

DOI: 10.20103/j.stxb.202211053163

石金鑫, 梁小英, 李辉蔷, 魏 峰. 陕北黄土高原景观格局对生态系统服务权衡关系的影响. 生态学报, 2023, 43(21): 8958-8972.

Shi J X, Liang X Y, Li H Q, Wei Z. Impact of landscape pattern on ecosystem service trade-offs in the Loess Plateau of Northern Shaanxi. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(21): 8958-8972.

陕北黄土高原景观格局对生态系统服务权衡关系的影响

石金鑫¹, 梁小英^{1,2,*}, 李辉蔷¹, 魏 峰¹

1 西北大学城市与环境学院, 西安 710127

2 陕西省地表系统与环境承载力重点实验室, 西安 710127

摘要:揭示景观格局对生态系统服务权衡关系的作用机理对于开展多种 ES 的可持续管理具有重要意义。在评估陕北黄土高原 2000—2020 年粮食供给、水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学等 5 种生态系统服务的基础上, 利用相关系数和均方根误差测度其权衡强度, 结合 R 指数模型、变异划分法定量表达景观组分和景观配置对生态系统服务权衡关系的影响差异。结果表明: 1) 2000—2020 年陕北黄土高原 5 种生态系统服务整体呈上升趋势, 空间上粮食供给北高南低, 水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学则为南高北低的分布格局; 2) 粮食供给与其他 4 种服务为权衡关系, 而水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学之间呈协同关系; 3) 斑块丰富度对各组权衡关系具有正向影响, 而斑块面积和景观百分比则具有负向影响; 4) 景观组分对各组权衡关系的单独贡献度高于景观配置, 多数情况下, 权衡关系更多由组分和配置的联合作用主导。研究从景观管理角度为改善陕北黄土高原生态系统服务间的权衡关系、提升 ES 的潜在供给能力提供了科学依据。

关键词:景观指数; 生态系统服务; R 指数; 陕北黄土高原

Impact of landscape pattern on ecosystem service trade-offs in the Loess Plateau of Northern Shaanxi

SHI Jinxin¹, LIANG Xiaoying^{1,2,*}, LI Huiqiang¹, WEI Zheng¹

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

2 Shaanxi Key Laboratory of Earth Surface System and Environmental Carrying Capacity, Xi'an 710127, China

Abstract: Revealing the mechanism of landscape pattern on ecosystem service trade-offs is of great significance for the sustainable management of multiple ecosystem services. The Loess Plateau of Northern Shaanxi is arid with little rainfall, low vegetation cover, fragile ecological environment, and serious water and soil loss. Since the Green for Grain Project, the land use pattern and structure have changed significantly, while prompting changes in ecosystem services, which provides conditions for exploring the relationship between landscape pattern and ecosystem service interactions. Based on the evaluation of the temporal and spatial patterns of 5 ecosystem services in the Loess Plateau of Northern Shaanxi from 2000 to 2020, including grain provision, water conservation, soil conservation, habitat quality and landscape aesthetics, the correlation coefficient and root mean square error were used to measure the trade-off intensity. The difference in the impacts of landscape composition and landscape configuration on the ecosystem service trade-offs were quantified by the R -index model and variation partitioning method. The results showed that: 1) from 2000 to 2020, 5 ecosystem services in the Loess Plateau of Northern Shaanxi showed an overall upward trend, with grain provision higher in the north and lower in the

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42171256, 41971271)

收稿日期: 2022-11-05; 网络出版日期: 2023-06-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liangxy@nwu.edu.cn

south, water conservation, soil conservation, habitat quality and landscape aesthetics higher in the south and lower in the north. 2) The interrelationships among the five ecosystem services were mainly expressed as an overall decreasing trend in the intensity of synergy between water conservation, soil conservation, habitat quality and landscape aesthetics, and an increasing trend in the intensity of trade-offs between grain provision and water conservation, soil conservation, habitat quality and landscape aesthetics. 3) Grain provision-water conservation, grain provision-soil conservation, grain provision-habitat quality, and grain provision-landscape aesthetics were significantly more influenced by the landscape composition indices than the landscape configuration indices, with a strong positive influence of patch richness and a strong negative influence of patch area and percentage of landscape. 4) The individual contribution of landscape composition to each trade-off was higher than that of landscape configuration, in most cases, trade-off intensity was dominated by the joint action of composition and configuration. Among them, the landscape indices explained the grain provision-habitat quality to the greatest extent and the grain provision-water conservation to the least extent. From the perspective of landscape management, the study provides a scientific basis for optimizing the trade-offs between ecosystem services and enhancing the potential supply capacity of ecosystem services on the Loess Plateau of Northern Shaanxi.

Key Words: landscape index; ecosystem service; *R*-index; the Loess Plateau of Northern Shaanxi

生态系统服务(Ecosystem services, ES)是指人类直接或间接从生态系统中获得的所有收益^[1-2]。生态系统服务受其种类多样性、空间异质性以及人类的主观需求影响,相互之间呈现此消彼长的权衡关系和相互增益的协同关系^[1,3-4]。在自然资源日益紧缺与人类物质需求持续增长的矛盾逐渐凸显的背景下^[3],为兼顾多种生态系统服务的效益最大化,ES 权衡协同关系研究成为 ES 研究的重要方向^[5-7],而探讨和分析其权衡关系的影响因素成为该方向的热点之一。研究表明,部分生态系统服务的供给显示出对土地利用空间结构的依赖性,不考虑景观格局的影响会过高估计 ES 的供给潜力^[8-9]。因此,阐明景观格局变化的影响成为准确评估生态系统服务潜力及其权衡关系的前提^[10-11],对调整景观组分和景观配置、优化 ES 相互关系、提升 ES 供给能力具有重要的理论和实践价值。

目前,景观格局对生态系统服务的影响研究主要集中在两方面:一是景观格局与特定生态系统服务的相互关系研究,二是景观格局对多种生态系统服务间相互关系的影响。前者大多通过相关分析或建立回归模型确定景观格局对单一 ES 的影响^[12-15],如 Li 等^[16]基于异质性视角揭示了景观格局变化与产水量、土壤保持、氮/磷输出的线性或非线性关系,分析了景观组分和景观配置对上述服务的影响能力,但未涉及其对 ES 间相互作用的影响。而后者则关注景观格局对 ES 间权衡协同关系的影响^[17-20],如 Lamy 等^[21]采用变异划分、冗余分析等方法厘定了加拿大魁北克省南部地区景观组分和景观配置对单一 ES、及其对多种 ES 间相互关系的影响,但影响差异仅局限于对单一的生态系统服务且以定性为主。而定量评估景观格局对 ES 间权衡协同关系的影响对于调整土地利用结构和优化 ES 管理策略意义重大,因此,在已有景观格局对 ES 相互关系影响研究的基础上,如何进一步厘定景观组分和景观配置对 ES 权衡关系影响强度的大小和差异,正是本文要解决的关键问题。

陕北黄土高原是典型的生态脆弱区,人地矛盾突出。自 1999 年退耕还林/草生态工程实施以来,该地区土地利用格局、生态环境变化显著^[22-24],相关研究主要在 ES 评估及其影响因素等方面^[23,25-29],涉及 ES 权衡协同关系及其影响因素的探讨仍有不足。因此,本文以陕北黄土高原为例,基于相关性分析、构建 *R* 指数模型,结合均方根误差和变异划分等方法,在评估研究区 2000—2020 年多种生态系统服务及其权衡关系的基础上,分析景观格局对 ES 权衡关系的驱动机制,定量表达景观组分和景观配置对 ES 权衡关系的影响差异,为调整土地利用格局和指导 ES 可持续性管理提供依据。

1 研究区概况和数据来源

1.1 研究区概况

陕北黄土高原(107°30′ E—111°15′ E, 34°10′ N—39°35′ N)地处黄土高原中部,陕西省北部,包括延安市和榆林市,下辖 25 个区/县/市,296 个乡镇,总面积 79967 km²(图 1)。地形西北高、东南低,地貌复杂多样,北部为风沙草滩区,南部以黄土丘陵沟壑区和梁状低山丘陵区为主。属暖温带半干旱季风气候类型,年均降水量 400—600 mm,由西北到东南逐渐增加,2000—2020 年呈上升趋势;年均蒸发量 900—1200 mm,北部地区蒸发强度较大。

研究区干旱少雨,植被覆盖度低,生态环境脆弱,土壤侵蚀和水土流失现象严重^[30]。自退耕还林/草工程实施以来,2000—2020 年土地利用方式和结构变化显著,耕地占比由 35.7% 下降到 31.5%,面积减少 3347 km²;草地占比由 43.5% 上升到 45.6%,面积增加 1642 km²;林地占比由 13.8% 上升到 15.2%,面积增加 1117 km²;建设用地占比上升了 1%,面积增加 848 km²;未利用地和水域占比变化不足 1%,约 300 km²。研究区景观格局发生变化的同时促使其生态系统服务变化,这为探究景观格局与生态系统服务相互作用的关系提供了条件。

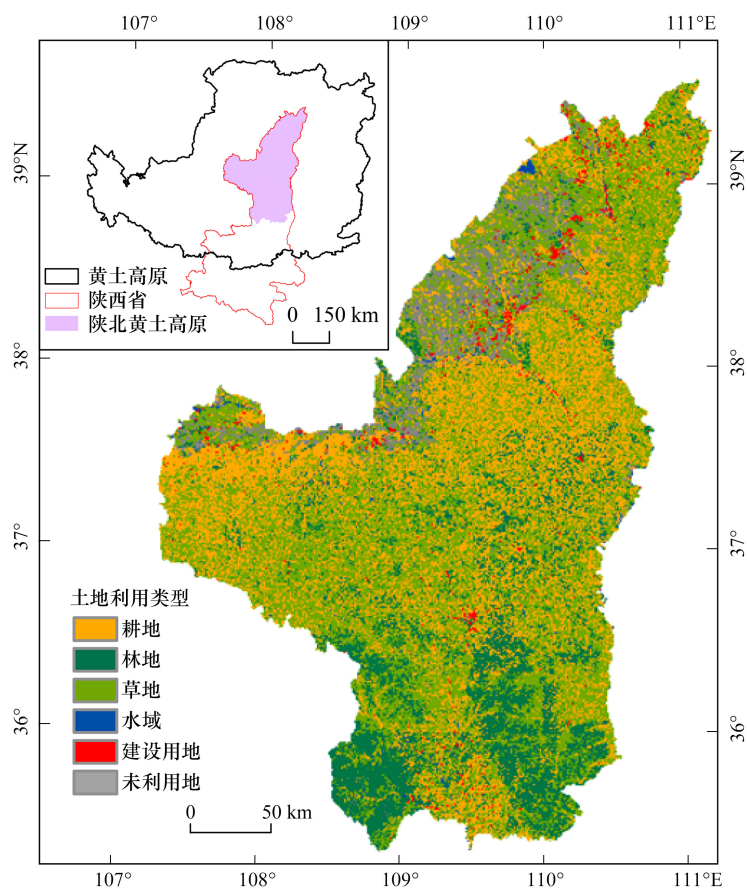


图 1 2020 年研究区土地利用类型

Fig.1 Land use types in the study area in 2020

1.2 数据来源与处理

研究数据主要包括:(1)2000 年、2010 年、2020 年土地利用数据来源于中国西部环境与生态科学数据中心的陕西省 1:10 万土地利用矢量数据集,整体精度达到 95% 以上;(2)DEM 数据,分辨率 30 m,源于美国国家航天航空局网站(<https://www.nasa.gov/>);(3)2000 年、2010 年、2020 年逐月降水量、潜在蒸散发数据,分辨率

1 km,源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>);(4)土壤属性数据:土壤质地空间分布数据,分辨率 1 km,源于中国科学院资源环境科学数据中心(<https://www.resdc.cn/>);土壤有机碳含量数据和土壤容重数据,分辨率 250 m,源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>);(5)NDVI 数据,分辨率 1 km,源于美国国家航天航空局网站(<https://www.nasa.gov/>),采用最大值合成法进行处理,获取月 NDVI 和年 NDVI;(6)道路数据:2000 年道路数据源于国家地球系统科学数据中心(<http://www.geodata.cn>);2010 年、2020 年道路数据源于 Open Street Map 网站(<https://www.openstreetmap.org>)。由于 2010 年数据部分缺失,根据 2000 年道路数据对 2010 年主要道路进行补充;(7)2000 年、2010 年、2020 年粮食产量数据,源于《延安市统计年鉴》和《榆林市统计年鉴》。利用上述数据计算生态系统服务时,其中土地利用数据、DEM 数据、土壤有机碳含量数据和土壤容重数据均重采样为 1 km 分辨率。

2 研究方法

2.1 生态系统服务评估

结合研究区水资源匮乏、土壤侵蚀严重、生态环境脆弱等实际状况,以及数据的可获得性,选取了粮食供给、水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学等 5 种典型生态系统服务。以 ArcGIS 10.8 为平台,结合 InVEST 模型等方法,对 1 km 分辨率下的 ES 进行量化。

(1) 粮食供给

借鉴 Peng 等人^[31]提出的方法,通过 NDVI 值对县域粮食产量进行修正,以得到单位面积上的粮食产量,公式如下:

$$P_{ij} = \text{NDVI}_{ij} \times \frac{P_j}{\text{NDVI}_j} \quad (1)$$

式中, P_{ij} 是 j 县中栅格 i 的粮食产量(t), NDVI_{ij} 是 j 县中耕地栅格 i 的 NDVI 值, P_j 是 j 县全年粮食总产量, NDVI_j 是 j 县所有耕地栅格 NDVI 值的和。

(2) 水源涵养

基于 InVEST 模型产水模块计算研究区产水量,采用土壤饱和和导水率、地形指数和流速系数对产水量结果进行修正得到水源涵养量^[32]。公式如下:

$$\text{Retention} = \min\left(1, \frac{249}{V}\right) \times \min(1, 0.3 \times TI) \times \min\left(1, \frac{K_s}{300}\right) \times Y \quad (2)$$

式中, Retention 是水源涵养量(mm); V 是流速系数^[23]; TI 是地形指数^[32]; K_s 是土壤饱和导水率(cm/d),利用土壤数据计算得出^[33]; Y 是年产水量(mm)。

(3) 土壤保持

InVEST 模型沉积物保留模块在通用土壤流失方程的基础上,考虑了地块对上游沉积物的持留能力,提高了计算结果的精度^[34-35]。公式如下:

$$SD = R \times K \times LS \times (1 - P \times C) \quad (3)$$

式中, SD 是土壤保持量(t); R 是降雨侵蚀力因子 $\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1} \text{a}^{-1}$ ^[36]; K 是土壤可侵蚀性因子 $\text{t hm}^2 \text{h hm}^{-2} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ^[37]; LS 是坡长坡度因子; P 是水土保持措施因子^[26,38]; C 是植被覆盖与管理因子^[39]。

(4) 生境质量

InVEST 模型生境质量模块中,栖息地的质量取决于来自威胁源的外部压力强度,以及栖息地类型对每种威胁源的相对敏感性,公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \quad (4)$$

式中, Q_{xj} 是 j 地类中栅格 x 的生境质量; H_j 是 j 地类的生境适宜度; D_{xj} 是 j 地类中栅格 x 的生境胁迫水平; z

值是归一化常量,取值 2.5; k 值是半饱和常数,取值 0.06。生境适宜性指数和生境对胁迫因子的敏感性程度根据文献资料^[40]进行设置。

(5) 景观美学

景观美学质量是景观自身生物物理属性特征与人类感知相互作用的结果^[41],依据已有成果^[9,42-45],结合研究区特殊性,从自然性、多样性、地形变化性和景观可达性等 4 方面构建景观美学评估指标体系,利用层次分析法(专家打分)确定各指标的权重(表 1)。

表 1 景观美学评价指标体系
Table 1 Assessing indexes of landscape aesthetics

评价准则 Evaluation criteria	评价指标 Evaluation index	计算方法 Calculation method	权重 Weight
自然性 Naturalness	植被覆盖度(+)	$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}}$, 其中: FVC 是植被覆盖度, $NDVI_{veg}$ 和 $NDVI_{soil}$ 分别是累计分布频率 95% 和 5% 的 NDVI 值 ^[46]	0.382
	水域面积比(+)	$P_i = \frac{w_i}{A_i}$, 其中: P_i 是 i 县水域面积的占比, w_i 是 i 县水域面积 (km^2), A_i 是 i 县的土地面积 (km^2)	0.160
异质性 Heterogeneity	香农多样性指数(+)	采用移动窗口法,窗口半径为 500 m,网格大小 1 km × 1 km	0.250
地形复杂度 Terrain complexity	地形起伏度(+)	$RDLS = \frac{ALT}{1000} + \frac{\left\{ [\max(H) - \min(H)] \times \left[1 - \frac{P(A)}{A} \right] \right\}}{500}$, 其中: RDLS 是地形起伏度 ^[47] , ALT 是以栅格单元为中心的窗口内平均海拔(m), H 是窗口内的海拔(m), $P(A)$ 是区域内平地(坡度 $\leq 5^\circ$) 面积(km^2), A 是区域总面积(km^2)	0.101
可达性 Accessibility	道路密度(+)	$D_i = \frac{\sum_{j=1}^j L_{ij} \times w_j}{A_i}$, 其中: D_i 是 i 县道路密度 (km/km^2), L_{ij} 是 i 县 j 级道路长度(km), w_j 是 j 级道路权重, A_i 是 i 县的土地面积 (km^2)	0.043
	距主要道路距离(-)	近邻分析	0.064

“+”为正向指标,“-”为负向指标

2.2 生态系统服务的权衡协同关系

以乡镇为统计单元,采用 Spearman 相关系数分析研究区 2000—2020 年 5 种生态系统服务间的相互关系,公式如下:

$$r = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n (ES_{i,j} - ES_{i,k})^2}{n(n^2 - 1)} \tag{5}$$

式中, $ES_{i,j}$ 和 $ES_{i,k}$ 分别是乡镇 i 中生态系统服务 j 和 k 从小到大排序的秩次。当 $r > 0$ 时,表示两种生态系统服务为协同关系,反之为权衡关系。当 $P < 0.01$ 时,表示相关关系极显著;当 $0.01 < P < 0.05$ 时,则表明相关关系显著。

基于上述确定的 ES 间相互关系,本文采用均方根误差(Root Mean Squared Error, RMSE)进一步揭示 ES 间权衡关系在空间上的异质性。即通过描述单一生态系统服务距离平均 ES 的分散幅度^[48-49],从而量化 ES 之间权衡强度在空间上的分布。公式如下:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (ES_{ij} - \overline{ES_i})^2}{n - 1}} \tag{6}$$

式中, ES_{ij} 是某乡镇栅格 i 上归一化后的生态系统服务 j , $\overline{ES_i}$ 是栅格 i 上两类生态系统服务的均值, n 是某乡镇的栅格数量。RMSE 值趋近 0.5 时, 表示两类生态系统服务趋于权衡关系; 值趋近 0 时趋于协同关系。

2.3 景观格局对生态系统服务权衡关系的影响

2.3.1 景观指数

参考已有研究成果^[14,18,20,50—51], 主要选取 6 个指数反映研究区景观格局的组分和配置。其中, 量化景观要素的数量和相对频率的指数用于表征景观组分, 反映景观要素的形状和空间排列方式的指数用于表征景观配置(表 2)。

表 2 景观指数
Table 2 Landscape index

景观格局 Landscape pattern	指数名称 Index name	水平 Level	计算方法 Calculation method
景观组分 Landscape composition	斑块面积	斑块水平	$PA = \frac{a_{ij}}{10000}$, 其中: a_{ij} 是 j 类景观中斑块 i 的面积
	景观百分比	类型水平	$PLAND = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ij}}{A}$, 其中: a_{ij} 是 j 类景观中斑块 i 的面积, A 是景观总面积
	斑块丰富度	景观水平	$PR = m$, 其中: m 是景观中存在的斑块类型的数量
景观配置 Landscape configuration	形状指数	斑块水平	$SHAPE = \frac{P_{ij}}{4\sqrt{a_{ij}}}$, 其中: P_{ij} 是斑块的边长, a_{ij} 是斑块的面积
	连通性	类型水平	$CONNECT = \frac{\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{n_i(n_i - 1)/2}$, 其中: c_{ijk} 是 i 类景观中斑块 j 和 k 是否连接
	散布与并列指数	景观水平	$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \times \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln [0.5 \times m(m-1)]}$, 其中: e_{ik} 是斑块类型 i 和 k 之间景观边缘的长度(m), E 是景观边缘的总长度(m), m 是景观中存在的斑块类型数量

表中景观指数均在 FRAGSTATS 4.2 软件中完成计算, 分辨率为 1 km

2.3.2 景观指数对生态系统服务权衡关系的影响

基于 Spearman 相关分析和多重线性回归模型构建 R 指数^[21], 以评估各景观指数对生态系统服务权衡关系的作用方向和相对强度, 公式如下:

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (LM_i - \overline{LM}) (RMSE_i - \overline{RMSE})}{\sum_{i=1}^n (LM_i - \overline{LM})^2} \quad (7)$$

$$R = |r| \times b \quad (8)$$

式中, LM_i 是乡镇 i 景观指数的标准化值, $\overline{LM}$ 是 296 个乡镇景观指数标准化后的均值, $RMSE_i$ 是乡镇 i 的 RMSE 指数的标准化值, $\overline{RMSE}$ 是 296 个乡镇 RMSE 指数标准化后的均值, b 是景观指数与 RMSE 指数的标准回归系数, r 是景观指数与 RMSE 指数的相关系数。当 $R > 0$ 时, 景观指数对 ES 权衡关系具有正向影响, 反之为负向影响; $|R|$ 越大影响程度越强, 反之则弱。

2.3.3 景观格局对生态系统服务权衡关系的影响

采用变异划分法^[21,52],根据调整后的可决系数 R^2 量化景观组分和景观配置对生态系统服务权衡关系的贡献程度,具体步骤:(1)将6个景观指数作为自变量与RMSE指数进行多重线性回归,得到 $R^2_{(a)}$;(2)分别将景观组分指数、景观配置指数作为自变量与RMSE指数进行多重线性回归,得到 $R^2_{(b)}$ 、 $R^2_{(c)}$;(3)则 $R^2_{(a)}-R^2_{(c)}$ 为景观组分对权衡关系的单独贡献, $R^2_{(a)}-R^2_{(b)}$ 为景观配置的单独贡献, $R^2_{(b)}+R^2_{(c)}-R^2_{(a)}$ 为景观组分和景观配置的联合贡献。

3 结果分析

3.1 陕北黄土高原生态系统服务时空分布

采用自然间断点法对各种生态系统服务进行空间异质性分析(图2)。综合来看,2000—2020年陕北黄土高原5种ES均随时间呈上升趋势,除粮食供给外,其他服务整体呈现南高北低的空间格局。

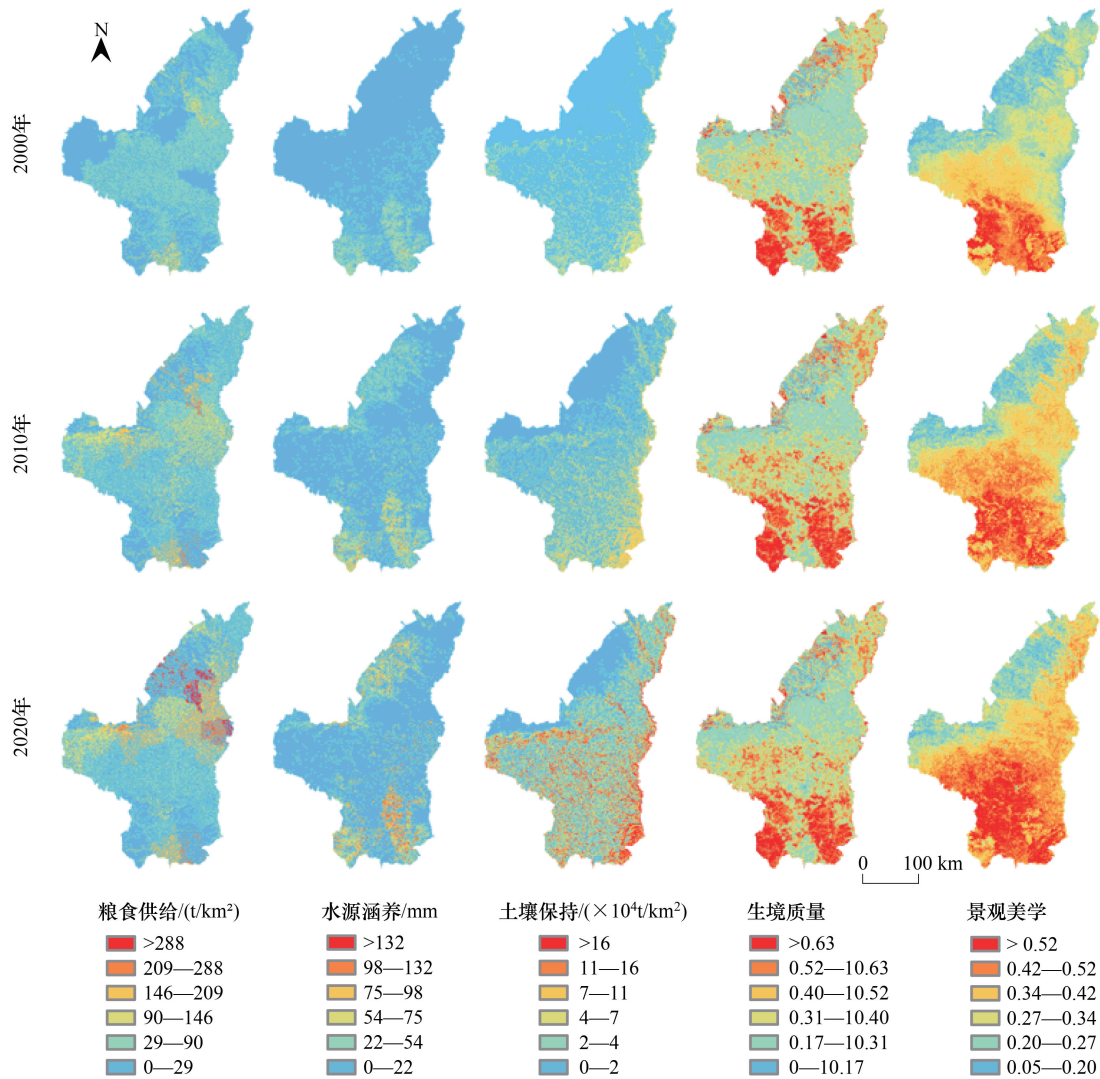


图2 2000—2020年研究区生态系统服务时空分布

Fig.2 Spatial and temporal distribution of ecosystem services from 2000 to 2020

2000—2020年,粮食供给空间上由均匀分布转为中北部地区的集中分布,最大值由196 t/km²上升到459 t/km²,增加了134%。水源涵养高值区主要集中在西南和东南地区,且西北和东南有增加趋势,最大值由

136 mm 上升到 253 mm,增加了 86%。土壤保持主要沿东南边界黄河干支流流经地区分布,呈现出由东向西扩散的趋势,以研究区中部和南部尤为显著,最大值由 $5 \times 10^4 \text{ t/km}^2$ 上升到 $19 \times 10^4 \text{ t/km}^2$,增加了 280%。生境质量高值区(0.63—0.80)主要集中于研究区的西南和东南部,极值变化较小,中部地区小幅增加。景观美学高值区(0.52—0.74)主要集中于研究区的南部,最大值由 0.74 下降到 0.71,南部和东部整体呈显著的上升趋势。

3.2 陕北黄土高原生态系统服务权衡协同关系

3.2.1 生态系统服务的相互关系

本文采用 Spearman 相关系数对研究区在 2000—2020 年 5 种生态系统服务间的相互关系进行评估(表 3)。在 10 组生态系统服务中,除生境质量—景观美学外,其余 9 组相关系数均呈明显的下降趋势。

由表 3 可知,2000—2020 年研究区水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学之间的 6 组生态系统服务表现出协同作用。其中,生境质量—景观美学的协同作用有增强趋势(由 0.441 上升到 0.623),而其他 5 组则有所下降,尤其是水源涵养—土壤保持的相关系数由 0.516 下降到-0.058,协同作用有向权衡关系转化的趋势。

2000—2020 年研究区粮食供给与其他 4 种生态系统服务呈现出权衡作用的加强趋势。其中粮食供给—生境质量的相关系数由-0.33 下降到-0.654,权衡关系明显增强,表明生态用地与生产用地的矛盾始终存在着;粮食供给与水源涵养、土壤保持、景观美学的相关系数分别由 0.136、0.033 和 0.327 下降到-0.323、-0.24 和-0.344,即由 2000 年的协同或兼容关系转化为权衡关系。

表 3 2000—2020 年研究区生态系统服务相关性

Table 3 Correlation of ecosystem services from 2000 to 2020

生态系统服务 Ecosystem service	年份 Year	水源涵养 Water conservation	土壤保持 Soil conservation	生境质量 Habitat quality	景观美学 Landscape aesthetics
粮食供给 Grain provision	2000	0.136 *	0.033	-0.330 **	0.327 **
	2010	-0.309 **	-0.112	-0.649 **	-0.137 *
	2020	-0.323 **	-0.240 **	-0.654 **	-0.344 **
水源涵养 Water conservation	2000		0.516 **	0.504 **	0.607 **
	2010		0.142 *	0.238 **	0.214 **
	2020		-0.058	0.218 **	0.252 **
土壤保持 Soil conservation	2000			0.603 **	0.541 **
	2010			0.557 **	0.538 **
	2020			0.547 **	0.458 **
生境质量 Habitat quality	2000				0.441 **
	2010				0.534 **
	2020				0.623 **

*、** 分别表示在 0.05、0.01 水平(双侧)上显著相关;样本数为 296 个

3.2.2 生态系统服务权衡关系时空分布

截止 2020 年,研究区粮食供给与生境质量、水源涵养、景观美学、土壤保持等 4 种服务呈现权衡关系,本文采用 RMSE 指数进一步揭示其在空间分布上的差异(图 3),4 组权衡关系在 2000—2020 年间 RMSE 指数整体为上升趋势。

如图 3 所示,粮食供给—水源涵养的 RMSE 指数整体为低值(<0.2),相对高值(0.2—0.3)零星片状分布于中北部及南部区域,呈一般权衡关系。结合图 2 可知,研究区中北部区域粮食供给的大幅上升使得高值区面积显著扩张,同时导致南部地区粮食供给的相对水平下降,结合水源涵养量的快速上升,粮食供给与水源涵养的权衡程度呈中北部增加、南部减弱的趋势。

粮食供给—土壤保持的 RMSE 指数整体偏低(0.1—0.3),高值(0.4—0.5)集中分布于研究区东南部,且有

中部发散的趋势,呈较强权衡。结合图 2 可知,研究区中北部粮食供给的上升和中南部土壤保持的上升促使权衡程度增强,而南部粮食供给的相对水平的下降导致权衡程度有所减弱。

粮食供给—生境质量的 RMSE 指数整体较高(0.2—0.4),高值(0.4—0.5)集中于研究区西南和东南部,呈强权衡。结合图 2 可知,研究区中部生境质量逐年上升,导致大部分区域权衡程度增强,而南部由于粮食供给的上升,其权衡程度有小幅下降。

粮食供给—景观美学的 RMSE 指数北部偏低(0.1—0.2)、南部偏高(0.2—0.4),且南部高值有向北部扩张的趋势。高值区(0.3—0.4)主要集中在研究区西南部,呈较强权衡。结合图 2 可知,研究区中部、东北部和南部景观美学显著上升,导致相应区域的权衡程度明显增强。

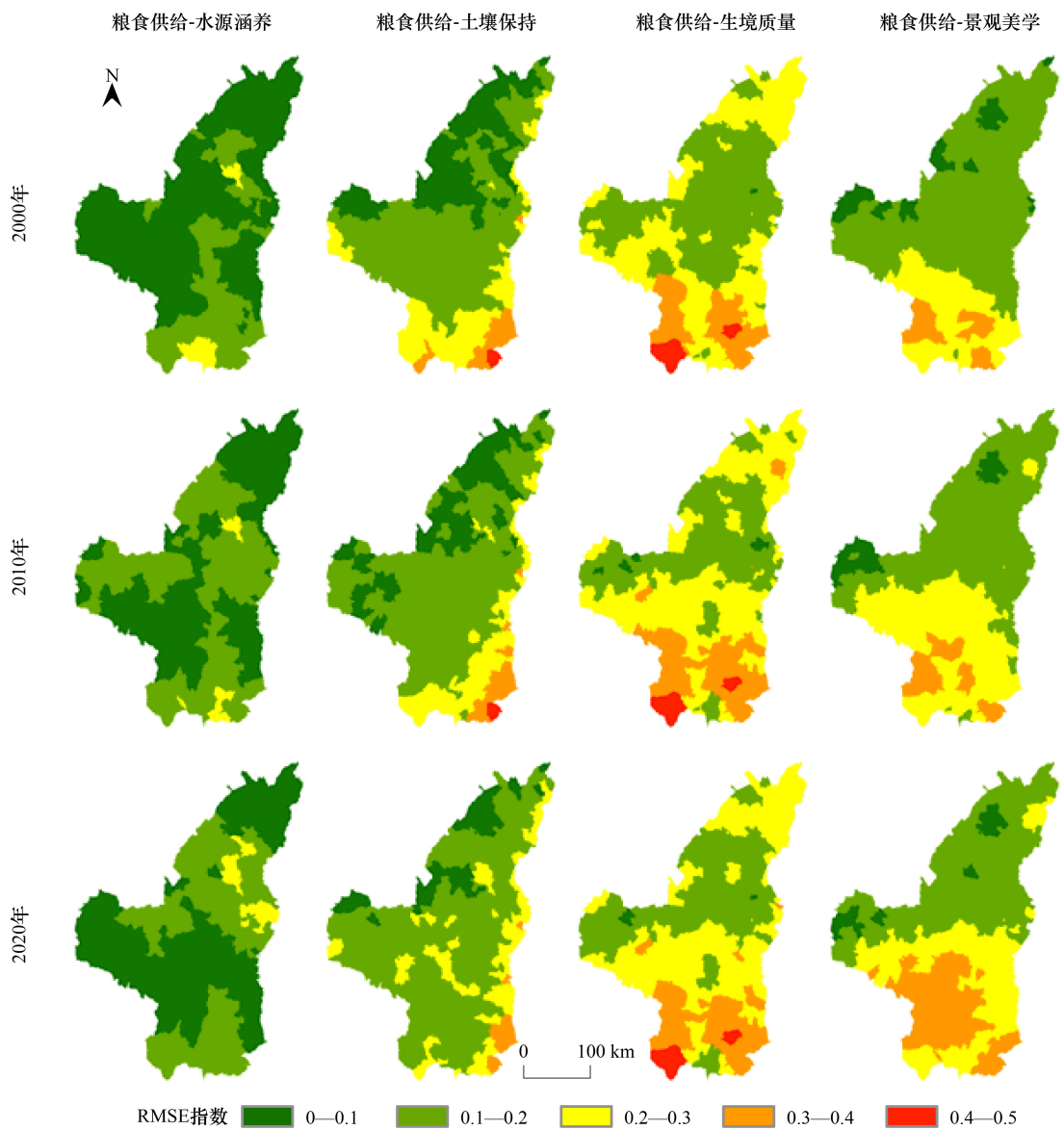


图 3 2000—2020 年研究区 RMSE 指数时空分布

Fig.3 Spatial and temporal distribution of RMSE indices from 2000 to 2020

3.3 陕北黄土高原景观格局对生态系统服务权衡关系的影响

3.3.1 陕北黄土高原景观指数时空分布

陕北黄土高原景观指数的时空分布如图4所示。从图4可以看出,2000—2020年斑块面积和形状指数

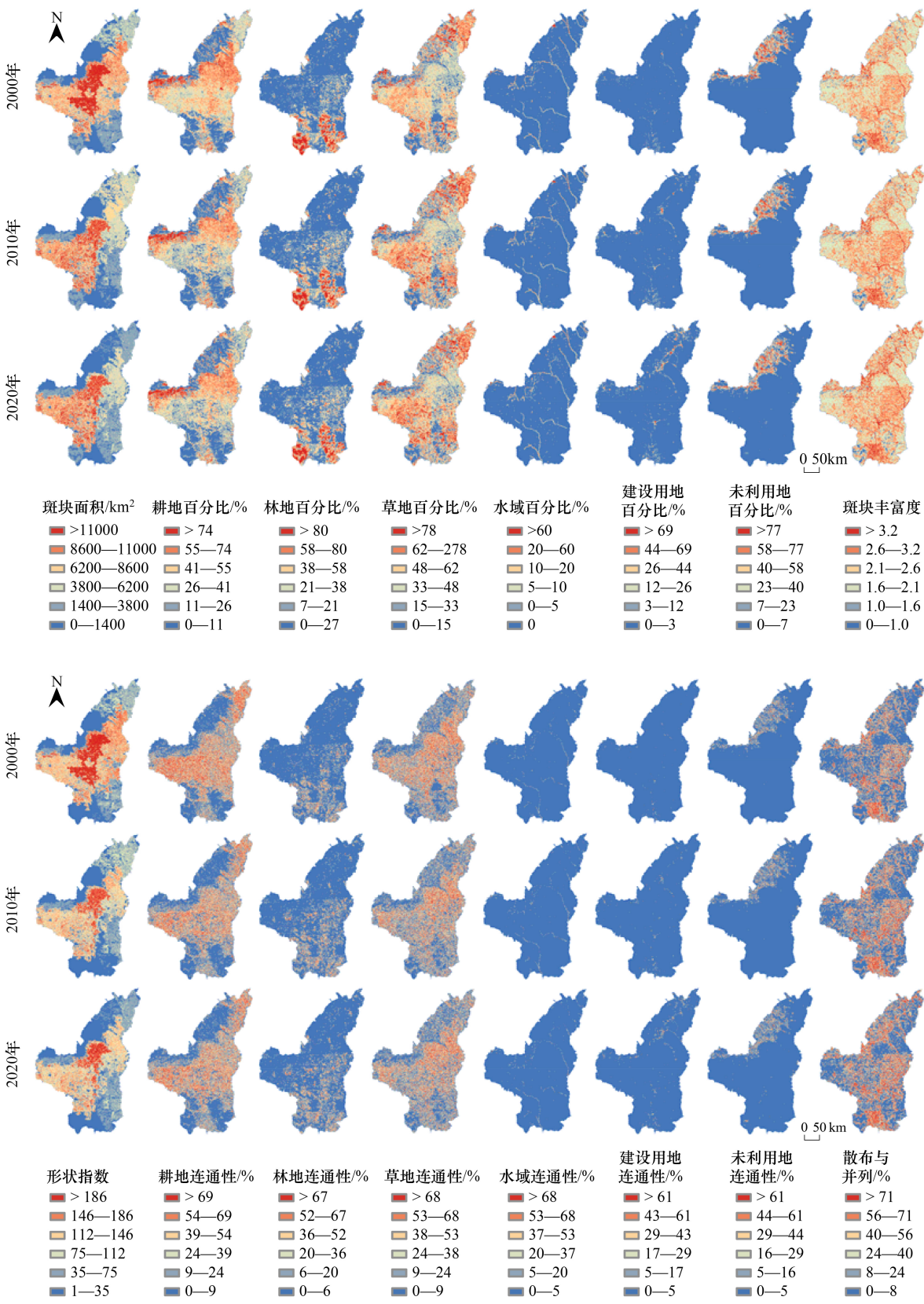


图 4 2000—2020 年研究区景观指数时空分布

Fig.4 Spatial and temporal distribution of landscape indices from 2000 to 2020

的空间格局表现一致,高值区主要位于研究区中部,该区斑块面积较大且形状复杂。其中,2000—2010 年中南部区域显著下降,2010—2020 年西北区域也呈下降趋势,即斑块面积随时间减小且形状趋于简单化,表明景观破碎化程度增加,人类活动强度增强。斑块丰富度和散布与并列指数的空间分布基本一致,高值区主要集中在南部边界区域,表明该区域斑块类型比较丰富且分布均匀,2010—2020 年西北部均小幅增加。

2000—2020 年研究区景观类型以耕地、林地和草地为主,总占比超过 90%。据图 4 可知,耕地百分比高值区主要位于西部靠北的区域,2000—2010 年中南部出现明显下降;中部和东北部连通性较强,随时间小幅下降。林地百分比高值区集中于西南和东南部;连通性高值区比较均匀地分布于南部,2000—2010 年中西部区域林地百分比和连通性均小幅上升。草地百分比空间分布比较分散,高值区集中于研究区西部、南部和东北部,2000—2010 年西部区域明显增加;连通性高值区集中于中北部区域。水域、建设用地和未利用地占比较低,连通性较差,随时间变化较小。

3.3.2 景观指数对生态系统服务权衡关系的影响

图 5 为研究区 2000—2020 年景观指数与 4 组 ES 权衡关系的 R 指数。依据计算结果发现:当 $|R| > 0.2$ 时,不同年份的 R 指数的正负保持一致,即景观指数对权衡关系的影响方向相同。因此,本文确定 $|R| > 0.2$ 时景观指数对权衡关系的影响稳定且显著。由图 5 可知,4 组权衡关系受景观组分指数的影响明显大于景观配置指数,其中,受斑块面积、耕地百分比、林地百分比、未利用地百分比和斑块丰富度的影响较大。

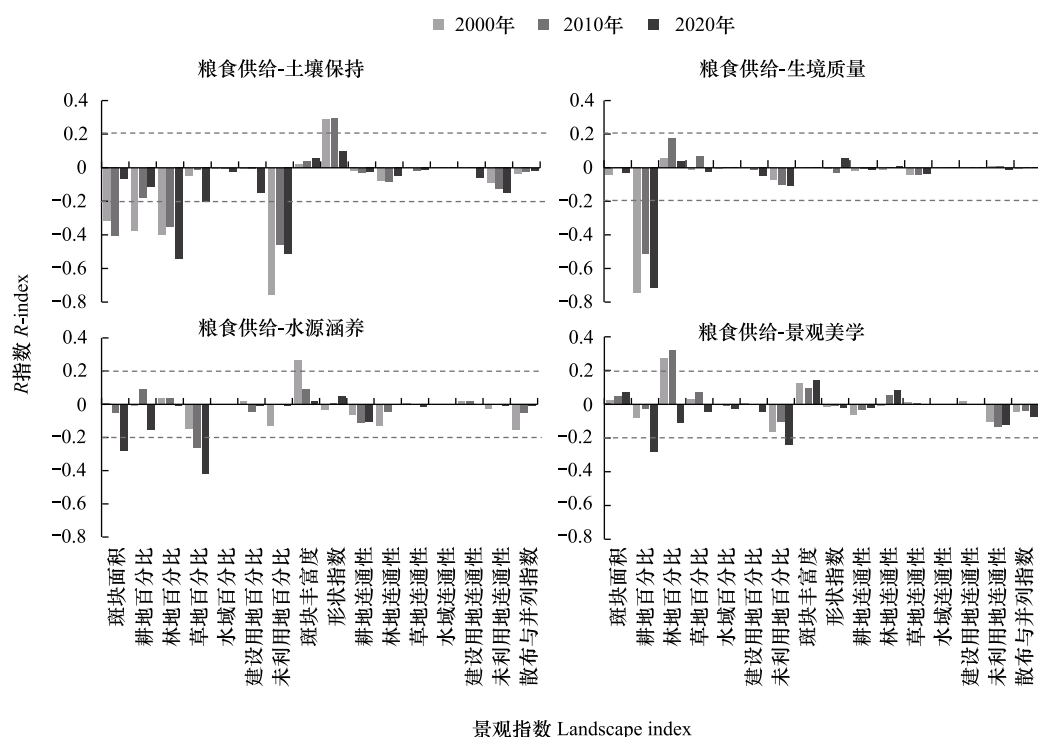


图 5 景观指数与生态系统服务权衡关系的 R 指数

Fig.5 R -indices between landscape indices and Ecosystem service trade-offs

粮食供给—土壤保持主要受到形状指数显著的正向影响,以及斑块面积、耕地百分比、林地百分比、未利用地百分比较强的负向影响。其中,斑块面积、耕地百分比、未利用地百分比、形状指数的影响强度呈下降趋势,林地百分比的影响强度呈上升趋势。据图 4 可知,2000—2010 年研究区中西部斑块面积减小,形状趋近于简单化,表明人类活动强度增加,同时该区域耕地减少,林、草地增加,促使土壤保持量显著上升,其与粮食供给的权衡程度增强;未利用地集中于研究区西北部,其占比有小幅下降,负向影响减弱,导致西北区域权衡程度增加(图 3)。

粮食供给—生境质量主要受到耕地百分比比较强的负向影响,其中 2010 年影响强度最低。结合图 4 可知,2010 年研究区中部耕地百分比减少,林地百分比增加,导致该区域粮食供给与生境质量的权衡程度增加,耕地百分比的负向影响强度减弱;而 2020 年中北部区域粮食供给增加,促进粮食供给与生境质量的权衡关系,耕地百分比的影响程度增强。

粮食供给—水源涵养的权衡关系主要受到斑块丰富度的正向影响,以及斑块面积、草地百分比比较强的负向影响。其中,斑块丰富度影响程度随时间变化明显下降,而斑块面积、草地百分的影响强度则显著上升。研究区中部斑块面积和草地百分比的变化表明退耕还林/草工程促使大片的耕地转化为草地(图 4),对生态系统服务产生的效益逐渐显现,斑块面积和草地百分比的负向影响不断增强。

粮食供给—景观美学主要受到林地百分比的正向影响,耕地百分比、未利用地百分比的负向影响。2010—2020 年,耕地和未利用地百分比的影响程度随时间增加,林地百分比的影响程度随时间减少。2010—2020 年研究区东部的景观美学保持显著的上升趋势,其与粮食供给的权衡关系进一步增强;同时研究区受退耕还林/草工程影响强度逐渐减弱,林地的增幅较小,从而导致林地百分比的正向影响呈现下降趋势(图 4)。

3.3.3 景观格局对生态系统服务权衡关系的影响

调整后的可决系数 R^2 揭示了景观指数对权衡关系的拟合度(图 6)。其中,景观变量对粮食供给—生境质量、粮食供给—景观美学的解释程度较高且稳定($R^2 > 0.7$),而对粮食供给—水源涵养、粮食供给—土壤保持的解释程度相对较低($R^2 < 0.7$)。

本文基于调整后的可决系数 R^2 ,采用变异划分法提取景观组分和景观配置对生态系统服务权衡关系的贡献度。由图 6 可知,景观组分对各组权衡关系的单独贡献度均高于景观配置,且两者随时间的变化趋势基本保持一致;在多数情况下,ES 权衡关系更多由景观组分和景观配置的联合作用主导。其中,景观组分和景观配置的联合作用对粮食供给—水源涵养、粮食供给—土壤保持的贡献度分别下降了 68.3% 和 18.5%,组分和配置的单独贡献度均呈上升趋势。联合作用对粮食供给—生境质量的贡献度变化较小,在 55.6%—56.7% 之间浮动,组分和配置的单独贡献度基本不变。联合作用对粮食供给—景观美学的贡献度由 57.3% 上升到 66.5%,景观组分的单独贡献度呈下降趋势,景观配置的单独贡献在 3.1%—6.6% 之间上下浮动。

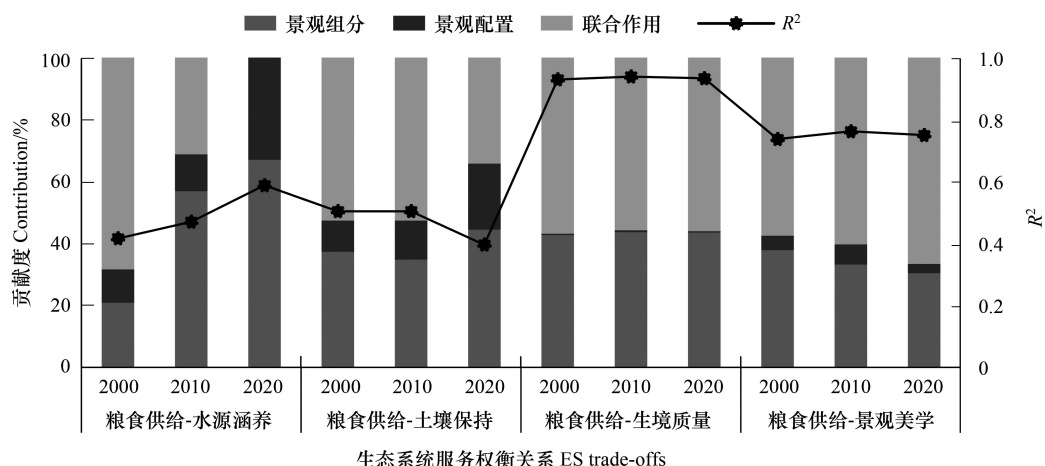


图 6 景观组分、配置及联合作用对生态系统服务权衡关系的贡献

Fig.6 Contribution of landscape composition, configuration and joint action to ecosystem service trade-offs

4 讨论

目前,关于景观格局对生态系统服务权衡关系的影响研究主要集中在景观组分和景观配置影响差异的定性分析,而缺少量化这种影响差异的方法,导致区域 ES 管理政策和措施针对性不强。本文基于相关性分析

和线性回归构建 R 指数,揭示了景观指数对权衡关系的影响方向和强度,同时基于调整后的可决系数 R^2 ,采用变异划分法提取了景观组分和景观配置对权衡关系的单独贡献度。

4.1 生态系统服务权衡关系空间异质性

通过计算相关系数仅能揭示两两生态系统服务的相互作用。为了进一步揭示 ES 间相互关系在空间上的异质性,本文采用 RMSE 指数对相关系数确定的 4 组 ES 权衡关系空间可视化,以揭示其空间分布差异。以粮食供给—生境质量为例,2000—2020 年期间其相关系数的显著变化主要发生在 2000—2010 年(由 -0.330 下降到 -0.649),两者间的权衡关系显著加强(表 3);结合图 3 可知,研究区中部权衡强度明显增强,RMSE 指数由 0.1—0.2 上升到 0.2—0.3,主要源于该区部分区域粮食供给的下降和生境质量的大幅提升。从土地利用变化来看,粮食供给和生境质量分别依赖于耕地和林草地的分布,而伴随广泛分布耕地的人类活动,会对栖息地造成一定的侵蚀和破碎化,这也是生境的主要胁迫源之一。2000—2010 年是陕北黄土高原地区退耕还林/草工程开展的主要时期,土地利用结构和方式变化较大,中部区域主要表现为耕地的减少和林草地的增加,由此促使了粮食供给和生境质量的变化,进而对两者的权衡关系造成了影响。研究区中部粮食供给的增加明显有悖于耕地的减少趋势,这种变化可能是降雨量的增加、农业机械动力的提升或化肥的使用等因素造成的^[53]。

综合来看,采用 RMSE 指数实现 ES 权衡关系的空间化,有利于分析权衡关系变化较大的重点区域,如研究区中部土壤保持、生境质量和景观美学的增长速度显著超过粮食供给,其权衡程度得以显著提升,这对于生态系统服务能力的改善和研究区相对均衡的可持续发展均有重要的理论和现实意义。

4.2 景观格局对 ES 权衡关系的影响差异

2000—2020 年陕北黄土高原在退耕还林/草生态工程的影响下景观格局变化明显,主要表现为斑块面积、形状指数、耕地百分比的降低,以及林地百分比、草地百分比和林地连通性的上升(图 4)。

2000—2010 年生态工程对研究区中部影响较大,景观组分和景观配置对该区 ES 权衡关系的影响存在差异。就景观组分而言,耕地百分比的降低直接造成粮食产量的减少;而林、草地百分比的上升促使该区域植被覆盖度的增加及其生态环境质量的改善,土壤保持、生境质量、水源涵养、景观美学的服务能力提升;因此,研究区中部地区粮食供给与其他 4 种 ES 的权衡强度有明显增加趋势(图 5)。就景观配置而言,形状指数降低,斑块形状趋于简单化,其与外界物质、能量交换相对减少;林地景观的连通性上升,有利于斑块间物种营养物质能量的流动;上述指数有助于提升水源涵养、土壤保持、生境质量的供给能力。综合来看,景观组分和景观配置对 ES 权衡关系的影响差异,主要表现为:景观组分是通过直接影响生态系统服务的供给能力来决定 ES 间的主导关系,而景观配置则是通过生态过程间接影响 ES 的供给水平变化来改变 ES 间关系的强度。

据图 6 可知,景观组分对 ES 权衡关系的影响大于景观配置的影响,且两者间的联合作用居于主导地位,这与已有研究结果^[18,54—55]相符。其中,Rieb 等和 Lavorel 等发现景观组分对 ES 相互关系的影响比景观配置更为敏感,即景观类型决定了 ES 权衡/协同关系,而景观配置仅改变了 ES 相互作用的强度;张弛等的研究表明,在自然游憩与土壤保持、水源涵养、生境质量的权衡关系中,土地利用/覆被类型的影响总是大于景观破碎化和多样性。依据图 6 可知, R^2 表明粮食供给—水源涵养、粮食供给—土壤保持对景观配置有较高的敏感性,主要原因是相较于生境质量和景观美学,水源涵养和土壤保持更依赖景观的连通性;亦或与选取的景观配置指数有关。本文对于联合作用的机理未能明确,作者认为有两种解释:一是用于表征景观组分和景观配置的景观指数存在冗余信息,包括:①是景观指数本身的含义的冗余,如较小的斑块面积和较差的景观连通性都可能表明景观趋于破碎化;②是景观指数具有相似的空间分布特征,如斑块面积与形状指数、斑块丰富度与散布与并列指数(图 4)。二是景观变量中可能存在未被模型包含在内的因素,难以做进一步拆解。

5 结论

本文以陕北黄土高原为例,在评估研究区 2000—2020 年 5 种生态系统服务及其权衡/协同关系的基础

上,基于构建的 R 指数模型,结合变异划分法量化了景观组分和景观配置对 ES 权衡关系的影响差异,揭示了景观格局对 ES 权衡关系的影响机理。文章从景观管理角度为改善陕北黄土高原 ES 间的权衡关系、提升 ES 的潜在供给能力提供了科学指引。主要结论如下:

(1) 陕北黄土高原 5 种生态系统服务整体呈上升趋势,空间上呈现粮食供给北高南低,水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学南高北低的格局;

(2) 5 种生态系统服务之间的相互关系主要表现为:水源涵养、土壤保持、生境质量和景观美学之间的协同强度整体呈下降趋势,粮食供给与水源涵养、土壤保持、生境质量、景观美学的权衡强度呈上升趋势;

(3) 粮食供给—水源涵养、粮食供给—土壤保持、粮食供给—生境质量、粮食供给—景观美学受景观组分指数的影响明显大于景观配置指数,其中,斑块丰富度呈较强的正向影响,斑块面积和景观百分比呈较强的负向影响;

(4) 景观组分对各组权衡关系的单独贡献度高于景观配置,多数情况下,权衡关系更多由组分和配置的联合作用主导。其中,景观指数对粮食供给—生境质量的解释程度最大,对粮食供给—水源涵养的解释程度最小。

参考文献 (References):

- [1] 李双成, 张才玉, 刘金龙, 朱文博, 马程, 王珏. 生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题. 地理研究, 2013, 32(8): 1379-1390.
- [2] 彭建, 胡晓旭, 赵明月, 刘焱序, 田璐. 生态系统服务权衡研究进展: 从认知到决策. 地理学报, 2017, 72(6): 960-973.
- [3] 戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 赵东升. 生态系统服务权衡: 方法、模型与研究框架. 地理研究, 2016, 35(6): 1005-1016.
- [4] 张碧天, 闵庆文, 焦雯珺, 何思源, 刘某承, 杨伦. 生态系统服务权衡研究进展. 生态学报, 2021, 41(14): 5517-5532.
- [5] 林媚珍, 刘汉仪, 周汝波, 龚建周. 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. 地理研究, 2021, 40(9): 2657-2669.
- [6] 陈心盟, 王晓峰, 冯晓明, 张欣蓉, 罗广祥. 青藏高原生态系统服务权衡与协同关系. 地理研究, 2021, 40(1): 18-34.
- [7] 牛丽楠, 邵全琴, 宁佳, 黄海波. 西部地区生态状况变化及生态系统服务权衡与协同. 地理学报, 2022, 77(1): 182-195.
- [8] Lautenbach S, Kugel C, Lausch A, Seppelt R. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 676-687.
- [9] Frank S, Fürst C, Koschke L, Witt A, Makeschin F. Assessment of landscape aesthetics—validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. *Ecological Indicators*, 2013, 32: 222-231.
- [10] Termorshuizen J W, Opdam P. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 2009, 24(8): 1037-1052.
- [11] 李全, 李腾, 杨明正, 应玮. 基于梯度分析的武汉市生态系统服务价值时空分异特征. 生态学报, 2017, 37(6): 2118-2125.
- [12] Qiu J X, Turner M G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere*, 2015, 6(11): 1-19.
- [13] Duarte G T, Santos P M, Cornelissen T G, Ribeiro M C, Paglia A P. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology*, 2018, 33(8): 1247-1257.
- [14] Xia H J, Kong W J, Zhou G, Sun O J. Impacts of landscape patterns on water-related ecosystem services under natural restoration in Liaohe River Reserve, China. *Science of the Total Environment*, 2021, 792: 148290.
- [15] 杨婉清, 杨鹏, 孙晓, 韩宝龙. 北京市景观格局演变及其对多种生态系统服务的影响. 生态学报, 2022, 42(16): 6487-6498.
- [16] Li J H, Zhou K C, Xie B G, Xiao J Y. Impact of landscape pattern change on water-related ecosystem services: comprehensive analysis based on heterogeneity perspective. *Ecological Indicators*, 2021, 133: 108372.
- [17] Liang X Y, Jia H, Chen H, Liu D, Zhang H. Landscape sustainability in the loess hilly gully region of the loess plateau: a case study of Mizhi County in Shanxi Province, China. *Sustainability*, 2018, 10(9): 3300.
- [18] Rieb J T, Bennett E M. Landscape structure as a mediator of ecosystem service interactions. *Landscape Ecology*, 2020, 35(12): 2863-2880.
- [19] Karimi J D, Harris J A, Corstanje R. Using Bayesian Belief Networks to assess the influence of landscape connectivity on ecosystem service trade-offs and synergies in urban landscapes in the UK. *Landscape Ecology*, 2021, 36(11): 3345-3363.
- [20] Karimi J D, Corstanje R, Harris J A. Understanding the importance of landscape configuration on ecosystem service bundles at a high resolution in urban landscapes in the UK. *Landscape Ecology*, 2021, 36(7): 2007-2024.
- [21] Lamy T, Liss K N, Gonzalez A, Bennett E M. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environmental Research Letters*, 2016, 11(12): 124017.
- [22] 曾全超, 李鑫, 董扬红, 李娅芸, 程曼, 安韶山. 陕北黄土高原土壤性质及其生态化学计量的纬度变化特征. 自然资源学报, 2015, 30

- (5): 870-879.
- [23] 包玉斌, 李婷, 柳辉, 马涛, 王怀香, 刘康, 沈茜, 刘心浩. 基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化. 地理研究, 2016, 35(4): 664-676.
- [24] 杜雨潇, 闫佳博, 卜元坤, 顾丽. 陕北黄土高原林草景观破碎化时空演变特征分析. 西北林学院学报, 2022, 37(3): 155-161, 198.
- [25] 包玉斌. 陕北黄土高原退耕还林还草工程产水效应. 水资源与水工程学报, 2021, 32(6): 49-56, 64.
- [26] 包玉斌, 黄涛, 吕林涛. 陕北黄土高原实施退耕还林还草工程后的土壤保持效应. 宁夏大学学报(自然科学版), 2022, 42(3): 1-8.
- [27] 包玉斌. 陕北黄土高原退耕还林还草工程固碳效应研究. 安徽农业科学, 2021, 49(17): 55-60.
- [28] 叶璇, 康帅直, 赵永华, 韩磊, 项曦明, 李帆. 陕北黄土高原植被恢复与生态系统服务的时空关系. 应用生态学报, 2022, 33(10): 2760-2768.
- [29] 卓静, 朱延年, 李韬, 杨承睿. 陕北黄土高原区生态服务价值对土地利用变化的响应. 水土保持研究, 2022, 29(5): 336-342.
- [30] 刘迪, 陈海, 耿甜伟, 张行, 史琴琴. 基于地貌分区的陕西省区域生态风险时空演变. 地理科学进展, 2020, 39(2): 243-254.
- [31] Peng J, Chen X, Liu Y X, Lu H L, Hu X X. Spatial identification of multifunctional landscapes and associated influencing factors in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China. Applied Geography, 2016, 74: 170-181.
- [32] 余新晓, 周彬, 吕锡芝, 杨之歌. 基于 InVEST 模型的北京山区森林水源涵养功能评估. 林业科学, 2012, 48(10): 1-5.
- [33] 陈德权, 兰泽英, 陈晓辉, 李玮麒, 周园, 唐玲, 汪润芝. InVEST 模型在市县级水源涵养功能评价中的应用——以广东省广州市为例. 水土保持通报, 2021, 41(4): 196-206.
- [34] 胡胜, 曹明明, 刘琪, 张天琪, 邱海军, 刘闻, 宋进喜. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比. 地理研究, 2014, 33(12): 2393-2406.
- [35] Kareiva P M. Natural capital: theory & practice of mapping ecosystem services. Oxford [England]: Oxford University Press, 2011.
- [36] 刘晓娜, 裴厦, 陈龙, 刘春兰. 基于 InVEST 模型的门头沟区生态系统土壤保持功能研究. 水土保持研究, 2018, 25(6): 168-176.
- [37] 陈童尧, 贾燕锋, 王佳楠, 张宇, 李萍, 刘楚颖. 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. 干旱区研究, 2020, 37(1): 150-159.
- [38] 潘竞虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析. 农业工程学报, 2017, 33(17): 280-289.
- [39] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 黄丽, 张光远. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究. 水土保持学报, 2000, 14(2): 19-24.
- [40] 王琦琨, 武玮, 杨雪琪, 桑国庆. 陕西省生境质量时空演变及驱动机制分析. 干旱区研究, 2022, 39(5): 1684-1694.
- [41] Schirpke U, Tasser E, Tappeiner U. Predicting scenic beauty of mountain regions. Landscape and Urban Planning, 2013, 111: 1-12.
- [42] 潘影, 肖禾, 宇振荣. 北京市农业景观生态与美学质量空间评价. 应用生态学报, 2009, 20(10): 2455-2460.
- [43] 郝敬锋. 城市化区域景观多功能特征与湿地水环境效应研究——以南京仙林新市区为例[D]. 南京: 南京师范大学, 2012.
- [44] Shi Q Q, Chen H, Liu D, Zhang H, Geng T W, Zhang H J. Exploring the linkage between the supply and demand of cultural ecosystem services in Loess Plateau, China: a case study from Shigou Township. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(11): 12514-12526.
- [45] 刘迪, 陈海, 荔童, 张行, 耿雨. 黄土丘陵沟壑区区域生态系统服务簇的时空分异及其地形梯度分析. 地理科学进展, 2022, 41(4): 670-681.
- [46] 李苗苗, 吴炳方, 颜长珍, 周为峰. 密云水库上游植被覆盖度的遥感估算. 资源科学, 2004, 26(4): 153-159.
- [47] 周自翔, 李晶, 任志远. 基于 GIS 的关中-天水经济区地形起伏度与人口分布研究. 地理科学, 2012, 32(8): 951-957.
- [48] Feng Q, Zhao W W, Fu B J, Ding J Y, Wang S. Ecosystem service trade-offs and their influencing factors: a case study in the Loess Plateau of China. Science of the Total Environment, 2017, 607/608: 1250-1263.
- [49] Bradford J B, D'Amato A W. Recognizing trade-offs in multi-objective land management. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, 10(4): 210-216.
- [50] Liu W Z, Zhang Q F, Liu G H. Influences of watershed landscape composition and configuration on lake-water quality in the Yangtze River Basin of China. Hydrological Processes, 2012, 26(4): 570-578.
- [51] Verhagen W, Van Teeffelen A J A, Compagnucci A B, Poggio L, Gimona A, Verburg P H. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. Landscape Ecology, 2016, 31(7): 1457-1479.
- [52] Borcard D, Legendre P, Drapeau P. Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology, 1992, 73(3): 1045-1055.
- [53] 马琰, 雷振东, 屈雯. 陕西省粮食生产时空格局变化及其对乡村聚落发展的影响. 小城镇建设, 2020, 38(8): 43-51.
- [54] Lavorel S, Grigulis K, Richards D R, Etherington T R, Law R M, Herzig A. Templates for multifunctional landscape design. Landscape Ecology, 2022, 37(3): 913-934.
- [55] 张弛, 李枝坚, 曾辉. 基于小波变换的生态系统服务权衡尺度效应与影响因素研究——以珠江三角洲为例. 地理研究, 2022, 41(5): 1279-1297.