

基于景观生态风险评估的景观生态网络的构建:以资源型城市临汾为例

赵际凯, 于强, 徐呈龙, 马骏

(北京林业大学 林学院 北京 100089)

摘要:资源型城市景观结构的变化受到多种因素的综合影响,这导致了其景观生态质量的降低的可能性以及生态环境的脆弱性增加,景观生态质量对生态功能的流动与传递具有直接影响,因此在构建景观生态网络时应予以关注。基于2005—2020年中国山西省临汾市的土地利用数据进行分析,建立了一种景观生态风险评估模型,并分析了2005—2020年景观生态风险的时空特征。在充分考虑了生态系统抵抗力受到景观生态质量影响的前提下,以2020年景观生态风险评估为基础,通过MSPA法提取生态源地,运用最小累积阻力模型(MCR)构建廊道,并搭建了景观生态网络,并通过复杂网络方法探讨了景观生态网络的拓扑性质。研究区域内高风险地区和极高风险地区的面积呈现先上升后下降的趋势,整体风险水平有所下降。城市建设用地与采矿用地周边地区的风险相对较高,而森林和草地地区的风险则相对较低。研究区风险变化主要受采矿、城市扩张、政府政策、土地利用类型改变以及村落迁移等因素的影响。通过增边策略对景观生态网络进行优化,对比优化前后生态网络鲁棒性,发现增边策略增强了能量传输的畅通性和节点间的互联性,该生态风险评估模型结合潜在生态网络的构建有助于为资源型城市景观结构优化和生态安全体系建设提供理论支持。

关键词:矿区生态修复;景观生态风险;空间自相关;生态网络;复杂网络优化;鲁棒性

中图分类号:TD88;X171.4 **文献标志码:**A **文章编号:**0253-9993(2024)06-2811-15

Construction of a landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment: A case study of the resource-based city of Linfen

ZHAO Jikai, YU Qiang, XU Chenglong, MA Jun

(School of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100089, China)

Abstract: The changes in the landscape structure within resource-dependent urban areas is influenced by a confluence of factors, potentially resulting in a decreased landscape ecological quality and a heightened ecological vulnerability. Landscape ecological quality directly influences the flow and transmission of ecological functions, rendering it a pivotal consideration in the development of landscape ecological networks. In this study, an investigation was conducted utilizing land-use data spanning from 2005 to 2020, encompassing the city of Linfen in Shanxi Province, China. A landscape ecological risk assessment model was formulated to analyze the spatiotemporal attributes of landscape ecological risk during this timeframe. Acknowledging the underlying connection between ecosystem resilience and landscape ecological quality, the

收稿日期: 2024-05-21 修回日期: 2023-11-05 责任编辑: 韩晋平 DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.2023.0642

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42071237); 国家重点研发计划资助项目(2022YFE0127700)

作者简介: 赵际凯(1999—),男,河北张家口人,硕士研究生。E-mail: ZhaoJikai@bjfu.edu.cn

通讯作者: 于强(1987—),男,吉林长春人,副教授,博士。E-mail: yuqiang@bjfu.edu.cn

引用格式: 赵际凯,于强,徐呈龙,等. 基于景观生态风险评估的景观生态网络的构建:以资源型城市临汾为例[J]. 煤炭学报, 2024, 49(6): 2811-2825.

ZHAO Jikai, YU Qiang, XU Chenglong, et al. Construction of a landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment: A case study of the resource-based city of Linfen[J]. Journal of China Coal Society, 2024, 49(6): 2811-2825.



移动阅读

2020 landscape ecological risk assessment served as the basis for the extraction of ecological source areas using the Minimum Spanning Tree with Path Algorithm (MSPA), and the corridors were established using the Minimum Cumulative Resistance (MCR) model. This framework facilitated the construction of a landscape ecological network, and the complex network analysis was employed to scrutinize the network's topological properties. The regions within the study area exhibiting high and extremely high ecological risk displayed an initial increase followed by a subsequent decrease, culminating in an overall reduction in risk levels. The areas surrounding urban development and mining activities displayed relatively heightened risk levels, while the regions characterized by forests and grasslands experienced relatively lower risks. The shifts in risk within the study area were predominantly attributed to various factors, including mining activities, urban expansion, governmental policies, alterations in land-use types, and village migrations. Through the optimization of the landscape ecological network using edge addition strategies and a subsequent comparison of network robustness pre- and post-optimization, it was discerned that the edge addition strategy notably improved the efficiency of energy transfer and interconnectivity among network nodes. This ecological risk assessment model, in conjunction with the development of a prospective ecological network, lends a valuable theoretical support to the enhancement of landscape structure within resource-dependent urban areas and the establishment of comprehensive ecological security systems.

Key words: ecological restoration in mining areas; landscape ecological risk; spatial autocorrelation; ecological network; complex network optimization; robustness

城市迅速扩张和土地利用模式的持续变迁,对自然生态系统产生了巨大压力,引发了诸多风险,进而影响了景观的结构与功能^[1]。矿区作为一种特殊的复杂地理区域,长期的大规模开采活动改变了其景观结构,降低了景观生态功能,破坏了土地资源,导致了一系列严重的生态问题^[2]。生态修复旨在重建生态系统的结构和功能,最终实现其恢复到稳定且具有自我维持能力的状态。因此,在考虑采矿区的生态恢复时,应从更大的空间尺度出发,即从当地景观生态系统扩展至区域尺度^[3]。目前,矿区的生态修复方式主要为微生物修复^[4]、土地复垦^[5]、植被改善^[6]等,而对景观生态的研究相对较少。

景观生态风险评估直观表现自然和人为干扰对景观结构与生态过程相互作用所产生的负面影响^[7]。这种评估方法有助于支持生态网络建设与网络优化^[8]。自20世纪90年代以来,景观生态风险评估已逐渐发展成为景观生态学和地理学领域的研究热点^[9]。研究结果对制定生态修复策略和了解生态环境能量传递具有重要的实践意义。前期研究领域主要集中在城镇^[10]、自然保护区^[11]、湿地公园^[12]、矿区^[13]等典型地区。风险“源-汇”法和景观指数法被广泛使用^[14],但这种方法在描述多种因素下生态风险状况方面存在困难,而景观指数法对描述生态过程及其动态变化存在缺陷,限制了景观格局与生态动态变化过程的耦合程度。笔者将传统的景观指数法与表征生态状况的指标相融合,计算了典型资源型城市临汾市的景观生态风险水平。为了最大程度地保护景观的完整性和生物多样性,保证生态功能的传递,可以构建景观生

态网络,将资源景观斑块有机地连接起来^[15]。生态网络是维持生态系统功能和识别关键生态要素的基本空间框架,为生态红线和城市增长边界的划分提供参考。生态网络主要由生态源地、生态廊道和生态阻力面构成^[16]。目前,采用最小累积阻力模型 (Minimal Cumulative Resistance, MCR) 建立生态网络的方法已在诸多研究中得到广泛运用^[17],国内外学者将 MCR 模型应用于不同领域,如控制非点源污染^[18]、确定城市扩张边界^[19]等。现有的研究大多是基于不同土地利用类型对生物物种的生境适宜程度;但没有考虑景观破碎化等景观因素对生态抗性的影响。因此,笔者将在景观生态风险评估的基础上构建景观生态网络,以维护矿区的生态平衡,提高景观连通性。

复杂网络是一种从整体和系统的角度直观地考虑评价网络的方法,它可以通过节点的度和聚类系数等指标来衡量网络的结构和复杂性^[20]。它被广泛应用于交通网络、生态系统网络、社会网络、通信网络、能源网络等领域^[21]。将复杂加权网络应用于潜在生态网络分析,将生态节点与生态廊道对应复杂网络的节点和边,有助于更为深入地分析关键生态节点的影响情况以及生态网络拓扑性质与优化。目前,有研究者构建资源型城市生态空间网络,但缺乏利用复杂网络性质分析生态网络结构。本研究通过结合生态风险指数构建生态网络,并分析网络的拓扑性质和网络鲁棒性。本研究目标是:①评价和分析中国山西省临汾市景观生态风险演变;②利用 MCR 模型构建景观生态网络,实现景观格局优化;③分析景观生态网络各要素的重要性和联系,表征生态网络的完整性和稳

定性, 为研究区未来土地利用提供建议。

1 材料与方法

1.1 研究区概况与数据来源

临汾市位于山西省西南部, 地理坐标介于北纬 $35.38^{\circ} \sim 36.95^{\circ}$ 和东经 $110.37^{\circ} \sim 112.57^{\circ}$ (图 1)。该地

区位于半干旱、半湿润季风气候区, 属于温带大陆性气候。地形轮廓呈“凹”字型分布, 以山地、丘陵、盆地三大地貌单元为特点。临汾盆地纵贯市区中部, 将整个高原区分为东、西 2 部分山地。全市土地肥沃, 耕地分布集中, 土地类型多样, 林草资源丰富, 但森林覆盖率较低, 水土流失问题相对严重。

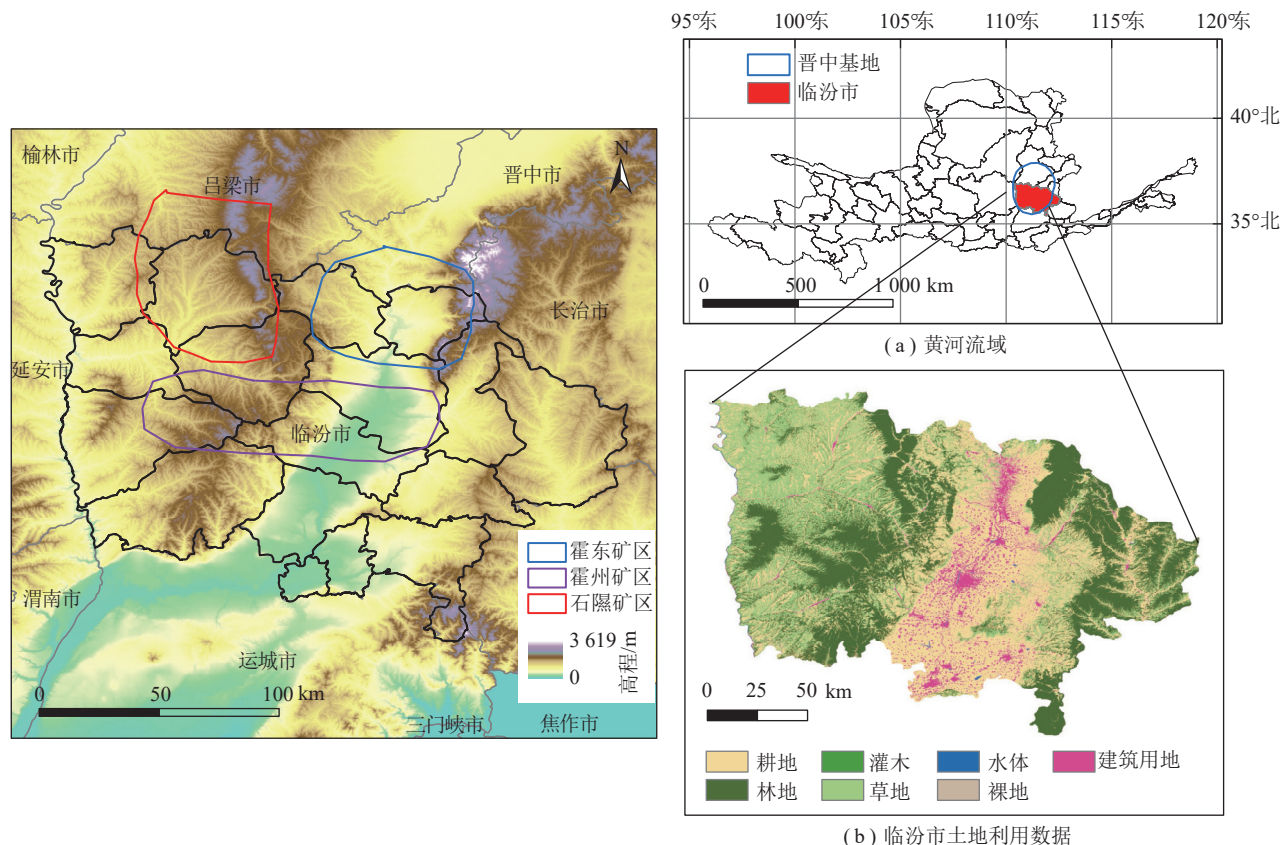


图 1 研究区概况

Fig.1 Study area overview

煤炭资源在临汾市的矿产资源中占据重要地位, 全市含煤面积达到 $15\,400\text{ km}^2$, 占总面积的 56%, 分布在 12 个县市。煤炭总储量为 629 亿 t, 其中已探明储量为 398 亿 t。铁矿作为临汾市的第二大矿产资源, 总储量约为 4.2 亿 t。磁铁矿储量为 1.8 亿 t, 褐铁矿和赤铁矿储量约为 2.4 亿 t。

临汾市的边界数据来自中科院资源环境数据中心; 高程与坡度数据来自 GEE 平台; 土地利用数据来自 Earth System Science Data^[22]; 水网与路网数据来自 OSM(OpenStreetMap) 平台; NDVI 与 NDWI 的数据集来自 Google Earth Engine 平台; 人口数据数据选自 Wordpop 数据集; 夜间灯光数据来自于 DMSP-OLS 数据集; 矿产资源数据来自于国家自然资源和地理空间信息基础数据库; 数据处理基于 Google Earth Engine、ArcGIS10.7、matlab、Geoda 等平台。

1.2 景观生态风险

1.2.1 景观结构变化及景观格局指数计算

为了探讨不同景观类型间的转换情况, 本研究利用 ArcGIS10.7 空间分析模块工具计算了研究区 2005—2020 年土地利用转移矩阵, 以期揭示类型转换的相互关系。景观指数可用于定量描述和监测景观结构特征随时间的变化, 其方法是将复杂的景观高度简化为简单且易于识别的景观格局信息, 反映其结构组成和空间配置等。通过应用景观格局分析软件 Fragstats4, 得出相关的景观指数。

1.2.2 研究区渔网划分

为实现景观生态风险指数的空间化, 采用覆盖研究区域的网格进行系统采样。景观生态学认为, 为全面反映采样点周围的景观格局信息, 小区的面积需达到平均斑块面积的 2~5 倍。因此, 根据景观斑块的平均面积大小, 将其划分为 $5\text{ km} \times 5\text{ km}$ 的风险小区采

样方格,利用 Arcgis 渔网工具,共划分风险小区 1 379 个,作为空间插值分析的最小单元。

1.2.3 景观生态风险模型的构建

景观损失度表示在自然及人为干扰下,各种景观类型所代表的生态系统天然特性损失的程度。通过表 1 计算,将不同指数叠加,利用景观干扰度、景观脆弱度,构建景观损失度指数 (R_i):

$$R_i = E_i + V_i \tag{1}$$

其中, R_i 为景观损失度指数; E_i 为景观干扰度指数; V_i 为脆弱度指数,借鉴前人研究^[23],根据专家打分法,将

景观类型的脆弱性分为 7 级:耕地为 7,水体为 5,草地为 5,灌木为 4,林地 3,建筑用地为 2,裸地为 1。得到各景观类型的脆弱度指数 V_i 的权重。构建景观生态风险指数 (I_{ER}):

$$I_{ER,i} = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} R_i \tag{2}$$

其中, A_{ki} 为第 k 个小区中景观类型 i 的面积; A_k 为第 k 个小区的总面积; n 为景观类型。 $I_{ER,i}$ 为风险小区的景观类型 i 生态风险指数,该值越大表示生态风险程度越高,反之,生态风险程度越低。

表 1 景观损失度计算公式
Table 1 Landscape loss degree calculation formula

指数	公式	参数意义
景观破碎度 C_i	$C_i = \frac{n_i}{A_i}$	A_i 为景观类型 i 的面积; n_i 为斑块数量;
景观分离度 N_i	$N_i = \frac{A}{2A_i} \sqrt{\frac{n_i}{A_i}}$	A 为景观总面积;
景观分维数 F_i	$F_i = 2 \ln \frac{p_i}{4} / \ln A_i$	p_i 为景观类型 i 的周长;
景观干扰度 E_i	$E_i = aC_i + bN_i + cF_i$	a, b, c 为相应各景观指数的权重, $a+b+c=1$

1.2.4 空间自相关分析

空间自相关分析旨在揭示特定要素的属性值与其空间邻近要素属性值间的显著关联性,以表现空间参照单元及其相邻单元在属性特征上的空间相关特点。主要采用 2 种指标:① 全局 Moran's I 指数,用于评估某一要素属性值在整个研究区域的空间相关程度;② 局部 Moran's I 指数,用于揭示某一要素属性值与相邻空间单元的关联性。通过 Moran's I 指数,可以探讨研究区域的空间相关性,当 Moran's I 为正时,表明存在正相关性,数值越大,相关性越显著。利用 LISA 图分析局部区域属性值的高高集聚和低低集聚现象,以便对空间分布特征有更深入的认识。

1.3 复杂生态网络构建

1.3.1 生态源地提取

生态源地作为生态网络的基本组成部分,是相对稳定生态系统的区域,具有显著的景观价值。生态源地对区域生态过程和功能至关重要,是生态保护的核心原则和底线。因此,生态源地的精确性和全面性对生态系统稳定、区域生态平衡和可持续发展具有重大意义。本研究通过 MSPA 和景观连通性分析确定生态源地。

MSPA 为一种基于数学形态学原理的图像处理方法^[24]。其旨在量化、识别和划分栅格图像空间模式。与传统形态分析方法相比, MSPA 法能更准确地识别像素级别上在景观连接中起重要作用的生境斑块,以

及区分景观类型和结构。该方法仅依赖土地利用数据。在对数据进行重新分类后,将林地、草地、湿地和水域等自然生态要素提取为前景,其他土地利用类型设为背景。接着,利用各类图像处理方法将前景按形态划分为 7 种不重叠的景观类型(核心、小岛、穿孔、边缘、环路、桥梁和分支)。其中,核心和桥梁是有助于区域生态景观连接的景观类型。核心区代表多种生态过程的“源头”,对维持区域连通性和生物多样性具有重要意义。

将核心区和桥梁区作为备选斑块,并结合生态风险指数,将生态风险指数较低且面积较大的备选斑块用于构建生态源地。

1.3.2 生态阻力面构建与生态廊道提取

在生态能量流动过程中,高程、坡度、植被覆盖、土地利用类型与密度因子等多种因素对生态能量传输的阻碍能力各异,在高阻力地区,能量迁移受阻,在迁移途中存在巨大损耗,而在低阻力地区,迁移相对容易和安全。生态过程与物种迁移密切相关;因此,生态流倾向于通过低阻力区域。生态阻力面建设的关键在于生态阻力因子的选择和阻力系数的确定。结合现有研究和区域背景,阻力系数越小,物种的空间移动越容易,流动过程中的生态服务和生态功能损失越小。

利用最小累积阻力模型,结合高程、坡度、植被覆盖、水网密度、路网密度和夜间灯光等数据,构建最小

累积生态阻力面。最小累积阻力模型公式为

$$R_{MC} = f_{\min} \sum_{p=1, q=1}^{p=m, q=n} (D_{pq} R_p) \quad (3)$$

式中, R_{MC} 为最小累积阻力; f_{\min} 反映了空间中任何一点的最小阻力与它与所有源的距离和界面特征有正相关关系; D_{pq} 为生态源地 p 到土地单元 q 的空间距离; R_p 为土地单元 p 对运动过程的阻力系数。

潜在生态廊道指的是生态能量传输过程中, 阻力最小的流动路径。将所有阻力因素叠加, 通过 Arcgis 中的 Cost-distance 模块计算出综合生态累积阻力面, 然后通过 Cost-path 模型按照最小阻力路径生成生态廊道。

1.3.3 生态网络拓扑性质

在本研究中, 采用潜在生态网络、复杂网络理论与图论相结合的方法, 通过计算各种拓扑指标并结合生态学意义, 描述生态空间网络的拓扑特性。为评估每个节点的拓扑特性, 本研究采用了节点度 (degree)、聚类系数 (clustering coefficient)、接近中心性 (closeness centrality)、介数中心性 (betweenness centrality) 和特征向量中心性 (eigenvector centrality) 等指标。

节点度表示一个生态节点所连接的生态廊道的数量, 较高的度数表明该生态节点与周围的生态节点具有更强的物质信息交流能力。接近中心性指代一个生态节点到所有其他可达节点的最短距离的倒数, 较高的接近中心性表明该节点在生态网络中具有核心地位。介数中心性表示通过某一生态节点的最短路径的生态走廊数量, 介数中心性较高的生态节点在生态网络中具有较强的控制力。

聚类系数揭示了生态节点的聚集程度, 较高的聚类系数意味着该生态节点具有较强的稳定性和抗干扰能力。特征向量中心性反映了相邻生态节点的重要性, 特征向量中心性较高的生态节点更适合作为生态的垫脚石节点, 发挥连接作用。

1.3.4 复杂网络鲁棒性计算

鲁棒性是指网络在受损情况下维持原有功能的能力, 可分为连接鲁棒性和恢复鲁棒性。连接鲁棒性反映了当网络中部分节点受损时, 剩余节点保持连接的能力; 而恢复鲁棒性则描述了在网络元素受损后, 通过采用简易策略实现网络功能恢复的能力^[25]。这2种鲁棒性可通过网络破坏模拟实验在恶意攻击和随机攻击模式下进行测试。恶意攻击与随机攻击模式均涉及逐个攻击节点或边的过程。然而, 它们在攻击选择上存在显著差异。恶意攻击模式倾向于优先攻击度数较高的节点或其相连边, 而随机攻击模式则随机选择节点或边进行攻击。

$$R = \frac{C}{N - N_r} \quad (4)$$

$$D = 1 - \frac{N_r - N_d}{N} \quad (5)$$

$$E = 1 - \frac{M_r - M_e}{M} \quad (6)$$

式中, R 为连接鲁棒性; C 为将 N_r 个节点从网络中移除后最大连接子图中的节点数; N 为初始网络中的总节点数; D 为节点恢复鲁棒性; N_d 为通过某些策略恢复的节点数; E 为边的恢复鲁棒性; M_r 为指从网络中移除的边的数量; M_e 为指通过某些策略恢复的边的数量; M 为指初始网络中的边的总数量。

2 结果与分析

2005—2020 年草原面积显著减小, 由原来总面积占比的 34.46% 减少到 25.62%, 耕地、森林和不透水表面处于涨势, 水、裸地大体上处于平稳状态。2005—2020 年, 转出面积的顺序依次为草地>耕地>林地>建筑用地>灌木>水体>裸地, 而转入的面积为耕地>林地>草地>建筑用地>水体>灌木>裸地 (图 2)。在这个变化的过程中, 耕地、草地体现出大幅度的转出、转入变化, 其中由草地面积占比持续减少, 建筑用地面积持续增长, 可知临汾景观要素变化在一定程度上体现了频繁的人类活动对景观要素的影响。

2.1 景观要素变化分析

利用皮尔逊相关分析构建了景观生态风险指数与年均温和年总降水之间的关系。如图 3 所示, 生态风险指数与年均温和年总降水呈高度显著相关, 其中与年均温呈高度显著的正相关, 与年总降水呈高度显著的负相关。这意味着当年均温上升, 年总降水量减少, 会导致生态风险增加。研究区内由于气候变化及人为的干扰的因素使具有较高生态意义的景观要素减少, 最终使得生态环境恶化, 景观生态风险升高。

2.2 景观生态风险的空间和时间变化

对景观结构的生态风险指数进行分级的旨在更直观地揭示生态风险等级在空间上的分布特性。分析各生态风险小区的生态风险指数: 2005 年为 6.42~33.4, 2010 年为 6.43~33.28, 2015 年为 6.45~32.93, 2020 年为 6.26~32.54。借助 GIS 提供的自然断点法, 将研究区的生态风险划分为 6 个等级: 0~14 为低生态风险区, 14~19 为中低生态风险区, 19~23 为中生态风险区, 23~26 为中高生态风险区, 26~29 为高生态风险区, 大于 29 为极高生态风险区。基于克里格插值法获得研究区生态风险等级图 (图 4), 并获取研究区景观生态风险区的面积变化情况。

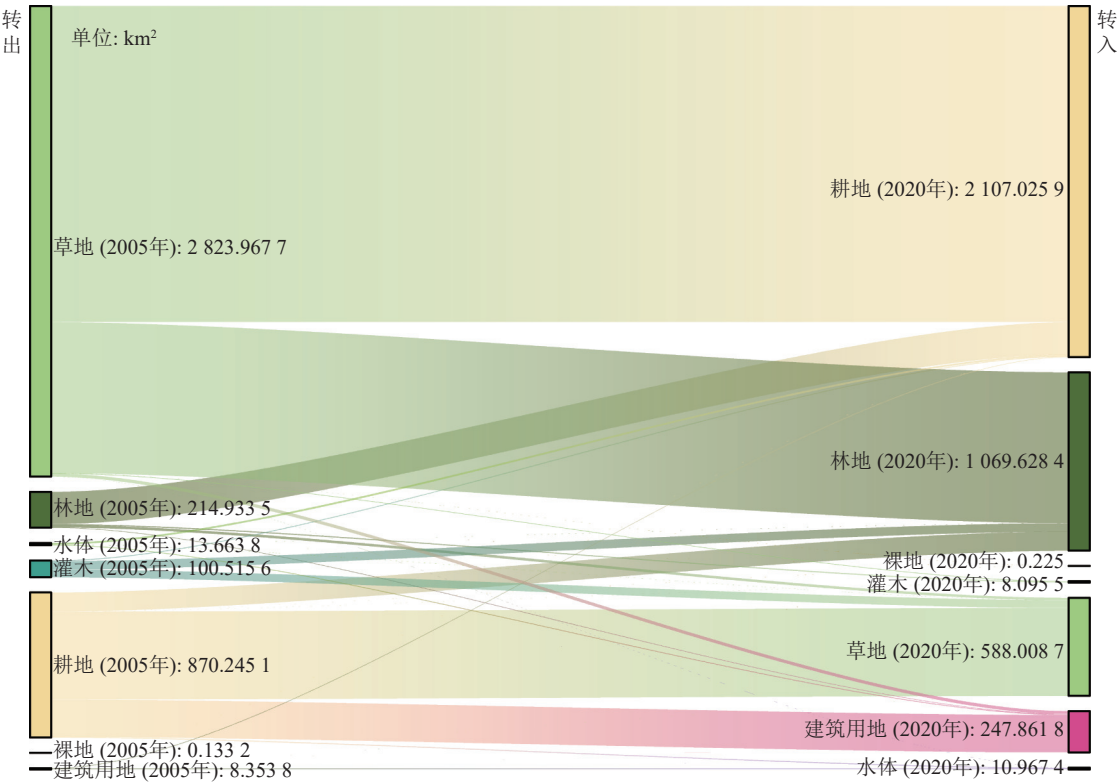


图 2 2005—2020 年土地利用类型变化

Fig.2 Changes in land use types, 2005–2020

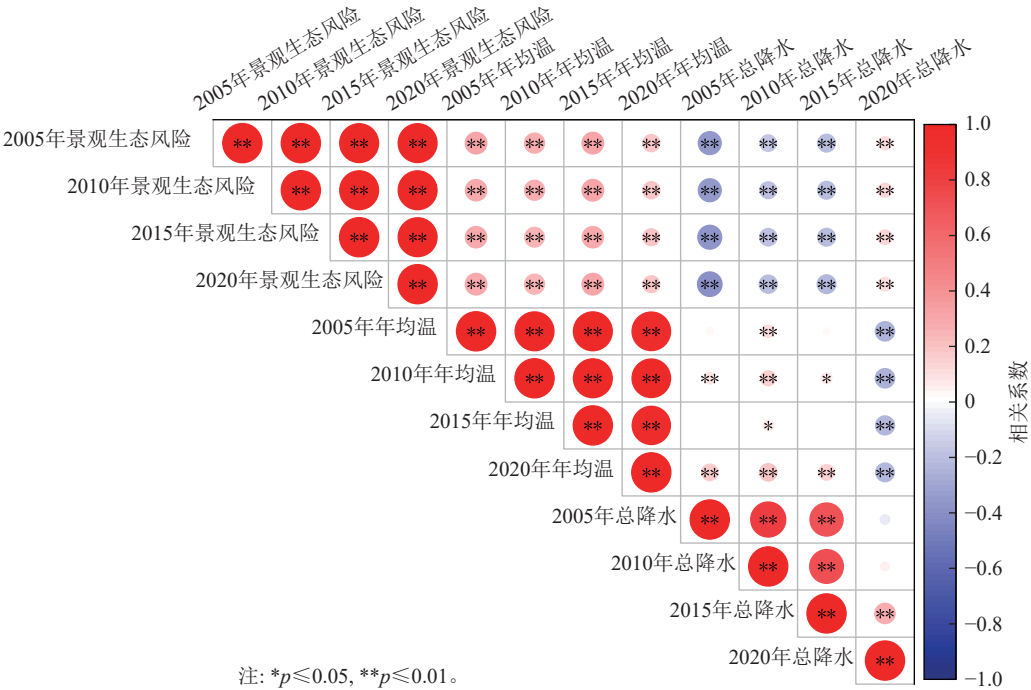


图 3 生态风险指数与气候因素的相关性

Fig.3 Correlation of ecological risk indices with climatic factors

临汾市生态风险的空间分布在很大程度上体现了景观结构的布局规律,呈现出显著的区域性和异质性特点。低生态风险及中低生态风险地域主要位于东部和南部的森林区域,该区域多年来已经形成较为

稳定的景观结构,景观破碎度和敏感度较低。极高生态风险地区与高风险地区主要集中在中部与西部地区,中部地区为大面积耕地,耕地的景观生态风险较高主要是因为人的耕作活动与农作物类型、季节、降

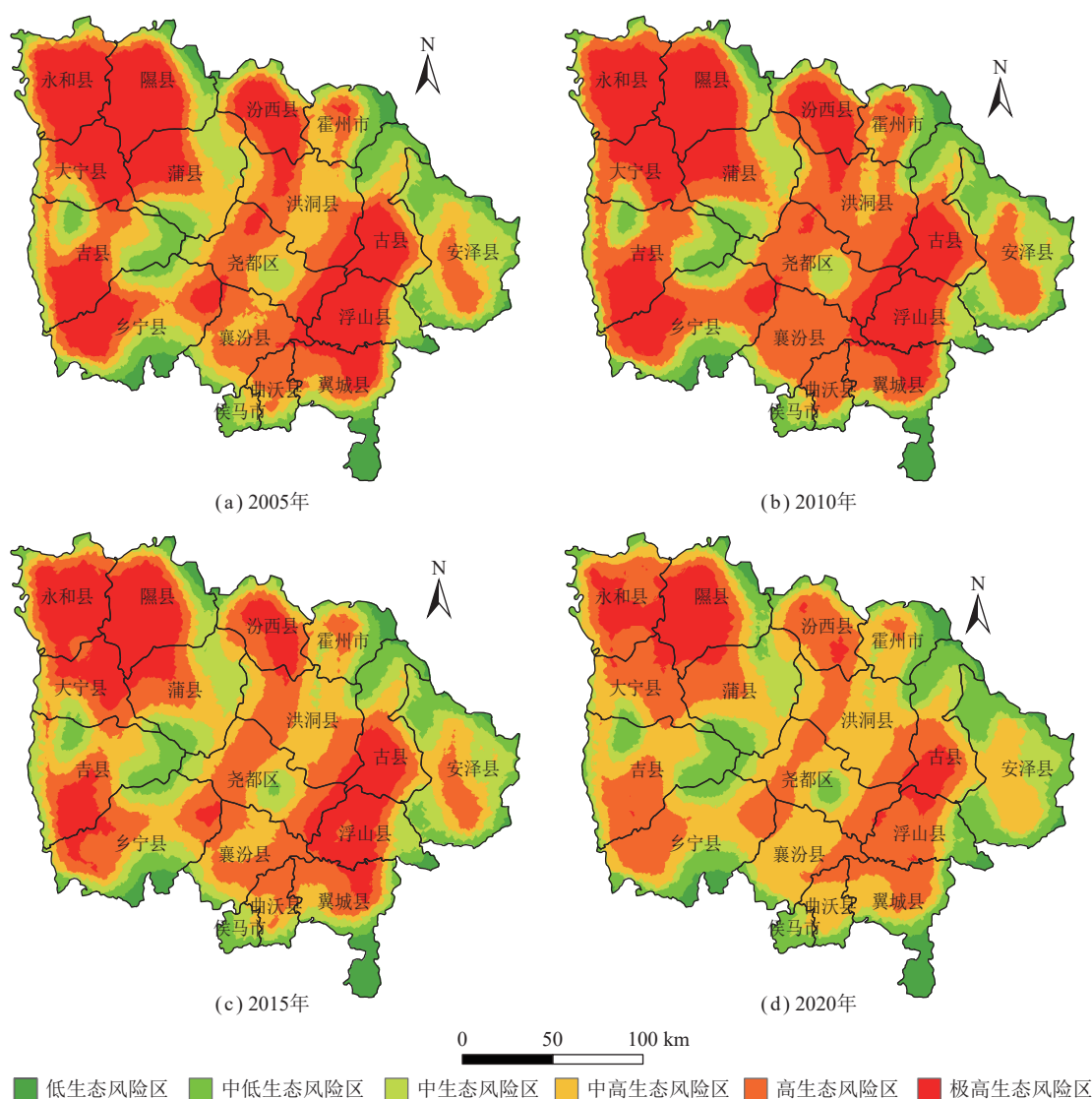


图4 临汾市 2005—2020 年生态风险等级

Fig.4 Linfen City 2005–2020 ecological risk rating

水、温度等多种因素相关,因此不做考虑。西部高生态风险区域以草地为主,草地景观类型易受人为因素干扰而产生高生态风险。

由图4可知:①研究区2005—2020年景观生态风险一直处于较高的状态。②近15a来,2005—2010年低生态风险区和中低生态风险区面积略有下降,但是2010—2020年缓慢增长。③中等风险区在20a间的面积略有增长,由2005年的14.9%增加到2020年的16.70%。中高风险区在20a间的面积略有增长,由2005年的20.86%增加到2020年的21.64%。④高生态风险区面积在2005—2020年比较稳定,从2005年的22.15%下降至2020年的21.41%。极高生态风险区面积从2005年的29.46%下降至2015年的26.24%,2015—2020年略有增长0.1%。

总体来看,在15a间研究区的区域景观生态风险

等级面积中,中高生态风险区、高生态风险区和极高生态风险区面积占比均较大,中生态风险区面积占比适中,其次是中低生态风险区和低生态风险区。

2.3 景观生态风险空间自相关分析

(1)生态风险全局自相关分析利用GeoDa计算2005—2020年研究区景观生态风险空间分布数据得到Moran's I散点图(图5),临汾市景观生态风险在2005—2020年Moran's I指数分别为0.604、0.606、0.605、0.609,均大于0,说明各年研究区内景观生态风险值存在空间正相关关系,即相邻地区在空间上呈现出高度相似性,存在集聚效应。

(2)在Moran's I指数无法充分展示空间联系的情况下,进一步运用局部自相关分析方法,绘制局部自相关LISA聚集图(图6)。根据图像分析,从2005—2020年,临汾地区景观生态风险指数主要呈现高—高

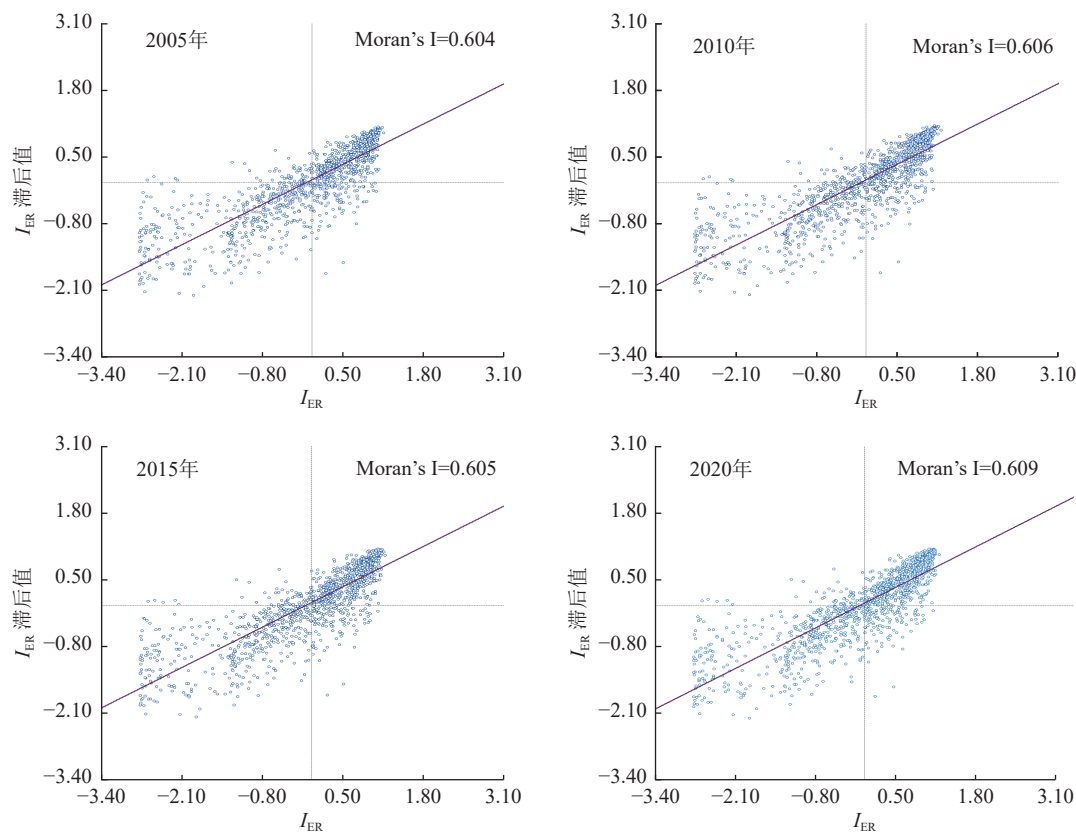


图 5 Moran's I 指数散点

Fig.5 Moran's I index scatter plot

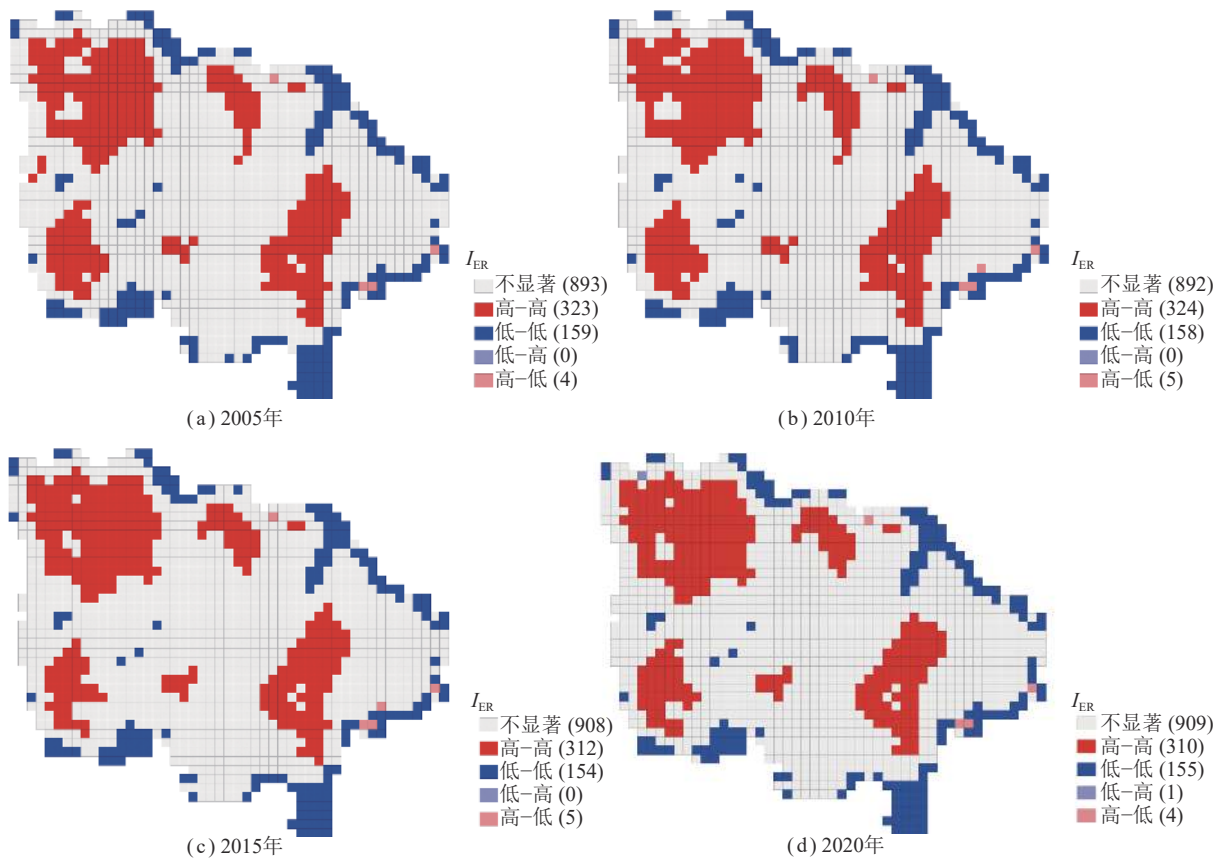


图 6 LISA 聚集

Fig.6 LISA aggregation

聚集与低-低聚集特征。在研究区内,生态风险“高-高”值区域主要分布在中部和西部地区,这些地带的景观生态风险水平较高,且相邻区域的风险水平亦较高。“低-低”值区域则集中在研究区南部和东部,这些地区的景观生态风险较低,同时邻近地区风险水平也相对较低。结合景观类型的分布状况,发现“低-低”聚集区的主要景观类型是森林,这与低景观生态风险区的主要景观类型保持一致。另一方面,“高-高”聚集区的主导景观类型为耕地和草地,这与高景观生态风险区及较高景观生态风险区的主要景观类型相符。在“高-高”结构聚集区内,森林、草地和耕地的分布相对分散,同时受到人类活动干预的程度较高,导致景观内部稳定性相对较差。

2.4 潜在复杂生态网络构建及其优化

2.4.1 潜在复杂生态网络构建

根据研究区的实际情况,本研究采用 MSPA 方法提取生态源地。通过分析,获得以下数据:2005 年共有生态源 359 个,总面积为 2 814.93 km²。2010 年共

有生态源 353 个,总面积为 2 856.57 km²。2015 年共有生态源 346 个,总面积为 2 860.28 km²。2020 年共有生态源 371 个,总面积为 3 196.68 km²。结果显示,2005—2015 年生态源地数量逐年减少,面积变化不大;这可能表明研究区受到地表采矿等为破坏影响,生态环境质量未得到有效恢复,导致生态源数量减少。然而,在 2020 年,生态源数量升至历年最高值,且面积增加。根据临汾市规划和自然资源局资料显示,进入 20 世纪后,临汾市政府一直重视矿区的生态修复工程。从生态网络源地变化也表明政府对生态环境保护的重视程度加强,生态修复工程取得了显著成效。研究发现,在 2000—2015 年期间,森林生态源、草原生态源、水生态源的数量均呈下降趋势,而灌木生态源的数量保持相对稳定。然而,在 2015—2020 年期间,各类生态源数量均出现了一定程度的增长。根据 MCR 模型构建阻力面(表 2、图 7)。

通过利用 ArcGIS 软件中的成本路径模型,成功生成了 2005—2020 年间的生态空间网络生态廊道。

表 2 生态阻力因子分类和阻力值

Table 2 Classification of ecological resistance factors and resistance values

一级分类	二级分类	分类	阻力值	一级分类	二级分类	分类	阻力值
地形坡度	高程/m	365~677	1	人为因素	夜间灯光	0.23~2.20	1
		677~947	3			2.20~8.90	3
		947~1 175	5			8.90~21.12	5
		1 175~1 442	7			21.12~44.77	7
		1 442~2 477	9			44.77~100.73	9
	坡度/(°)	0~6.60	1	人口数据	0.14~10.11	1	
		6.60~13.80	3		10.11~45.47	3	
		13.80~20.70	5		45.47~136.39	5	
		20.70~28.49	7		136.39~298.00	7	
		28.49~76.48	9		298.00~1 287.96	9	
植被覆盖	NDVI	-0.4~0.05	9	密度因子	水网密度	0~0.02	9
		0.05~0.28	7			0.02~0.07	7
		0.28~0.42	5			0.07~0.13	5
		0.42~0.59	3			0.13~0.21	3
		0.59~1	1			0.21~0.35	1
水文分布	NDWI	<0	9	路网密度	0~0.16	9	
		0~0.3	7		0.16~0.50	7	
		0.3~0.6	5		0.50~0.97	5	
		0.6~0.8	3		0.97~1.68	3	
		0.8~1.0	1		1.68~3.17	1	
				景观生态风险指数	0~14	1	
					14~19	3	
					19~23	5	
					23~26	7	
					> 26	9	

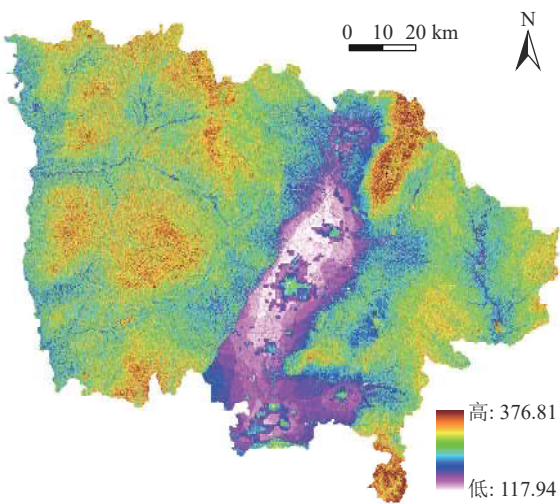


图 7 2020 年累积阻力面
Fig.7 Cumulative resistance surface in 2020

具体而言, 2005 年提取了 629 条生态廊道, 在 2010 年提取了 624 条生态廊道, 在 2015 年提取了 618 条生态廊道, 以及在 2020 年提取了 656 条生态廊道。值得注意的是, 生态廊道的数量变化与生态源地数量变化保持一致。进一步的分析发现, 研究区中部与东部地区的生态廊道和生态源地数量相对较少, 生态廊道长度较长, 生态源地分布较为稀疏; 相反, 西部地区的生态廊道较短, 生态源地分布较为密集 (图 8)。由于中部地区土地利用以耕地为主, 因此生态源地相对较少。东部地区的生态区位较差, 景观空间格局亟待优化和加强。

根据由国家自然资源和地理空间信息基础数据库获取的矿产资源数据, 绘制了矿产资源与 2020 年生态风险指数和生态网络关系示意 (图 9)。由图 9 分析可知, 矿产资源重点勘探区和矿产资源重点开采区均位于高生态风险区和极高生态风险区, 采矿活动提升了该地区的生态风险。在生态空间网络中, 矿产资源重点勘探区和矿产资源重点开采区处生态源地面积较小或没有生态源地, 生态区位较差, 生态环境遭到破坏, 廊道较稀疏, 能量传输受阻。

根据由国家自然资源和地理空间信息基础数据库获取的矿产资源数据, 绘制了矿产资源与 2020 年生态风险指数和生态网络关系示意 (图 9)。由图 9 分析可知, 矿产资源重点勘探区和矿产资源重点开采区均位于高生态风险区和极高生态风险区, 采矿活动提升了该地区的生态风险。在生态空间网络中, 矿产资源重点勘探区和矿产资源重点开采区处生态源地面积较小或没有生态源地, 生态区位较差, 生态环境遭到破坏, 廊道较稀疏, 能量传输受阻。

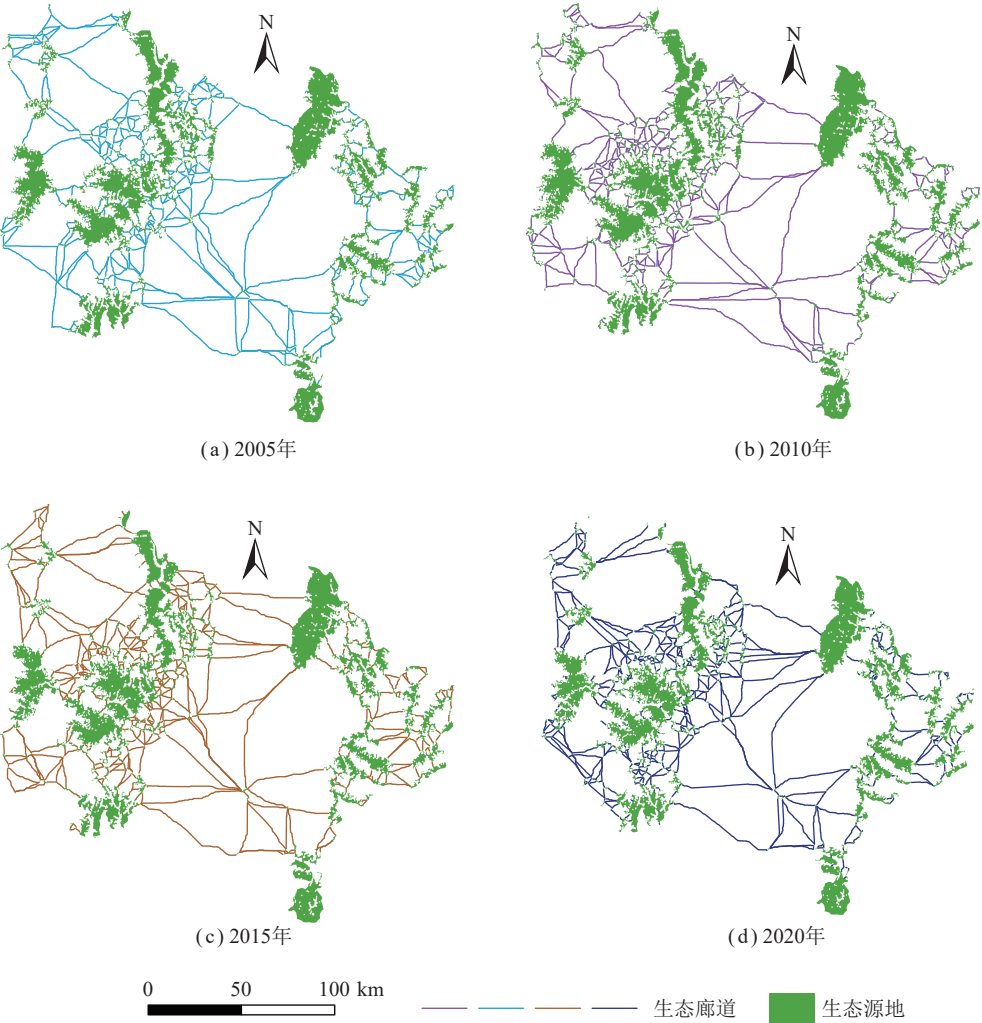


图 8 2005—2020 年景观生态网络
Fig.8 Landscape ecological network 2005—2020

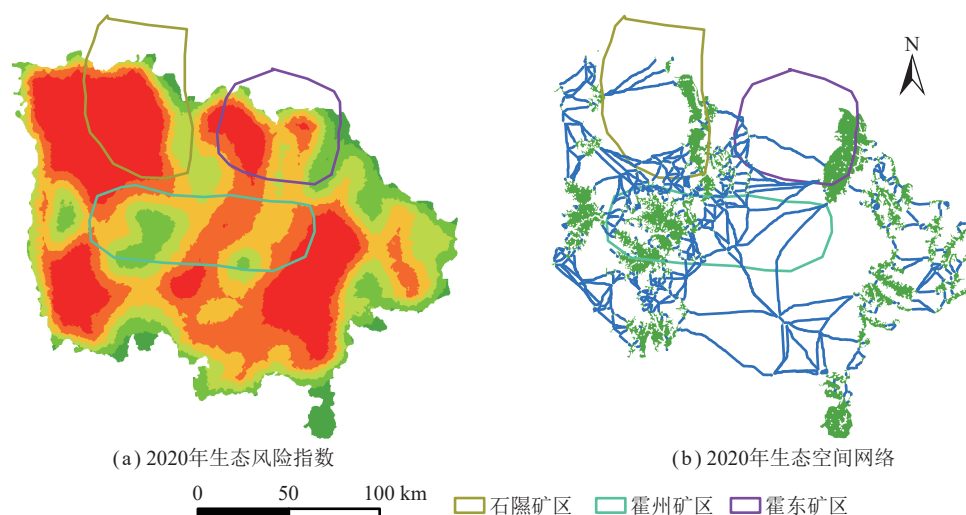


图9 矿产资源与生态风险指数和生态空间网络之间的关系

Fig.9 Relationship between mineral resources and ecological risk indices and ecospatial networks

2.4.2 生态节点度中心性计算与增边节点识别

网络中度数 (图 10) ≥ 7 的节点有 19 个, 说明这些节点在网络中具有重要作用, 其中节点 131 的度数最大, 为 25。网络中节点度的最小值为 1, 说明这些节点在网络中的作用较小, 而最小值为 1 说明临汾生态空间网络中每个节点至少有 1 个节点相连, 不存在孤立的节点。临汾生态空间网络中有 64 个节点的聚类系数大于 0.5, 其中有 31 个节点的聚类系数达到 1, 表明与它们相连的节点有很强的相似性, 而有 117 个节点的聚类系数为 0, 表明与它们相连的节点有较大的异质性。

临汾生态网络的接近中心性变化不大, 有 59 个节点的值大于 0.15, 其中节点 131 的接近中心性最大, 为 0.18, 表明该节点处于网络的最中心位置。有 292 个节点的介数中心性大于 1000, 其中节点 40 的最大中心度为 22 277, 表明该节点有利于能量转移。相反, 有 71 个节点的中心度为 0, 这些节点不利于物质和能量的交换。临汾生态空间网络的特征向量中心性大于 0.5 的有 3 个节点, 分别是节点 18、19、25, 其中节点 25 达到最大值 1.0, 说明与该节点相连的节点也比较重要。

结合生态空间网络的基本拓扑指标和重要拓扑指标的分析结果, 发现节点 131 和节点 332 为网络中最重要的节点。节点 332 具有最大的接近度中心性和间性中心性, 节点 131 具有最大的度和特征向量中心性。改变这 2 个节点将影响整个网络的拓扑特性。

2.4.3 鲁棒性分析

图 11 为模拟增边优化后生态网络, 在生态空间网络中, 随机攻击和恶意攻击可模拟景观空间所受的生态破坏, 而网络鲁棒性可表示抵御外部破坏的能力。

本研究分析了临汾市生态空间网络在随机攻击和恶意攻击优化前后的鲁棒性变化 (图 12)。节点恢复稳健性、边恢复稳健性和连接稳健性均得到一定程度的增强, 其中连接稳健性的优化效果最为显著。

随着随机攻击和恶意攻击节点数量的增加, 优化前后网络鲁棒性呈下降趋势。受随机攻击的网络稳定性明显强于受恶意攻击的网络, 且不同类型鲁棒性变化存在差异。在节点恢复稳健性方面, 优化前后网络稳健性数值最初恒定在 1, 然后由慢至快下降。优化后网络曲线较优化前更凸, 表明优化后网络下降速度减缓, 下降拐点亦推迟。

当优化前网络遭受随机攻击和恶意攻击时, 鲁棒性分别在第 21 个和第 46 个节点下降至 1 以下, 第 362 个和第 348 个节点降至 0.1 以下, 网络最终崩溃。优化后网络鲁棒性在第 29 个和第 79 个节点开始下降至 1 以下, 第 365 个和第 347 个节点降至 0.1 以下。攻击至最后一个节点时, 随机和恶意攻击后, 优化后网络鲁棒性分别保持在 0.01 和 0.002, 均优于优化前网络。

在边恢复鲁棒性方面, 优化前后鲁棒性从 1 开始下降。受随机攻击时, 鲁棒性由慢至快下降; 受恶意攻击时, 鲁棒性以相对稳定速度下降。在随机攻击中, 优化后网络鲁棒性下降显著小于优化前网络; 在受随机攻击时, 鲁棒性低于 0.1 时, 网络开始崩溃, 优化后网络仅剩 16 个节点, 优化前网络还剩 18 个节点仍低于 0.1。受恶意攻击时, 优化后网络仅剩 56 个节点, 优化前网络还剩 58 个节点仍低于 0.1。优化前网络初始稳健性为 0.99, 而优化后网络初始稳健性达到 1。在随机攻击和恶意攻击后, 网络稳健性逐步下降, 但优化后网络稳健性下降速度明显低于优化前网络。

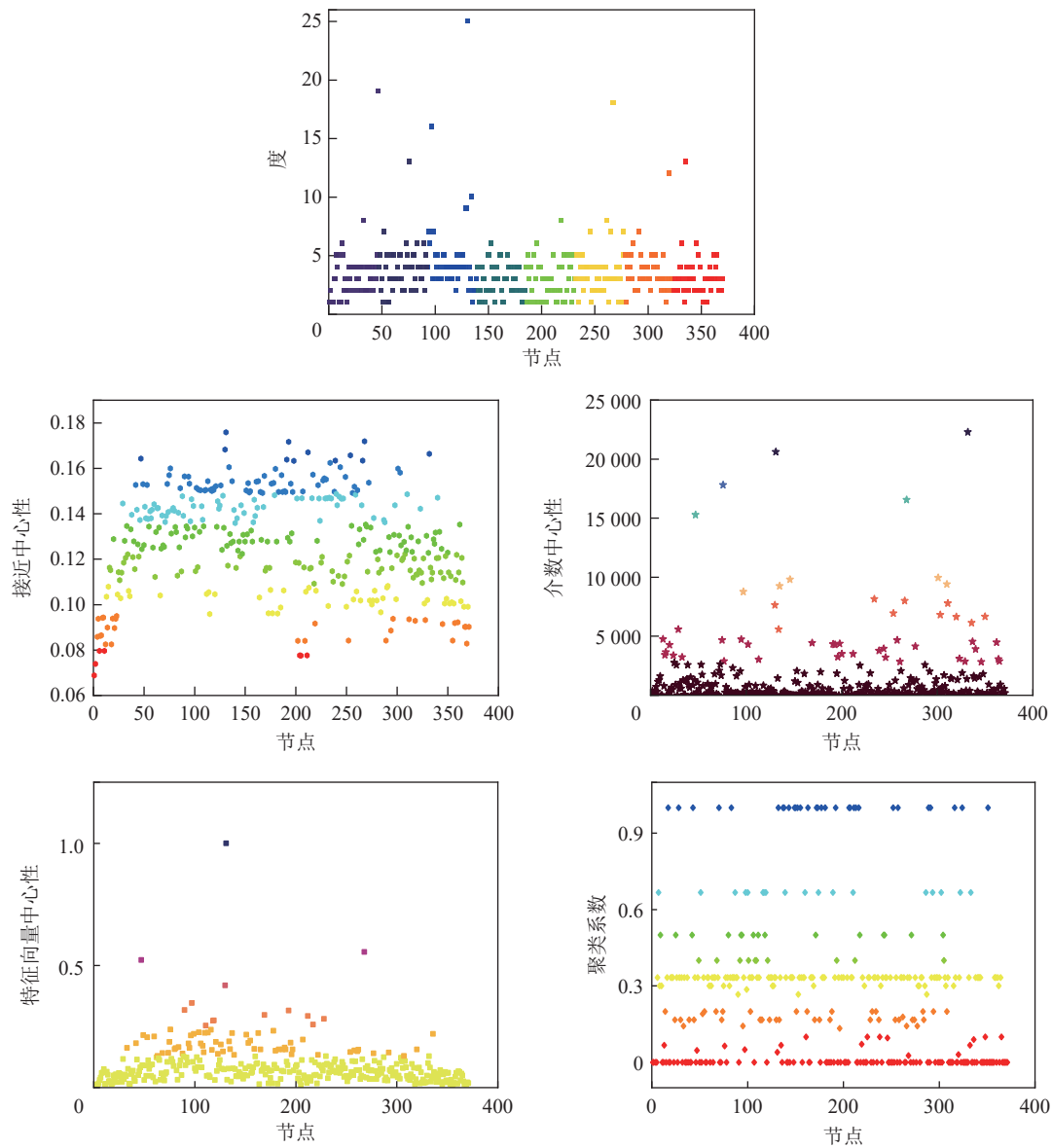


图 10 2020 年景观生态网络拓扑指数

Fig.10 Landscape ecological network topology index 2020

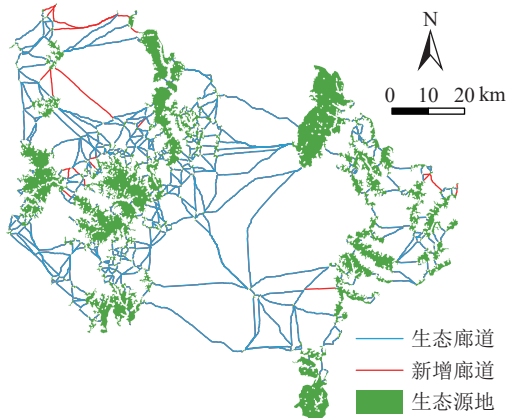


图 11 模拟增边优化

Fig.11 Simulation of incremental edge optimization

在对多达 17 个节点进行随机攻击后, 稳健性保持为 1, 在后续攻击中多次尝试恢复, 最终到第 105 个节点时,

下降到 0.69, 在第 345 个节点时, 开始上升, 到第 365 个节点时, 突然恢复至 0.33。

而在从第 18 个节点开始的恶意攻击后, 稳健性低于 0.6; 随后, 多次尝试恢复, 最明显的是在第 29 个节点 (恢复到 0.44)、第 158 个节点 (恢复到 0.10)。预优化的网络在随机攻击下下降得更快, 在第 70 个节点恢复到 0.18。当受到恶意攻击时, 网络稳健性在第 28 个节点迅速下降到 0.2, 随后继续下降, 最终在第 52 个节点恢复到 0.2。因此, 优化后的网络在下降速度和稳健性恢复方面均优于优化前的网络。

节点恢复稳健性、边恢复稳健性和连接稳健性的结果表明, 生态网络优化可加强临汾生态网络抵御外部破坏的能力, 提高网络稳定性。连接稳健性分析结果显示, 优化后网络在面对生态破坏时可尝试自动恢

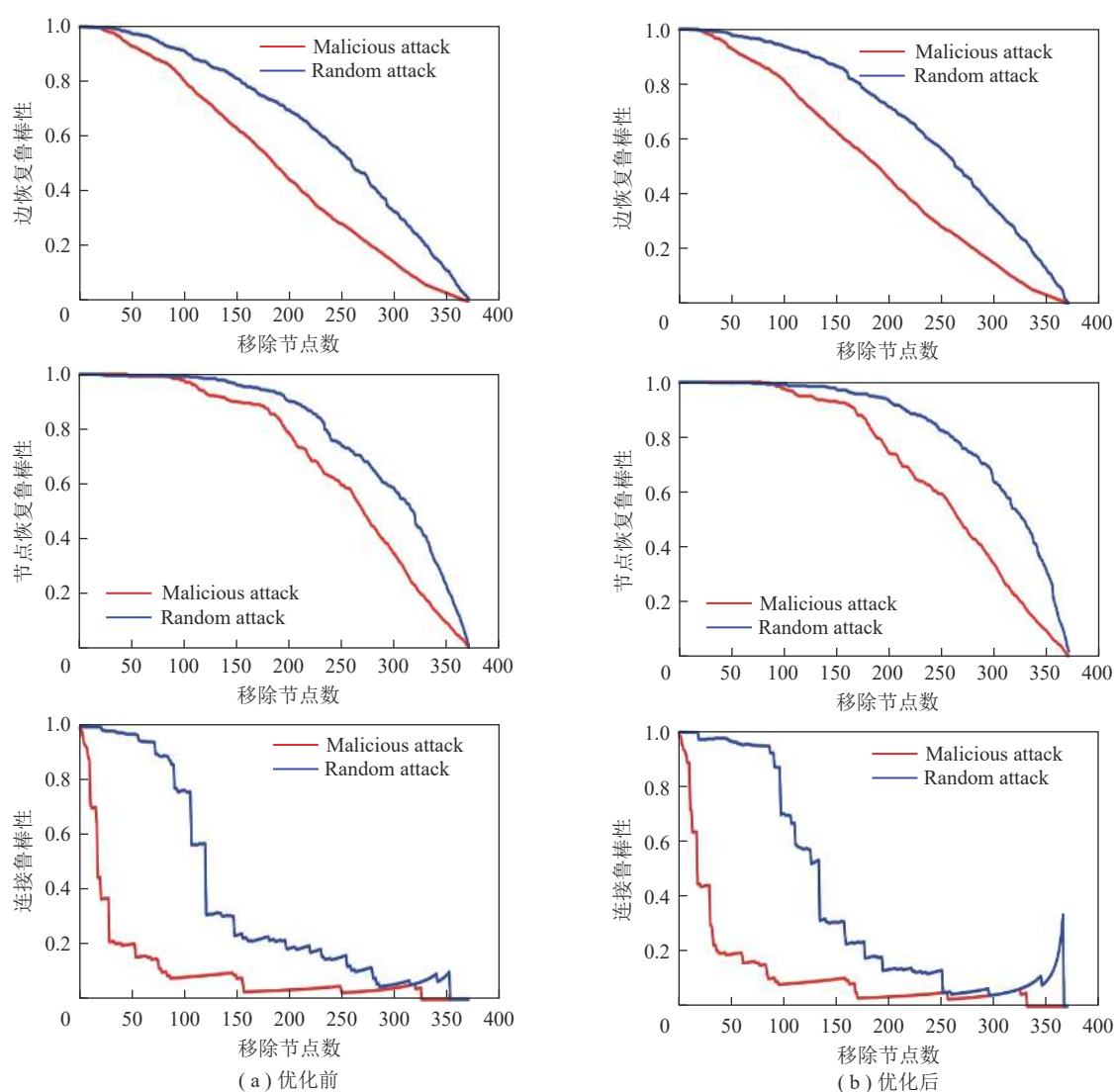


图12 优化前、优化后鲁棒性变化

Fig.12 Robustness comparison before and after optimization

复稳健性,以保持网络平稳运行。同时,恢复的稳健性可达较高数值,反映出临汾生态空间网络的生态恢复能力得到一定程度的提升。

3 结 论

(1) 在2005—2020年间,临汾市研究区的景观生态风险持续维持在相对较高的水平。在这近15a的时间里,低生态风险区和中低生态风险区的面积呈现下降趋势,然而在2010—2020年期间表现出缓慢增长。中等风险区的面积略有上升,自2005年的14.9%增至2020年的16.70%。中高风险区的面积同样呈现小幅增长,从2005年的20.86%上升到2020年的21.64%。高风险区的面积在此期间相对稳定,从2005年的22.15%降至2020年的21.41%;而极高风险区的面积从2005年的29.46%下降至2015年的26.24%,在2015—2020年间略有0.1%的增长。总体

而言,中高、高和极高生态风险区的面积占比较为显著,其次是中等生态风险区,而中低和低生态风险区的面积则相对较小。值得注意的是,极高生态风险区和高风险区主要分布在研究区的中部和西部地区。

(2) 研究表明,临汾市在4个时期内的景观生态风险Moran's I指数均大于0,这意味着各年研究区内景观生态风险值呈现出空间正相关关系,并存在显著的空间集聚效应。高景观生态风险值的区域更容易相互靠近,形成高-高集聚与低-低集聚的空间结构特征。具体而言,研究区高-高值区域主要分布在中部及西部地区,而低-低值区域则主要集中于南部和东部地区。结合景观类型分布情况来看,低-低集聚区主要由林地构成,这与低景观生态风险区的主要景观类型相一致;而高-高集聚区则主要由耕地和草地组成,这与高及较高景观生态风险区的主要景观类型相吻合。在高-高集聚区内,林地、草地和耕地的分布

较为离散,同时矿区开采对其造成较大干扰,从而导致景观内部稳定性相对较差。

(3) 在 2005—2015 年期间,研究区内生态源地的数量逐年减少,然而在 2020 年达到历年最高值,这表明政府对生态环境保护的关注度不断提高,生态修复工程也取得了一定的成果。在研究区的潜在复杂生态网络中,北部生态廊道分布相对密集,且廊道走向较为复杂。相较之下,研究区中部和东部的生态廊道及生态源数量较为有限,生态廊道长度更长,而西部生态廊道较短。这意味着研究区中部和东部的生态流通性相对较差,有待于进一步提升和强化生态基础及生态流通性。在对部分节点进行模拟增边优化时,部分节点成功实现模拟增边,而另一部分节点则无法成功实现。模拟增边成功意味着节点附近的生态基础足够支撑生态修复,而模拟增边失败则表明节点附近的生态基础相对较弱,在进行生态修复之前需要加以改善。经过潜在复杂生态网络的增边优化后,网络连接鲁棒性得到显著提高,尽管节点恢复鲁棒性和边恢复鲁棒性略有提升,但提升幅度并不明显。这表明模拟增边优化确实加强了网络的连接性,然而对于提升网络的自我恢复能力,模拟增边效果有限。因此,模拟增边可以有效提升研究区的生态连通性,但对于提高研究区生态自我恢复能力方面,其作用较为有限。

在进行资源型城市的生态修复时,我们应该意识到,虽然采矿破坏了当地的生态环境,但却为当地乃至全国的经济生活做出了巨大的贡献。矿区修复的同时应当重视人文情怀,如建立采矿博物馆等,以增强人们对采矿的历史认同感,缓解人与生态环境之间的冲突。因此,在大规模重建和改造废弃矿区的过程中,应为其创造新的用途。应重塑和恢复自然美景,强调人与自然的和谐共存。生态修复应当放在生态环境被破坏前提及,传统的破坏后修复应当转变为,在不得不对生态环境造成影响前便提出相应的修复方案,将开采与修复同时进行,有效控制资源型城市生态环境恶化。

参考文献(References):

- [1] SINHA S, CHAKRABORTY S, GOSWAMI S. Ecological footprint: an indicator of environmental sustainability of a surface coal mine[J]. *Environment, Development and Sustainability*, 2017, 19(3): 807–824.
- [2] HENDRYCHOVÁ M, KABRNA M. An analysis of 200-year-long changes in a landscape affected by large-scale surface coal mining: History, present and future[J]. *Applied Geography*, 2016, 74: 151–159.
- [3] LEI K, PAN H Y, LIN C Y. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 90: 320–325.
- [4] 毕银丽, 郭晨, 肖礼, 等. 微生物复垦后土壤有机碳组分及其高光谱敏感性识别效应[J]. *煤炭学报*, 2020, 45(12): 4170–4177.
BI Yinli, GUO Chen, XIAO Li, et al. Identification of soil organic carbon components and hyperspectral sensitivity in microbial reclamation area[J]. *Journal of China Coal Society*, 2020, 45(12): 4170–4177.
- [5] 雷少刚, 肖浩宇, 郗晨龙, 等. 开采沉陷对关键土壤物理性质影响的相似模拟实验研究[J]. *煤炭学报*, 2017, 42(2): 300–307.
LEI Shaogang, XIAO Haoyu, QIE Chenlong, et al. Similar simulation experiment on the influence of mining subsidence on the key physical properties of soil[J]. *Journal of China Coal Society*, 2017, 42(2): 300–307.
- [6] 刘英, 雷少刚, 程林森, 等. 采煤塌陷影响下土壤含水量变化对柠条气孔导度、蒸腾与光合作用速率的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(9): 3069–3077.
LIU Ying, LEI Shaogang, CHENG Linsen, et al. Effects of soil water content on stomatal conductance, transpiration, and photosynthetic rate of *Caragana korshinskii* under the influence of coal mining subsidence[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(9): 3069–3077.
- [7] FENG Y, WANG J M, BAI Z K, et al. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: a review[J]. *Earth-Science Reviews*, 2019, 191: 12–25.
- [8] 王飞, 叶长盛, 华吉庆, 等. 南昌市城镇空间扩展与景观生态风险的耦合关系[J]. *生态学报*, 2019, 39(4): 1248–1262.
WANG Fei, YE Changsheng, HUA Jiqing, et al. Coupling relationship between urban spatial expansion and landscape ecological risk in Nanchang City[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(4): 1248–1262.
- [9] PENG J, ZONG M L, HU Y N, et al. Assessing landscape ecological risk in a mining city: A case study in Liaoyuan City, China[J]. *Sustainability*, 2015, 7(7): 8312–8334.
- [10] MO W B, WANG Y, ZHANG Y X, et al. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: a case study of Beijing[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 574: 1000–1011.
- [11] GAINES K F, PORTER D E, DYER S A, et al. Using wildlife as receptor species: a landscape approach to ecological risk assessment[J]. *Environmental Management*, 2004, 34(4): 528–545.
- [12] MALEKMOHAMMADI B, RAHIMI BLOUCHI L. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using Multi Criteria Decision Making and Geographic Information System[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 41: 133–144.
- [13] 裴燕如, 孙炎浩, 于强, 等. 黄河流域典型矿区生态空间网络优化——以鄂榆地区为例[J]. *煤炭学报*, 2021, 46(5): 1541–1554.
PEI Yanru, SUN Yanhao, YU Qiang, et al. Optimization of ecological spatial network in typical mining areas of the Yellow River Basin: Take Ordos and Yulin areas of the Yellow River Basin as examples[J]. *Journal of China Coal Society*, 2021, 46(5): 1541–1554.

- [14] LIU Y C, LIU Y X, LI J L, et al. Evolution of landscape ecological risk at the optimal scale: A case study of the open coastal wetlands in Jiangsu, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(8): 1691.
- [15] YU Q, YUE D P, WANG J P, et al. The optimization of urban ecological infrastructure network based on the changes of county landscape patterns: A typical case study of ecological fragile zone located at Deng Kou (Inner Mongolia)[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 163: S54–S67.
- [16] QIU S, YU Q, NIU T, et al. Study on the landscape space of typical mining areas in Xuzhou City from 2000 to 2020 and optimization strategies for carbon sink enhancement[J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(17): 4185.
- [17] 牛腾, 岳德鹏, 张启斌, 等. 潜在生态网络空间结构与特性研究[J]. *农业机械学报*, 2019, 50(8): 166–175.
NIU Teng, YUE Depeng, ZHANG Qibin, et al. Spatial structure and characteristics of potential ecological networks[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2019, 50(8): 166–175.
- [18] 王金亮, 谢德体, 邵景安, 等. 基于最小累积阻力模型的三峡库区耕地地面源污染源-汇风险识别[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(16): 206–215.
WANG Jinliang, XIE Deti, SHAO Jing'an, et al. Identification of source-sink risk pattern of agricultural non-point source pollution in cultivated land in Three Gorge Reservoir Area based on accumulative minimum resistance model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(16): 206–215.
- [19] 邱硕, 王宇欣, 王平智, 等. 基于 MCR 模型的城镇生态安全格局构建和建设用地开发模式[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(17): 257–265, 302.
- QIU Shuo, WANG Yuxin, WANG Pingzhi, et al. Construction of urban ecological security pattern and construction land development based on MCR model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(17): 257–265, 302.
- [20] QIU S, YU Q, NIU T, et al. Restoration and renewal of ecological spatial network in mining cities for the purpose of enhancing carbon Sinks: The case of Xuzhou, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 143: 109313.
- [21] ZHANG Q B, YUE D P, FANG M Z, et al. Study on sustainability of land resources in Dengkou County based on emergy analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 171: 580–591.
- [22] YANG J, HUANG X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. *Earth System Science Data*, 2021, 13(8): 3907–3925.
- [23] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. *生态学报*, 2011, 31(12): 3441–3450.
GAO Bin, LI Xiaoyu, LI Zhigang, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(12): 3441–3450.
- [24] VOGT P, RIITTERS K H, IWANOWSKI M, et al. Mapping landscape corridors[J]. *Ecological Indicators*, 2007, 7(2): 481–488.
- [25] ZHOU D, ELMOKASHFI A. Network recovery based on system crash early warning in a cascading failure model[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8: 7443.