

DOI: 10.5846/stxb202101040027

张雪茂,董廷旭,杜华明,廖传露,王飞.基于景观生态风险评价的涪江流域景观格局优化.生态学报,2021,41(10):3940-3951.

Zhang X M, Dong T X, Du H M, Liao C L, Wang F. Optimization of landscape pattern in Fujiang River Basin based on landscape ecological risk assessment. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(10): 3940-3951.

基于景观生态风险评价的涪江流域景观格局优化

张雪茂¹,董廷旭^{1,2,*},杜华明^{1,2},廖传露¹,王 飞¹

¹ 绵阳师范学院资源环境工程学院, 绵阳 621000

² 生态安全与保护四川省重点实验室, 绵阳 621000

摘要:以流域为尺度进行景观生态风险评价以及景观格局优化,有利于为流域生态系统服务的提高和人类活动管控提供科学依据。以涪江流域为研究区域,从“自然-社会-景观格局”3个维度选取10个评价因子建立评价指标体系,采取空间主成分分析法(SPCA)对流域景观生态风险进行综合评价,再基于生态风险评价的结果和生态源地利用最小累积阻力模型(MCR)和网络分析等方法实现流域景观格局优化。研究表明:①涪江流域景观生态风险等级在空间分布上呈西北部高于东南部地区,主要是受自然和景观格局因子影响较大。②涪江流域所面临的生态风险问题较为严重,生态风险等级为中度及以上的区域面积总和为25596.51 km²,占研究区总面积比例的65.35%。③生态源地以林地和水域为主,面积为11194.28 km²,占流域总面积比例为25.58%。④构建生态廊道共41条,总长度为5229.04 km,其中原有廊道29条,新添廊道12条,提取生态节点53个;利用网络分析形成了以主廊道为“中轴”,构建的生态廊道为“辅助”,提取的生态节点为“枢纽”的较为完整的网络生态结构。对研究区景观格局优化前后的连通度进行对比,优化后的整体景观格局连通度得到较大幅度提升。

关键词:景观格局优化;空间主成分分析;最小累积阻力模型;网络分析;涪江流域

Optimization of landscape pattern in Fujiang River Basin based on landscape ecological risk assessment

ZHANG Xuemao¹, DONG Tingxu^{1,2,*}, DU Huaming^{1,2}, LIAO Chuanlu¹, WANG Fei¹

¹ College of Resources and Environmental Engineering, Mianyang Normal University, Mianyang 621000, China

² Key Laboratory of Ecological Security and Protection in Sichuan Province, Mianyang 621000, China

Abstract: Taking the watershed as the scale to conduct landscape ecological risk assessment and landscape pattern optimization is conducive to providing a scientific basis for the improvement of watershed ecosystem services and the management of human activities. The ecological risks faced by the Fujiang River Basin are affected by multiple factors, and the optimization of landscape pattern is an effective method to deal with ecological risks. In this research, 10 factors from three aspects (e.g. natural, society, and landscape pattern) were selected to establish the index system. The Spatial principal component analysis (SPCA) was used to evaluate the ecological risk of watershed landscape, and then based on the results of ecological risk assessment and ecological sources, the minimum cumulative resistance model (MCR) and network analysis were used to optimize the landscape pattern of the watershed. The results show that ①The spatial principal component analysis method can effectively evaluate the spatial distribution of landscape ecological risks. The level of ecological risk in the northwest was higher than in the southeast, which was mainly affected by the two dimensions of natural and landscape pattern factors. ②The ecological risks problem faced by the Fujiang River basin are severe. The area of

基金项目:2018年绵阳师范学院校级自然科学基金(MYSY2018T003);绵阳师范学院研究生创新实践基金(CX2019);绵阳师范学院科研启动项目(QD2016A001)

收稿日期:2021-01-04; 修订日期:2021-04-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: 852798223@qq.com

ecological risk grads of moderate and above is 25596.51 km², accounting for 65.35% of the total area of the study area. ③ The ecological sources are mainly forests and water areas, with a total area of 11194.28km², accounting for 25.58% of the total area basin of the basin. ④The network ecological structure is composed of 15 ecological sources, 53 ecological nodes, 41 auxiliary ecological corridors with a total length of 5229.04 km and 1 main "central axis" corridor, which can effectively reduce the ecological risk in the study area and promote the flow of material and energy in the study area. By comparing the connectivity of the landscape pattern before and after optimization in the study area, it can be found that the connectivity after optimization has been significantly increased. The research results are helpful to improve the ecological stability of the study area, and provide a scientific basis for the landscape ecological risk assessment and landscape pattern optimization research.

Key Words: landscape pattern optimization; spatial principal component analysis; minimum cumulative resistance model; network analysis; Fujiang River Basin

景观生态风险是指在自然因素或者是人类社会因素的干扰下,不同因素相互交错作用而对景观生态环境可能产生的不利影响^[1]。流域景观生态风险评价作为区域生态风险的重要分支领域,日益成为“景观格局——生态过程关联”研究的热点区域^[2]。早期关于生态风险评价的研究主要集中于对不透水面增加,农业污染源的扩散,土壤侵蚀等特定风险源进行评价,缺乏全局视角的研究^[1, 3]。而流域生态系统作为一个特殊的自然综合体,不仅受到特定景观格局的影响,同时自然与社会因素也会对其产生作用,因此有必要从多维度、多级别以及多尺度对流域景观生态风险进行综合分析^[1]。目前对于流域景观生态风险评价的研究正在向多重受体和多样风险源的模式发生转变^[4],但是从“自然—社会—景观格局”3个维度对流域景观生态风险进行综合评价的相关研究仍不足^[5]。因此,将景观格局指数与流域“自然—社会”多源要素进行整合,并将其涵盖进流域景观生态风险评价体系中,可以为后续的景观格局优化研究工作提供科学依据^[6]。近年来,国内外的专家学者对不同尺度上的景观格局生态风险评价的有关内容开展了大量的研究,研究对象包括行政区域^[7]、城市用地^[8]、高原^[9-10]、自然保护区^[11]等。研究方法囊括生态模型、数字模型、景观生态模型和数字地形模型等^[12]。这类模型方法大多数以行政区为研究单元,评价结果难以反映区域景观生态风险的空间差异特征,更难反映区域景观生态风险的空间邻近关系^[13]。层次分析法^[14]和基于“源—汇”理论的综合指数构建的方法^[15]也被广泛采用,但是此类方法对于权重值的确定具有很强的主观性,不利于在众多影响因素中识别主要的风险要素^[16]。而本研究所采用的空间主成分分析法能够客观的计算出每个影响因素的权重,避免多指标判断权重的不完善性,且能够将主成分因子的分析结果落在地理空间所对应的每一个栅格上,具有良好的空间可视化效果。

景观生态风险评价与景观格局优化两者之间关系密切,进行生态风险评价能够反映出区域生态安全状况,可以为区域景观格局优化提供方向;而进行景观格局优化则需要借助人类对生态环境的主动干预来实现各要素之间的优化配置,减弱生态风险,最终促进区域生态安全格局的构建^[17]。最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance Model MCR)最早是由 Knaapen 用于景观格局优化^[6, 18]。根据景观生态学相关原理,在具有异质性特征的生物扩散过程中,物质能量的流动、交换以及生境的维护都需要克服景观阻力^[19]。MCR 模型的优势在于它综合考虑了景观单元内部单元之间的水平联系,而非景观单元内部的垂直过程,即考虑了距离和阻力两种因素,在景观格局优化的过程中具有良好的适用性和延伸性^[20-21]。为此,本文基于 MCR 模型,结合网络分析方法,更好的体现区域各景观之间的有机联系。

流域作为特殊的一类景观生态系统,对特定区域的水循环、生物多样性以及生态环境有着重要的影响^[15-16]。涪江流域作为长江流域上游重要的水源地以及生态屏障,也存在一些问题,如水土流失严重,自然灾害频发,植被覆盖率减弱等,维护其生态环境的健康发展对于整个川渝地区,乃至整个长江流域的生态安全以及水源补给安全都有着重要的作用。因此,对此区域进行景观生态风险评价以及景观格局优化的需要显得

尤为迫切。

1 研究区概况、数据与方法

1.1 研究区概况

涪江为长江的二级支流,嘉陵江右岸最大支流,发源于四川省境内的雪宝顶,流经四川省的中部,自西北向东南斜穿过四川盆地,在重庆市合川区汇入嘉陵江,如图 1 所示,整个流域介于 29.10°—33.04°N, 103.30°—106.30°E 之间,流域总面积为 $3.92 \times 10^4 \text{ km}^2$,流域涉及了川渝地区的 30 个县区。区内海拔高差较大,高达 5300 m,上游经过川西北丘状高原山区,地势起伏较大;中下游流经四川盆地盆中丘陵区,地势较为低平。主要的气候类型为川西高原气候和亚热带湿润季风气候,降水丰沛,雨热同期,但时空分异特征较为显著。整体上研究区景观格局空间分异特征明显,上游主要以林地为主,植被覆盖率较高,中下游地区多以耕地和建设用地为主。由于近些年自然环境的整体变化和人类活动的频繁的影响,流域内滑坡、崩塌、泥石流等自然灾害频发,导致区域内景观格局愈加的破碎,流域所面临的景观生态风险问题日益严峻。

1.2 数据来源

研究数据包括地表覆被数据、DEM 数据、土壤类型数据以及其它基础地理数据。①地表覆被数据:2020 年 GlobeLand 30 数据,空间分辨率为 30 m,来源于 <http://www.globeland30.org>,总体精度为 85.72%,Kappa 系数 0.82,满足研究需求。②DEM 数据:采用 GDEM V2

数字高程数据,空间分辨率为 30 m,来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台 (<http://www.gscloud.cn/>)。③土壤类型数据:来源于世界土壤数据库 (HWSD) 的中国土壤数据集 (<http://www.fao.org/home/en/>),空间分辨率为 1000 m,比例尺为 1:100 万。④其它基础地理数据:包括居民点数据、工矿用地以及水体数据等,来源于全球地理信息资源目录服务系统 (<https://www.webmap.cn/>),比例尺为 1:25 万,为 shp 格式文件。通过 ArcGIS 平台的距离计算工具进行栅格化处理,栅格大小为 30 m。

1.3 研究方法

1.3.1 生态风险评价因子选取

根据涪江流域的生态环境现状以及经济发展情况,从自然、社会、景观格局 3 个维度选取了高程、坡度、土壤类型、地表覆盖类型、距河流距离、距工矿用地距离、距居民点距离、香农均匀度指数 (SHEI)、蔓延度指数 (CONTAG)、植被覆盖度指数 (NDVI) 等 10 个指标因子构建流域景观生态风险评价指标体系,植被覆盖度指数 (NDVI) 在 ENVI 平台中基于 Landsat8 OLI_TIRS_2018 年的遥感影像计算得出;香农均匀度指数 (SHEI) 和蔓延度指数 (CONTAG) 通过 Fragstats 软件中移动窗口法进行了可视化处理^[22]。其中土壤类型的等级划分根据所对应的固碳能力和抗外力侵蚀能力的差异,能力越低的区域,景观生态风险等级越高^[23];地表覆盖类型参考文献[6]进行分类;其余评价因子利用自然断点法进行分级,1—5 级分别表示较低、低度、中度、较高和高度风险,分级详情见表 1。生态风险评价因子等级空间分布见图 2。

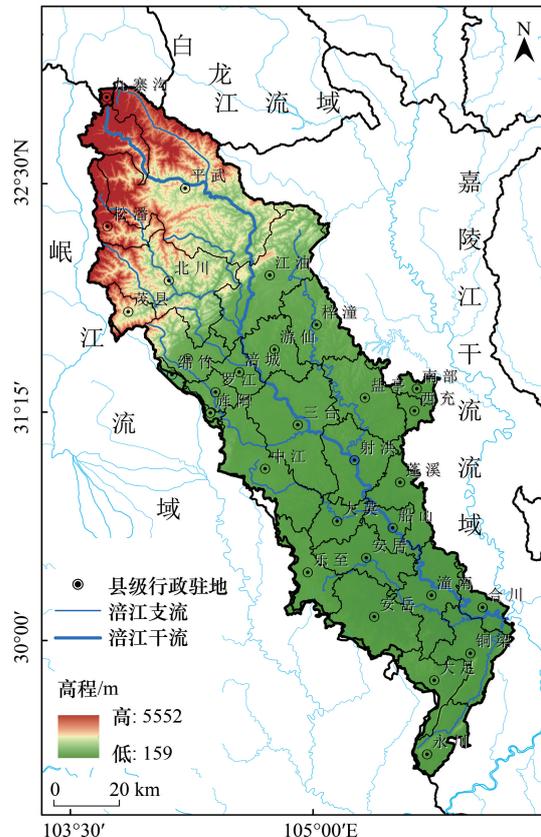


图 1 涪江流域概况

Fig.1 General situation of Fujiang River Basin

表 1 涪江流域景观生态风险指标及评价分级标准

Table 1 Landscape ecological risk assessment index and classification standard of Fujiang River Basin

指标类型 Index type	评价因子 Evaluation factor	分级标准 Grading standard				
		1 级 Level 1	2 级 Level 2	3 级 Level 3	4 级 Level 4	5 级 Level 5
自然 Natural	高程/m	159—827	827—1565	1565—2343	2343—3274	>3274
	坡度/(°)	0—3	3—8	8—15	15—25	>25
	土壤类型	酸性紫色土	红壤、黄红壤、黄壤性土	水稻土、潯育水稻土、盐渍水稻土	黄棕壤、暗黄棕壤、棕壤、黄棕壤性土、黄壤性土、潮土	红色石灰土、棕色石灰土、酸性石质土、钙质石质土
社会 Society	距水体距离/m	0—1000	1000—2000	2000—3000	3000—4000	>4000
	距居民点距离/m	>17706	10635—17706	6003—17706	3078—6003	0—3078
	距工矿用地距离/m	>13500	10000—13500	7000—10000	3500—7000	0—3500
景观格局 Landscape pattern	香浓均匀度指数	0.8—1	0.6—0.8	0.4—0.6	0.2—0.4	0—0.2
	蔓延度指数/%	>55	23—55	12—23	4—12	0—4
	地表覆被类型	林地、湿地、水体	草地、灌木	耕地、水田	永久冰川	建设用地
	植被覆盖度	>0.84	0.77—0.84	0.66—0.77	0.46—0.66	0—0.46

1.3.2 空间主成分分析

用于评价生态风险的方法中,空间主成分分析法是将输入的多波段数据变换到一个新的空间中,对原始空间轴进行旋转而成新的多元属性空间^[24]。通过空间主成分分析法(Spatial principal components SPCA)计算得出空间载荷图、各个成分的贡献率以及累计贡献率,将累计贡献率超过 90%的成分确定为有统计学意义的主成分^[25],再根据数理统计方法计算每个影响因子的权重,然后进行加权叠加,最终得到评价结果。具体的公式表达如下^[26]:

$$E = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (a_{ij} F_j) \quad (1)$$

式中, E 表示景观生态风险评价综合结果; a_{ij} 表示第 i 个栅格对应的第 j 个主成分; F_j 表示第 j 个主成分的特征贡献率。

1.3.3 景观格局优化

根据俞孔坚^[27]、刁菲菲^[28]等对于景观生态安全格局构建的方法,本研究根据生态源地以及景观生态风险评价的结果构建景观格局累积阻力表面,利用最小累积阻力模型(MCR)和网络分析等建立生态廊道、识别生态节点,实现景观格局优化。公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n D_{ij} W_i \quad (2)$$

式中, MCR 表示生态源地 j 到任意栅格 i 之间的最小阻力累计值; D_{ij} 表示景观格局阻力上第 i 个栅格到第 j 个生态源地之间的距离; W_i 表示在景观格局阻力表面上第 i 个栅格对生态流运行所产生阻碍的阻力值。

(1)“生态源地”的识别。生态源地是指对区域生态环境以及人类社会可持续发展具有重要作用的斑块,其能够提供关键的生态服务以及防止生态系统退化而引发的各种生态问题^[29]。本研究对于生态源地的选取为初次筛选的面积大于 5 km²的林地、湿地以及水体斑块导入 Conefor_input,计算得出景观一致性概率(Landscape coincidence probability LCP)、整体连通性(Integral index of connectivity IIC)、可能连通性(Probability of connectivity PC)、斑块重要性(DI)等 4 个景观格局指数,阈值设为 2000,连通概率设为 0.5,对核心区进行连接度评价,并将核心区域重要值>1 的斑块确认为最终生态源地。

(2)生态阻力面的确定。生态阻力面是生态源地之间进行物质交换、能量传输以及物种迁徙等生态过程中所受到的阻力^[30]。以流域景观生态风险评价的结果和筛选出的生态源地作为景观格局阻力面生成的基

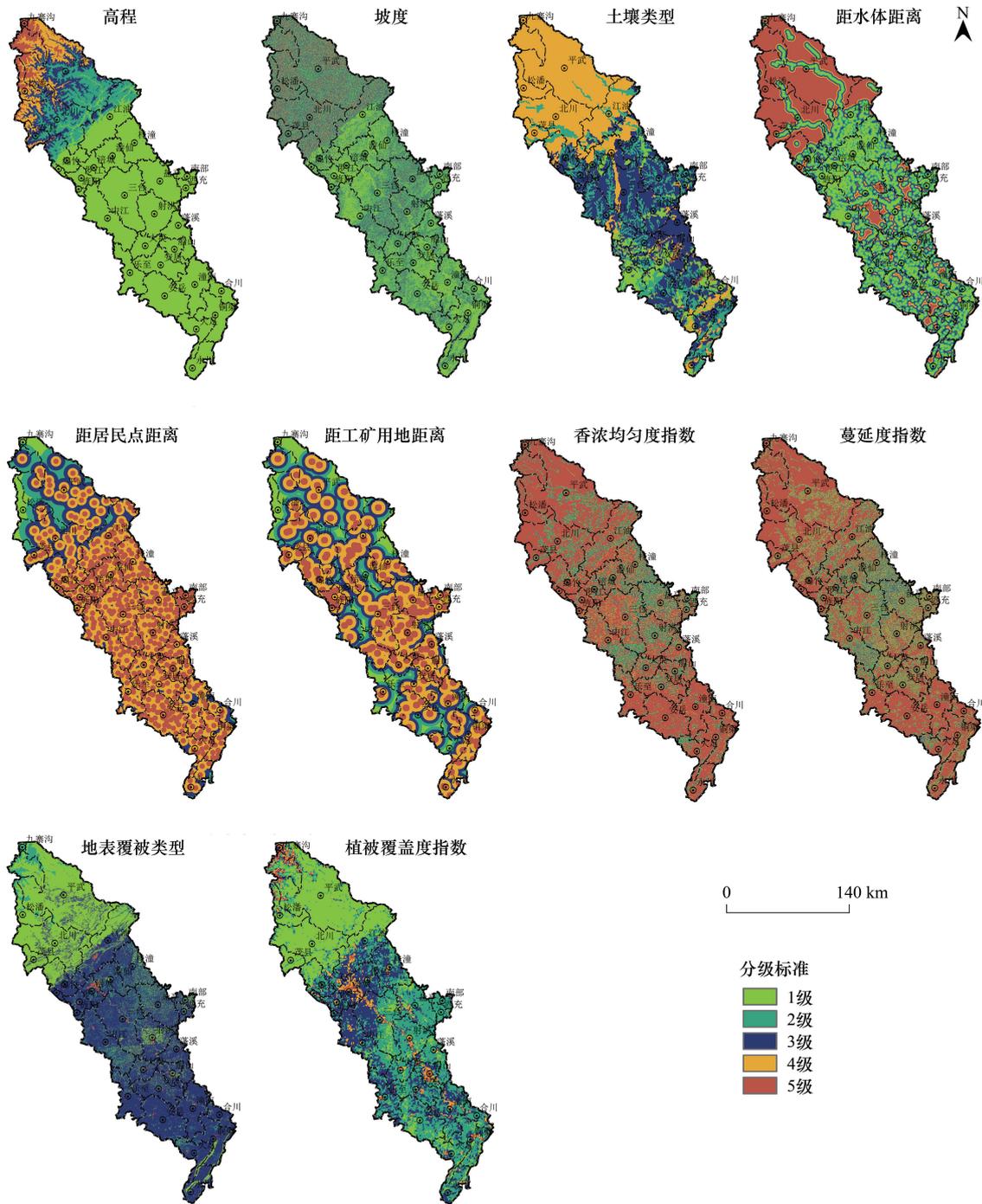


图 2 涪江流域各评价因子生态风险等级空间分布

Fig.2 Spatial distribution of ecological risk grades of evaluation factors in Fujiang River Basin

础,利用成本距离(Cost distance)工具计算得到涪江流域景观格局累积阻力表面,最后用自然断点法将综合阻力表面的大小分为 1—5 个等级:低阻力、较低阻力、中阻力、较高阻力、高阻力。景观格局阻力表面的分级标准见表 2。

(3)生态廊道的建立。廊道是指具有通道或屏障功能的线状和带状的景观要素,是“源地”之间能量流通的重要桥梁和纽带^[31]。对于生态廊道的提取本文主要是基于选取的“生态源地”以及景观格局累积阻力表

面利用 Model Builder 工具进行建模,计算出每个生态源地到其余生态源地之间的最短耗费路径,然后根据长度将其分为 5 个等级。(表 3)

表 2 涪江流域景观格局阻力分级标准

Table 2 Grading standard of landscape pattern resistance in Fujiang River Basin

阻力等级 Resistance grade	累计阻力值 Cumulative resistance value	阻力等级 Resistance grade	累计阻力值 Cumulative resistance value
1	0—3786	4	17985—27686
2	3787—10412	5	27687—60340
3	10413—17984		

表 3 涪江流域生态廊道分级标准

Table 3 Classification standard of ecological corridor in Fujiang River Basin

廊道等级 Corridor grade	廊道长度/km Corridor length	廊道等级 Corridor grade	廊道长度/km Corridor length
1	>300	4	30—100
2	200—300	5	<30
3	100—200		

(4)生态节点的判别。生态节点是指在整个景观格局中需要加以识别和保护相对脆弱的区域,利用水文分析的相关工具提取景观格局阻力面的“山脊线”,将“山脊线”与生态廊道相交,提取生态节点^[32-33]。

(5)景观格局优化网络构建。为了进一步促进生物流在研究区流通,以构建的生态廊道和识别的生态节点为基础,利用网络分析法,再次计算最短路径,形成了一条贯穿整个流域的主廊道,模拟和分析能量在生态廊道网络中的流动和分配情况。

(6)景观格局优化效果评估。景观连接度可以有效的对景观要素在景观功能和过程上的有机联系进行描述^[6]。前人的研究大多选取景观一致性概率(LCP)、种类一致性概率(CCP)、整体连接度指数(IIC)和可能连接度指数(PC)等对景观格局优化前后效果进行评估^[6, 34-36]。其中 IIC 和 PC 指数能够较好的表现景观格局斑块与重要生态要素之间的连通情况,因此本研究选取 IIC 指数和 PC 指数对涪江景观格局优化前后效果进行定量分析,表达式如下^[37]:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_i \times a_j}{1 + NL_{ij}} \right)}{A_L^2} \tag{3}$$

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (a_i \cdot a_j \cdot P_{ij}^*)}{A_L^2} \tag{4}$$

式中, a_i 与 a_j 分别表示任意斑块 i 和斑块 j 的面积; A_L 表示流域总面积; NL_{ij} 表示斑块 i 和斑块 j 之间的连接数。IIC 的取值介于 0—1 之间,值越大表示景观格局连接性越高。 P_{ij}^* 表示斑块 i 和斑块 j 之间所有可能的路径的最大乘积率,PC 的取值介于 0—1 之间,并且随着连通性的提高而增加。

2 结果分析

2.1 流域景观生态风险评价

2.1.1 指标权重的确定

选取海拔、坡度、土壤类型、地表覆盖类型、距河流距离等 10 个影响因子,通过空间主成分分析得出前 7 个主成分的累计贡献率>90%(表 4),即前 7 个主成分能够对研究区景观生态风险的信息进行有效的概括。

根据前 7 各主成分的初始特征根以及贡献率计算得出每个指标因子的权重值(表 5)。从计算结果可以得出蔓延度指数(CONTAG)、距水体距离、香农均匀度指数(SHEI)、坡度占比较大,分别为 0.1293、0.1280、0.1197、0.1098,说明其对涪江流域景观生态风险评价结果的影响较大。因此,从权重角度出发,涪江流域景观生态风险评价结果受自然因子和景观格局因子影响较大,社会因子影响相对较小。

表 4 各主成分特征根以及累计贡献率

Table 4 Characteristic roots of principal components and their cumulative contribution rate

主成分 Principal component	特征根 Characteristic value	贡献率/% Contribution rate	累积贡献率/% Cumulative contribution rate
1	1.8907	37.6378	37.6378
2	0.94681	18.848	56.4858
3	0.51093	10.171	66.6568
4	0.3914	7.7915	74.4484
5	0.32227	6.4153	80.8637
6	0.28096	5.593	86.4566
7	0.24985	4.9736	91.4303
8	0.2007	3.9952	95.4255
9	0.13937	2.7743	98.1998
10	0.09043	1.8002	100

表 5 涪江流域景观生态风险评价指标因子权重

Table 5 Weight of index factors for landscape ecological risk assessment in Fujiang River Basin

评价维度 Evaluation dimension	评价指标 Evaluation index	权重 Weight	评价维度 Evaluation dimension	评价指标 Evaluation index	权重 Weight
自然 Natural	高程	0.0839	景观格局 Landscape pattern	香农均匀度指数	0.1197
	坡度	0.1098		蔓延度指数	0.1293
	土壤类型	0.0882		地表覆被类型	0.0765
	距河流距离	0.1280		植被覆盖度指数	0.0933
社会 Society	距工矿用地距离	0.0998			
	距居民点距离	0.0715			

2.1.2 涪江流域景观生态风险评价结果

研究区景观生态风险空间分布特征见图 3:①高度生态风险区,风险指数为 3.45—4.51,面积为 5697.60 km²,占了整个流域面积的 14.55%,主要位于涪江流域的上游部分地区以及中下游地区有工矿用地以及居民点分布的区域,其主要原因是上游地区海拔较高、坡度较陡、地表起伏较大,在雨季节易发生崩塌、滑坡、泥石流等自然次生灾害,从而导致面临的景观生态风险问题较为严峻;②较高生态风险区,风险指数为 3.12—3.44,面积为 9941.48 km²,所占整个研究区面积 25.38%,主要在上游高生态风险区的外围区域分布、中下游人类活动影响较为强烈的区域有零星分布如城镇建设用地和工矿用地等;③中度生态风险区,风险指数为 2.80—3.11,分布面积为 9957.43 km²,所占整个流域面积的 25.43%,在中下游区域零散分布;④低度生态风险区,生态风险指数为 2.44—2.79,分布面积为 8117.26 km²,占流域总面积的 20.72%,主要分布于中度生态风险区的外围地区,覆被类型主要以耕地、草地以及灌木为主。⑤较低度生态风险区,生态风险指数为 1.30—2.43,面积为 5453.52 km²,占流域总面积的 13.92%,占比最小,主要位于植被覆盖度较高区域、河流流经区域等,主要是由于该类区域的生态系统服务价值较高、生态环境稳定且受人类活动干预较少,有利于自然生物在此类地区聚集繁衍以及维持生态平衡。

2.2 涪江流域景观格局优化

2.2.1 流域生态源地的提取

经过筛选,选取出 15 个斑块作为最终生态源地,占地面积为 11194.28 km²,占总流域生态用地面积的

28.58%,以大面积分布的林地为主,河流以及湿地占比较小,主要分布于上游地区的平武、北川、安州和江油,该地区植被覆盖度较高,生态系统较为稳定,生物多样性丰富,有利于物种的扩散和维持。生态源地分布见图 5。

2.2.2 流域景观格局阻力表面

由图 4 可见,涪江流域景观格局累积阻力表面的空间分布特征为:①较低阻力地区所占整个研究区阻力面的范围最大,面积为 18143.05 km²,占了 46.24%,主要分布于上游区域植被覆盖度较高地区和涪江干流流经区域等。②低阻力区占了 21.93%,面积为 8606.351 km²,占地面积较大,主要位于梓潼、涪城、中江、射洪等区县。③中等阻力区所占面积为 7189.816 km²,占了总面积的 18.32%,主要分布在低阻力区域的外围地区。④较高阻力区主要在分布研究区城镇建设用地的外围区域,占比为 10.39%,面积为 4077.067 km²。⑤高阻力区占比为 3.11%,面积为 1220.831 km²,主要分布在中下游地区城市建筑较为密集的区域。

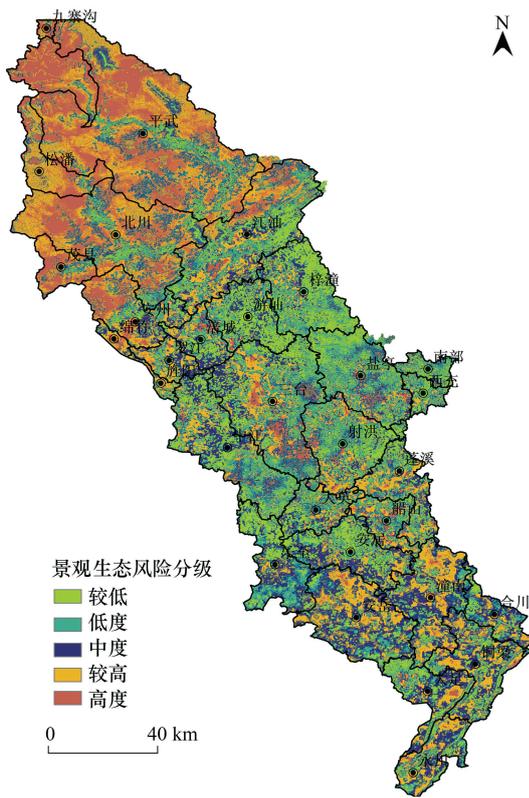


图 3 涪江流域景观生态风险分级

Fig.3 Landscape ecological risk classification of Fujiang River Basin

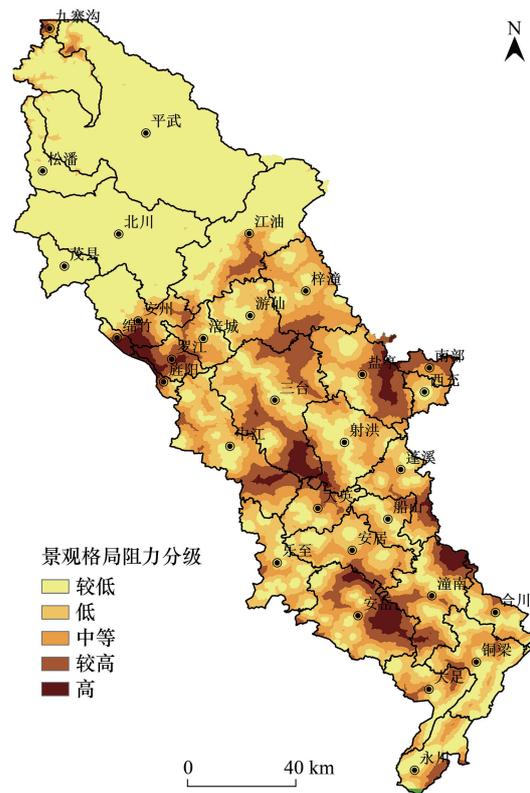


图 4 涪江流域景观格局阻力空间分布

Fig.4 Spatial distribution of landscape pattern resistance in Fujiang River Basin

2.2.3 流域生态廊道的构建与优化

从图 5 和表 6 可见,共识别出研究区的生态廊道 41 条,长度共有 5229.038 km。其中原有的生态廊道 29 条,新添 12 条潜在生态廊道,根据廊道经过的生态用地类型,将其分为绿带型、河流型以及道路型三类^[16]。其中:①一级生态廊道有 3 条,总长度为 1079.234 km,所占比例为 20.64%,最长的一条为 22 号廊道,从四川省的九寨沟县一直延伸到重庆市的合川区,往后依次为 26 号以及 20 号廊道。三条一级生态廊道大致贯穿了整个涪江流域,有利于物种在流域内的迁徙和物质能量在流域范围内的交换,是上下游维持生态平衡的关键,需要给予重点关注。②二级廊道有 5 条,总长为 1392.163 km,占了生态廊道总长度的 26.62%。分别为 14 号、10 号 13 号、6 号和 18 号生态廊道。二级生态廊道贯穿了涪江流域的中下游区域,呈闭合状,有效的连接

了中下游的生态源地,促进当地物种的迁移和保护,提高生物多样性,增加生态服务价值。③三级生态廊道共有 13 条,总长度为 1854.142 km,长度占比为 35.46%,是占比最大的一类生态廊道,涉及 4 号、39 号、19 号、17 号、30 号、34 号、9 号、27 号、35 号、36 号、28 号、3 号和 41 号廊道。三级生态廊道虽然比较破碎,但是涉及到了涪江流域的上、中、下游,有效的连接了流域内分散分布的面积较小的生态源地,增加研究区内生态网络的连通性,促进了较为完整的生态网络结构体系的构成,有利于物种的保护。④四级生态廊道共有 14 条,其总长度为 830.744 km,占有廊道总长比例的 15.89%,其中 21 号、15 号、24 号、5 号、23 号、25 号、12 号以及 7 号此 8 条廊道在平武、北川、安县以及江油境内,在以上 4 个区县内形成了较为完整的廊道网络,满足了生物沟通的需要,因此,此区域内自然保护区众多,生物多样性较为丰富;其余的 37 号、32 号、40 号、2 号、40 号、37 号和 1 号则较为分散的分布于下游区域,没有形成较为完整的廊道网络体系,生态连接度较差,无法满足生物沟通的需要。⑤五级廊道有 6 条,总长度为 72.755 km,仅占有廊道长度的 1.39%,为占比最小的廊道,分别为 8 号、11 号、16 号、29 号、38 号和 33 号廊道。

研究区内的生态廊道类型主要是以绿带型和河流型廊道为主,主要受生态源地分布的影响。对于绿带型廊道可以进一步增加林地型生态源地的面积并且增大其之间的连通性,减小景观格局阻力。而对于河流型的生态廊道,为了进一步减少沿江一带的景观格局阻力,可以根据河流型廊道的宽度建立缓冲区,在缓冲区边缘设置绿化带,促进能量流和生物流在此类型廊道中的流通。

表 6 涪江流域生态廊道分级

Table 6 Classification of ecological corridors in Fujiang River Basin

生态廊道分级 Ecological corridor classification	编号 Number	廊道长度/km Corridor length	类型 Type	生态廊道分级 Ecological corridor classification	编号 Number	廊道长度/km Corridor length	类型 Type
一级廊道 First level corridors	22	405.454	绿带型	四级廊道 Fourth level corridors	21	80.920	绿带型
	26	349.002	河流型		15	76.583	绿带型
	20	324.776	河流型		24	74.050	绿带型
二级廊道 Second level corridors	14	294.888	河流型		37	73.784	河流型
	10	290.046	绿带型(新)		5	73.694	绿带型(新)
	13	288.940	河流型		23	72.516	绿带型
	6	282.783	绿带型(新)		25	65.024	绿带型
	18	235.504	河流型		40	58.390	绿带型
三级廊道 Third level corridors	4	176.350	绿带型(新)		12	52.784	绿带型(新)
	39	175.472	河流型		7	50.403	绿带型
	17	171.514	绿带型		2	44.382	河流型
	34	167.099	绿带型(新)		31	41.368	河流型
	19	164.459	绿带型		1	34.016	河流型
	9	163.488	河流型		32	32.826	河流型
	30	131.068	绿带型(新)	五级廊道 Fifth level corridors	8	21.141	绿带型(新)
	36	122.990	绿带型(新)		11	19.320	绿带型
	28	122.106	河流型(新)		16	12.327	绿带型(新)
	27	121.370	河流型		29	9.564	绿带型
	35	120.182	河流型		38	5.775	绿带型(新)
	3	117.276	绿带型		33	4.640	绿带型(新)
	41	100.7630	河流型				

2.2.4 流域生态节点的提取

通过提取景观格局累积阻力面“山谷线”,将其与生态廊道进行叠加分析,提取出 53 个生态节点(图 5)。根据其分布的具体位置可以看出,位于河流流经区的生态节点有 17 个,位于生态源地中的生态节点有 26 个,

位于生态源地之间的生态节点有 10 个。根据生态节点的概念,将生态节点分为了 3 类,分别为河流湿地生态节点、重要生态区生态节点和生态脆弱区生态节点,前两者主要位于斑块面积较大的生态源地内和廊道与廊道交接处,生物流的流量较大,在形成的廊道中起到了“踏脚石”的作用;而生态脆弱区的生态节点一般距离生态源地较远,位于前两类生态节点之间,是研究区形成生态网络的关键,因此应该加强对生态脆弱区生态节点的保护和建设,让其对周围较为脆弱的景观产生辐射作用。

2.2.5 涪江流域景观格局优化网络构建

利用网络分析方法,形成了一条贯穿整个流域范围的主廊道,长约 1607.38 km(图 5)。因此优化后的景观生态格局是以主生态廊道为“中轴”、识别出的现有的生态廊道以及潜在生态廊道为“辅助”、生态节点为“枢纽”,打通整个廊道,形成了涪江流域较为完整的生态网络框架。

2.2.6 优化效果评估

对比涪江流域景观格局优化前后的 IIC 指数和 PC 指数(表 7),可以得出:在优化之前两个指数都维持在 0.48 左右。在优化后,研究区的 IIC 指数和 PC 指数分别为 0.083624、0.079675,变化率分别呈 74.12% 和 67.87% 的正增长。根据相关研究表明^[6,36],景观连通性指数较高的区域,其生态景观格局具有更高的稳定性。因此,进行景观格局优化有利于提高涪江流域整体景观格局的稳定性。

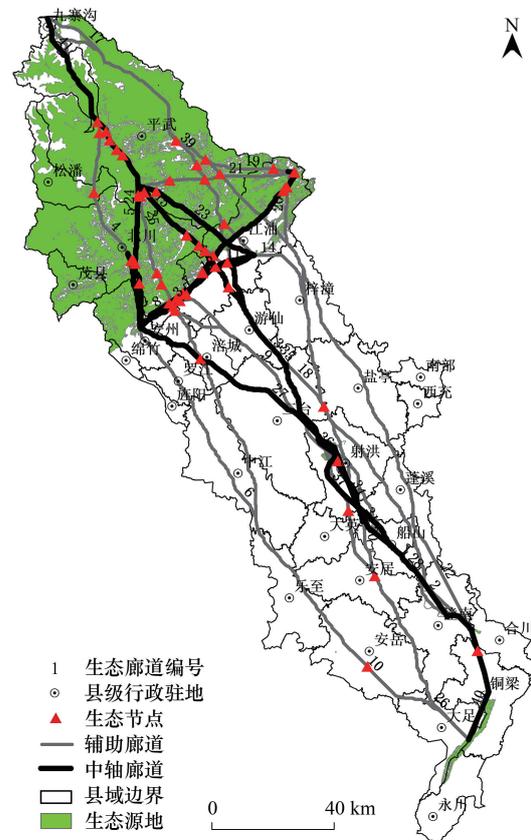


图 5 涪江流域景观格局优化网络

Fig. 5 Optimization network of landscape pattern in Fujiang River Basin

表 7 景观格局优化效果评估

Table 7 Landscape optimization evaluation

评价指标 Evaluation index	优化前 Before optimization	优化后 After optimization	变化率/% Rate of change
景观连通性综合指数 (IIC) Integral index of connectivity	0.048027	0.083624	74.12
连通性概率 (PC) Probability of connectivity	0.047463	0.079675	67.87

3 讨论

当前学界对于多源景观生态风险评价的关注逐渐增大,但是从“自然-社会-景观格局”3 个维度综合选取评价因子对景观生态风险进行研究的案例还相对较少^[1, 4, 19]。景观格局优化是景观生态风险评价的最终目标^[38]。本文基于景观生态风险评价的结果,进一步明确了涪江流域目前的景观格局现状以及所面临的生态风险问题,为后续的景观格局优化奠定基础。在景观格局优化的研究中,生态节点的数量、质量和空间分布状况会对物种迁移的时间、周期和成功率产生重要的影响,加大对流域生态节点的保护和建设,能够促进物质、能量流在整个研究区生态系统内更加流畅的循环运转,对于整个流域内生态环境质量的提升和生物多样性的保护具有极其重要的意义^[39]。利用网络分析方法构建的网络生态结构提高了整个区域的连通度指数,景观生态流可以直接渗透到景观格局阻力较高的区域,促进研究区生态安全水平的提高。因此应做好上游地区如

九寨沟、雪宝顶、王朗等国家级自然保护区的天然林保护工作,推进流域内森林、草原以及河流湿地生态系统建设工作,有效的保护和建设好生态网络,进一步推进研究区内景观生态安全格局的构建。与常规的流域景观格局研究方法相比较,本文创新之处在于:①从景观生态风险源的选取上,综合的从自然、社会、景观格局三方面选取评价因子,并且利用 SPCA 方法计算得出每个评价因子的权重值,可以减少由于人为经验和判断所赋予的权重值的主观性,较为客观的反应出不同评价因子之间重要性差异,增加评价结果的准确性,进一步揭示景观生态风险评价结果中所蕴含的生态学内涵。②生态源地的选择是进行景观格局优化的重要环节,在以往的众多研究中,生态源地仅仅只是以面积大小为决定因素,选取的林地、水域等具有生态服务功能的景观类型作为生态源地,具有较强的主观性^[6-7, 17]。而在本研究中对于生态源地的选取以 4 个表示景观连通度以及斑块重要性的景观格局指数作为依据(LCP、LLC、PC、DI),最终选取出 15 个具有较强的稳定性和连通性的生态斑块作为生态源地,提升对生态源地选择的科学性。③本研究在 MCR 模型构建出的生态廊道的基础上,采用了网络分析的方法,弥补了对于潜在廊道分析提取不足的情况,使得构建的生态廊道具有更加丰富的层次性,提取的生态节点在空间定位中更加的清晰,并且通过计算景观格局优化前后得出的 LCP、CP 景观指数结果可以看到,优化后的景观连通度得到了极大的提升。

本研究的所采用的研究方法和研究结果可为涪江流域制定景观格局优化措施提供具有参考意义的布局模式,并且对于整个长江流域未来景观生态安全构建具有一定的理论和实践意义。但是,本研究只是得出了优化布局的结构,对于具体的优化措施,如构建生态廊道的宽度,生态节点的具体保护措施等方面,在未来的研究中都将结合研究区的实际情况进行更深一步的研究和探讨。

4 结论

本文基于空间主成分分析法(SPCA)评估研究区的生态风险等级,利用最小累积阻力模型(MCR)和网络分析等方法对涪江流域的景观生态结构进行优化,得出以下结论:

(1)通过分析得出,涪江流域的景观生态风险状况在“自然—社会—景观格局”三方面因素的共同作用下,受自然和景观格局因子的影响较大,社会因子影响较小。

(2)从整体上来看,涪江流域的景观生态风险等级在空间分布上大致呈西北部高于东南部,生态风险等级为中等、较高、高度的区域的面积占研究区总面积的 65.35%,研究区生态环境所面临的生态风险较高。

(3)生态源地主要以林地、河流以及湿地为主,主要分布松潘、平武、北川区县,总面积为 11194.28 km²,占流域总面积的 25.58%;构建涪生态廊道共 41 条,其中现有的生态廊道有 29 条,潜在的生态廊道有 12 条;识别出生态节点 53 个。

(4)构建了以主廊道为“中轴”,现有廊道及潜在廊道为“辅助”,生态节点为“枢纽”的较为完整的网络型生态景观格局;对比优化前后的连通度进行比较,优化后景观格局的连通度有了极大的提升。

参考文献(References):

- [1] 彭建,党威雄,刘焱序,宗敏丽,胡晓旭.景观生态风险评价研究进展与展望.地理学报,2015,70(4):664-677.
- [2] 彭建,刘焱序,潘雅婧,赵志强,宋治清,王仰麟.基于景观格局——过程的城市自然灾害生态风险研究:回顾与展望.地球科学进展,2014,29(10):1186-1196.
- [3] 阳文锐,王如松,黄锦楼,李锋,陈展.生态风险评价及研究进展.应用生态学报,2007,18(8):1869-1876.
- [4] 许妍,高俊峰,赵家虎,陈炯锋.流域生态风险评价研究进展.生态学报,2012,32(1):284-292.
- [5] 刘焱序,王仰麟,彭建,张甜,魏海.基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价.地理学报,2015,70(7):1052-1067.
- [6] 李青圃,张正栋,万露文,杨传训,张杰,叶晨,陈裕婵.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化.地理学报,2019,74(7):1420-1437.
- [7] 王琦,付梦娣,魏来,韩煜,史娜娜,李俊生,全占军.基于源-汇理论和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建——以安徽省宁国市为例.环境科学学报,2016,36(12):4546-4554.
- [8] 冯琰玮,甄江红,马晨阳.干旱区城市生态安全格局优化研究——以内蒙古呼和浩特市为例.水土保持研究,2020,27(4):336-341.

- [9] 李益敏,管成文,朱军,余艳红. 基于加权叠加模型的高原湖泊流域重要生态用地识别——以星云湖流域为例. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8):1251-1259.
- [10] 谢高地,鲁春霞,冷允法,郑度,李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2):189-196.
- [11] 廖国祥,刘梦琪,刘长安,熊德琪,许道艳,丛丕福. 海洋保护区生态风险综合评价方法初步研究——以滨州贝壳岛与湿地国家级自然保护区为例. 海洋开发与管理, 2015, 32(10):59-65.
- [12] Wei S M, Pan J H, Liu X. Landscape ecological safety assessment and landscape pattern optimization in arid inland river basin; take Ganzhou District as an example. *Human and Ecological Risk Assessment; an International Journal*, 2020, 26(3):782-806.
- [13] 王云,潘竟虎. 基于生态系统服务价值重构的干旱内陆河流域生态安全格局优化——以张掖市甘州区为例. 生态学报, 2019, 39(10):3455-3467.
- [14] Malekmohammadi B, Blouchi L R. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using Multi Criteria Decision Making and Geographic Information System. *Ecological Indicators*, 2014, 41:133-144.
- [15] 陈利顶. 源汇景观格局分析及其应用. 北京:科学出版社, 2016.
- [16] 潘竟虎,刘晓. 基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化——以张掖市甘州区为例. 应用生态学报, 2015, 26(10):3126-3136.
- [17] 潘竟虎,刘晓. 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建. 生态学杂志, 2016, 35(3):791-799.
- [18] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1992, 23(1):1-16.
- [19] 彭建,赵会娟,刘焱序,吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3):407-419.
- [20] 刘孝富,舒俭民,张林波. 最小累积阻力模型在城市土地生态适宜性评价中的应用——以厦门为例. 生态学报, 2010, 30(2):421-428.
- [21] 李晶,蒙吉军,毛熙彦. 基于最小累积阻力模型的农牧交错带土地利用生态安全格局构建——以鄂尔多斯市准格尔旗为例. 北京大学学报:自然科学版, 2013, 49(4):707-715.
- [22] 刘世梁,安南南,尹艺洁,成方妍,董世魁. 广西滨海区域景观格局分析及土地利用变化预测. 生态学报, 2017, 37(18):5915-5923.
- [23] 王云琦,王玉杰,刘楠. 三峡库区典型林分土壤抗侵蚀性能及评价. 北京林业大学学报, 2010, 32(6):54-60.
- [24] 汤国安,杨昕. ArcGIS 地理信息系统空间分析实验教程(第二版). 北京:科学出版社, 2012.
- [25] 徐建华. 计量地理学(第二版). 北京:高等教育出版社, 2014.
- [26] 张学渊,魏伟,贻斌斌,郭泽呈,周俊菊. 西北干旱区生态承载力监测及安全格局构建. 自然资源学报, 2019, 34(11):2389-2402.
- [27] 俞孔坚,王思思,李迪华,李春波. 北京市生态安全格局及城市增长前景. 生态学报, 2009, 29(3):1189-1204.
- [28] 刁菲菲. 杭州市景观格局的演变及优化研究[D]. 杭州:浙江农林大学, 2012.
- [29] 李国煜,林丽群,伍世代,王强. 生态源地识别与生态安全格局构建研究——以福建省福清市为例. 地域研究与开发, 2018, 37(3):120-125.
- [30] 杨彦昆,王勇,程先,李维杰,高敏,王家录,傅俐,张瑞. 基于连通度指数的生态安全格局构建——以三峡库区重庆段为例. 生态学报, 2020, 40(15):5124-5136.
- [31] 傅伯杰,陈利顶,马克明,王仰麟. 景观生态学原理及应用. 北京:科学出版社, 2001.
- [32] 胡炳旭,汪东川,王志恒,汪翡翠,刘金雅,孙志超,陈俊合. 京津冀城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2018, 38(12):4383-4392.
- [33] 黄木易,岳文泽,冯少茹,蔡接接. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化. 自然资源学报, 2019, 34(4):771-784.
- [34] 刘伊萌,杨赛霓,倪维,何锦彪. 生态斑块重要性综合评价方法研究——以四川省为例. 生态学报, 2020, 40(11):3602-3611.
- [35] 史芳宁,刘世梁,安毅,孙永秀,董世魁,武雪. 城市化背景下景观破碎化及连接度动态变化研究——以昆明市为例. 生态学报, 2020, 40(10):3303-3314.
- [36] 蒙吉军,王晓东,尤南山,朱利凯. 黑河中游生态用地景观连接性动态变化及距离阈值. 应用生态学报, 2016, 27(6):1715-1726.
- [37] 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. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7):959-967.
- [38] 刘珍环,张国杰,付凤杰. 基于景观格局-服务的景观生态风险评价——以广州市为例. 生态学报, 2020, 40(10):3295-3302.
- [39] 徐威杰,陈晨,张哲,邵晓龙,张晓惠,张彦. 基于重要生态节点独流减河流域生态廊道构建. 环境科学研究, 2018, 31(5):805-813.