务呈现相同的空间分布格局与增加趋势,增幅约 0.46%,增加程度最大的地区主要为北部祁青乡境内的水域地区,以及中部的林地地区。产水量的空间分布为南部高,北部低。在 2000—2020 年产水量呈现较大的下降趋势,降幅约 29.53%,下降区域主要为北部地区。土壤保持量的空间分布为中部、南部高,北部、东西部低。在 2000—2020 年土壤保持量总体也呈下降趋势,降幅约 22.69%,下降区域呈现聚集状态。

2.2.2 情景模拟 2050 年不同情景下祁连山国家级自然保护区生态系统服务量见表 4。可以发现,与 2020 年相比,2 种模拟情景的 4 种生态系统服务都呈

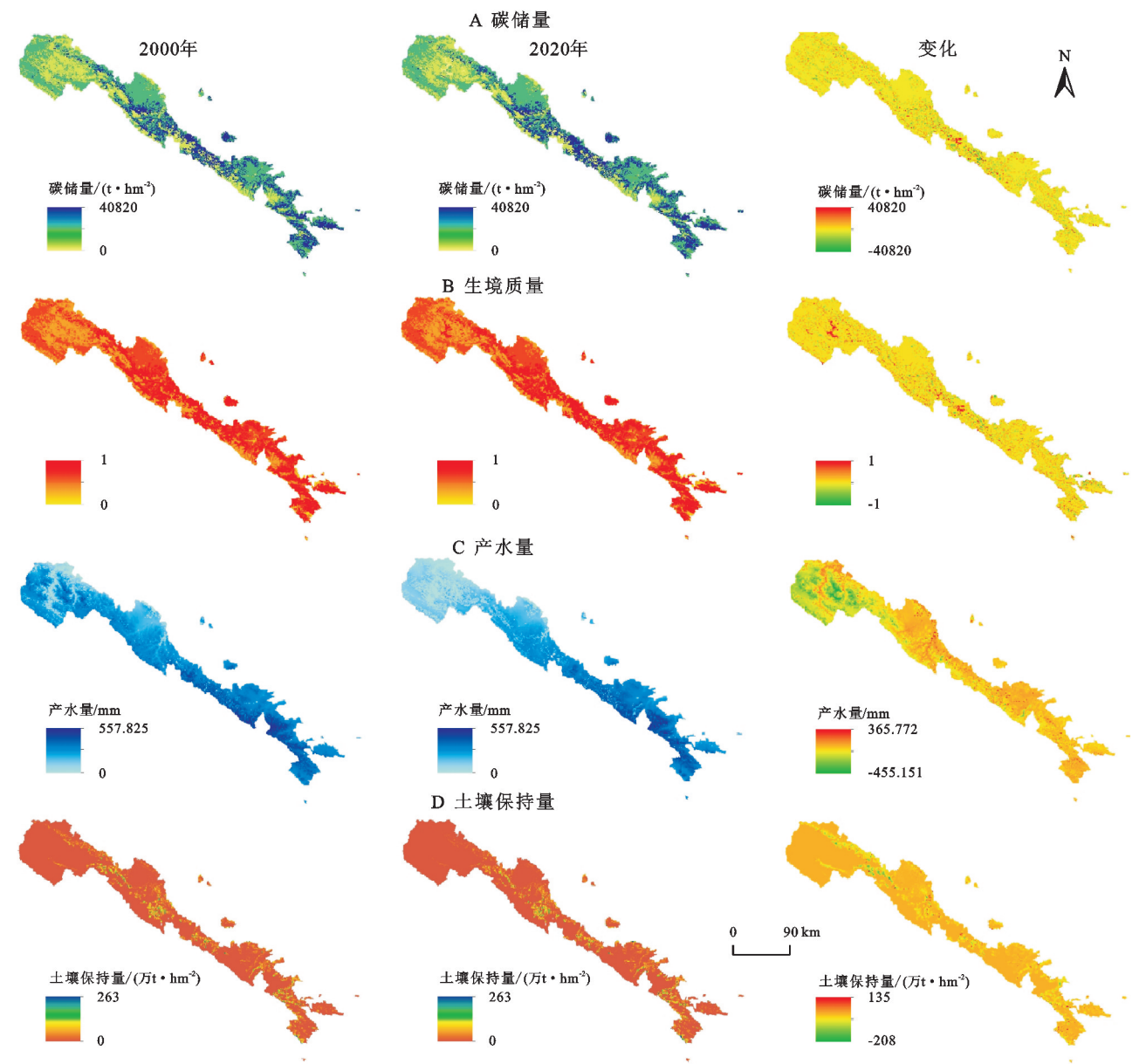
增加趋势,且生态保护情景增幅明显更大。鉴于 2 种情景生态系统服务空间分布格局差异较小,本文仅对生态保护情景进行空间分析(图 4)。

| 表 3 2000—2020 年研究区生态系统服务量 | | | | |
|---------------------------|-------------|----------|--------------------------|---------------|
| 年份 | 碳储量/ 亿 t | 生境 质量 | 产水量/ 亿 m ³ | 土壤保 持量/亿 t |
| 2000 | 5.87 | 0.7895 | 70.90 | 128.05 |
| 2020 | 5.90 | 0.7931 | 49.96 | 98.99 |

2050 年生态保护情景下,祁连山国家级自然保护区碳储量服务大体呈现中、南部高,北部低的空间分布格局。与 2020 年相比,该情景碳储量增幅达 8.47%,增加区域主要位于祁连山国家级自然保护区中部张掖市乐民县、山丹县以及肃南裕固族自治县、天祝藏族自治县境内的林地、草地区域。生境质量服务同样呈现中、南部高,北部低格局。与 2020 年相比,其增幅约 3.34%,增加区域主要处于祁连山国家级自然保护区北部肃南裕固族自治县中的水域区域和中部张掖市乐民县、山丹县以及南部天祝藏族自治县境内的林地、草地区域。产水服务的空间分布格局

主要为南高北低,比 2020 年增加了 2.72%,增加区域主要分布在中部的张掖市肃南裕固族自治县、山丹县、民乐县以及研究区北部的祁青乡北部附近。土壤保持服务的空间分布格局依旧是中部、南部高,北部、东部低。与 2020 年相比,其增幅达 5.86%,主要增加

区域为北部肃南裕固族自治县和中部张掖市境内的山丹县、民乐县两县以及周边个别地区。总体看来,4 种生态系统服务的高值区主要分布在研究区中部和南部,且服务量增加的区域主要集中在研究区中部张掖市境内的山丹县、明乐县周围。



注:“变化”为 2020 年生态系统服务量与 2000 年的差值。

图 3 2000—2020 年祁连山国家级自然保护区生态系统服务时空变化

表 4 2050 年不同情景下生态系统服务量

| 情景设定 | 碳储量/ 亿 t | 生境 质量 | 产水量/ 亿 m ³ | 土壤保持量/ 亿 t |
|--------|-------------|----------|--------------------------|---------------|
| 自然趋势情景 | 5.92 | 0.7961 | 50.02 | 99.85 |
| 生态保护情景 | 6.40 | 0.8196 | 51.32 | 104.79 |

2.3 生态系统服务权衡与协同关系

2.3.1 全局特征 图 5 展示了祁连山国家级自然保护区 4 种生态系统服务两两间的相互关系。其中,图 5A 为时间尺度的分析结果,可以看出各项生态系统

服务间皆呈现显著的协同关系。具体而言,碳储量与生境质量间存在非常强的协同关系,虽然相关系数在研究期间有所下降,但仍高于 0.8。碳储量与产水服务间协同关系呈明显增长趋势,相关系数从 2000 年的 0.175 增至 2050 年的 0.349(生态保护情景)。生境质量和产水服务的协同关系增加至 2050 年(生态保护情况)超过 0.2。其余生态系统服务间的协同关系较弱,相关系数均未达 0.2。图 5B 从空间视角分析了研究区生态系统服务的相关关系。可以发现,

各生态系统服务间呈现显著的协同关系,这与时间尺度的结果一致。虽然绝大部分的协同关系都呈增强趋势,但碳储量与生境质量间的协同强度明显弱

于时间尺度的结果,最高仅为 0.287(2050 年生态保护情景),低于同情景下碳储量与产水服务的协同强度(0.332)。

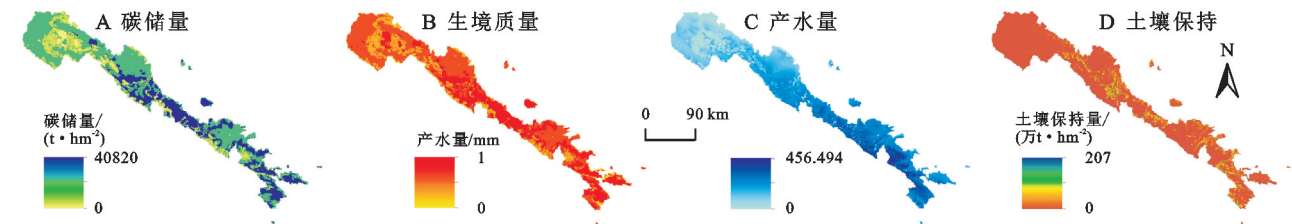
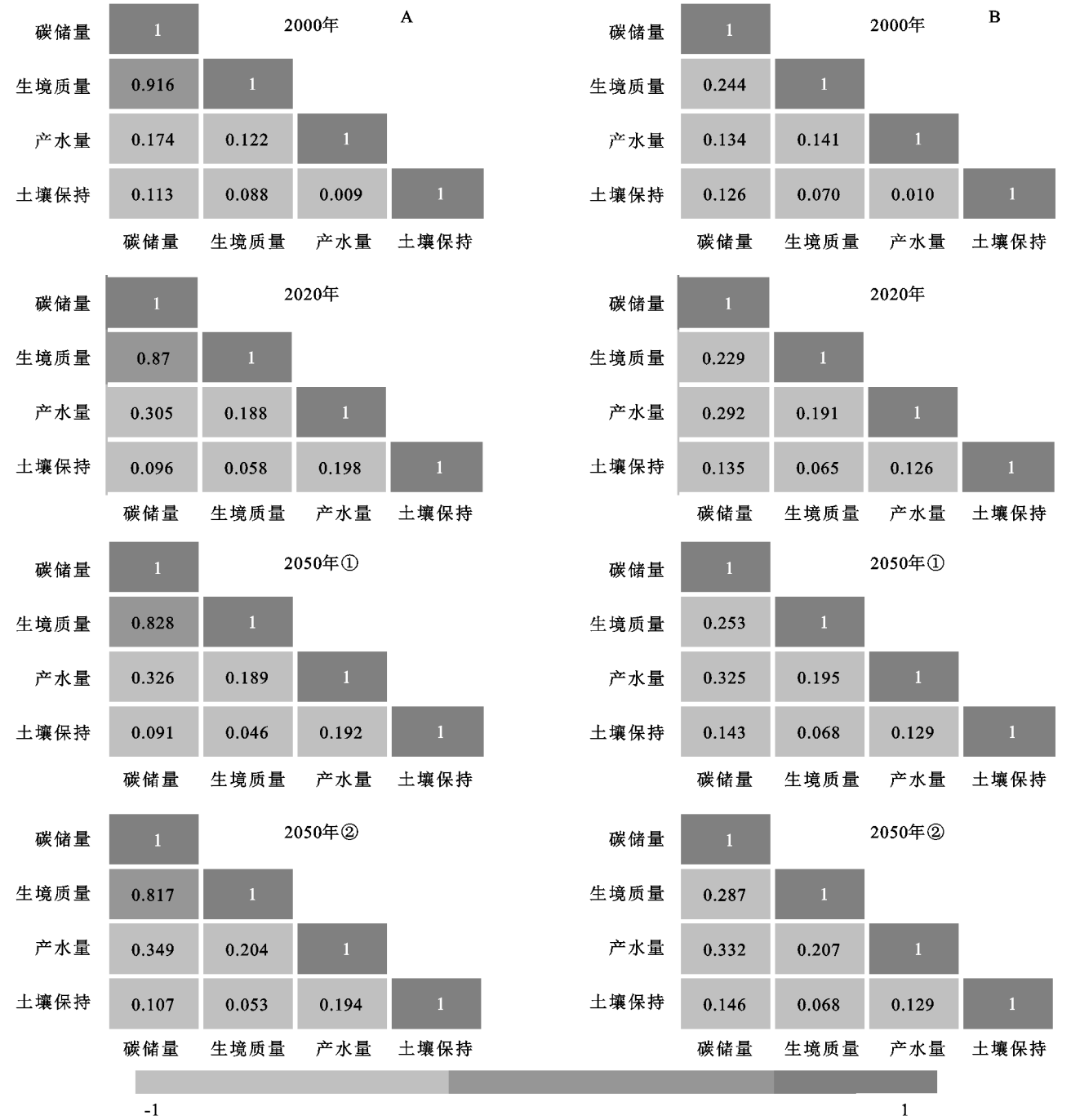


图 4 2050 年生态保护情景下祁连山国家级自然保护区生态系统服务空间分布



注: A 为祁连山国家级自然保护区 4 种生态系统服务间的 Spearman 相关系数;B 为祁连山国家级自然保护区 4 种生态系统服务间的全局 Moran's I;
① 为自然趋势情景;② 为生态保护情景。全部数据均通过 1% 的显著性检验。

图 5 祁连山国家级自然保护区 4 种生态系统服务间的相互关系

2.3.2 局部特征 图6展示了祁连山国家级自然保护区各生态系统服务在局部空间上的权衡与协同关系。鉴于2050年两种生态系统服务的局部相互关系空间分布类似,故选择对生态保护情景进行展示。图中“高一高聚集”和“低—低聚集”表示协同关系,“高一低聚集”和“低—高聚集”表示权衡关系。可以发现,研究区4种生态系统服务间的协同—权衡关系存在着显著的空间异质性。

2000年祁连山国家级自然保护区生态系统服务间的局部空间相关性较弱。协同区域主要集中于研究区北部和南部,中部分布较少且较为分散;权衡区域主要集中在北部以及西部边界高海拔地区。其中,产水服务与碳储量和生境质量间的局部权衡与协同关系较为相似;而土壤保持服务与碳储量和生境质量较相似。

2020年,产水服务与碳储量和生境质量间的协同关系较多,主要表现在北部肃南裕固族自治县地区、中部山丹县、民乐县、祁连县以及南部的天祝藏族自治县等地区;而权衡关系较少,主要分布在门源回族自治县以及周边地区。土壤保持服务与碳储量、生境质量和产水服务的协同关系主要集中在肃南裕固族自治县北部高寒荒漠、裸岩石质地以及冰川等地区;权衡关系主要集中在肃南裕固族自治县北部的草地区域和西部边界的高山地区。碳储量与生境质量的协同关系分散于研究区中部和南部的林地、草地区域,权衡关系较少且较分散。整体看来,碳储量与产水服务间的协同关系最强,生境质量与产水服务间的权衡关系最强;其中碳储量与生境质量间的协同关系和权衡关系皆最弱。

2050年生态保护情景下,协同关系主要聚集在北部未利用地以及南部林、草地区域,而权衡关系主要聚集在北部高海拔草地和西部边界附近的高山荒地、裸岩石质地等区域。与2020年相比,生态保护情景下各生态系统服务协同关系区域皆有扩大的趋势。碳储量与生境质量间的协同关系主要分布在研究区中部水关乡、大都麻乡、民乐县以及山丹县附近,和南部天祝藏族自治县境内,且协同区域在逐渐扩大,协同关系逐步上升。而碳储量与产水量、碳储量与土壤保持量、生境质量与产水量以及生境质量与土壤保持量间的协同关系在空间上的分布为北部协同关系区域缩小,权衡关系区域增加;中部、南部则表现为协同关系区域增加,权衡关系区域减少,且各区域权衡与协同关系间聚集状况越来越突出。

2.4 讨论

2000—2020年在国家政策的引导和支持下,祁连山国家级自然保护区大量未利用地开发转化为草地和水域,但仍有部分林地和草地开垦为耕地。本文预测的2050年的自然趋势情景中此趋势更为明显,但生态保护情景遏制了耕地的增加,促进更多的未利用地和耕地向林地、草地和水域转化,这为当地的生态系统服务带来了显著影响。

生态系统服务时空分析发现,案例区碳储量主要集中在林地、草地等植被覆盖率较高的地类中。尤其,林地作为六大地类中碳储量最高的地类,伴随其面积的增加研究区的碳储服务显著增加。相似结论也出现在林媚珍等^[14]以及尚二萍和许尔琪^[49]的研究中。生境质量主要反映当地的生态状况和生物多样性程度。研究区北部主要为高山、冰川雪地、戈壁等高海拔荒芜地形,不适宜生物生存,生境质量低;南部和中部地区主要为林地、耕地、草地等生态地类,环境适宜,有利于生物生存、繁衍,故生境质量较高。这在一定程度上佐证了陈妍等^[50]和张学儒等^[51]的研究。产水量与降雨量、土层深度以及植被可利用含水率有关。研究区南部主要为林地和草地,土地肥沃,植被覆盖率高,使得土层深度与植被可利用含水率皆高于北部,因此产水服务呈现南高北低的空间分布。土壤保持量随林地和草地面积的增加而增加,主要原因是因为林地和草地可通过林冠层、落叶物以及土壤表面的草地层来拦截降雨,降低雨水对土壤的直接冲刷程度,因此土壤保持能力强。这与李屹峰等^[52]的研究一致。而2000—2020年,耕地、草地、水域增加和林地减少,形成了碳储量、生境质量的提升和产水量、土壤保持量减少的局面。因此可以看出生态系统结构的变化在很大程度上会造成生态系统服务功能发生相应的转变^[53]。

本文权衡与协同分析发现,祁连山国家级自然保护区4种生态系统服务间以协同关系为主,主要是因为研究区内多数生态系统服务具有相同的驱动因素^[54]。与自然趋势情景相比,生态保护情景下大多数生态系统服务间的协同关系都有不同程度的增强,主要原因为该情景下,林地、草地和水域面积大量增加,未利用地大量减少,优化了生态布局,形成了生态系统逐渐向好的局面。局部分析表明,随着土地利用类型间的转移,生态系统服务的权衡与协同关系随之变化,这与杨洁等^[43]的研究一致。生态保护情景下,研究区内未利用地和草地大量向林地转化,加之林地周围零散分布的林地向中心集中,形成了块状聚集的空间格局,协同关系也在此呈块状聚集分布。

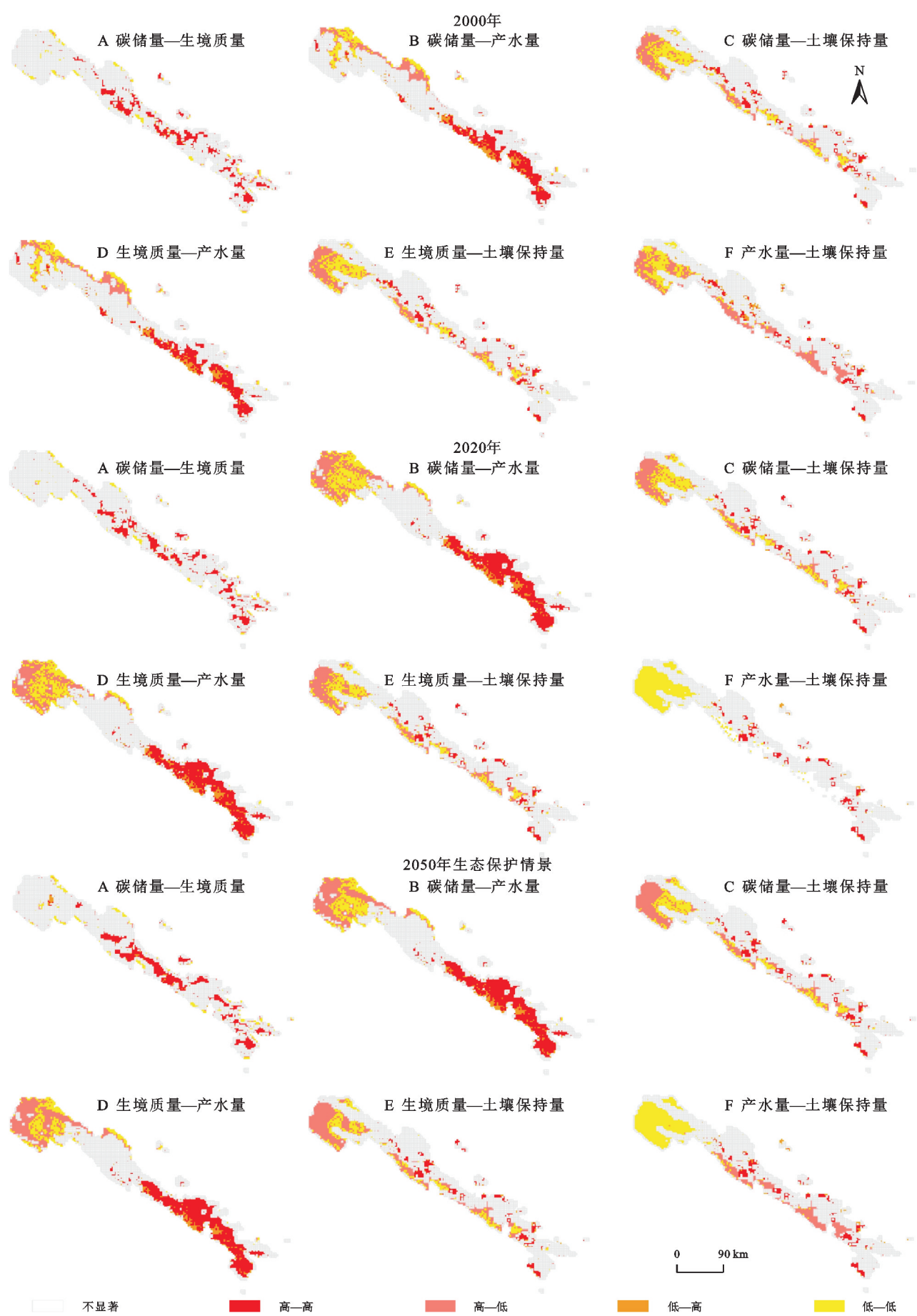


图 6 2000—2050 年祁连山国家级自然保护区 4 种生态系统服务 LISA

祁连山国家级自然保护区作为黄河流域重要的生态功能区和水源地,为促进保护区内各生态系统服务间的协同关系,加强生态环境改善和优化,本文基于研究结果提出如下建议:(1)合理规划土地利用类型,继续实施退耕还林、退耕还草等生态保护项目,将部分耕地和建设用地向保护区周边乡镇合理迁移,提升保护区内的生态适宜度,改善整体的生态系统可持续性。(2)优化保护区分区管理。考虑将保护区现有的核心区、缓冲区和试验区分区模式,与本文评估的不同生态系统服务的空间分布以及局部权衡与协同关系的空间格局有机融合,对待提升的生态系统服务区域和主要的权衡关系区域进行针对性地分区治理与保护。(3)2000—2020年,保护区内产水量与土壤保持量大量减少,原因之一为年降雨量的逐渐减少。当地政府可参考广西对受损红树林生态恢复采取的人工降雨措施^[55],通过人工降雨和加强植被与湿地的保护来改善保护区的生态系统服务。

3 结论

本文对祁连山国家级自然保护区生态系统服务和其间的权衡协同关系进行了系统研究。主要结论如下:

(1)2000—2020年,保护区内各地类面积的变化表现为耕地、草地、水域和建设用地增加,未利用地和林地减少。2050年自然趋势情景下耕地、草地、水域和建设用地都持续增加,林地持续减少;生态保护情景下林地、草地和水域面积显著增加,耕地和未利用地显著降低。

(2)2000—2020年,祁连山国家级自然保护区碳储量、生境质量呈增加趋势,产水量、土壤保持量呈下降趋势;空间分布上,4种生态系统服务大体都表现为南部高、北部低的分布格局。在2050年生态保护情景下,各生态系统服务值相对最大。

(3)祁连山国家级自然保护区生态系统服务间呈协同关系,但不同生态系统服务间的相关程度差异较大。空间分布格局上,各生态系统服务间局部的权衡与协同关系具有显著的差异性。产水服务与碳储量间的协同关系最强,与生境质量间的权衡关系最强;而碳储量与生境质量间的协同关系和权衡关系皆最弱。

由于CA-Markov模型的局限性以及情景设定的主观性,本文模拟的2050年土地利用情况需要在后续研究中进一步完善,以更好地预测未来的土地利用变化。此外,本文只分析了保护区4种生态系统服务的变化趋势及其彼此间的权衡与协同关系,更详细和深入的研究是下一步工作的重点。总的说来,本文的研究为祁连山国家级自然保护区生态系统的可持续保护提供了一定的理论支撑。

参考文献

- [1] 范振林,李娜,李维明.甘肃省祁连山国家公园生态系统服务价值评估[J].当代经济,2021(12):70-77.
- [2] 郑德凤,郝帅,吕乐婷,等.三江源国家公园生态系统服务时空变化及权衡与协同关系[J].地理研究,2020,39(1):64-78.
- [3] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387(6630):253-260.
- [4] Rodriguez J P, Beard Jr T D, Bennett E M, et al. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Service[J]. Ecology and Society, 2006,11(1):28,Doi:org/10.5751/ES-01667-110128.
- [5] 李鹏,姜鲁光,封志明,等.生态系统服务竞争与协同研究进展[J].生态学报,2012,32(16):5219-5229.
- [6] 戴尔卓,王晓莉,朱建佳,等.生态系统服务权衡:方法、模型与研究框架[J].地理研究,2016,35(6):1005-1016.
- [7] 李双成,张才玉,刘金龙,等.生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J].地理研究,2013,32(8):1379-1390.
- [8] 傅伯杰,于丹丹.生态系统服务权衡与集成方法[J].资源科学,2016,38(1):1-9.
- [9] Haase D, Schwarz N, Strohbach M, et al. Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions: an integrated multiscale framework applied to the Leipzig-Halle Region, Germany[J]. Ecology and Society, 2012,17(3):102-123.
- [10] Onaindia M, de Manuel B F, Madariaga I, et al. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation[J]. Forest Ecology and Management, 2013,289:1-9.
- [11] 王蓓,赵军,胡秀芳.石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J].生态学报,2018,38(21):7582-7595.
- [12] 钱彩云,巩杰,张金茜,等.甘肃白龙江流域生态系统服务变化及权衡与协同关系[J].地理学报,2018,73(5):868-879.
- [13] Thompson J R, Lambert K F, Foster D R, et al. The consequences of four land-use scenarios for forest ecosystems and the services they provide[J]. Ecosphere, 2016,7(10):e01469.
- [14] 林媚珍,刘汉仪,周汝波,等.多情景模拟下粤港澳大湾区生态系统服务评估与权衡研究[J].地理研究,2021,40(9):2657-2669.
- [15] 钱大文,曹广民,杜岩功,等.2000—2015年祁连山南坡生态系统服务价值时空变化[J].生态学报,2020,40(4):1392-1404.
- [16] 焦亮,赵成章.祁连山国家自然保护区山丹马场草地生态系统服务功能价值分析及评价[J].干旱区资源与环境,2013,27(12):47-52.
- [17] 张恒玮.基于InVEST模型的石羊河流域生态系统服务评估[D].兰州:西北师范大学,2016.

- [18] 孙飞翔,吕一河,胡健.祁连山大野口小流域生态系统水文调节服务的尺度特征[J].生态与农村环境学报,2015,31(3):273-279.
- [19] 王琼琳.基于 InVEST 模型的祁连山东部主要生态系统服务功能评价[D].北京:北京林业大学,2021.
- [20] 陈童尧.基于 InVEST 模型的土壤保持生态服务功能研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2019.
- [21] 赵文斐.气候变化背景下生态系统服务功能特征研究[D].南京:南京信息工程大学硕士论文,2021.
- [22] 何丹,金凤君,周璟.基于 Logistic-CA-Markov 的土地利用景观格局变化:以京津冀都市圈为例[J].地理科学,2011,31(8):903-910.
- [23] 武丹,李欢,艾宁,等.基于 CA-Markov 的土地利用时空变化与生境质量预测:以宁夏中部干旱区为例[J].中国生态农业学报,2020,28(12):1969-1978.
- [24] 金贵,邓祥征,陈冬冬,等.黄淮海平原农地流转空间分布与格局特征[J].资源科学,2016,38(8):1515-1524.
- [25] Yang S Q, Zhao W W, Liu Y X, et al. Influence of land use change on the ecosystem service trade-offs in the ecological restoration area: Dynamics and scenarios in the Yanhe watershed, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644: 556-566.
- [26] Pontius R G, Schneider L C. Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2001, 8(5): 239-248.
- [27] 褚琳,张欣然,王天巍,等.基于 CA-Markov 和 InVEST 模型的城市景观格局与生境质量时空演变及预测[J].应用生态学报,2018,29(12):4106-4118.
- [28] 陈泽怡,余珮珩,陈奕云,等.汉江流域水源涵养和水质净化服务时空分析[J].生态经济,2022,38(4):193-200.
- [29] 刘洋,张军,周冬梅,等.基于 InVEST 模型的疏勒河流域碳储量时空变化研究[J].生态学报,2021,41(10):4052-4065.
- [30] 孔君洽,杜泽玉,杨荣,等.黑河中游土地利用/覆被变化及其对碳储量影响的预测[J].中国沙漠,2019,39(3):87-97.
- [31] 吕荣芳,赵文鹏,田晓磊,等.祁连山地区生态系统服务间权衡的社会—生态环境响应机制研究[J].冰川冻土,2021,43(3):928-938.
- [32] 许宝荣,刘一川,董莹,等.基于 InVEST 模型的兰州地区生境质量评价[J].中国沙漠,2021,41(5):120-129.
- [33] 张华,韩武宏,宋金岳,等.祁连山国家公园生境质量时空演变[J].生态学报,2021,40(5):1419-1430.
- [34] 薛晓玉,王晓云,段含明,等.基于土地利用变化的祁连山地区生境质量时空演变分析[J].水土保持通报,2020,40(2):278-284,325.
- [35] Zhang L, Hickel K, Dawes W R, et al. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration[J]. Water Resources Research, 2004, 40(2):89-97.
- [36] 刘越,李雨珊,单姝瑶,等.甘肃祁连山国家级自然保护区水源涵养量的时空变化[J].草业科学,2021,38(8):1420-1431.
- [37] 章文波,付金生.不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力[J].资源科学,2003,25(1):35-41.
- [38] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. Epic-A new method for assessing erosions effect on soil productivity[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1983, 38(5):381-383.
- [39] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST 3.2. 0 user's guide[R]. The Natural Capital Project, 2018.
- [40] 陈童尧,贾燕锋,王佳楠,等.基于 InVEST 模型的祁连山国家级自然保护区土壤保持现状与功能[J].干旱区研究,2020,37(1):150-159.
- [41] 刘洋.基于 InVEST 模型的疏勒河流域生态系统服务功能时空演变[D].兰州:甘肃农业大学,2020.
- [42] 陈童尧.基于 InVEST 模型的土壤保持生态服务功能研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2019.
- [43] 杨洁,谢保鹏,张德罡.黄河流域生态系统服务权衡协同关系时空异质性[J].中国沙漠,2021,41(6):78-87.
- [44] 巩杰,柳冬青,高秉丽,等.西部山区流域生态系统服务权衡与协同关系:以甘肃白龙江流域为例[J].应用生态学报,2020,31(4):1278-1288.
- [45] Wartenberg D. Multivariate spatial correlation: A method for exploratory geographical analysis[J]. Geographical Analysis, 1985, 17(4):263-283.
- [46] 王秋红,王勇,李维杰,等.喀斯特山地城市生态系统服务变化及关系研究:以贵阳市为例[J].西南大学学报:自然科学版,2022,44(5):158-168.
- [47] 杨强强,徐光来,李爱娟,等.青弋江流域生态系统服务评估与权衡研究[J].生态学报,2021,41(23):9315-9327.
- [48] 徐新良,庄大方,贾绍凤,等. GIS 环境下基于 DEM 的中国流域自动提取方法[J].长江流域资源与环境,2004,13(4):343-348.
- [49] 尚二萍,许尔琪.黔桂喀斯特山地主要生态系统服务时空变化[J].资源科学,2017,39(10):2000-2015.
- [50] 陈妍,乔飞,江磊.基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究:以北京为例[J].北京大学学报:自然科学版,2016,52(3):553-562.
- [51] 张学儒,周杰,李梦梅.基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析[J].地理学报,2020,75(1):160-178.
- [52] 李屹峰,罗跃初,刘纲,等.土地利用变化对生态系统服务功能的影响:以密云水库流域为例[J].生态学报,2013,33(3):726-736.
- [53] 李鸿健,任志远,刘焱序,等.西北河谷盆地生态系统服务的权衡与协同分析:以银川盆地为例[J].中国沙漠,2016,36(6):1731-1738.
- [54] 胡秀芳,赵军,王蓓,等.黑河流域生态系统服务空间协同与权衡变化[J].生态学报,2022,41(3):580-588.
- [55] 陈健.激活“海洋绿肺”守护“最美红树林”[N].广西法治日报,2023-01-31(B01). DOI:10.28239/n. cnki. nfz-kb.2023.000143.