

基于景观生态风险评价的湘江流域生态安全格局构建

邓楚雄, 龚雅菁, 张光杰, 刘唱唱, 王雨欣

(湖南师范大学 地理科学学院, 湖南 长沙 410081)

摘要: [目的] 进行湘江流域景观生态风险评价, 构建生态安全格局, 为该地区的区域生态保护修复工作的开展提供参考。[方法] 从自然环境、人类社会以及景观格局三个层面选取 11 个指标构建湘江流域景观生态风险评价指标体系, 运用空间主成分分析法对湘江流域景观生态风险进行综合评价, 基于评价结果构建综合生态阻力面。结合 InVEST 模型、形态学空间格局分析与景观连通性分析识别生态源地, 采用电路理论识别生态廊道、生态夹点及障碍点区域, 构建湘江流域生态安全格局。[结果] ① 人类社会对湘江流域景观生态风险影响最大。高景观生态风险在城市群及各地级市形成多个高值中心向外延伸, 低景观生态风险区主要分布在东南部以及南部林地。② 共提取出 32 个生态源地, 面积 20 415.89 km², 占流域总面积的 22%。识别出生态廊道 64 条, 总长度共 1 888.25 km, 确定筛选出 50 处生态夹点和 41 处生态障碍点, 分别占流域总面积的 0.8% 和 0.6%。③ 划分出生态保护区、生态改善区、生态修复区、生态关键区, 并制定不同的生态保护与优化措施。[结论] 合理构建生态安全格局是生态经济可持续发展的重要保障。基于湘江流域景观生态风险分析, 对生态源地、生态廊道以及关键节点部分采取相对应的措施和方针进行生态修复与保护维护生态安全。

关键词: 生态安全格局; 生态风险; 电路理论; 主成分分析; InVEST 模型; 湘江流域

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2024)03-0145-14

中图分类号: X826

文献参数: 邓楚雄, 龚雅菁, 张光杰, 等. 基于景观生态风险评价的湘江流域生态安全格局构建[J]. 水土保持通报, 2024, 44(3): 145-158. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2024.03.016; Deng Chuxiong, Gong Yajing, Zhang Guangjie, et al. Construction of an ecological security pattern in Xiangjiang River basin based on landscape ecological risk assessment [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(3): 145-158.

Construction of an Ecological Security Pattern in Xiangjiang River Basin Based on Landscape Ecological Risk Assessment

Deng Chuxiong, Gong Yajing, Zhang Guangjie, Liu Changchang, Wang Yuxin

(College of Geographic Science, Hunan Normal University, Changsha, Hunan 410081, China)

Abstract: [Objective] A landscape ecological risk assessment for Xiangjiang River basin were conducted, and an ecological security pattern were established, in order to provide guidance for the implementation of regional ecological conservation and restoration efforts in the area. [Methods] Eleven indicators were selected from the three perspectives of natural environment, human society, and landscape pattern to construct Xiangjiang River basin landscape ecological risk evaluation indicator system. Based on this system, spatial principal component analysis was applied to evaluate the landscape ecological risk, and then, a comprehensive ecological resistance surface was constructed. The InVEST model, morphological spatial pattern analysis, and landscape connectivity analysis were combined to identify ecological sources. Circuit theory was then applied to identify ecological corridors, ecological pinch points, and barrier points area. [Results] ① Human society had the greatest impact on the landscape ecological risk of Xiangjiang River basin. Areas of high landscape ecological risk extended outward from multiple high-value centers located in urban agglomerations and various prefecture-level cities, while areas of low landscape ecological risk were primarily located in the southeastern and southern forest regions. ② A total of 32 ecological sources were identified, covering an area

收稿日期: 2023-10-07

修回日期: 2023-12-07

资助项目: 国家自然科学基金“水生态系统服务流网络对流域‘三生’空间博弈变化的响应研究”(42171258); 湖南省自然资源厅科技项目(20230110GH)

第一作者: 邓楚雄(1974—), 男(汉族), 湖南省衡阳市人, 博士, 教授, 主要从事生态系统服务的研究。Email: dcxppd@163.com。

通信作者: 龚雅菁(1999—), 女(汉族), 湖南省益阳市人, 硕士研究生, 研究方向为景观生态保护与规划。Email: gongyajing1208@163.com。

of 20 415.89 km², accounting for 22% of the total basin area, and 64 ecological corridors were identified with a total length of 1 888.25 km. 50 ecological pinch points and 41 ecological barrier points were identified, accounting for 0.8% and 0.6% of the total basin area. ③ Ecological protection areas, ecological improvement areas, ecological restoration areas, and critical ecological areas were delineated, with different ecological protection and optimization measures formulated. [Conclusion] Rationalizing ecological security patterns is crucial for the sustainable development of the eco-economy. Based on a landscape ecological risk analysis of Xiangjiang River basin, corresponding measures and policies should be adopted for ecological source areas, ecological corridors, and key nodes to carry out ecological restoration and protection to maintain ecological security.

Keywords: ecological security pattern; ecological risk; circuit theory; principal component analysis; InVEST model; Xiangjiang River basin

城市化发展和土地开发的双重压力加剧了对生态环境的干扰^[1]。在近年来全球生态系统服务水平下降趋势愈演愈烈、生态风险不断升高的情况下,通过区域生态安全格局的构建与优化以提升区域生态安全水平,已成为当前紧迫的社会需求^[2]。如何在保持区域经济增长的同时维护高水平的生态安全是重要且具有挑战的^[3],构建高效的生态安全模式,对实现高水平生态安全,促进区域可持续发展有着关键作用^[4-5]。

景观格局与生态过程之间的互馈机制是生态安全格局理论的基础,构建合理的生态安全格局是保障生态安全的重要支撑,对有效调控生态过程、充分完善并发挥生态功能、实现自然资源与绿色基础设施的合理配置具有重要意义^[6]。景观生态风险指的是在一定时空范围内由于人类活动或自然因素的干扰导致区域内的生态环境与景观格局发生变化从而产生负面影响的程度^[7]。在景观格局与生态过程相互作用的研究中,景观生态风险评价也逐渐成为热点领域。对景观生态风险的研究方法多从景观格局指数^[8]、PSR模型^[9]或是基于“源—汇”理论^[10]等景观层面进行。本文引入空间主成分分析(spatial principal component analysis, SPCA)方法从自然环境——人类社会——景观格局3个层面进行流域景观生态风险评价,能有效减少评价的主观性,扩大评估范围,更客观综合地反映湘江流域景观生态风险状况。

“生态源地识别—阻力面构建—生态廊道提取”的基本范式在构建生态安全格局中已得到广泛运用^[11]。生态源地作为区域内生态质量较高地区,其识别是构建生态安全格局的关键环节。目前源地的识别多直接提取面积较大的林地、自然保护地、水域作为生态源地^[12],但这一方法忽略了局部地区的生态退化问题以及相同地类的内部差异,此外还有考虑生态服务质量与功能^[2]、运用 InVEST 模型^[13]等方法来进行生态源地识别。本研究使用结合 InVEST 模型、形态学空间格局分析(morphological spatial pattern analysis, MSPA)和景观连通性评价进行生

态源地识别,在精细化选择高生境质量斑块的同时保证强调了斑块的连通性。景观生态阻力面的构建是提取生态廊道的前提,生态阻力是指物种在不同景观单元移动受到阻碍的程度^[14]。本研究进行景观生态风险评价并将其作为生态阻力面构建生态安全格局与其他方法相比能更好地从内在机制上将生态安全与景观格局联系起来,生态安全格局的构建更具有系统性。生态廊道研究方法多运用斑块重力模型^[15]、蚁群模型^[16]、最小累计阻力模型^[17]和电路理论^[18]等。但蚁群模型和重力模型对生态廊道的识别具有局限性,最小累计阻力模型无法模拟物种移动扩散的随机性。由 McRae B. H. 等^[18]提出的电路理论能通过源地间的电流强度反映生态斑块和廊道的相对重要性,运用电子在电路中随机游走的特性预测物种运动规律并识别可能的移动路径。同时其电流密度的计算可以有效识别出位置不受廊道宽度影响的“夹点”与“障碍点”区域,在廊道以及节点的重要性判别研究中具有优越性。

湘江是洞庭湖流域的最大支流,是连接长江经济带地区的重要水道,湘江流域是湖南省人口最稠密、城市化率最高的区域,在经济上发挥着重要作用。流域的生态环境变化对维护区域的生态安全影响重大。本文以湘江流域为研究区,建立三维景观生态风险评价指标体系运用空间主成分分析法进行流域景观生态风险评价,基于 InVEST-MSPA-Conefor 模型识别生态源,依据电路理论识别生态廊道、生态夹点及障碍点区域,构建多层次生态安全格局。从而了解湘江流域景观生态风险情况,明晰研究区域生态安全格局状况,为生态修复与保护维护生态安全提供相应措施和方针建议,以期湘江流域景观生态风险防控与格局优化提供方法与理论指导。

1 研究区概况

湘江作为长江的一级支流,是联系长江经济带的重要水道。河流干流发源于湖南省永州市蓝山县,于

岳阳市湘阴县汇入洞庭湖。湘江干流全长 844 km, 流域矢量面积为 94 493 km², 范围介于 110°50′—114°30′E, 24°70′—28°60′N(图 1)。湖南省部分自南向北流经永州市、郴州市、衡阳市、娄底市、湘潭市、株洲市以及长沙市, 还包括江西省萍乡市、广西壮族自治区桂林市等城市。湘江流域交通便利, 水土优渥, 承担着湖南省经济发展区的重要角色, 其地区生产总值约占湖南省的 70%, 人口约占湖南省总人口的 60%。湖南省部分 GDP 占流域的 97%, 人口占全流域的 93%。然而, 随着经济的快速发展、工业化和城市化的推进, 流域生态环境的恶化和土地的不合理利用日益严重, 流域生态保护压力日益增大。

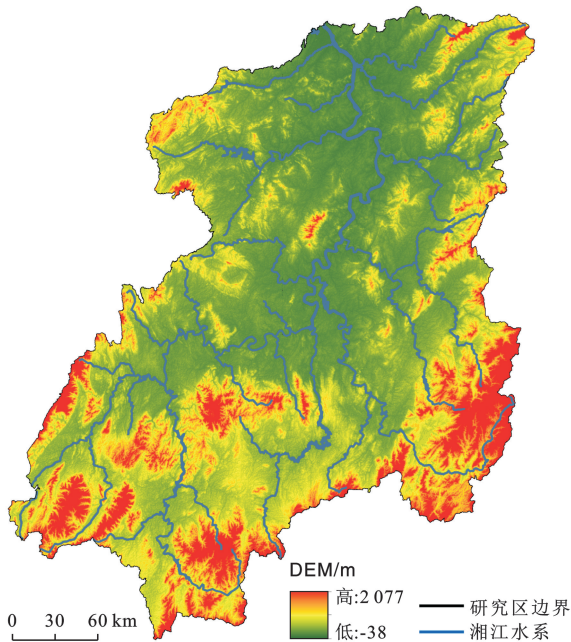


图 1 湘江流域地形及水系分布

Fig.1 Distribution of topography and river system at Xiangjiang River basin

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

研究数据包括: ①土地利用数据来源于 2020 年的中国科学院资源环境科学数据中心, 基于 Landsat TM/ETM 数据进行遥感解译得到, 空间分辨率为 30 m, 整体数据分类精度超过 90%, 包括 6 个一级地类, 18 个二级地类。②NPP/VIRS 夜间灯光数据来自美国国家海洋和大气管理局官网(<https://www.ngdc.noaa.gov/eog/>), 通过数据预处理和 ArcGIS 软件对收集到的数据进行提取。③数字高程数据 (DEM) 采用 GDEM V2 数字高程数据, 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>)。④NDVI(归一化植被指数)数据以下载于地理空间数据云平台的

2020 年 6 月 Landsat 8 OLI 卫星影像为基础, 分辨率为 30 m。

2.2 研究方法

本研究首先基于湘江流域景观生态风险评价确定生态阻力面, 第二步使用 InVEST-MSPA-Conefor 模型进行生态源地识别。其中 InVEST 模型生境质量模块用于识别湘江流域高生境质量斑块, 使用 MSPA 识别高生境质量斑块的景观空间格局要素并提取出生态核心区, Conefor 软件用于进一步评估核心区斑块的景观连通性。最后基于电路理论识别生态廊道与关键生态节点构建湘江流域生态安全格局。

2.2.1 景观生态风险评价指标选取 本研究构建了一个包含自然环境、人类社会和景观格局 3 个层面的三维景观生态风险评价指标体系。在参考相关文献的基础上结合现有数据和研究区现状, 将景观生态风险划分为 5 个等级见表 1, 分别表示低、较低、中度、较高和高景观生态风险。

自然环境层面选取坡度、海拔、距河流距离、植被覆盖度。海拔和坡度等级的高低与地质灾害发生机率密切相关, 其等级越高表明受到雨水、土壤侵蚀作用的影响越强, 发生水土流失、山体滑坡和泥石流等次生灾害的可能性越大, 景观生态风险越高; 植被覆盖度反映了地区的绿化程度, 值越大绿化程度越好, 植被对生态环境调节能力越强, 景观生态风险就越小; 河流在一定程度上对生态环境起到维持和改善的作用, 其生态服务功能在提供生物栖息地、气候调节、调蓄洪水等方面有着重要意义, 距离河流越近景观生态风险越低。

人类社会层面选取距居民点距离、距道路距离、距矿点距离和夜间灯光指数作为指标。人类建设活动改变了原生土地覆被, 对原有的景观格局以及生态环境产生了干扰, 而矿点开发生产活动对当地景观以及生态产生最直接的破坏, 设定距离道路、居民点以及矿点距离越近, 景观生态风险程度越高。夜间灯光表征了人类活动地区的活跃程度, 夜间灯光指数越高, 对自然环境的影响越大, 景观生态风险越高。

景观格局层面选取土地利用类型、蔓延度指数 (CONTAG) 和景观分离度指数 (DIVISION) 作为指标。景观分离度指数是指在同一景观中, 不同斑块个体的数目在空间上的分离程度, 其数值越高表明景观生态风险越大。蔓延度指数刻画了景观中不同斑块类型之间的延展度, 其数值越高, 代表其中优势斑块类型之间具有良好的连通性, 数值越低则表示景观中存在着多种类型要素且分布密集的格局, 景观类型分布破碎, 则景观生态风险越高。

表 1 湘江流域景观生态风险指标及其分级评价标准

Table 1 Landscape ecological risk index and its grading evaluation standard in Xiangjiang River basin

| 评价层次 | 评价因子 | 指标分级 | 分级标准 | 参考文献 |
|---------|-----------|-------------|-----------------------------|--|
| 自然因素 | 海拔/m | 1 | [27,107) | 汤国安等 ^[19] |
| | | 2 | [207,422) | |
| | | 3 | [422,702) | |
| | | 4 | [702,1074) | |
| | | 5 | [1074,2100) | |
| | 坡度(°) | 1 | [0,5) | 汤国安等 ^[19] |
| | | 2 | [5,12) | |
| | | 3 | [12,20) | |
| | | 4 | [20,30) | |
| | | 5 | [30,70) | |
| | 距河流距离/m | 1 | [0,1000) | 王云琦等 ^[20] 李晶等 ^[21] |
| | | 2 | [1 000,2 000) | |
| | | 3 | [2 000,3 000) | |
| | | 4 | [3 000,4 000) | |
| | | 5 | ≥4 000 | |
| 植被覆盖度 | 1 | [0.9,1.0] | 潘竟虎等 ^[22] | |
| | 2 | [0.8,0.9) | | |
| | 3 | [0.7,0.8) | | |
| | 4 | [0.6,0.7) | | |
| | 5 | [0.0,0.6] | | |
| 人类社会因素 | 距离居民点距离/m | 1 | ≥2 000 | 黄木易等 ^[23] |
| | | 2 | [1500,2 000) | |
| | | 3 | [1 000,1 500) | |
| | | 4 | [500,1 000) | |
| | | 5 | <500 | |
| | 距离道路距离/m | 1 | ≥2 000 | 杨姗姗等 ^[24] |
| | | 2 | [1 500,2 000) | |
| | | 3 | [1 000,1 500) | |
| | | 4 | [500,1 000) | |
| | | 5 | <500 | |
| | 距矿点距离/m | 1 | ≥2 000 | 杨姗姗等 ^[24] 王琦等 ^[25] |
| | | 2 | [1 500,2 000) | |
| | | 3 | [1 000,1 500) | |
| | | 4 | [500,1 000) | |
| | | 5 | <500 | |
| 景观格局因素 | 夜间灯光指数 | 1 | [0,2) | |
| | | 2 | [2,9) | |
| | | 3 | [9,19) | |
| | | 4 | [19,34) | |
| | | 5 | [34,137) | |
| | 土地利用类型 | 1 | 有林地、灌木林地、疏林地、其他林地、高覆盖度草地、湖泊 | 杨姗姗等 ^[24] 王石英等 ^[26] |
| | | 2 | 水田、中覆盖度草地、河流、沼泽地、水库坑塘 | |
| | | 3 | 旱地、低覆盖度草地、滩地 | |
| | | 4 | 裸土地、裸岩 | |
| | | 5 | 其他建设用地、城镇用地、农村居民用地 | |
| | 蔓延度指数 | 1 | [60,80) | 张雪茂等 ^[27] 李青圃等 ^[28] |
| | | 2 | [45,60) | |
| | | 3 | [30,45) | |
| | | 4 | [15,30) | |
| | | 5 | [0,15) | |
| 景观分离度指数 | 1 | [0,0.15) | 高星等 ^[29] | |
| | 2 | [0.15,0.35) | | |
| | 3 | [0.35,0.49) | | |
| | 4 | [0.49,0.61) | | |
| | 5 | [0.61,0.89) | | |

2.2.2 景观生态风险评价与阻力面构建 生态阻力面是用于计算物种在运动迁徙中穿越各类型景观时克服障碍与阻力所经过路线的基础。其阻力大小与景观的生态功能完善程度密切相关,生态功能完善程度越高,物种运动所需克服的阻力越小。生态背景、地形地貌的不同对物质流、能量流和信息流的交换产生的影响具有差异性。一般来说,景观生态风险的高低与区域生物多样性、物种移动速度以及物质和能量流动的畅通程度成反比。生态风险越高,越不利于生态源地的发展及物种的栖息迁徙,生态阻力越大;生态风险越小,物质能量流动阻力越小。依据电路理论模拟物种游走运动具有随机性的特点,基于景观生态风险评价指标以及分级标准,利用空间主成分分析(SPCA)方法对湘江流域的景观生态风险进行综合评估,并将其作为综合生态阻力面。

将 SPCA 方法引入景观生态风险评价中可以有效减少评价结果的主观性^[30],去除指标的维度差异,筛选出关键因素,更客观地反映各栅格单元空间下景观生态风险情况。计算出各主成分的特征值、特征向量、贡献率以及累计贡献率,选取具有统计意义的主成分。根据计量地理学原理计算得出每个景观生态风险影响因子的权重,对各主成分的累积贡献率进行加权叠加,得到综合景观生态风险评价结果。生态风险计算公式为:

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

式中: E 为景观生态风险评价结果; a_{ij} 为第 i 个栅格对应的第 j 个主成分; F_j 为第 j 个主成分的特征值贡献率。

2.2.3 生态源地识别 生态源地是具有较高生境质量并对稳定周边生态系统、维护景观格局完整性具有重要意义的生境斑块。生态源地的识别是生态安全格局构建的基础。本研究基于 InVEST-MSPA-Conefor 模型识别生态源地。

InVEST 模型的生境质量模块通过建立生境质量与威胁源的联系得到生境退化程度与生境适宜性来计算斑块的生境质量,指导生态源地识别,公式为:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \quad (2)$$

式中: Q_{xj} 为第 j 种景观类型 x 栅格单元的生境质量指数; H_j 为地类 j 的生境适宜度; k 为半饱和常数,即退化度最大值的一半; z 为模型默认参数; D_{xj} 为地类 j 中栅格 x 的生境退化度,表示生境受胁迫压力后表现出退化的程度。

在生境质量模块中输入土地利用和土地覆被图、各地类生境适宜性、威胁源的敏感程度及影响范围和权重等参数数据。参数的确定在基于研究区实际情况下参考 InVEST 模型手册及相关研究,输入数值见表 2 和表 3。

表 2 生境适宜度及其相对威胁源的敏感程度

Table 2 Habitat quality and its sensitivity to threat sources

| 地类代码 | 地类名称 | 生境适宜性 | 威胁源 | | | | |
|------|--------|-------|-----|-----|------|-------|--------|
| | | | 水田 | 旱地 | 城镇用地 | 农村居民点 | 其他建设用地 |
| 11 | 水田 | 0.3 | 0.0 | 1.0 | 0.5 | 0.7 | 0.6 |
| 12 | 旱地 | 0.3 | 1.0 | 0.0 | 0.5 | 0.7 | 0.6 |
| 21 | 有林地 | 1.0 | 0.8 | 0.5 | 0.5 | 0.2 | 0.8 |
| 22 | 灌木林地 | 0.9 | 0.8 | 0.5 | 0.8 | 0.2 | 0.7 |
| 23 | 疏林地 | 0.7 | 0.8 | 0.9 | 1.0 | 0.7 | 0.5 |
| 24 | 其他林地 | 0.6 | 0.7 | 0.8 | 0.8 | 0.6 | 0.5 |
| 31 | 高覆盖度草地 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.4 | 0.2 | 0.4 |
| 32 | 中覆盖度草地 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.3 | 0.2 | 0.2 |
| 33 | 低覆盖度草地 | 0.5 | 0.7 | 0.7 | 0.5 | 0.3 | 0.2 |
| 41 | 河流 | 0.8 | 0.3 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | 0.2 |
| 42 | 湖泊 | 0.9 | 0.8 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.4 |
| 43 | 水库坑塘 | 0.7 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.1 |
| 46 | 滩地 | 0.5 | 0.2 | 0.2 | 0.7 | 0.2 | 0.1 |
| 51 | 城镇用地 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 52 | 农村居民点 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 53 | 其他建设用地 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 0.6 | 0.0 |
| 64 | 沼泽 | 0.9 | 0.6 | 0.5 | 0.7 | 0.6 | 0.5 |
| 65 | 裸地 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 66 | 裸岩 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

表 3 威胁源的影响范围及权重

Table 3 Scope of influence and weighting of threat sources

| 胁迫因子 | 最大影响距离/km | 权重 | 衰退类型 |
|--------|-----------|-----|------|
| 水田 | 0.5 | 0.5 | 指数衰退 |
| 旱地 | 0.5 | 0.5 | 指数衰退 |
| 城镇用地 | 10.0 | 1.0 | 指数衰退 |
| 农村居民点 | 2.0 | 0.7 | 指数衰退 |
| 其他建设用地 | 1.0 | 0.5 | 指数衰退 |

形态学空间格局分析(MSPA)基于数学形态学原理对栅格图像进行运算辨识出核心区、孤岛、孔隙、边缘区、环岛、连接桥、分支七大景观类型,具有受空间尺度影响较小的优点^[31]。MSPA用于提取具有高生境质量的生态核心区,与InVEST模型的分析机制具有互补性^[32]。本研究以InVEST模型生境质量模块分析所得到的生境质量大于0.9的斑块赋值为2作为MSPA的前景输入,其他斑块赋值为1作为背景数据,空白斑块赋值为0。然后应用Guidos Toolbox进行图形分析,选取核心区形态斑块作为生态源地进一步识别的依据。

景观连通性是指景观结构在促进或者阻碍生态流在景观中扩散和运动方面的作用,反映了生态过程对景观格局的响应。在MSPA结果的基础上,进一步选择生态功能良好、发展趋势良好、内部均匀性和扩散能力强的核心斑块,其对维持生态系统服务功能良好运行和保护生物多样性等方面发挥着重要作用。将MSPA提取的核心区使用Conefor软件计算可能连通性指数PC和斑块连通重要性值dPC。最终提取dPC值>0.6的斑块作为生态源地。

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (a_i a_j p_{ij})}{A_L^2} \quad (3)$$

式中: A_L 为景观总面积; a_i 为斑块*i*面积; a_j 为斑块*j*面积; p_{ij} 为斑块*i*和*j*之间全部路径连通性中的最大值; n 为生态斑块总数。

$$dPC = 100 \times \frac{PC - PC_{i-\text{remove}}}{PC} \quad (4)$$

式中:dPC为斑块连通重要性值;PC为景观可能连通性指数; $PC_{i-\text{remove}}$ 为除掉斑块*i*后景观的可能连通性指数。dPC值越高,表示该斑块在景观连通中的作用越大。

2.2.4 基于电路理论的生态廊道、生态夹点和障碍点识别 依据电路理论模拟生物随机游走特性的优势以识别物种运动花费最小成本的路径,生态夹点区域则依据电流密度值识别^[33]。生态廊道是生态网络中

呈现为带状形态的区域,对物质流、能量流以及信息流的交换提供连通作用,是物种运动扩散的重要通道,是维护区域生态安全的关键部分。本研究利用Circuitscape软件,使用Linkage pathways tool工具选取“all to one”模式,基于生态源地及景观阻力面对相邻源地进行配对并使用最小成本路径法识别源地间物种迁移和扩散的最小成本路径,提取出生态廊道。基于提取的生态廊道,用Centrality mapper tool工具进行有效阻力的迭代计算来识别节点的中心性,继而判别出不同生态源地对生态网络连通性的贡献度。

在生态廊道中,有一些关键节点,即生态夹点和生态障碍点,这些节点对生态安全格局的建设至关重要^[34]。夹点是指在生态廊道中物种运动通过机率较高的区域,在电路理论中体现为电流密度较高的部分,对维持源地间的连通性起着关键作用且具有较强的不可替代性,其面积的退化会对区域生态安全产生较大影响。在Linkage mapper工具中使用Pinch-point mapper模块,在生态廊道提取运行文件的基础上,选择成对(pairwise)模式识别生态夹点。

生态障碍点是对物种在生态源地间流动产生阻碍作用的区域,移除障碍点有利于提高景观之间的连通性且明显降低物质能量流通及生物运动的阻力。生态障碍点的识别通过使用Linkage mapper工具在Barrier mapper模块上进行,并计算累计电流恢复值大小,其值越大代表移除该障碍点对降低物种运动阻力的效果越强。

生态安全格局是在各种景观要素叠加的基础上构成的,本研究通过面(生态源地)—线(生态廊道)—点(生态夹点及生态障碍点)的模型构建了湘江流域生态安全格局。

3 结果与分析

3.1 湘江流域景观生态风险评价结果

3.1.1 湘江流域景观生态风险影响因子评价 景观生态风险评价因子分级结果见图2。海拔与坡度因子的景观生态风险等级分布在空间布局上的变化趋势相同,呈现出东南、西南高,中部、北部低的空间分布格局。植被覆盖度受到人类社会因素与自然因素的共同作用影响,其景观生态风险呈现出东南往西北递增的趋势。夜间灯光指数及土地利用类型因子景观生态风险高值区都主要集中在长株潭城市群地区以及各城镇地区。距居民点距离因子的景观生态风险高等级区随着居民点的布局分布广泛,受到地形的

影响,东南部桂东县、炎陵县、资兴市以及南部江华瑶族自治县、蓝山县、双牌县地区居民点分布较少,景观生态风险等级低。蔓延度指数和景观分离度表现出较强的空间异质性,表明了景观生态风险不受单一指标支配,由多因素综合作用影响。

基于本研究所选取的 11 个景观生态风险影响因子,使用空间主成分分析法(SPCA)可得出前 8 个主成分的累计方差贡献率为 92.2%(见表 4)。因此前 8 个主成分基本可以对研究区的景观生态风险水平进行有效的概括。

对各评价因子的原始载荷矩阵(表 5)进行分析可以得出。距居民点距离在第一、第七主成分上载荷最大,距矿点距离在第四主成分上的载荷最大,在第五主成分上载荷最大的是距道路距离因子,反映出景观生态风险受到人类社会的影响程度较大。距河流距离在第三主成分上的载荷最大,植被覆盖度在第二、第六主成分上的载荷最大,体现了自然因素中的

距河流距离和植被覆盖度对景观生态风险的影响较大。景观格局因素的载荷体现了景观分离度的影响大于蔓延度指数。

表 4 各主成分特征值及累计贡献率
Table 4 Eigenvalue and cumulative contribution rates of principal components

| 主成分 | 特征值 | 贡献率/% | 累计贡献率/% |
|-----|----------|----------|----------|
| 1 | 2.355 18 | 29.419 1 | 29.419 1 |
| 2 | 1.116 74 | 13.949 5 | 43.368 6 |
| 3 | 0.828 84 | 10.353 2 | 53.721 8 |
| 4 | 0.740 15 | 9.245 4 | 62.967 2 |
| 5 | 0.654 91 | 8.180 7 | 71.147 9 |
| 6 | 0.616 21 | 7.697 3 | 78.845 1 |
| 7 | 0.574 35 | 7.174 3 | 86.019 4 |
| 8 | 0.494 55 | 6.177 6 | 92.197 |
| 9 | 0.296 06 | 3.698 2 | 95.895 2 |
| 10 | 0.273 84 | 3.420 6 | 99.315 7 |
| 11 | 0.054 78 | 0.684 3 | 100 |

表 5 景观生态风险因子主成分载荷矩阵

Table 5 Load matrix of principal components of Landscape ecological risk factors

| 评价指标 | 主成分 | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 海拔高度 | -0.515 | 0.059 | -0.037 | 0.069 | 0.189 | 0.309 | 0.088 | 0.152 |
| 坡度 | -0.574 | 0.003 | -0.032 | 0.209 | 0.167 | 0.285 | 0.246 | 0.262 |
| 植被覆盖度 | 0.341 | 0.879 | -0.118 | -0.123 | 0.290 | 0.454 | -0.438 | -0.056 |
| 距河流距离 | -0.410 | 0.192 | 0.741 | -0.397 | 0.102 | 0.025 | -0.025 | -0.051 |
| 距居民点距离 | 0.872 | -0.213 | 0.154 | -0.112 | -0.038 | 0.313 | 0.484 | -0.088 |
| 距道路距离 | 0.424 | -0.086 | 0.179 | 0.262 | 0.626 | -0.323 | 0.046 | 0.083 |
| 距矿点距离 | 0.171 | -0.028 | 0.443 | 0.634 | -0.254 | 0.164 | -0.191 | -0.053 |
| 夜间灯光指数 | 0.080 | -0.020 | -0.021 | -0.002 | 0.063 | 0.029 | -0.021 | -0.037 |
| 土地利用类型 | 0.340 | -0.026 | -0.024 | -0.083 | 0.099 | 0.076 | -0.115 | -0.115 |
| 蔓延度指数 | 0.023 | 0.019 | -0.118 | 0.157 | 0.092 | 0.029 | 0.162 | -0.316 |
| 景观分离度 | 0.633 | 0.508 | 0.052 | -0.098 | -0.148 | -0.024 | -0.073 | 0.517 |

3.1.2 流域景观生态风险综合评价 对各因子景观生态风险指标等级图加权叠加,得到结果见图 3。图 3 表示湘江流域综合景观生态风险等级的空间分布。高景观生态风险区形成了多个高值中心并向外呈蛛网状延伸,高值区集中分布在长沙市、株洲市、湘潭市、衡阳市、郴州市、娄底市以及萍乡市等各地级市市区,主要用地类型为城镇用地、工业建设用地及道路用地,人类活动频繁,对生态环境干扰强度大,植被覆盖度低,景观生态风险高,对生物的运动以及扩散有着较强的阻碍作用。其空间分布与距居民点距离因子、距道路距离因子以及植被覆盖度因子的风险等级

分布趋同性较高。较高生态风险与中度生态风险区呈现出以高值区为中心向外蔓延的特征且布局分散破碎,主要分布在城镇周边的外围地区以及道路附近。较低生态风险区与低生态风险区主要用地类型为林地,受植被覆盖度高、人类活动强度低等因素综合影响,主要分布在东南部以及南部山地地区,人类活动干扰小,生态环境优良,景观生态阻力小,有利于生物的移动和迁徙。从维度上来看,人类社会评价因子与综合景观生态风险的契合度较高,反映了人类活动对湘江流域景观生态风险的影响程度较为强烈并且对物质、能量和信息流动产生了较强的阻碍作用。

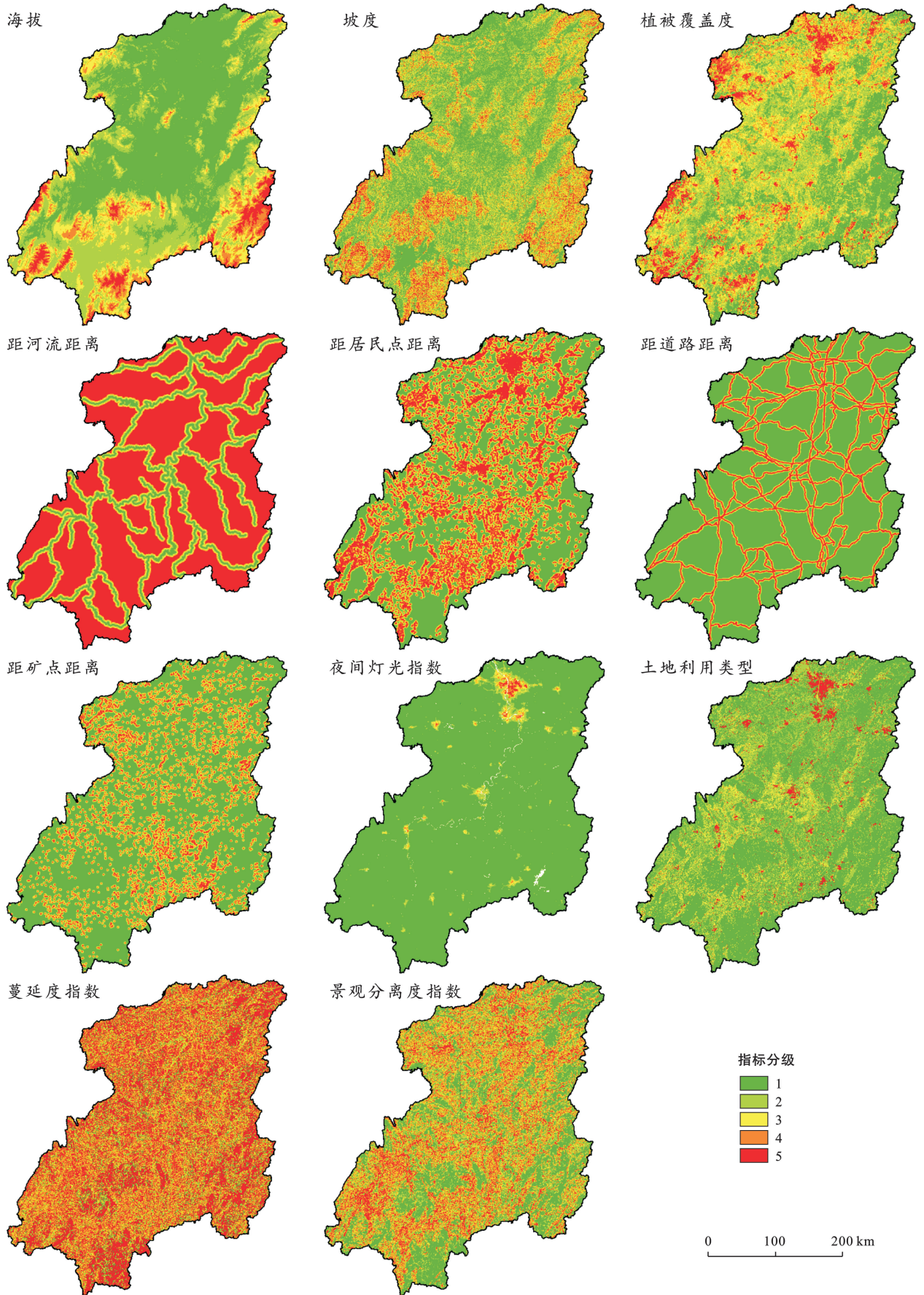


图 2 湘江流域景观生态风险因子空间分布

Fig.2 Spatial distribution of landscape ecological risk factors in Xiangjiang River basin

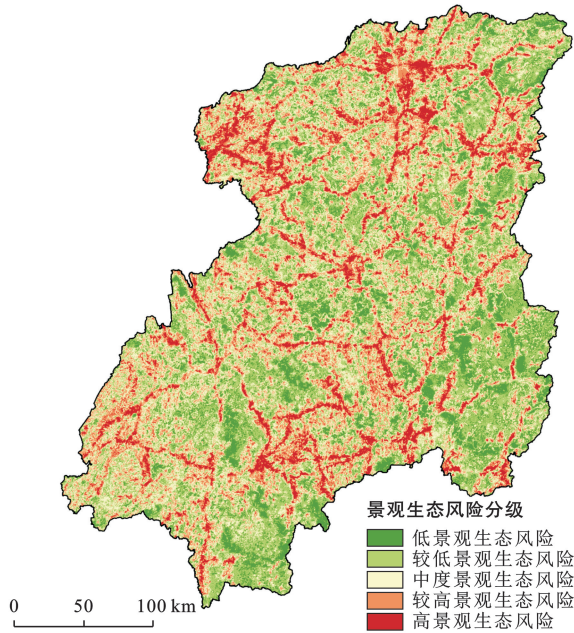


图 3 湘江流域综合景观生态风险分级

Fig.3 Landscape ecological risk classification for Xiangjiang River basin

3.2 生态安全格局构建

3.2.1 湘江流域生态源地识别结果 图 4 展示了湘江流域生态源地的识别结果。由图 4a 可知研究区生境质量总体呈现较高水平,城镇和山区区分明显。大面积高生境斑块主要在东部武功山、幕埠山、凌霄山脉、衡山、阳明山、中部江南丘陵以及南部南岭等山地地区分布,这些地区有天然连片的森林环境且受到人类活动影响较小,生态环境好,生境质量高。低值区主要分布在长株潭城市群及周边地区、衡阳市市区、娄底市娄星区、永州市北部冷水滩以及其他各地级市市区部分,原因是城镇地区人口聚集,受到频繁的生

产、生活以及城镇开发等人类活动的影响。选取生境质量大于 0.9 的部分作为源地备选区,其面积共计 42 961.45 km²,占流域总面积的 45.5%。

继而将生境质量大于 0.9 的斑块进行 MSPA 分析,结果见图 4b。各景观类型面积、比例分布见表 6。核心区面积共 34 812.08 km²,占研究区面积的 36.84%,最大斑块面积 3 312.4 km²。边缘区和孔隙分别占研究区的 5.56%和 2.25%,仅次于核心区,说明位于形态格局中心的核心区边缘效应强度较高,受外部环境的影响和扰动程度小,斑块稳定性强。

对核心区斑块使用 Conefor2.6 软件进行景观连通性分析,考虑湘江流域的范围,以 3 000 m 的连接距离阈值,0.5 的连接概率进行景观连通性评价,将 dpc>0.6 的 32 个斑块确定为最终生态源地,结果见图 4c。所确定的生态源地总面积共计 20 415.89 km²,占研究区面积的 22%,占空间形态核心区的 59%。斑块面积介于 42.7~3 312.41 km²之间。空间分布上整体呈现出东部集中连片分布、西部少,中部、北部空缺的格局。

表 6 湘江流域 MSPA 分析景观分类统计
Table 6 Landscape classification statistic of MSPA analyzes in Xiangjiang River basin

| 景观类型 | 面积/ km ² | 占前景要素 比例/% | 占总面积 比例/% |
|------|------------------------|---------------|--------------|
| 核心区 | 34 812.08 | 81.03 | 36.84 |
| 孤岛 | 16.53 | 0.04 | 0.02 |
| 孔隙 | 2129.07 | 4.96 | 2.25 |
| 边缘区 | 5254.14 | 12.23 | 5.56 |
| 环道区 | 62.78 | 0.15 | 0.07 |
| 桥接区 | 130.46 | 0.30 | 0.14 |
| 支线 | 531.02 | 1.24 | 0.56 |

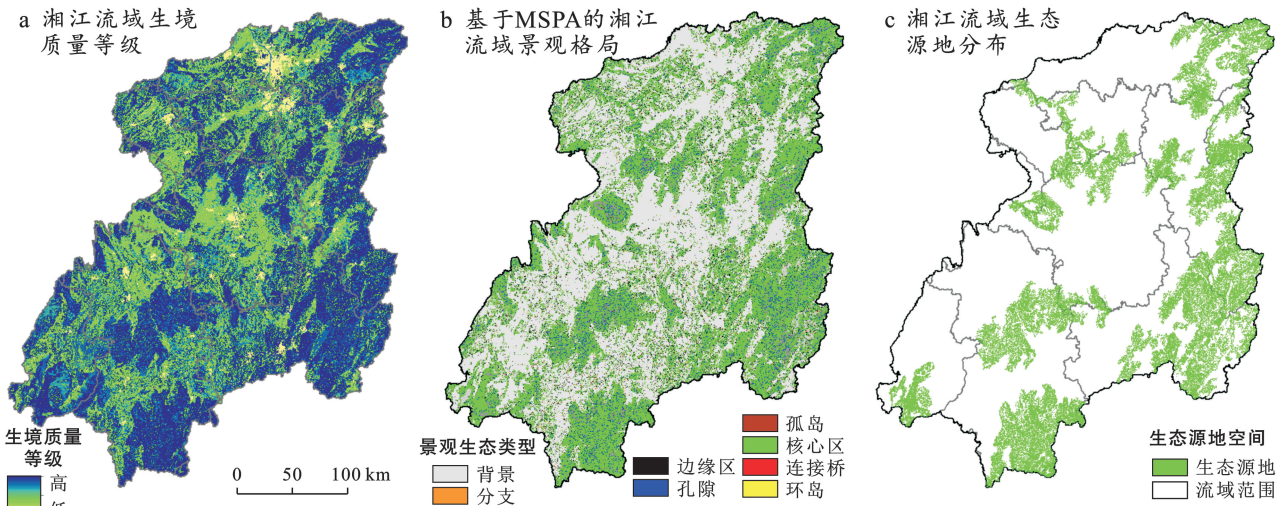


图 4 湘江流域生境质量、景观格局及生态源地空间分布

Fig.4 Spatial distribution of habitats quality, landscape pattern and ecological sources in Xiangjiang River basin

3.2.2 生态廊道、生态夹点及障碍点识别结果 由图 5 可见,生态廊道通过连接生态系统服务源地,提高区域内景观连通性并增加生态效益。湘江流域生态廊道识别结果见图 5a,生态廊道及生态源地重要度

分级结果见图 5b。本研究基于所提取得到的生态源地以及进行景观生态风险分析得到的综合生态阻力面使用 Linkage mapper 工具识别出生态廊道 64 条,总长度共 1 888.25 km,其中最长廊道为 169.2 km。

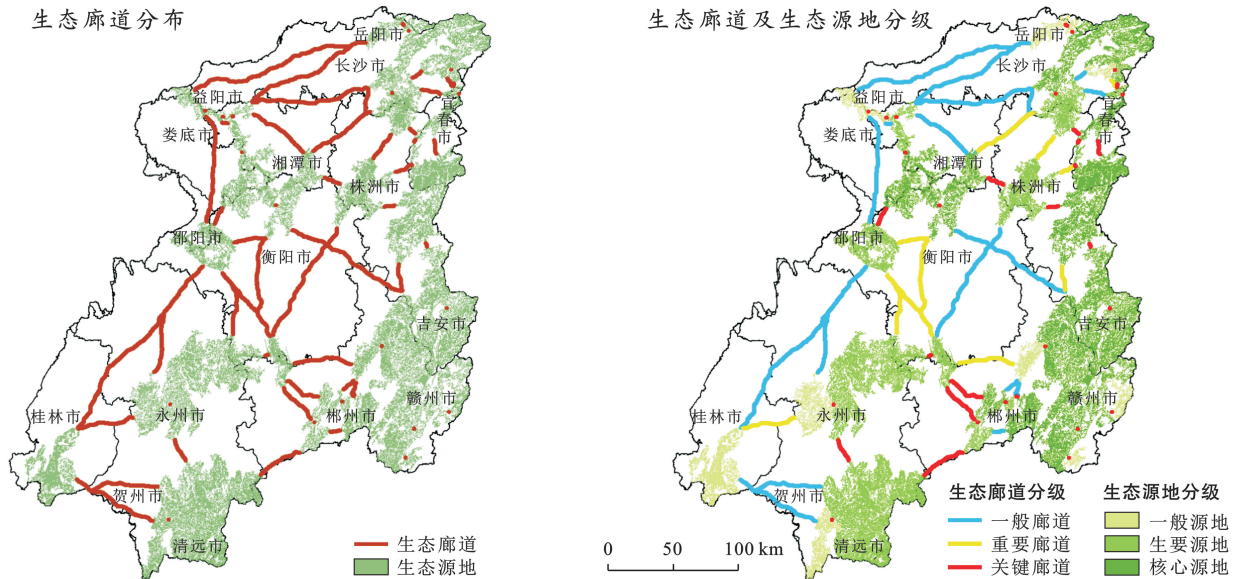


图 5 湘江流域生态廊道分布图和生态廊道及生态源地重要度分级

Fig.5 Distribution of ecological corridors and importance grading of ecological corridors and ecological sources in Xiangjiang River basin

对生态源地进行中心度分析,表明了生态源在景观连通性中的重要程度,依据中心度对源地进分级,其中核心源地面积共 2 929.65 km²,集中分布在东部山地地区;重要源地面积 7 499.28 km²;一般源地 9 986.96 km²。按照累计电流值将廊道从高到低划分为三级,分别是关键廊道、重要廊道以及潜在廊道。其中关键廊道共 34 条,主要分布在东部和南部地区,多经过林地连接核心源地,长度较短且空间分布密集,长度共计 190.39 km。是因为东部和南部生境质量高,景观生态风险水平较低,多核心源地分布且源地斑块面积大、源地之间距离短,为核心源地间重要的生物迁徙以及物质流通提供良好的空间通道。得到重要生态廊道 11 条,长度共 445.61 km,分布相对分散,呈环状连接中间部分源地,对促进物质空间流动起到了重要连接作用。一般廊道 19 条,长度共 1 252.26 km,平均长度较长约为 65.9 km,主要分布在西部和北部,所连接的源地间距离较远,中间缺少“踏脚石”,连通性弱,物质、能量流通需克服的阻力较大,廊道修复和保护压力大。

生态夹点是生态源之间优质栖息地交换的关键节点,也是生态保护的地区。生态夹点区及生态障碍区见图 6。将电流密度使用自然断点法依次分成三级夹点区,得到一级夹点区面积共 819.98 km²,

二级夹点区面积 1 396.2 km²,三级夹点区面积为 5 836.36 km²,基于电流通过密度最高的一级夹点区确定筛选出 50 处生态夹点。东部源地面积大,数量多,距离短。核心源地布局紧密,多关键廊道,源地之间通过的电流密度高,共存在 12 处夹点斑块。西部虽然生态源地数量少,但有 11 处生态夹点呈串珠式布局,对南北之间的物质、能量流通起到了重要作用。北部生态夹点经过长株潭城市群区域生态风险高值区,存在 10 处生态夹点,维护此处夹点对保障城市生态环境健康与稳定的生态系统服务有重要意义,是维持此处生态安全的重要节点。

生态障碍点是生态廊道中生态阻力较高的区域,对生态源地之间的连通性和流动性有很大影响。本研究运用 Barrier Mapper 工具计算研究区的累计电流恢复值,使用自然断点法将其划分为三级,累计电流恢复值最高的一级障碍区作为需要改善的障碍点,去除细碎的斑块后共识别出一级障碍点 593.34 km²,共 41 处。北部障碍点分布主要集中在长株潭城市群区域,与生态夹点交替布局;这些地区人类活动剧烈,对生态环境产生较大干扰,生态系统服务流通阻力大。东部障碍点分布于核心源地短促廊道处,长度短,电流密度高,对核心源地之间的生态流通与交换产生了较大的阻碍;西部障碍点沿最长的两条廊道与生态夹点交替布局。

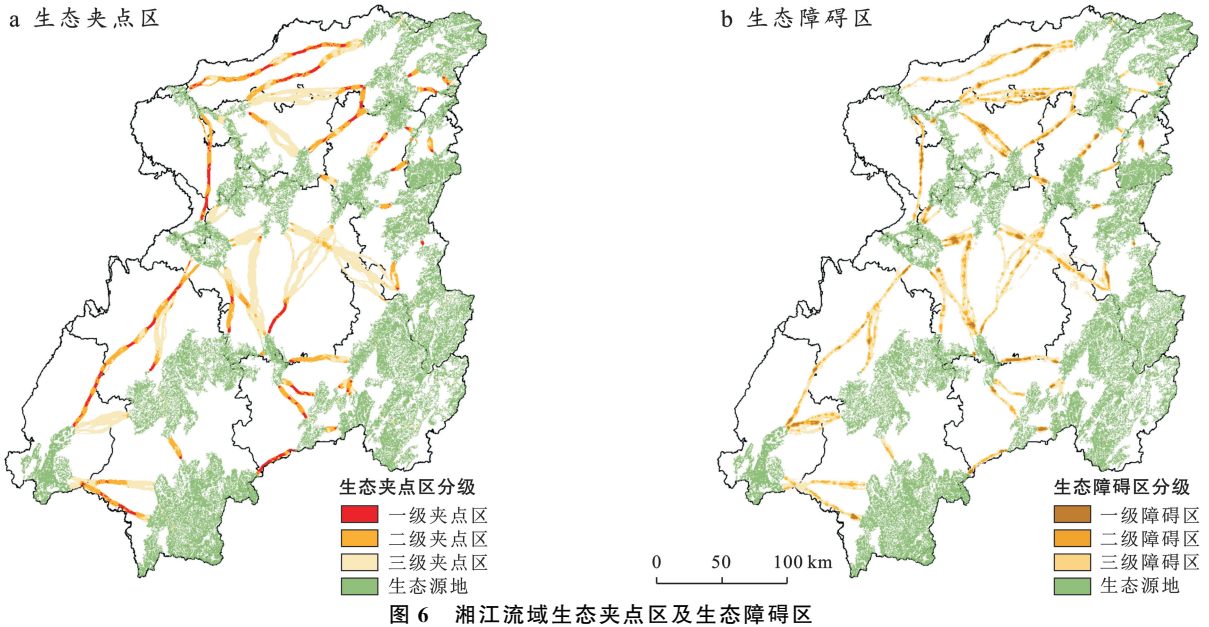


图 6 湘江流域生态夹点区及生态障碍区

Fig.6 Spatial distribution of pinch area and barrier area in Xiangjiang River basin

3.3 生态安全格局修复与保护

本研究将生态源地划分为保护区,将 50 处生态夹点划分为改善区,41 处生态障碍点划为生态修复区,部分区域的生态夹点及生态障碍点存在重合的现象,重合面积为 62.9 km²,占生态夹点的 7.7%,占生态障碍点的 10.6%,将其划分为生态关键区。将重要廊道和一般廊道划分为保护廊道。构建湘江流域生态安全格局见图 7。

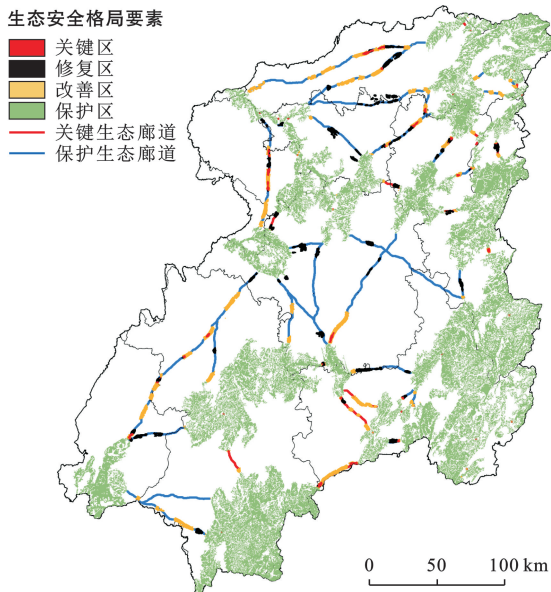


图 7 湘江流域生态安全格局

Fig.7 Ecological security pattern of Xiangjiang River basin

对生态源地需要保证面积和质量的维护,将核心源地范围划入生态保护红线区,严禁侵犯。而西部源地数量少、主要为一般源地布局、面积小且布局分散,

需要加强西部的源地建设,一方面从提升生态源地质量入手,加强物种多样性建设,另一方面增加生态源地数量,在长距离廊道之间创建新的生态源地,为生物流通提供落脚点与生物生存栖息地,稳定生态网络。

对生态夹点地区以保护为主兼重修护。对长株潭城市群的生态改善区以完善城市绿化景观等绿色基础设施建设为主,加强对城市绿色基础设施的维护,提升城市土地利用效率;严格高污染企业治理,控制工业废水、废气等污染排放;对东北部核心源地间以及南部南岭的生态改善区应加强资源监管,降低林草景观破碎度,注重林种搭配,优化树种结构,以改善提高森林质量,丰富生物多样性;西部改善区多分布在耕地地区,应在耕地周边建设林带,减小生态阻力,发展有机农业,保护农业生态环境;水域部分注重防治污染工程,打造良好的蓝绿空间。

而对障碍点区域以修复和改进为主,兼重保护,以达到“移除”障碍点、降低生态流通阻力、改善景观流通性的目的。对长株潭城市群进行合理的空间规划,移除生态修复区低效建设用地,严格控制建设规模,整治高污染企业,加强排污处理,推进城市绿色空间营造,打造城市绿心、绿楔;对东部及南部重要的森林区域实行封山育林,加大原生植被种植力度,扩大林草面积,严守生态红线不动摇,禁止开发性活动,加强水土保持,降低山体滑坡和泥石流风险;推动修复区耕地整治工程,对分布破碎的农村居民点进行合并,优化农村结构,提高居民点的植被覆盖率;修复水域,控制污染排放,保护水源。

关键区对生物流通非常重要的同时也是重点的修护保护对象,其用地类型多为耕地或建设用地。重合区域为耕地的,重点提高耕地的生态服务功能,在条件允许的情况下,积极推进退耕还林还草,降低耕地景观破碎化,打造连片规模耕地,建立良好的耕地生态系统,保护和改善农业生态环境。重合区域为建设用地的,其性质决定了难以大面积改变其用地性质,主要在建设用地内部及周围见缝插针添加小型绿地等斑块,加强城市绿地公园建设,复垦废弃用地,提升植被覆盖度。

4 讨论

景观生态风险评价是生态安全格局构建与修复优化的起点和终点,对景观生态风险的控制是构建高质量生态安全格局的前提,本研究将综合景观生态风险作为生态安全格局构建的生态阻力面,也是基于电路理论模拟生物游走的特性得以实现的,景观生态风险越大,对物种运动扩散的阻力越大,景观生态风险越小,物种运动扩散越畅通。将景观生态风险作为使用电路理论提取生态廊道及生态节点的阻力面,更能从内在机制上将景观生态风险与生态安全格局联系起来。本研究从自然环境—人类社会—景观格局三个方面选取指标构建景观生态风险评价指标体系,改善了单一指标对生态安全格局判定的单一性与主观性,结果表明人类社会因素对景观生态风险影响最大,且主要分布在长株潭城市群、衡阳市、娄底市、郴州市等地级市市区区域,其次是自然环境,景观格局最弱。基于景观生态风险的评价结果,以稳固生态安全格局为目标提出相关建议:高景观生态风险区和较高景观生态风险区受到人类社会影响程度较大,应以解决人地矛盾的问题为主,着重开展资源环境承载力评价,优化国土空间结构,加强生态恢复和治理,提高生态环境保护意识,促进人与自然和谐共生。对于分布破碎的中等生态风险区,需要维护和加强其生态稳定性,提高中等生态风险区与林地、草地等各类景观的有机联系,避免其往高生态风险区的转变。低等级和较低等级景观生态风险区主要覆被类型为林地,植被覆盖度高,需要严格控制开发强度,持续保护原生生态环境。

在生态源地的选取上,前人一般通过生态服务质量与功能、生境质量、生态系统服务价值等指标或是直接选取大面积林地、水域斑块作为生态源地。本研究则综合考虑了生境质量、空间形态学和景观连通性综合选取生态源地,使得生态源地的提取更具有综合性。研究发现,运用该方法所选取的源地与景观生态

风险评价所得出的低风险、较低风险区重合度较高,也表明了此方法的合理性。生态廊道和生态节点由于空间位置的不同,其景观格局基质、要素、性质等均具有差异性。本文虽然依据中心度和电流值分别对生态源地及生态廊道进行了分级优化,但是缺少对生态廊道、夹点及障碍点结合景观生态风险以及实际景观格局的分析,使得在实际实施中产生误差,在未来有待于进一步分析研究。

5 结论

本文从“自然环境—人类社会—景观格局”三个层面选取因子构建指标体系对湘江流域景观生态风险进行综合评价,基于评价结果结合 InVEST-MSPA-Conefor 模型所提取的生态源地运用电路理论构建湘江流域生态安全格局并提出生态修复和保护建议,研究结果表明:

(1) 人类社会因素对景观生态风险的影响最强,自然因素影响次之,景观因素的影响最小。高生态风险区受制于人类活动影响主要分布在城镇地区及沿道路呈多中心蛛网状分布,低生态风险区主要分布在东南部以及南部的山地等生态本底条件较好的地区,湘江流域综合景观生态风险适中。

(2) 共识别出生态源地 32 个,总面积为 20 415.89 km²,占研究区面积的 22%,同较低生态风险与低生态风险区的吻合度较高。其中土地利用现状主要以林地为主,空间分布上整体呈现出东部集中连片分布、西部少,中部、北部空缺的格局。核心源地多分布在东部连片山地地区,要保证对核心源地的维护;对源地缺少,质量较低的区域,注重数量和质量的两手治理。

(3) 识别出生态廊道共 64 条,其中关键廊道 34 条,重要廊道 11 条,一般廊道 19 条,进一步识别出生态夹点改善区 50 处,生态障碍点修复区 41 处,重合的生态关键区面积 62.9 km²。东西部廊道特征分异明显,东部廊道以核心源地间的短促廊道为主,流通性强,夹点和障碍点分布密集呈点状,是保证生态安全格局稳定的重要地带;西部廊道连接源地面积小,廊道长,生态夹点和障碍点成串珠形分布,廊道未构成更稳定的网状,生态安全状况易受影响。未来需要依据针对各分区所提出的生态修复与保护建议优化湘江流域生态安全格局,构建稳定的生态网络。

参考文献 (References)

- [1] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, et al. Global change and the ecology of cities [J]. Science, 2008, 319

- (5864):756-760.
- [2] 彭建,郭小楠,胡熠娜,等.基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建:以云南省玉溪市为例[J].应用生态学报,2017,28(2):627-635.
- Peng Jian, Guo Xiaonan, Hu Yina, et al. Constructing ecological security patterns in mountain areas based on geological disaster sensitivity: A case study in Yuxi City, Yunnan Province, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017,28(2):627-635.
- [3] Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services [J]. Global Environmental Change, 2014,26:152-158.
- [4] Kattel G R, Elkadi H, Meikle H. Developing a complementary framework for urban ecology [J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2013,12(4):498-508.
- [5] Li Zhihui, Deng Xiangzheng, Jin Gui, et al. Tradeoffs between agricultural production and ecosystem services: A case study in Zhangye, Northwest China [J]. The Science of the Total Environment, 2020,707:136032.
- [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.
- Peng Jian, Zhao Huijuan, Liu Yanxu, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction [J]. Geographical Research, 2017, 36(3):407-419.
- [7] 彭建,党威雄,刘焱序,等.景观生态风险评价研究进展与展望[J].地理学报,2015,70(4):664-677.
- Peng Jian, Dang Weixiong, Liu Yanxu, et al. Review on landscape ecological risk assessment [J]. Acta Geographica Sinica, 2015,70(4):664-677.
- [8] 刘可暄,王冬梅,魏源送,等.密云水库流域多尺度景观生态风险时空演变趋势[J].生态学报,2023,43(1):105-117.
- Liu Kexuan, Wang Dongmei, Wei Yuansong, et al. Spatio-temporal evolution trend of multi-scale landscape ecological risk in Miyun Reservoir watershed [J]. Acta Ecologica Sinica, 2023,43(1):105-117.
- [9] Li Zhaotian, Li Miao, Xia Beicheng. Spatio-temporal dynamics of ecological security pattern of the Pearl River delta urban agglomeration based on LUCC simulation [J]. Ecological Indicators, 2020,114:106319.
- [10] Wu Jiansheng, Zhu Qingliang, Qiao Na, et al. Ecological risk assessment of coal mine area based on "source-sink" landscape theory: A case study of Pingshuo mining area [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,295:126371.
- [11] 周璟,王宏卫,谈波,等.开都河流域生态安全格局构建与生态修复分区识别[J].生态学报,2022,42(24):10127-10137.
- Zhou Jing, Wang Hongwei, Tan Bo, et al. Construction of ecological security pattern and identification of ecological rehabilitation zones in Kaidu River basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(24):10127-10137.
- [12] Teng Mingjun, Wu Changguang, Zhou Zhixiang, et al. Multipurpose greenway planning for changing cities: A framework integrating priorities and a least-cost path model [J]. Landscape and Urban Planning, 2011,103(1):1-14.
- [13] 覃彬桂,林伊琳,赵俊三,等.基于 InVEST 模型和电路理论的昆明市国土空间生态修复关键区域识别[J].中国环境科学,2023,43(2):809-820.
- Qin Bingui, Lin Yilin, Zhao Junsan, et al. Identification of key areas for the ecological restoration of territorial space in Kunming based on the InVEST model and circuit theory [J]. China Environmental Science, 2023,43(2):809-820.
- [14] 曹秀凤,刘兆顺,李淑杰,等.基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别:以吉林省松原市为例[J].中国环境科学,2022,42(6):2779-2787.
- Cao Xiufeng, Liu Zhaoshun, Li Shujie, et al. Identification of key areas of ecological protection and restoration based on the pattern of ecological security: A case of Songyuan City, Jilin Province [J]. China Environmental Science, 2022,42(6):2779-2787.
- [15] 王海云,匡耀求,文薪荐,等.粤港澳大湾区生态网络构建及廊道优化[J].中国环境科学,2022,42(5):2289-2298.
- Wang Haiyun, Kuang Yaoqiu, Wen Xinjian, et al. Ecological network construction and corridor optimization in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area [J]. China Environmental Science, 2022,42(5):2289-2298.
- [16] Peng Jian, Zhao Shiquan, Dong Jianquan, et al. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities [J]. Environmental Modelling & Software, 2019,117(C):214-222.
- [17] 付梦娣,罗建武,田瑜,等.基于最小累积阻力模型的自然保护区网络构建与优化:以秦岭地区为例[J].生态学杂志,2018,37(4):1135-1143.
- Fu Mengdi, Luo Jianwu, Tian Yu, et al. Establishment and fine-tuning of nature reserve networks based on minimum cumulative resistance model: A case study of Mountain Qinling region [J]. Chinese Journal of Ecology, 2018,37(4):1135-1143.
- [18] McRae B H, Beier P. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2007,104(50):19885-19890.
- [19] 汤国安,宋佳.基于 DEM 坡度图制图中坡度分级方法的比较研究[J].水土保持学报,2006,20(2):157-160.
- Tang Guoan, Song Jia. Comparison of slope classification methods in slope mapping from DEMs [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2006,20(2):157-160.
- [20] 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[J].北京林业大学学报,2010,32(6):54-60.
- Wang Yunqi, Wang Yujie, Liu Nan. Capability of soil erosion resistance and evaluation on it for typical forests in Three Gorges reservoir area [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2010,32(6):54-60.
- [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[J].北京大学学报(自然科学版),2013,49(4):707-715.
- Li Jing, Meng Jijun, Mao Xiyan. MCR based model for developing land use ecological security pattern in farming-pastoral zone: A case study of Jungar Banner, Ordos [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2013,49(4):707-715.
- [22] 潘竞虎,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[J].应用生态学报,2015,26(10):3126-3136.
- Pan Jinghu, Liu Xiao. Assessment of landscape ecological security and optimization of landscape pattern based on spatial principal component analysis and resistance model in arid inland area: A case study of Ganzhou District, Zhangye City, Northwest China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015,26(10):3126-3136.
- [23] 黄木易,岳文泽,冯少茹,等.基于MCR模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化[J].自然资源学报,2019,34(4):771-784.
- Huang Muyi, Yue Wenzhe, Feng Shaoru, et al. Analysis of spatial heterogeneity of ecological security based on MCR model and ecological pattern optimization in the Yuexi County of the Dabie Mountain area [J]. Journal of Natural Resources, 2019,34(4):771-784.
- [24] 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].生态学报,2016,35(1):250-258.
- Yang Shanshan, Zou Changxin, Shen Weishou, et al. Construction of ecological security patterns based on ecological red line: A case study of Jiangxi Province [J]. Chinese Journal of Ecology, 2016,35(1):250-258.
- [25] 王琦,付梦娣,魏来,等.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[J].环境科学学报,2016,36(12):4546-4554.
- Wang Qi, Fu Mengdi, Wei Lai, et al. Urban ecological security pattern based on source-sink landscape theory and MCR model: A case study of Ningguo City, Anhui Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016,36(12):4546-4554.
- [26] 王石英,蔡强国,吴淑安.首都圈上风向农牧交错带的土地利用评价[J].资源科学,2004,26(S1):67-73.
- Wang Shiyi, Cai Qianguo, Wu Shu'an. Evaluation of land use in the upwind farming-pastoral ecotone in the capital circle [J]. Resources Science, 2004,26(S1):67-73.
- [27] 张雪茂,董廷旭,杜华明,等.基于景观生态风险评价的涪江流域景观格局优化[J].生态学报,2021,41(10):3940-3951.
- Zhang Xuemao, Dong Tingxu, Du Huaming, et al. Optimization of landscape pattern in Fujiang River basin based on landscape ecological risk assessment [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(10):3940-3951.
- [28] 李青圃,张正栋,万露文,等.基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J].地理学报,2019,74(7):1420-1437.
- Li Qingpu, Zhang Zhengdong, Wan Luwen, et al. Landscape pattern optimization in Ningjiang River basin based on landscape ecological risk assessment [J]. Acta Geographica Sinica, 2019,74(7):1420-1437.
- [29] 高星,宋昭颖,李晨曦,等.基于景观生态风险评价的白洋淀流域景观格局优化研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(2):174-183.
- Gao Xing, Song Zhaoying, Li Chenxi, et al. Landscape pattern optimization in Baiyangdian basin based on landscape ecological risk assessment [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023,39(2):174-183.
- [30] 张学渊,魏伟,周亮,等.西北干旱区生态脆弱性时空演变分析[J].生态学报,2021,41(12):4707-4719.
- Zhang Xueyuan, Wei Wei, Zhou Liang, et al. Analysis on spatio-temporal evolution of ecological vulnerability in arid areas of Northwest China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021,41(12):4707-4719.
- [31] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns [J]. Pattern Recognition Letters, 2009, 30(4):456-459.
- [32] 张豆,渠丽萍,张桀滢.基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化:以长三角地区为例[J].生态学报,2019,39(20):7525-7537.
- Zhang Dou, Qu Liping, Zhang Jiehao. Ecological security pattern construction method based on the perspective of ecological supply and demand: A case study of Yangtze River delta [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019,39(20):7525-7537.
- [33] 潘竞虎,李磊.利用OWA和电路模型优化黄河流域甘肃段生态安全格局[J].农业工程学报,2021,37(3):259-268.
- Pan Jinghu, Li Lei. Optimization of ecological security pattern in Gansu section of the Yellow River basin using OWA and circuit model [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021,37(3):259-268.
- [34] McRae B H, Dickson B G, Keitt T H, et al. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation [J]. Ecology, 2008,89(10):2712-2724.