基于“敏感性-重要性-连通性”框架的神木市生态网络规划

张文婷 任巧慧 胡泳茵

长安大学建筑学院 西安 710061

摘要：构建生态网络对改善区域生态安全和推动城市可持续发展具有重要意义。文章基于“生态敏感性-生态系统服务重要性-景观连通性”综合评价结果识别生态源地，运用最小累积阻力模型和重力模型判定生态廊道，基于电路理论提取生态节点，形成点-线-面交汇的生态网络，并对神木市生态修复关键区域进行分级划定。结果表明：神木市生态源地共 22 个，面积达 536.80 km^2，多集中在东南部，平均 dPC 值为 7.16，总体连通性不佳；判定出潜在生态廊道 46 条，廊道总长度 365.39 km，多集中在东南部；提取出生态节点 124 个，包括生态夹点 42 个、生态障碍点 59 个、生态断裂点 23 个。依据生态网络规划结果，识别低质量生态空间，并划分为重点修复区、生态提升区、生态保育区；在此基础上提出源地、廊道、节点、低质量生态空间的分级管控策略，以期为其他生态脆弱型县域国土空间生态修复提供参考。

关键词：生态网络；生态敏感性；生态系统服务重要性；景观连通性；神木市

DOI：10.12169/zgcsly.2023.12.29.0001

Ecological Network Planning in Shenmu City Based on the Framework of “Sensitivity, Importance and Connectivity”

Zhang Wenting Ren Qiaohui Hu Yongyin

(School of Architecture, Chang'an University, Xi'an 710061, China)

Abstract: Constructing ecological networks is of important significance for improving regional ecological security and promoting sustainable urban development. The paper identifies ecological source areas based on the results of integrated evaluation of “ecological sensitivity-importance of ecosystem services-landscape connectivity”, applies the MCR model and Gravity model to determine ecological corridors, extracts ecological nodes based on circuit theory to form an ecological network where points, lines, and surfaces intersect, and classifies and demarcates the key areas for ecological restoration in Shenmu City. The results indicate that there are a total of 22 ecological source areas in Shenmu City, with the area of 536.80 km^2, mostly concentrated in the southeast. The average dPC value is 7.16, indicating poor overall connectivity. Totally, 46 potential ecological corridors are identified, with the length of 365.39 km, which are primarily concentrated in the southeast. Additionally, 124 ecological nodes are extracted, including 42 ecological pinch points, 59 ecological barriers, and 23 ecological ruptures. Based on the results of the ecological network planning, low-quality ecological spaces are recognized, which are further classified into key restoration areas, ecological enhancement areas, and ecological conservation areas. Subsequently, a hierarchical control strategy for source areas, corridors, nodes, and low-quality ecological spaces is proposed, aiming to provide references for the ecological restoration of other ecologically fragile counties.

Keywords: ecological network; ecological sensitivity; importance of ecosystem services; landscape connectivity; Shenmu City

收稿日期：2023-12-29

第一作者：张文婷（1989- ），女，博士，副教授，硕士生导师，研究方向为风景园林规划与设计。E-mail：zwt@chd.edu.cn

随着城镇建设向生态空间扩张，生境质量退化、景观破碎化等生态问题愈加严重，城市开发与自然生态之间的矛盾日益突出。构建良好的生态网络是国土空间生态修复的核心内容之一，它有助于确定生态修复的关键区域，进而确保区域的生态安全[1]。

生态网络研究早在 20 世纪末就已开始，而后在全球生态环境变化的背景下逐渐成熟，普遍呈现出“源地识别—廊道判定—节点提取”的基本模式[2-3]。目前源地识别方法分为两类：一是关注生态源地结构特征的直接选取法[4]、形态学空间格局分析[5]、景观连接度评价[6]；二是强调生态源地功能属性的生态系统服务评价[7]、生态敏感性评价[8]。大多数研究采用单一方法识别生态源地，导致结果很难充分体现源地结构与功能的耦合效益。因此，结合两类方法选择更全面的指标，构建综合评价体系以识别生态源地是当前研究的发展趋势[9]。例如，Li 等[10]基于“重要性—敏感性—连通性”框架对生态源地进行综合评价及提取，利用 MCR 模型确定生态廊道和节点，优化怒江流域的生态空间结构；刘学等[11]采用“重要性—敏感性—连通性”评价结果识别生态源地，采用 MCR 模型判定生态廊道和生态节点，构建厦门市生态网络并应用于生态控制区分级划定。上述研究均采用综合评价进行源地识别，充分考虑源地结构与功能的协同效应，但在廊道判定和节点提取上稍显不足，MCR 模型无法比较廊道重要性[3]，并且通过因素评价或水文分析识别的生态节点缺失空间属性[12-13]。此外，近年生态网络研究对象多为城市化快速发展的省域[14]、城市群[15]及市域[16]或生态脆弱的流域[17]，对于生态脆弱的区县域关注较少。

神木市作为黄河中游生态脆弱区和资源型城市，生态环境极为脆弱，加之近年人口密度加大，用地矛盾突出，生态退化风险不断增加，区域生态环境的精细化治理成为亟待解决的问题。因此，本文采用“敏感性—重要性—连通性”的研究框架，从基底要素、干扰结构、主导服务、功能连接选取指标识别生态源地，基于 MCR 模型和重力模型实现生态廊道提取与分级，基于电路理论识别具有明确空间信息的生态节点，从生态网络规划角度探寻生态脆弱的县域生态修复关键区域分级管控的新思路，以期促进城市与生态保护的协同发展。

1 研究区概况

神木市（38°13′—39°27′N，109°40′—110°54′E）隶属于陕西省榆林市，地处毛乌素沙地和黄土高原的交界地带，占地 7 635 km^2（图 1）。该市西北部为沙漠草滩区，地势高，地形相对平坦；东南部为黄土丘陵沟壑区，地势低，地形破碎、沟壑纵横。该市气候呈现大陆性特征，年平均气温约为 8.9 ℃，年降水量平均达 440.8 mm。此外，神木市内蕴藏着丰富的矿产资源，是中国最大的煤炭生产县（市）。

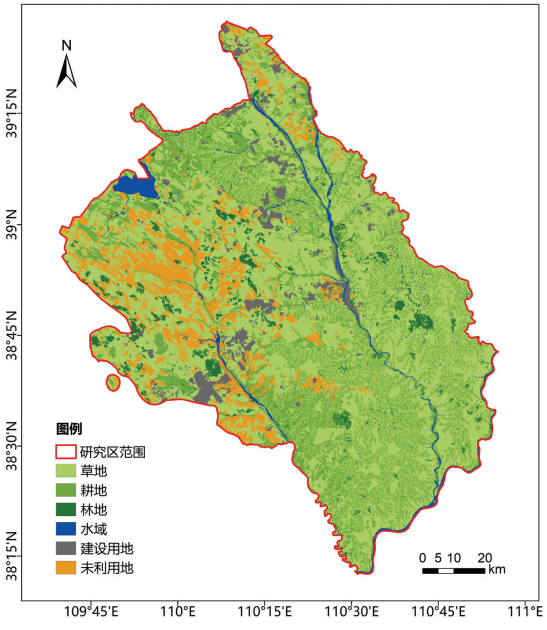


图 1 研究区概况

2 研究方法

2.1 数据来源

遥感影像、DEM 数据来源于地理空间数据云（https://www.gscloud.cn）；土壤数据来源于联合国粮食农组织（https://www.fao.org）；土地利用数据、土壤侵蚀空间数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心（https://www.resdc.cn）；逐月累计降水量、逐月潜在蒸散发数据来源于国家青藏高原科学数据中心（https://data.tpdc.ac.cn）；基岩深度数据来源于闫发鹏、魏上官等发布

的科学数据（http://globalchange.bnu.edu.cn/research/cdtb.jsp）；水系、道路数据来源于全国地理信息资源目录服务系统（https://www.webmap.cn）；地质灾害点数据来源于全球灾害数据平台（https://www.gddat.cn）。将以上数据经投影校对和裁剪后，统一处理为 30 m 分辨率的栅格数据。采用最邻近法对土壤数据、土壤侵蚀空间数据进行重采样，采用双线性插值法对逐月累计降水量、逐月潜在蒸散发数据和基岩深度数据进行插值，采用欧氏距离工具对水系、道路、地质灾害点数据进行缓冲区处理。

2.2　生态源地识别

通常情况下，生态源地指的是生态功能较强、生物多样性较丰富、物质能量流动较为顺畅的区域[18]。文章采用“敏感性—重要性—连通性”的框架，从基底要素、干扰结构、主导服务、功能连接 4 个角度选取指标，将综合评价与林地、水域等生态空间相结合，旨在准确表征生态源地在生态系统可持续性、稳定性以及整体性的重要作用（图 2）。

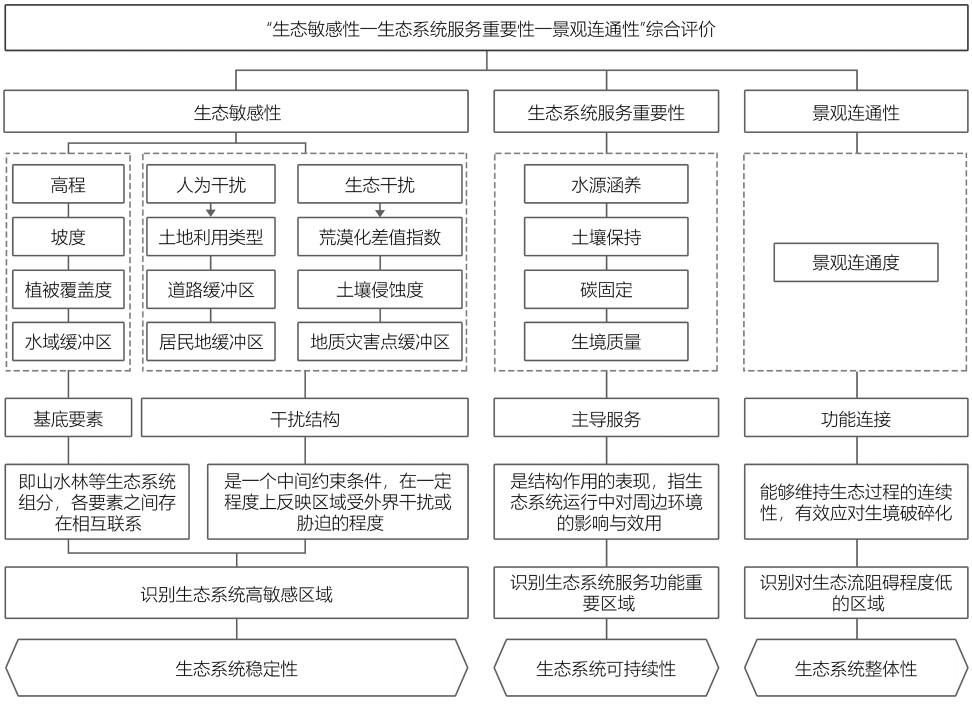


图 2　“生态敏感性-生态系统服务重要性-景观连通性”框架

2.2.1　生态敏感性评价

参考《全国生态功能区划（修编版）》（2015 年 11 月）与相关研究[15,19]，根据神木市现状选取生态敏感性评价指标，运用层次分析法（AHP）确定指标权重，得到神木市生态敏感性评价指标体系（表 1）。采用极差标准化法对评价指标进行无量纲化处理，经综合指数法计算得到生态敏感性评价结果。

表 1　神木市生态敏感性评价指标体系

准则层	权重	中间层	权重	指标层	权重	性质
基底要素	0.33	—		高程	0.11	正
				坡度	0.07	正
				植被覆盖度	0.08	正
				水域缓冲区	0.07	负
干扰结构	0.67	人为干扰	0.33	土地利用	0.20	—
				道路缓冲区	0.06	正
				居民地缓冲区	0.07	正
		生态干扰	0.33	荒漠化差值指数	0.16	负
				土壤侵蚀度	0.10	—
				地质灾害点缓冲区	0.07	负

2.2.2 生态系统服务重要性评价

根据神木市生态环境特征，结合前人研究[11,20]，选取水源涵养、土壤保持、生境质量、碳固定 4 项生态系统服务重要性评价指标，基于 InVEST 模型对评价指标进行计算，由于各生态系统服务在发挥生态功能时具有相同重要性，因此赋予相同权重值[21]（表 2）。采用极差标准化法对各计算结果进行无量纲化处理，经综合指数法计算得到生态系统服务重要性评价结果。

表 2 神木市生态系统服务重要性评价指标体系

评价指标	权重	性质	计算公式
水源涵养	0.25	正	$Y(x)=\left(1-\frac{AET(x)}{P(x)}\right)\times P(x)$ (1) 式(1)中：$Y(x)$为栅格的产水量(mm)；$AET(x)$为栅格的年实际蒸散量(mm)；$P(x)$为栅格的年降水量(mm)
土壤保持	0.25	正	$A=R\times K\times LS\times C\times P$ (2) 式(2)中：A为土壤保持量(t·hm^{-2}·a^{-1})；R为降雨侵蚀力因子(MJ·mm·hm^{-2}·h^{-1}·a^{-1})；K为土壤可蚀性因子(t·h·hm^{-2}·MJ^{-1}·mm^{-1})；LS、C、P分别为坡长坡度因子、植被覆盖与作物管理因子、水土保持措施因子(无量纲)
生境质量	0.25	正	$Q_{xj}=H_j\left[1-\left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+k^z}\right)\right]$ (3) 式(3)中：Q_{xj}表示土地利用类型j中栅格x的生境质量；H_j表示土地利用类型j的生境适宜度；D_{xj}表示土地利用类型j中栅格x的生境退化度；k表示半饱和常数，即退化度最大值的一半；z为模型默认参数
碳固定	0.25	正	$C_{tot}=C_{above}+C_{below}+C_{soil}+C_{dead}$ (4) 式(4)中：C_{tot}为总碳量(t·hm^{-2})；C_{above}为地上生物含碳量(t·hm^{-2})；C_{below}为地下生物含碳量(t·hm^{-2})；C_{soil}为土壤含碳量(t·hm^{-2})；C_{dead}为死亡有机碳量(t·hm^{-2})

采用极差标准化法对生态敏感性与生态系统服务重要性评价指标进行无量纲化处理。计算公式为：

$$\text{正向指标：}K_i=\frac{(X_i-X_{\min})}{(X_{\max}-X_{\min})} \quad (5)$$

$$\text{负向指标：}K_i=\frac{(X_{\max}-X_i)}{(X_{\max}-X_{\min})} \quad (6)$$

式（5）（6）中：K_i为标准化后无量纲值；X_i为第 i 项指标的实际值；$X_{\max}$为第 i 项指标的最大值；$X_{\min}$为第 i 项指标的最小值。采用综合指数法评估神木市生态敏感性和生态系统服务重要性。计算公式为：

$$U=\sum_{i=1}^{\mu}(K_i\times W_i) \quad (7)$$

式（7）中：U 为神木市敏感性或生态系统服务重要性综合指数；K_i为第 i 项指标标准化后无量纲值；W_i为第 i 个指标权重系数；μ 为生态敏感性或生态系统服务重要性评价指标个数。将生态敏感性和生态系统服务重要性评价结果按照自然断点法划分为Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级、Ⅳ级。

2.2.3 景观连通性评价

景观连通性是衡量景观结构特征的重要指标，用来评判某要素在源地间物质扩散和迁移的难易程度。以最小面积 0.8 km^{2}作为斑块入选阈值，对生态敏感性和生态系统服务重要性Ⅳ级的相交区域，以及林地、水域进行筛选，确定 146 个初步生态源地。参考杜志博等[22]的研究，分别以 100、200、400、600、800、1 000、1 500、3 000、6 000、12 000、18 000 m 为距离阈值，分析对应的斑块间链接数 NL、组分数 NC 以及等效连通性指数 EC（IIC）、EC（PC）和斑块重要性指数 dLCP、dIIC、dPC，确定最佳距离阈值为 800 m。设定连通概率为 0.5，用 Conefor 2.6 软件计算 dPC 值。根据相关研究及神木市实际[23]，选取 dPC 值大于 0.5 的斑块为生态源地。

2.3 生态廊道判定

阻力面构建是判定生态廊道的基础。结合相关研究和神木市实际[18-19]，选取高程、坡度、植被覆盖度、土地利用、距道路距离、距水体距离作为阻力因子。为保留完整阻力数据信息和减小空间偏差，采用极差标准化法进行无量纲化处理，参考相关研究[17,24]，将阻力值统一为 0~100，通过 AHP 法确定各因子权重，构建综合阻力面（表 3）。最后基于 MCR 模型提取生态廊道，使用

重力模型构建源地斑块相互作用矩阵，以此判定生态廊道等级。

表 3　阻力因子权重及性质

阻力因子	含义	权重	性质
高程	影响生物活动走向	0.17	正
坡度		0.15	正
植被覆盖度	影响生物密度	0.15	负
土地利用	决定生物分布区域	0.30	—
距道路距离	影响生物活动范围	0.13	负
距水体距离		0.10	负

2.4　生态节点提取

生态节点位于相邻源地间的关键位置，具有促进物种迁徙与能量交换的“踏脚石”作用。文章基于电路理论，分别运用 Pinchpoint Mapper、Barrier Mapper 工具进行电流运算，并按自然断点法分为 5 级，将最高等级区域作为生态夹点、生态障碍点；运用数据管理工具，将铁路和三级以上等级公路与生态廊道的交点作为生态断裂点，从而实现生态节点提取。

3　结果与分析

3.1　生态源地识别

神木市西北部为主要的生态敏感性评价低值区，集中在尔林兔镇、锦界镇、大保当镇，该区域为风沙草滩地貌，由于城镇发展受人工建设干扰较大，生态环境面临较大挑战（图 3）；神木市东南部为地形破碎、水土流失严重的黄土丘陵沟壑地貌，但该区域为主要的生态系统服务重要性高值区，展现出良好的生态效益特征，这主要归功于国家推进的淤地坝建设工程，这一举措起到促进水土资源合理利用的效果（图 4）；神木市生态源地最大 dPC 值为 34.87，平均 dPC 值为 7.16，源地斑块总体连通性不佳。总体而言，“生态敏感性—生态系统服务重要性—景观连通性”综合评价得出，神木市东南部生态效益良好，西北部生态敏感性和生态系统服务重要性较低，整体景观结构不完整，需进行生态保护与修复。

神木市生态源地识别结果表现出明显的空间异质性特征（图 5）。从数量上看，共识别出 22 个生态源地，面积达 536.80 km^2，占神木市总面积的 7.03%。从空间上看，生态源地主要集中在神木市东南部的栏杆堡镇、马镇、沙峁镇、贺家川镇和花石崖镇。

3.2　生态廊道判定

各单因子阻力面通过空间加权叠加得到综合阻力面，综合阻力值介于 19.63～67.07（图 6）。高值区主要分布在西北部的建设用地及未利用地，低值区则主要分布在生态状况相对较好的东南部。基于 MCR 模型识别出 46 条潜在生态廊道，根据重力模型计算引力值，判定生态廊道等级（图 7）。其中，一级廊道（值大于 5）11 条，二级廊道（值处于 1～5）17 条，三级廊道（值小于 1）18 条。一级廊道平均长度为 1.00 km，二级廊道平均长度 3.45 km，两级廊道集中分布在神木市东南部；三级廊道散布于神木市全域，平均长度 16.43 km。

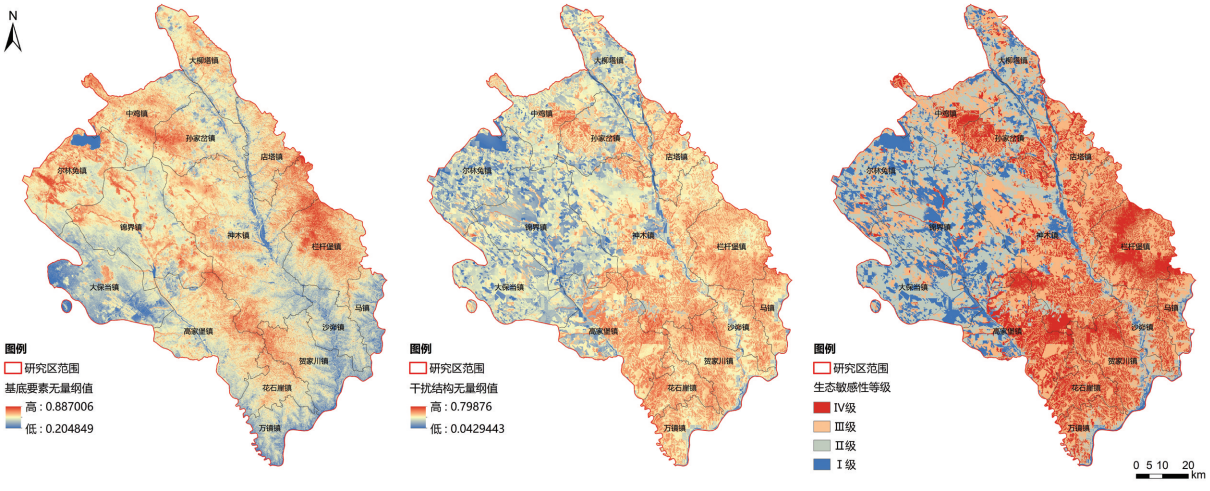


图 3　研究区生态敏感性评价

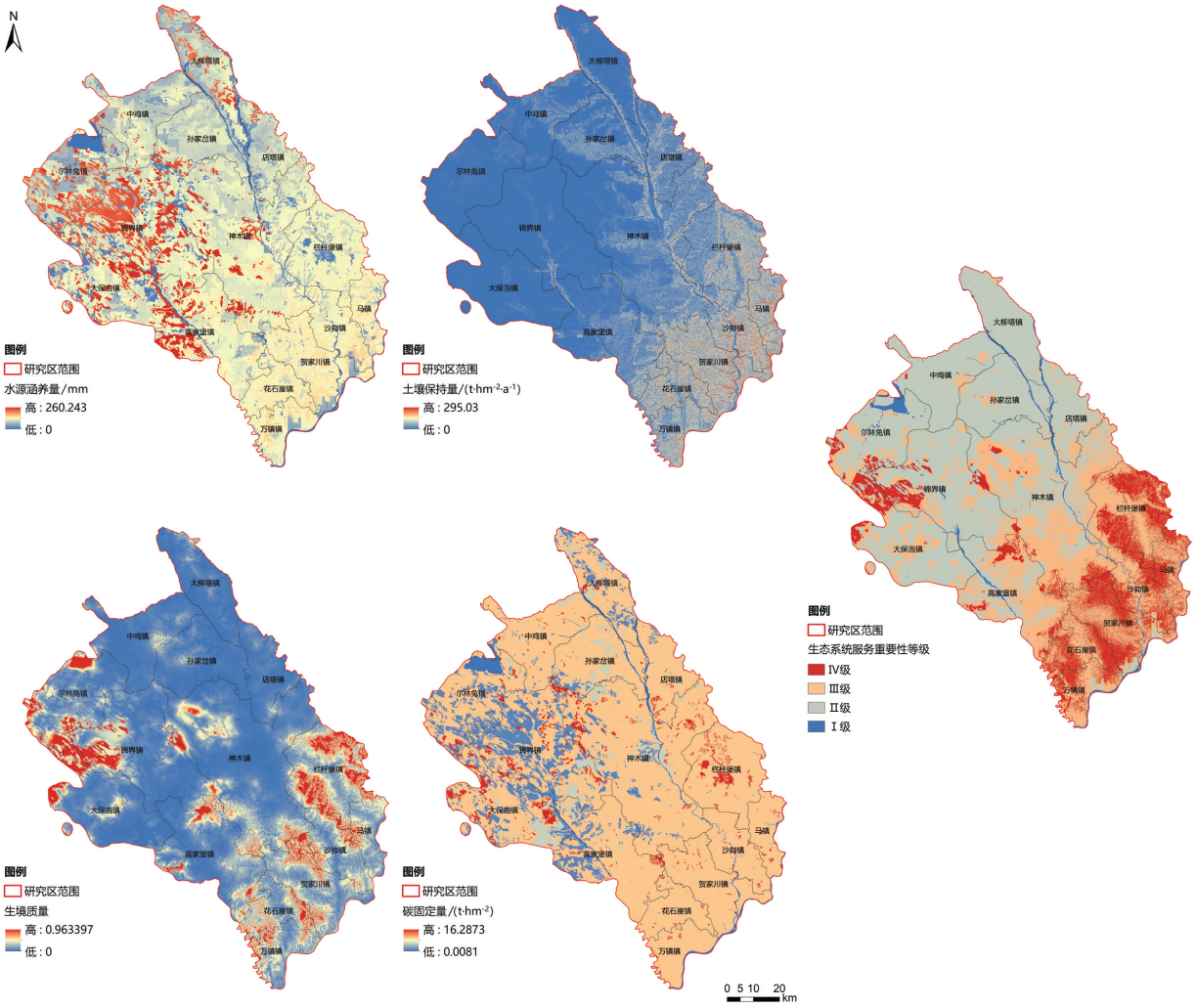


图 4 研究区生态系统服务重要性评价

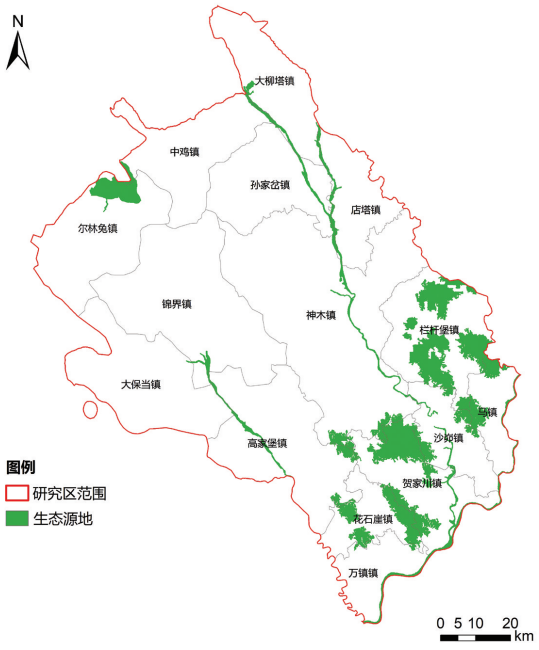


图 5 研究区生态源地示意

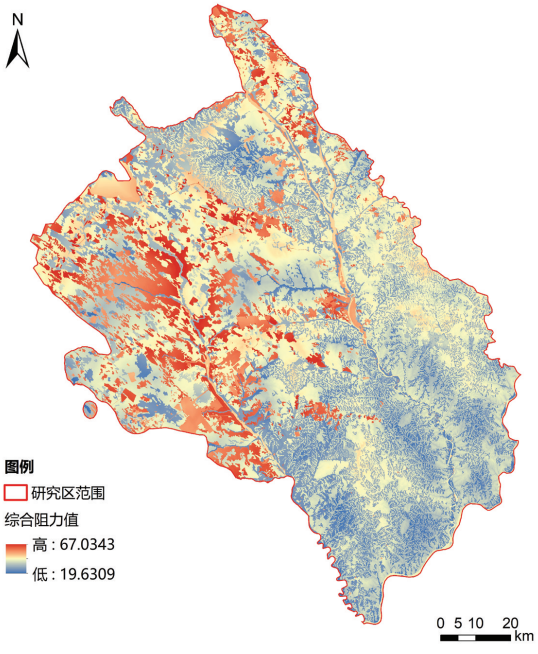


图 6 研究区综合阻力面

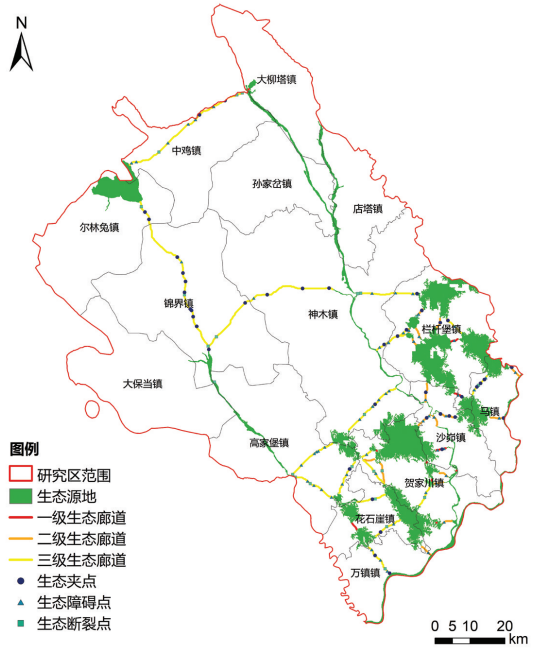


图 7　研究区生态廊道、生态节点示意

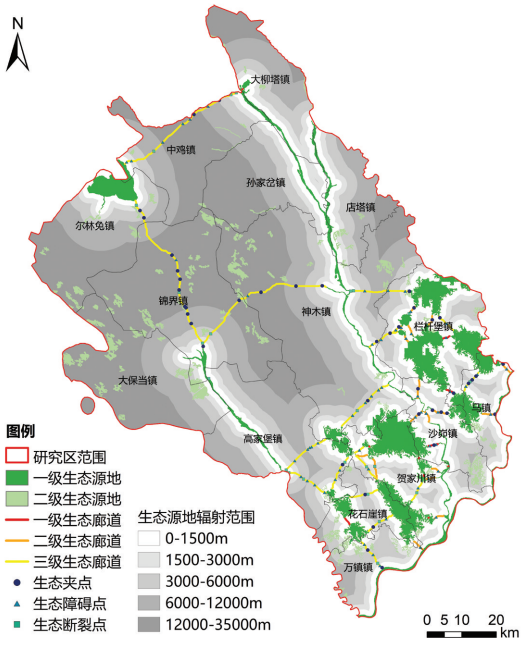


图 8　研究区生态网络规划

3.3　生态节点提取

综合 Linkage Mapper 工具箱和数据管理工具得到的生态节点共 124 个，包括生态夹点 42 个、生态障碍点 59 个、生态断裂点 23 个（图 7）。叠加阻力面数据可以发现，生态夹点多位于高值区，生态障碍点多位于生态源地与廊道重叠处，生态断裂点则主要由城市连片发展及道路阻隔造成。

4　生态网络规划及分级管控策略

4.1　生态源地分级保护

基于初步生态源地识别结果，选取 dPC 值大于 0.5 的 22 个斑块为一级生态源地，dPC 值小于 0.5 的 124 个斑块为二级生态源地（图 8）。一级生态源地在生态网络中连通性较高，主要集中在神木市东南部，此级源地自然资源优越，可划定为多功能、多距离缓冲区保护，必要区域可建立自然保护区。二级生态源地是生态次要保护区，应结合现状对其进行保护，以维护生态系统完善性，在后期生态建设中应增加零散二级生态源地规模，加强生态网络连接。

4.2　生态廊道分层提升

神木市生态廊道共 46 条，建设总长度约 365.39 km。一级廊道是维持生态网络整体功能的重要潜在廊道，在建设时序上应对其进行前置，充分结合区域现状考虑生态廊道宽度，增加神木市生态网络稳定性。二级廊道能对各生态源地进行有效连接，在建设时序上应紧随一级生态廊道，形成环网状链路布局，进一步增加生态网络稳定性。三级廊道一般多而杂，应加强生态化改造和升级，着重恢复连通作用。

4.3　生态节点分类修补

生态夹点以保护生态要素为主，需控制周边土地开发强度。生态障碍点以降低生态过程阻力为目标，应结合用地现状进行针对修补，强化生态网络完整性（表 4）。针对大型道路与生态廊道相交形成的 23 个断裂点，以点为中心做 0.1 km^2 缓冲区作为生态断裂点建设大小[11]，通过生态廊桥或地下通道等措施对其进行修复，降低物种迁移成本。

4.4　低质量生态空间分区管控

将生态敏感性和生态系统服务重要性评价结果的Ⅰ级区域列为低质量生态空间，对其进行分区管控有利于区域生态保护与发展。低质量生态空间可划分为重点修复区、生态提升区、生态保育区（图 9）。重点修复区是生态问题最复杂的区域，在未来建设时应积极开展山水田湖草沙一体化保护与修复工程，提高生物多样性，整合破碎生境斑块，实现建设用地与生态空间的合理配置。生态提升区的核心任务是增强区域生态系统服务

表 4 生态夹点、生态障碍点修补策略

生态节点	用地现状	主要位置	修补策略
生态夹点、生态障碍点	耕地	中鸡镇、神木镇、高家堡镇	纳入未来高标准农田建设，完善灌排、农田防护林等设施
	建设用地	锦界镇、尔林兔镇	优化农村居民点布局，增加居民点间绿地面积
	水域	锦界镇、沙峁镇	拓宽河岸两侧绿地，加强农田面源污染治理
	林地	栏杆堡镇	加强道路两侧防护林建设，定期维护
	未利用地、草地	尔林兔镇、马镇、沙峁镇、神木镇、贺家川镇、花石崖镇、中鸡镇、锦界镇、万镇镇、高家堡镇、栏杆堡镇	进行土壤改良，提高植被覆盖度

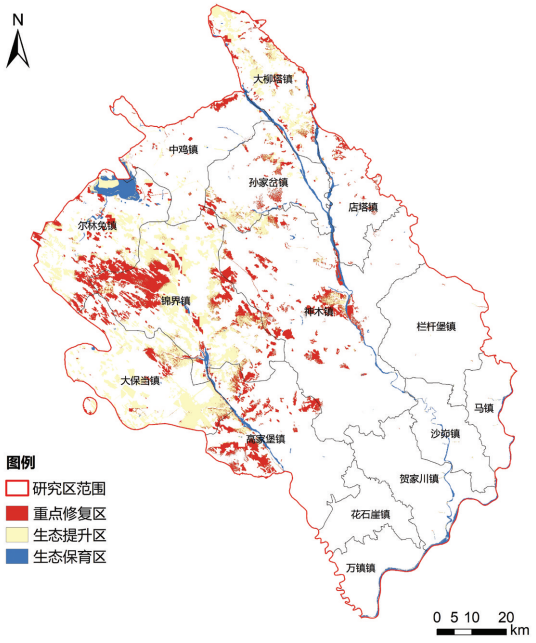


图 9 研究区生态修复分区

功能，加速推进植被特性化。生态保育区应严格控制人类活动，根据区域自然环境条件，不断推进荒山植绿、止沙生绿等工程，提高防风固沙能力，形成生态功能完善、生态稳定性强的综合生态系统[21]。

5 讨论与结论

5.1 讨论

王盼婷[25]基于突变级数法进行神木市生态安全评价，发现神木市土地生态安全具有明显的空间异质性特点，安全区域主要分布在南部和西北部地区，不安全区域分布在中部连接北部沿河呈带状和西部呈组团状的人口集中区，这与本文生态敏感性、生态系统服务重要性评价结果基本一致。赵菊花等[26]运用遥感生态指数评价神木市生态环境质量，以结果为依据选取生态源地，发现源地斑块大多在东南部聚集，南北地区景观连通性较差。这与本文研究结果也基本一致。

本文在 Li 等[10]、刘学等[11]的研究基础上，以“敏感性—重要性—连通性”为研究框架，创新性地从基底要素、干扰结构、主导服务、功能连接 4 个角度选取指标并整合多源数据，构建综合评价体系以识别生态源地，最大程度耦合生态源地的结构与功能效益，并通过 MCR 模型、重力模型、电路理论完成生态网络构建，完善了廊道判定和节点提取方法上的不足，而后基于生态网络规划提出神木市生态修复关键区域的分级管控策略，实现源地、廊道、节点与低质量生态空间的精细化治理，为相似生态脆弱型县域国土空间生态修复提供参考。同时，研究也存在不足之处，即在阻力面构建时，借鉴已有研究针对陆生生物选取阻力因子，未考虑水生生物，后续研究可从调查研究区详细生物资料入手，使阻力面构建更加全面。

5.2 结论

根据“生态敏感性—生态系统服务重要性—景观连通性”评价结果识别出 22 个生态源地，面积达 536.80 km^2，多集中在东南部，平均 dPC 值为 7.16，说明源地总体连通性不佳。提取出 46 条潜在生态廊道和 124 个生态节点，其中，生态廊道总长度 365.39 km，包括 11 条一级廊道、17 条二级廊道、18 条三级廊道；生态节点包括 42 个生态夹点、59 个生态障碍点、23 个生态断裂点。基于以上源地、廊道、节点识别结果，构建神木市生态网络。依据生态网络规划结果识别低质量生态空间，将其划分为重点修复区、生态提升区、生态保育区，并结合源地、廊道、节点、低质量生态空间的分级分区和空间位置，提出具体管控策略。

参考文献

[1]李权荃,金晓斌,张晓琳,等.基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与评价[J].生态学报,2023,43(4):1461-1473.

[2]刘壮壮,吴未,刘文锋,等.基于“源地-廊道”生态安全格局构建逻辑范式的建设用地减量化研究[J].生态学报,2020,40(22):8230-8238.

[3]XU X L, WANG S Y, YAN G G, et al. Ecological security assessment based on the “importance-sensitivity-connectivity” index and pattern construction: a case study of xiliu ditch in the Yellow River Basin, China[J]. Land, 2023, 12(7): 1296.

[4]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[J].应用生态学报,2015,26(10):3126-3136.

[5]徐安琪,阎炎,贾敬涵,等.北京市张山营镇生态网络规划:基于形态空间格局和最小累积阻力模型分析[J].中国城市林业,2023,21(1):137-143.

[6]谢慧玮,周年兴,关健.江苏省自然遗产地生态网络的构建与优化[J].生态学报,2014,34(22):6692-6700.

[7]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.

[8]翟端强,叶强,何玮琪.湖南丘陵城市土地生态敏感性评价及景观生态格局优化研究[J].中国园林,2019,35(1):133-138.

[9]李波,贺萌,李欣宇.基于源地-廊道法的生态网络构建研究进展[J].中国城市林业,2023,21(2):145-151.

[10]LI Y M, ZHAO J Z, YUAN J, et al. Constructing the ecological security pattern of Nujiang prefecture based on the framework of “importance-sensitivity-connectivity”[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(17): 10869.

[11]刘学,杨春艳,高艳妮,等.厦门市生态安全格局识别与生态管控区分级管控[J].生态学报,2023,43(13):5357-5369.

[12]张远景,俞滨洋.城市生态网络空间评价及其格局优化[J].生态学报,2016,36(21):6969-6984.

[13]杜箫宇,吕飞南,王春雨,等.基于 MSPA-Conefor-MCR 的县域尺度生态网络构建:以延庆区为例[J].应用生态学报,2023,34(4):1073-1082.

[14]陈瑾,赵超超,赵青,等.基于 MSPA 分析的福建省生态网络构建[J].生态学报,2023,43(2):603-614.

[15]ARNAIZ-SCHMITZ C, SCHMITZ M F, HERRERO-JÁUREGUI C, et al. Identifying socio-ecological networks in rural-urban gradients: diagnosis of a changing cultural landscape[J]. Science of the Total Environment, 2018, 612: 625-635.

[16]宋利利,夏艺菲.基于 MSPA 的郑州市城区绿地生态网络构建及优化[J].中国城市林业,2022,20(6):57-63.

[17]姚材仪,何艳梅,程建兄,等.基于 MCR 模型和重力模型的岷江流域生态安全格局评价与优化建议研究[J/OL].生态学报,2023,43(17):1-14.

[18]吴金华,刘思雨,白帅.基于景观生态安全的神木市生态廊道识别与优化[J].干旱区研究,2021,38(4):1120-1127.

[19]汤峰,张蓬涛,张贵军,等.基于生态敏感性和生态系统服务价值的昌黎县生态廊道构建[J].应用生态学报,2018,29(8):2675-2684.

[20]赵月帅,宁博,王锐.基于 InVEST 和 MCR 模型的神木市生态网络问题识别[J].国土与自然资源研究,2023(3):55-60.

[21]卫新东,林良国,冯小龙,等.神木市生态安全格局构建与生态问题定量诊断[J].生态学报,2023,43(1):82-94.

[22]杜志博,李洪远,孟伟庆.天津滨海新区湿地景观连接度距离阈值研究[J].生态学报,2019,39(17):6534-6544.

[23]廖剑威,闫淑君,叶佳伟,等.基于 MSPA-Linkage Mapper 的福州滨海长乐区生态网络构建与优化[J].西北林学院学报,2023,38(5):243-251.

[24]周圆,张青年.道路网络对物种迁移及景观连通性的影响[J].生态学杂志,2014,33(2):440-446.

[25]王盼婷.基于突变级数法的神木市生态安全评价[J].农业与技术,2021,41(23):81-84.

[26]赵菊花,王玉杰,杨永崇,等.基于遥感生态指数和 MCR 模型的沙漠丘陵区生态网络构建[J].西安理工大学学报,2023,39(4):464-475.