

基于“重要性—敏感性—景观特征”的黄土高原生态屏障带生态空间网络构建

刘泓君¹, 牛腾¹, 于强¹, 马骏¹, 杨林哲¹, 苏凯²

(1.北京林业大学 精准林业北京市重点实验室, 北京 100083; 2.广西大学 林学院, 广西 南宁 530005)

摘要: [目的] 分析生态空间网络结构与土壤保持量的关系, 为提升黄土高原屏障区生态系统服务提供对策与建议。[方法] 本研究从生态系统服务重要性、生态敏感性、景观稳定性三方面, 识别生态源地, 构建生态空间网络, 并分析生态空间网络拓扑结构与土壤保持量的关系。[结果] ①西南秦岭一带水源涵养量高, 吕梁山脉西侧—黄龙山东侧及子午岭西侧的区县土壤保持量低, 秦岭及子午岭主脊东侧生物多样性高。西部地区生态环境较敏感, 区域整体景观格局较稳定。②生态源地总面积为 46 245 km², 占全区的 38.8%; 生态廊道共 125 条, 共长 9 071.40 km。③生态节点共 142 个, 源地节点的度与土壤保持量呈正相关。[结论] 基于“重要性—敏感性—景观特征”构建的生态空间网络准确可行, 应重点加强对薄弱节点及度值较低的源地节点的建设, 使生态用地的土壤保持服务发挥更大的生态效益。

关键词: 黄土高原; 生态屏障带; 生态重要性; 生态敏感性; 生态空间网络; 土壤保持

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2022)03-0103-09

中图分类号: X171.1

文献参数: 刘泓君, 牛腾, 于强, 等. 基于“重要性—敏感性—景观特征”的黄土高原生态屏障带生态空间网络构建[J]. 水土保持通报, 2022, 42(3): 103-111. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.03.015; Liu Hongjun, Niu Teng, Yu Qiang, et al. Construction of ecological security pattern in ecological barrier zone of Loess Plateau based on “importance-sensitivity-landscape features” [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(3): 103-111.

Construction of Ecological Security Pattern in Ecological Barrier Zone of Loess Plateau Based on “Importance-Sensitivity-Landscape Features”

Liu Hongjun¹, Niu Teng¹, Yu Qiang¹, Ma Jun¹, Yang Linzhe¹, Su Kai²

(1. Beijing Key Laboratory of Precision Forestry, Beijing Forestry University,

Beijing 100083, China; 2. College of Forestry, Guangxi University, Nanning, Guangxi 530005, China)

Abstract: [Objective] The relationship between ecological spatial network structure and soil conservation was analyzed in order to provide countermeasures and suggestions for improving ecosystem services in the Loess Plateau barrier region. [Methods] Based on the importance of ecosystem services, ecological sensitivity, and landscape stability, the ecological source area was identified, an ecological space network was constructed, and the relationship between the ecological space network topology and the amount of soil conservation was analyzed. [Results] ① Water conservation was high in the Qinling Mountains in Southwest China. The districts and counties on the west side of the Luliang Mountain Range-Huanglong Mountain, and the west side of the Ziwuling Mountains had low soil conservation. The Qinling Mountains and the east side of the main ridge of the Ziwuling Mountains had high biodiversity. The ecological environment in the western region was more sensitive, and the overall landscape pattern of the region was relatively stable. ② The total area of ecological source area was 46 245 km², accounting for 38.8% of the entire area. There were 125 ecological corridors with a total length of 9 071.40 km. ③ There were a total of 142 ecological nodes, and the degree of the source node was positively correlated with the amount of soil conservation. [Conclusion] The ecological

收稿日期: 2021-11-19

修回日期: 2022-01-05

资助项目: 国家自然科学基金项目“植被恢复格局对防风固沙生态屏障效应的影响机制研究”(42001211)

第一作者: 刘泓君(1998—), 女(汉族), 四川省巴中市人, 硕士研究生, 研究方向为 3S 技术在资源环境中的应用。Email: liuhongjun_keai9@bjfu.edu.cn.

通信作者: 于强(1987—), 男(汉族), 吉林省长春市人, 博士, 副教授, 主要从事 3S 技术在资源环境中的应用工作。Email: yuqiang@bjfu.edu.cn.

space network based on “importance-sensitivity-landscape characteristics” was accurate and feasible. The construction of weak nodes and source nodes with low degree values should be strengthened so that the soil conservation services of ecological land can exert greater ecological benefits.

Keywords: ecological barrier zone of Loess Plateau; ecological importance; ecological sensitivity; ecological space network; soil conservation

生态文明建设在中国已被提升到前所未有的高度,国家建立了不同类型的生态屏障,实施了一系列生态工程,使生态环境得到一定的改善^[1]。但还存在规划整体性和局部环境复杂性的问题,怎样因地制宜针对屏障区内的生态环境进行建设还需进一步科学探讨。

近年来,国内外学者高度关注生态安全问题,生态安全评价及生态空间网络的构建是生态安全研究的重要内容。生态安全水平评估的技术方法体系尚未形成统一标准,学者们倾向于从生态系统服务功能、生态敏感性或景观格局中的一个或几个角度衡量生态安全水平,并从中选取几个代表性指标构建生态安全评价体系,研究仅限于生态安全水平评价、生态安全与经济发展权衡关系等研究^[2]。20世纪80年代,欧洲学者为了解决因景观破碎化而威胁野生生物生存的问题,提出生态网络的概念^[3]。国内,俞孔坚^[4]在20世纪90年代最早提出基于“源—阻力面”的景观生态网络,随后马克明等^[5]侧重于景观结构与功能关系的机制研究提出区域生态网络。目前,“识别源地—构建阻力面—提取廊道—构建生态网络”已经成为生态网络构建的基本框架^[6]。在研究尺度上,形成了从县域^[7]、市域^[8]、流域^[9]、省域^[10]、城市群^[11]、全国^[12]等多尺度生态网络的构建,而缺少生态屏障带尺度研究的文献;在研究方法上,多集中于基于MSPA^[13]、生态红线划分^[14]、生态系统服务重要性和生态敏感性^[15]、生态系统服务供需^[16]、生态系统服务价值重构^[17]、生态系统服务多情景权衡^[18]构建生态网络,但鲜有基于生态系统服务重要性、生态敏感性、景观格局稳定性开展生态空间网络构建的研究。为优化空间格局,Pascual-Hortal等^[19]结合复杂网络理论将生态网络抽象为生态空间网络,开发了生态空间网络评价指标,作为生态空间网络优化的重要理论依据,复杂网络分析方法开始成为生态空间网络优化研究中的热点之一。而在判断网络对生态系统服务功能的影响,如何调整网络布局结构以使区域生态效益得到更好地发挥等相关研究比较少。

黄土高原生态屏障区存在农牧交错带,生态系统不稳定,容易生态失衡发生逆向演替,造成土地退化

并加剧水土流失风险。自实施退耕还林政策及水土保持工作以来,生态系统质量改善明显,但其仅考虑了某一具体空间位置上的土地治理,缺少对生态斑块间空间相互联系对水土流失影响的考虑。生态斑块间的物质能量传递是增强其抗干扰能力,防治水土流失的关键。本文基于景观生态学原理,围绕生态系统服务,聚焦水土流失等关键生态问题,结合景观格局指数,构建“重要性—敏感性—景观特征”框架以识别生态源地;明晰生态系统受人类活动影响的程度,并依此构建生态阻力面;将破碎的生境有效连接,形成空间完整的生态网络结构,促进生态过程以降低水土流失风险,维持区域生态安全,强化区域生态系统健康以及保障生态系统服务功能的充分发挥。分析生态空间网络结构与土壤保持量的关系,以期提升屏障区生态系统服务提供对策与建议。

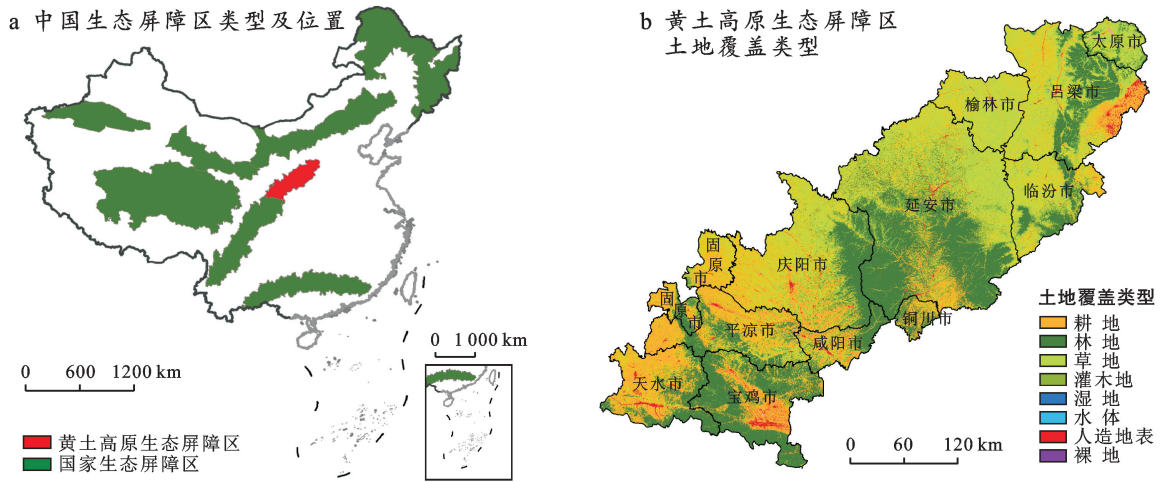
1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

黄土高原生态屏障区地处黄河中游丘陵沟壑地带,位于 105.1° — 112.21° E, 34.01° — 38.13° N范围内,总面积约 1.17×10^5 km²,该区域在行政区划上涉及甘肃、陕西、山西省及宁夏回族自治区等10个地区(市、州、盟),60个县。区域内生态系统类型主要以农田、森林为主(图1),植被覆盖率低,天然次生林和天然草地面积少,主要分布在林区、土石山区和高地草原区;该区域沟壑梁峁交错,地形崎岖复杂,平均海拔为1 200~1 600 m;境内为温带半干旱大陆性季风气候,年降雨量在400~800 mm,其中年降雨量在400~600 mm的区域面积比例为91.2%,降雨多发生在夏季;地表物质主要由黄土状土或第四系黄土组成,平均厚度50~100 m,所以土质疏松,植被稀疏,水土流失严重。该区域人口聚集度高,人类活动强烈,水资源匮乏,气候变化敏感,不仅是生态环境脆弱区,也是中国重点生态恢复工程之一。

1.2 数据源

本研究所用的数据主要包括地形、植被、土地覆盖、夜间灯光、气象、土壤、行政区划、交通路网等相关数据(表1)。



注:基于审图号 GS(2020)4632 号底图制作;底图来自于自然资源部标准地图服务系统 <http://bzdt.ch.mnr.gov.cn/>。

图1 黄土高原生态屏障区地理位置及其土地利用概况

表1 研究数据列表

项目	分辨率/m	数据来源
2020 植被覆盖度	250	MODIS NDVI
DEM	30	地理空间数据云
2020 年土地覆盖数据	30	https://www.webmap.cn/mapDataAction.do?method=globalLandCover
2020 年夜间灯光数据	1 000	美国国家地球物理数据中心
2020 年气象数据(温度、降水量等)		国家地球系统科学数据中心
行政区划		中国科学院资源与环境科学数据中心
2018 年土壤数据		http://data.tpdc.ac.cn
黄土高原生态屏障区矢量数据		中科院生态环境研究中心

2 研究方法

2.1 生态安全水平的评价

2.1.1 生态系统服务重要性评价 本文参考相关研究^[20],依据屏障区内生态环境状况及特征,选取黄土高原生态屏障区较为重要的生态功能,将水源涵养、土壤保持和生物多样性作为评价指标,进行生态系统服务重要性评价。

(1) 水源涵养。指区域总降水量与蒸散量的差值,森林生态系统通过对降水的截留、吸收和下渗,对于生态环境脆弱、半干旱区调节水循环,改善水文状况有重要意义。采用水量平衡方程计算^[21],其主要计算公式如下:

$$WR = PRE - ET - QF \quad (1)$$

式中:WR 为水源涵养量;PRE 为年降水量;QF 为地表径流;ET 为实际蒸散发。下同。

年降雨量由日气象数据累积到年尺度上,并利用空间插值方法插值到空间上得到。实际蒸散发利用基于 Budyko 水热平衡假设的 zhang 模型进行计算^[22],其主要计算公式如下所示:

$$ET = \frac{1 + \omega \times \frac{PET}{P}}{1 + \omega \times \frac{PET}{P} + \frac{P}{PET}} \times P \quad (2)$$

式中: P 为降水量(mm); ω 为某一土地利用类型的用水系数;PET 为潜在蒸散发(mm)。下同。

PET 计算公式如下:

$$PET = 0.162 \frac{SR}{58.5} (DT + 17.8) \quad (3)$$

式中:SR 为各月月均太阳总辐射(cal/cm^2);DT 为各月月均温度($^{\circ}\text{C}$)。

地表径流采用降水乘以径流系数的方法进行计算,其中不同的土地利用类型以及坡度对降水响应的程度存在差异^[23]。

$$QF = P \times \alpha \quad (4)$$

式中: α 为不同土地利用/覆被类型的地表径流系数^[24]。如表 2 所示。

(2) 土壤保持。指潜在土壤侵蚀与实际侵蚀的差值,即生态系统通过自身结构和过程的相互作用提供的水土保持的服务。采用修正土壤流失方程(RUSLE)计算黄土高原生态屏障区水土保持量^[25],计算公式如下所示:

$$A_c = A_p - A_r = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot (1 - C \cdot P) \quad (5)$$

式中: A_c 为土壤保持量 $[\text{t}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$; A_p 和 A_r 分别为潜在土壤侵蚀量和实际土壤侵蚀量 $[\text{t}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$; R 为降雨侵蚀力因子 $[\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{hm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{a})]$; K 为土

壤可蚀性因子 $[t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{hm}^2 \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})]$; L 表示坡长因子; S 为坡度因子; C, P 分别为地形因子、植被覆盖因子。

表 2 黄土高原地表径流系数

土地利用类型	不同坡度地表径流系数		
	<10%	10%~30%	>30%
水域	0.90	0.90	0.90
林地	0.20	0.32	0.44
草地	0.35	0.54	0.62
耕地	0.60	0.70	0.75
建筑用地	0.85	0.85	0.85
未利用地	0.80	0.90	0.95

(3) 生物多样性。InVEST 模型根据区域的土地利用类型以及威胁因子对生境的影响程度评估区域生境质量, 来反映生物多样性^[26]。屏障区内天然林草地面积少, 但动植物资源较人工林草地多。土壤含水量是影响生物多样性的显著因子, 且天然林草地土壤水分状况明显优于人工林草地, 结合不同地区的土

壤水分条件加以区分, 将天然林草地与人工林草地的生境适宜性分别赋值为 1, 0.5, 得到更为精准的生物多样性, 公式如下:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + K^z} \right] \quad (6)$$

式中: Q_{xj} 表示 j 类型土地利用斑块 x 的生境质量; H_j 表示 j 类型土地利用斑块 x 的生境适宜性; D_{xj} 表示 j 类型土地利用斑块 x 受威胁水平; z 为常数数值为 2.5; k 是半饱和常数数值为 0.5。

2.1.2 生态敏感性评价 考虑屏障区面临的主要生态问题, 选取水土流失指标作为生态敏感性评价因子。生态环境敏感性评价指标分级如表 3 所示。将各项指标重分类赋值后按公式(7)计算得到水土流失敏感性^[27]。

$$A = \sqrt[4]{R \times K \times LS \times C} \quad (7)$$

式中: A 为水土流失敏感性; R 为降雨侵蚀力因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为地形起伏度因子; C 为植被覆盖度因子。

表 3 黄土高原生态环境敏感性评价指标及量化分级

评价因素	指标	敏感性等级				
		高敏感性 (9)	较高敏感 (7)	中等敏感 (5)	较低敏感 (3)	低敏感 (1)
水土流失	降雨侵蚀强度	451.2~699.53	377.18~451.19	323.25~377.17	283.08~323.24	186.87~283.07
	土壤可蚀性	粉壤土	砂壤土	面砂土、壤土	黏土	沙、石砾
	地形起伏度	>250	150~250	50~150	25~50	≤25
	植被覆盖度	≤0.35	0.35~0.5	0.5~0.65	0.65~0.75	>0.75

2.1.3 景观格局指标评价 景观格局决定生态系统结构稳定性, 其稳定性受景观破碎化、景观连通度的影响。选取景观破碎度、景观连通度两个指标进行景观格局稳定性评价。

景观破碎化能反映出自然环境或人类活动对生态系统的干扰程度, 破碎度低, 景观稳定性越高^[28], 计算公式如下:

$$PD = \frac{N}{A} \quad (8)$$

式中: N 指景观斑块总数; A 指景观总面积(m^2)。

景观连通度能够反映生态系统中生物、物质、基因流、能量等在斑块间运动的难易程度。CONTAG 代表景观中不同斑块类型的集聚程度或延展趋势。评价单元的 CONTAG 值越高, 说明景观连通度越好^[29], 计算公式如下:

$$\text{CONTAG} = C_{\max} + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n P_{ij} \ln P_{ij} \quad (9)$$

式中: C_{\max} 为聚集度指数的最大值; n 为景观中斑块

类型总数; P_{ij} 为斑块类型 i 与 j 相邻的概率。

2.1.4 生态安全指数的计算 本研究使用极值标准化法对数据进行标准化处理以消除量级的影响。水源涵养量、水土保持量、生物多样性、景观连通度属于正向指标, 通过公式(10)进行标准化处理。生态敏感性、景观破碎化属于负向指标, 通过公式(11)进行标准化处理。将各指标标准化后, 按熵权法得到权重系数(表 4), 分别叠加得到生态系统服务重要性、生态环境敏感性、景观格局稳定性。

$$V_{ij} = \frac{X_{ij} - \min\{X_j\}}{\max\{X_j\} - \min\{X_j\}} \quad (10)$$

$$V_{ij} = \frac{\max\{X_j\} - X_{ij}}{\max\{X_j\} - \min\{X_j\}} \quad (11)$$

式中: V_{ij} 是指标 j 的第 i 个评价单元的标准值; X_{ij} 是指标 j 的第 i 个评价单元的原始值; $\max\{X_j\}$ 是指标 j 的最大值; $\min\{X_j\}$ 是指标 j 的最小值。

本研究的生态安全定义: 对于生态功能重要性、生态敏感性及稳定性的一种综合性表达, 可用生态安

全指数(ESI)进行量化,以对黄土高原生态屏障区的生态安全水平开展评价,公式如下:

$$ESI_i = \sum_{j=1}^m \omega_j \times V_{ij} \quad (12)$$

式中:ESI_i为第*i*个评价单元的生态安全指数;ω_j代表指标*j*的权重;V_{ij}是指标*j*的第*i*个评价单元标准值;*m*代表指标的数量。

表4 黄土高原生态安全评价体系指标权重

指标	熵权法
水源涵养功能	0.285
土壤保持功能	0.362
生物多样性功能	0.146
水土流失敏感性	0.083
景观破碎化	0.052
景观连通度	0.072

2.2 生态空间网络的构建

2.2.1 源地的提取 生态源地是指可持续提供生态系统服务、维持景观格局稳定以及生态环境脆弱性低的地区。通过综合考虑生态系统服务重要性、生态敏感性、景观格局稳定性,将三者标准化后叠加构建生态安全指数,最后采用自然间断法将生态安全指数分为5级,考虑到优先保护生态安全水平较好且生境质量较高的区域,提取分类后重要和极重要区作为生态源地。由于部分面积小的斑块分布零碎、辐射功能弱,对整体生态空间网络影响较小,本文剔除了面积小、分布零碎的斑块。

2.2.2 最小累积阻力模型构建 景观生态流从源流向汇需要克服多种阻力,阻力大小受自然和人为因素的影响。本文将基本生态阻力系数设定为:水域1,林地10,草地20,耕地30,建筑用地50,未利用地80,

构建基本生态阻力面^[30]。由于“源”向外传播克服阻力还会受到人类活动干扰,本文基于夜间灯光数据对各栅格的阻力系数进行修正,公式如下:

$$R' = \frac{T_i}{T_a} \times R \quad (13)$$

式中:R'为基于夜间灯光数据修正的栅格生态阻力系数;T_i为栅格*i*的灯光指数;T_a为栅格*i*对应景观类型*a*的平均灯光指数;R为栅格*i*的景观类型基本阻力系数。

2.2.3 生态廊道及战略节点提取 生态廊道是联通相邻生态源地间的条状或带状区域。空间上,生态廊道是景观生态流从“源”流向“汇”时通过阻力面克服最小阻力路线^[31]。本文利用MCR模型构建出最小累积阻力面提取生态廊道,公式如下:

$$R_{mc} = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \quad (14)$$

式中:R_{mc}为最小累积阻力值;*f*为未知负函数,表示最小累积阻力与传播或者扩散过程的负相关关系;D_{ij}为从源*i*到景观单元*j*的空间距离;R_i为景观单元对传播及扩散过程的阻力系数。

将生态廊道与对应最小累积阻力面“山脊线”的交点的位置确定为生态薄弱型节点,生态源地中心点抽象为生态源地节点,共同作为生态战略节点。

2.2.4 复杂生态网络拓扑结构 生态网络是由区域内生态廊道和生态节点两种景观格局组成的潜在复杂网络。本研究认为屏障区生态网络中所有廊道同样重要且节点间生态流呈多向流动,故将其理解为无向无权的复杂网络^[32],本文选取度作为评价节点重要性的指标(表5),进行定量化分析统计,探讨其与土壤保持量的关系,为生态空间网络优化策略的制定提供理论参考。

表5 黄土高原复杂生态网络静态特征量

指标	静态特征	公式	公式说明	指标意义
生态网络基本结构	度与度分布	$k = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N k_i'$	<i>k</i> 为网络平均度;N为节点总数; <i>k</i> ' _i 为生态节点度	反映生态节点重要性程度,度越大,连接廊道数量多,重要性越高

3 结果与分析

3.1 生态系统服务重要性、生态环境敏感性以及景观格局稳定性

屏障区内不同的生态系统服务呈现较强的空间异质性,并对生态安全有一定影响(图2)。屏障区水源涵养量高值区主要分布在西南六盘山、秦岭一带,该地山坡陡峭、谷地深邃狭窄、植被茂盛、水系发达且降雨量大、地表蒸散量低,故水源涵养量高;土壤保持

高值区面积占比较小,主要分布在陕西黄陵县、黄龙县、宜川县,该地为黄土梁状丘陵,地表水系相对发达、输沙强度大,但植被覆盖度较高,植被根系固土及泥沙截留能力强;黄龙山东侧及子午岭西侧的区县土壤保持服务较低,且吕梁山西侧水土流失严重,黄土连续分布;区域内以人工林为主,生物多样性高值区主要位于以秦岭、六盘山、子午岭主脊东侧关中平原的天然林及天然次生林中。

从生态系统服务重要性、敏感性、稳定性空间格

局来看(图 3),屏障区生态系统服务较重要和极重要区主要集中在陕西延安市的黄龙县、富县,宝鸡市的渭滨区、太白县以及山西省的交城县。生态环境高敏感区面积为 41 188 km²,占比为 34.52%,基本涵盖在国家划分的重点生态功能区内,主要分布在甘肃省天水市的秦州区、张家川回族自治县、庆阳市的镇原县、榆林市毛乌素沙漠以及山西省的临县、柳林县。研究表明,生态敏感高值区地形陡峭、降雨侵蚀强度

高、粉壤土和砂壤土集中分布、植被稀少、粗放耕作、地表千沟万壑、故严重的土壤侵蚀不仅会导致土地退化,而且同时会给生态环境造成破坏,并直接影响生态系统服务功能。基于市域单元计算景观格局指数结果显示,景观格局稳定性差的区域面积为 18 450 km²,仅占 15.24%,主要分布在山西太原市、陕西延安市、甘肃庆阳市,这些地方经济活动强度大,城镇建设面积大、斑块破碎化程度较高。

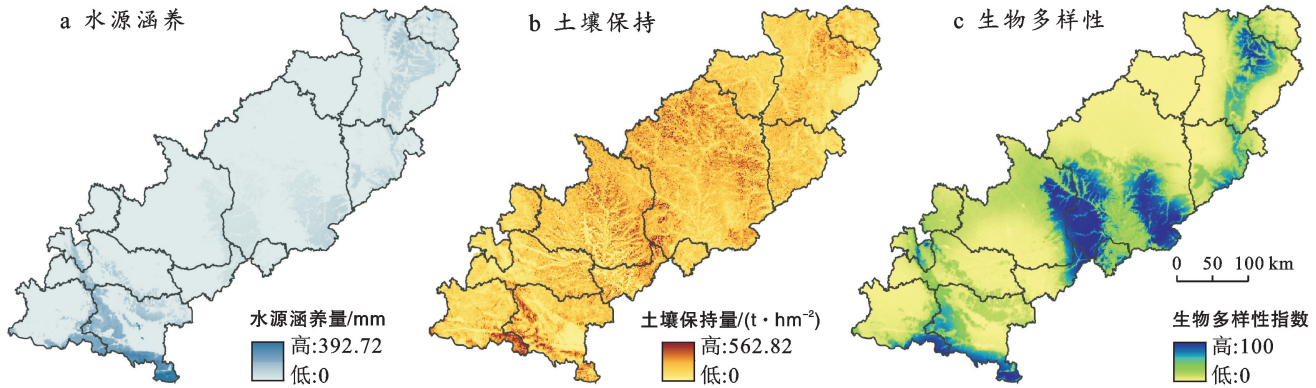


图 2 黄土高原生态屏障带生态系统服务功能评估结果

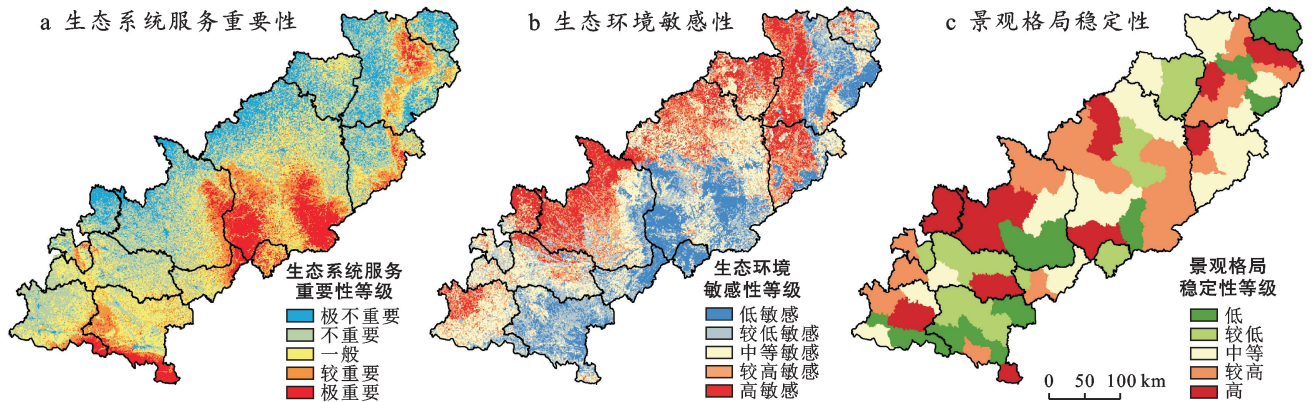


图 3 黄土高原生态屏障带生态系统服务重要性、生态环境敏感性、景观格局稳定性等级分布

3.2 生态安全评价及源地的提取

本研究通过计算 ESI 值对黄土高原生态屏障区的生态安全水平开展评价,ESI 值越大意味着区域有着更高的生态安全水平。将生态安全较高及高值区作为生态源地(图 4),生态源地斑块共 97 个,总面积为 46 245 km²,占屏障区总面积的 38.8%。主要分布在陕西宝鸡市的渭滨区、太白县、甘肃省天水市清水县、平凉市灵台县,陕西延安市黄龙县、黄陵县、山西吕梁市方山县、文水县。将国家自然保护区与生态源地叠加,自然保护区与生态源地高度契合,山西省的五鹿山、黑茶山、陕西省太白山、陇县秦岭、黄陵国家森林公园、黄龙山原始森林景区、甘肃省的太统一崆峒山以及宁夏六盘山自然保护区都落在生态源地内,

证明生态源地提取结果较为可靠。

3.3 廊道的提取及生态空间网络的构建

生态廊道共 125 条,共长 9 071.40 km,平均长度 72.57 km,最长路径长度 526.75 km,最短为 12.41 km;廊道空间分明明显(图 5);屏障区西北部生态斑块缺失,缺少廊道连通,生态本底与生态流通性有待提升加强;中部生态源地面积广阔,廊道数量少;南部廊道呈网状分布。整体生态廊道呈树枝状从东北向西南衍生。这种分布格局将屏障区南北方连接成了一个紧密的整体,为生态流流动提供了有利条件。生态薄弱型节点处于生态廊道中阻力高值区,是脆弱敏感性的关键地段,研究发现其恰好处于土壤保持低值区。应对其生态节点重点保护建设,以提升生态网络的能量流通。

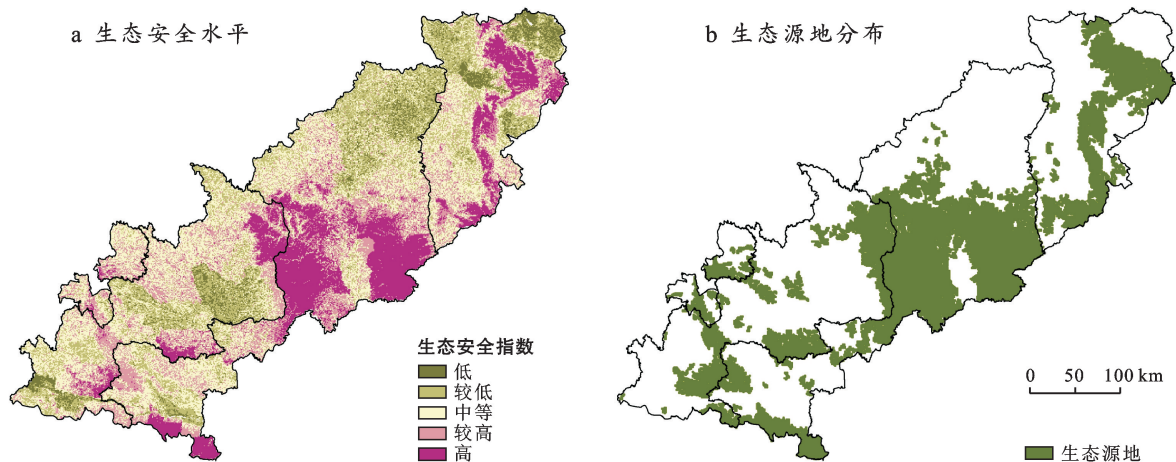


图4 黄土高原生态屏障带生态安全水平及生态源地空间分布

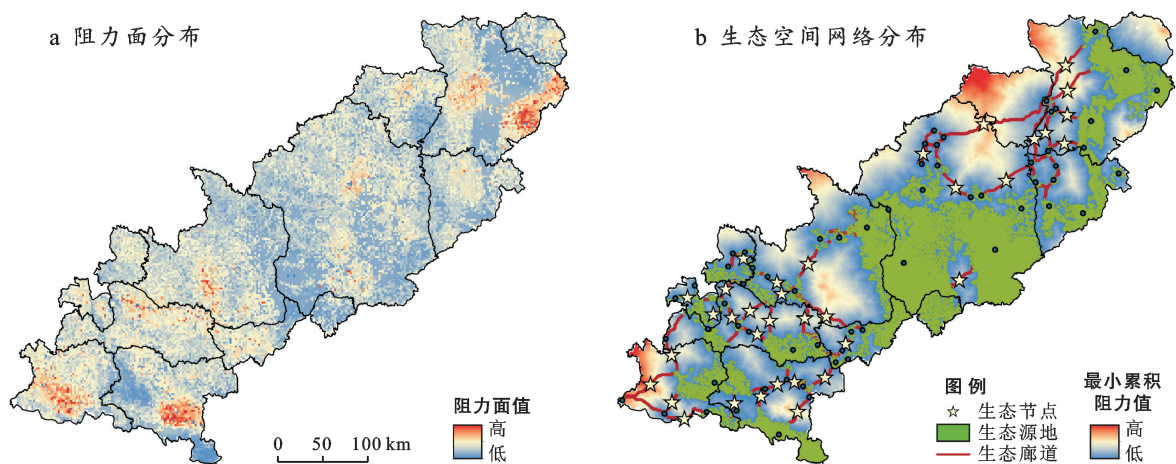


图5 黄土高原生态屏障带阻力面及生态空间网络分布

3.4 网络拓扑结构与土壤保持量的关系

本研究构建的生态网络共提取 45 个生态薄弱型节点,97 个生态源地节点,网络平均度为 2.842 7,其分布如图 6 所示。其中,存在度值为 0 的节点,即该生态网络不完全相通。度为 2 的节点数量最多,有 83 个。度最大的值为 14,仅有一个节点。为进一步研究网络拓扑结构与土壤保持量的关系,以研究区生态源地节点的度为 x 轴,相应的土壤保持量为 y 轴建立散点图(图 7),随着度值的增大,每个度值对应的土壤保持量整体有上升的趋势;在低度值节点,土壤保持量较小。为了更加清晰地了解趋势变化,将度值与对应的土壤保持量最大值和最小值分别进行趋势线的拟合(图 8)。度与其对应的土壤保持量最大值与最小值的线性拟合 R^2 均达到 0.6 以上,反映出度与相应土壤保持量间的正相关趋势,即节点的度越大,对应的土壤保持量最大值也越大。生态建设中,可考虑提升源地节点的度,合理增添廊道,调整网络的拓扑平衡,提升网络整体性能。

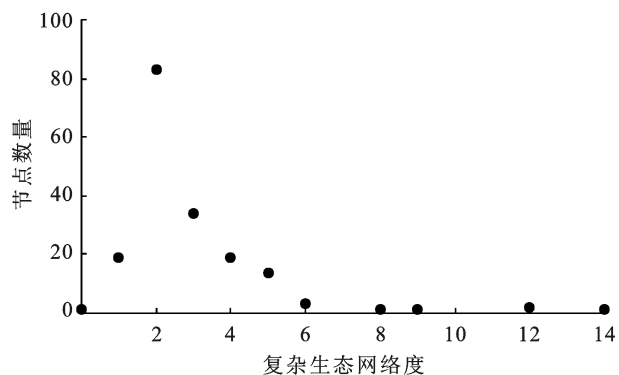


图6 黄土高原复杂生态网络度分布

4 讨论与结论

4.1 结论

(1) 屏障区各项生态系统服务空间分异明显。生物多样性呈现东高西低的空间分布格局,高值区位于中部及吕梁山脉一带。吕梁山脉西侧—黄龙山东侧及子午岭西侧的区县土壤保持量低,屏障区西南方

水源涵养量相对较高;生态环境敏感区主要分布在地形陡峭、土壤侵蚀大的西部地区;屏障区整体景观格局稳定性较高。

(2) 屏障区生态源地面积共计 46 245 km², 占区域总面积的 38.8%。主要分布在陕西省宝鸡市渭滨区及黄龙县、甘肃省清水县、山西省方山县等生态安全高值区。生态廊道共 125 条, 呈树枝状从东北向西南延伸, 保障了源地间物质、能量流动的畅通。生态节点共 142 个, 薄弱型节点主要分布在西部生态环境较脆弱的地区。

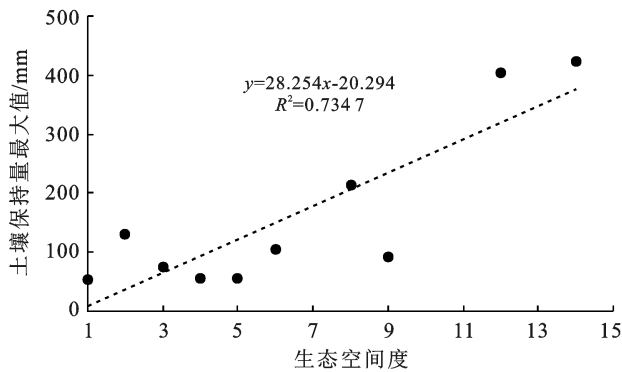


图 8 黄土高原生态屏障带生态空间度与土壤保持量拟合

(3) 研究发现生态源地节点度与土壤保持量呈正相关关系。证明生态空间网络的拓扑结构与生态系统服务具有相关性。生态空间网络在后续优化方案的制定上, 可通过调控网络拓扑结构来优化生态系统服务功能。

4.2 讨论

(1) 针对屏障区生态脆弱问题, 基于格局与过程相互作用原理, 构建生态空间网络, 连接破碎生境斑块以促进生态流流动, 形成“点—线—面”多层次、高效率的生态系统保护网络, 降低水土流失风险, 维护区域生态安全。从复杂网络角度, 探究网络拓扑结构与土壤保持量的关系, 以提升生态系统服务的可持续供给提出相关建议, 为管理者制定生态保护策略提供科学依据。

(2) 屏障区内生态斑块及廊道在东西部分异大。东部源地大面积集中分布, 是区域内生态系统服务重要区, 针对该地应以县域为单位将其设为禁止开发区, 严格保护天然植被, 改善森林结构, 强化造林治理, 巩固提高水源涵养以降低长江、黄河中下游水土流失。并适当增添廊道提升源地型节点度值, 巩固区域内水土保持功能并促进源地间能量流通, 使该区土壤保持服务发挥更大生态效益。针对生态薄弱型节点, 应因地制宜制定严格耕作措施, 加大退耕还林的

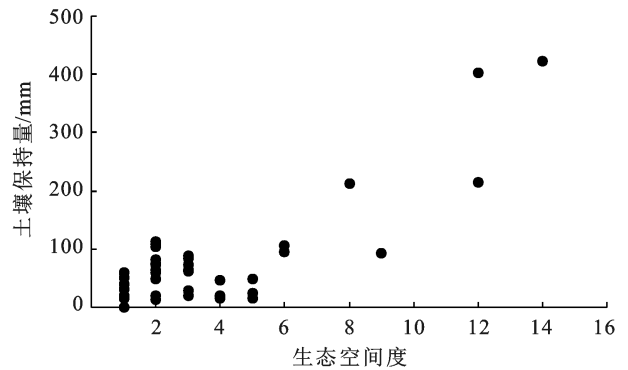
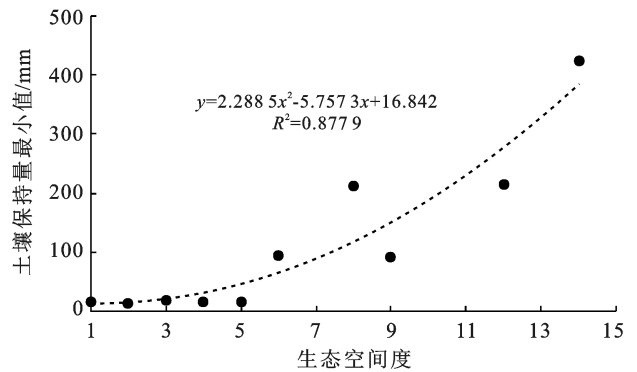


图 7 黄土高原生态屏障带生态空间度与土壤保持量散点



力度, 在不适宜种树的区域实行打坝淤地等工程措施, 控制其水土流失问题。同时, 加大对生态廊道绿化建设, 保护野生动物迁徙, 维护生物多样性。

(3) 相较于以往研究仅局限于对林草地、森林公园、自然保护区的简单提取, 本文将生态安全水平高值区作为源地, 不仅具有高生态价值, 还具有较好的连通性, 且与自然保护区高度重合, 提高了源地识别的全面性和准确性。目前, 传统的景观格局分析方法无法量化源地斑块之间的关系, 源地之间的联系与生态系统服务之间的关系并未被探明, 而复杂网络理论在大尺度下定量研究生态网络特征上提供了新视角。

(4) 基于“重要性—敏感性—景观特征”的生态空间网络构建, 明晰了黄土高原屏障区内生态环境状况, 准确客观地辨识屏障区需进行严格生态保护的国土空间, 即保护生态意义重大, 并且景观稳定的生态斑块。8 个自然保护区都落在该框架提取的生态源地内, 且源地生态节点与土壤保持呈正相关关系, 证明了该框架表征生态空间网络的合理性。另外, 黄土高原肩负着经济发展的重任, 应进一步基于长时间序列分析生态空间网络与经济、社会发展间的耦合协调关系, 并对未来最优生态安全演化格局进行预测, 针对研究区提出差异化的可持续发展策略, 并给其他生态屏障区的建设提供借鉴与参考。

[参 考 文 献]

- [1] 尹礼唱, 王晓峰, 张琨, 等. 国家屏障区生态系统服务权衡与协同[J]. 地理研究, 2019, 38(9): 2162-2172.
- [2] Sun Meiyang, Li Xiuhong, Yang Rongjin, et al. Comprehensive partitions and different strategies based on ecological security and economic development in Guizhou Province, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 274: 122794.
- [3] Kong Fanhua, Yin Haiwei, Nakagoshi N, et al. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling [J]. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(1/2): 16-27.
- [4] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.
- [5] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 等. 区域生态安全格局: 概念与理论基础[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 761-768.
- [6] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 区域生态安全格局构建研究进展与展望[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
- [7] 张美丽, 李智, 张益琛, 等. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别: 以河北省阜平县为例[J]. 水土保持研究, 2021, 28(3): 299-307.
- [8] 杜悦悦, 胡熠娜, 杨旻, 等. 基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建: 以云南省大理白族自治州为例[J]. 生态学报, 2017, 37(24): 8241-8253.
- [9] 崔宁, 于恩逸, 李爽, 等. 基于生态系统敏感性与生态功能重要性的高原湖泊分区保护研究: 以达里湖流域为例[J]. 生态学报, 2021, 41(3): 949-958.
- [10] 王浩, 马星, 杜勇. 基于生态系统服务重要性和生态敏感性的广东省生态安全格局构建[J]. 生态学报, 2021, 41(5): 1705-1715.
- [11] 周汝波, 林媚珍, 吴卓, 等. 基于生态系统服务重要性的粤港澳大湾区生态安全格局构建[J]. 生态经济, 2020, 36(7): 189-196.
- [12] 俞孔坚, 李海龙, 李迪华, 等. 国土尺度生态安全格局[J]. 生态学报, 2009, 29(10): 5163-5175.
- [13] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 等. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6425-6434.
- [14] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 等. 基于生态红线划分的生态安全格局构建: 以江西省为例[J]. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258.
- [15] Fu Yangjun, Shi Xueyi, He Juan, et al. Identification and optimization strategy of county ecological security pattern: A case study in the Loess Plateau, China [J]. Ecological Indicators, 2020, 112: 106030.
- [16] 景永才, 陈利顶, 孙然好. 基于生态系统服务供需的城市群生态安全格局构建框架[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4121-4131.
- [17] 吴健生, 岳新欣, 秦维. 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建: 以重庆两江新区为例[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 429-440.
- [18] 赵文祯, 韩增林, 闫晓露, 等. 基于生态系统服务多情景权衡的生态安全格局构建: 以大连市瓦房店为例[J]. 自然资源学报, 2020, 35(3): 546-562.
- [19] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation [J]. Landscape Ecology, 2006, 21(7): 959-967.
- [20] 李云, 张艳芳, 田茂, 等. 基于“重要性—敏感性—冲突性”的陕北生态保护重点区域辨识[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(3): 643-653.
- [21] 王忠静, 张子雄, 索滢. 干旱区凝结水评估及对水量平衡方程影响[J]. 水利学报, 2019, 50(6): 710-720.
- [22] 曹文旭, 张志强, 查同刚, 等. 基于 Budyko 假设的潮河流域气候和植被变化对实际蒸散发的影响研究[J]. 生态学报, 2018, 38(16): 5750-5758.
- [23] 龚诗涵, 肖洋, 方瑜, 等. 中国森林生态系统地表径流调节特征[J]. 生态学报, 2016, 36(22): 7472-7478.
- [24] Bai Yang, Ochuodho T O, Yang Jian. Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA [J]. Ecological Indicators, 2019, 102: 51-64.
- [25] 李晶, 李红艳, 张良. 关中—天水经济区生态系统服务权衡与协同关系[J]. 生态学报, 2016, 36(10): 3053-3062.
- [26] 谢余初, 巩杰, 齐姗姗, 等. 基于综合指数法的白龙江流域生物多样性空间分异特征研究[J]. 生态学报, 2017, 37(19): 6448-6456.
- [27] 高梦雯, 胡业翠, 李向, 等. 基于生态系统服务重要性和环境敏感性的喀斯特山区生态安全格局构建: 以广西河池为例[J]. 生态学报, 2021, 41(7): 2596-2608.
- [28] 陈利顶, 傅伯杰. 干扰的类型、特征及其生态学意义[J]. 生态学报, 2000, 20(4): 581-586.
- [29] Taylor P D, Fahrig L, Henein K, et al. Connectivity is a vital element of landscape structure [J]. Oikos, 1993, 68(3): 571.
- [30] 杨天荣, 匡文慧, 刘卫东, 等. 基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 441-452.
- [31] Miao Zouhua, Pan Lei, Wang Qiaozhi, et al. Research on urban ecological network under the threat of road networks: A case study of Wuhan [J]. ISPRS International Journal of Geo-Information, 2019, 8(8): 342.
- [32] 于强, 杨澜, 岳德鹏, 等. 基于复杂网络分析法的空间生态网络结构研究[J]. 农业机械学报, 2018, 49(3): 214-224.