

1990—2017年哈尔滨市城乡生态耦合及其安全格局构建

谢婧, 李文

(东北林业大学 园林学院, 黑龙江 哈尔滨 150040)

摘要: [目的] 探究哈尔滨市中观尺度上城乡空间各类生态要素的衔接模式与生态廊道布局的细节优化措施, 旨在实现城市内部与乡村的生态系统联动, 提升区域生态效益, 为相关生态规划部门提供决策参考。[方法] 基于景观生态学原理及GIS技术, 以生态阻力值较大的重要河流廊道为边界, 根据城市发展动向, 裁切出哈尔滨市城乡空间在中观尺度上的研究范围。通过分析哈尔滨市1990—2017年土地利用变化, 得出各类生态要素在时空尺度上的耦合模式演变, 为生态安全格局构建及优化提供方向。运用形态学空间格局分析法(MSPA)对研究区域生态要素的核心区、桥接区及岛状斑块等进行识别与评价, 根据dPC指数提取出重要生态源地, 基于最小累积阻力模型(MCR)得出潜在生态廊道, 通过科学计算对连通性较弱的区域进行规划补充, 归纳廊道缓冲区宽度、核密度及生态断裂点, 并结合生态耦合机制的时空变化对生态安全格局进行细节优化。[结果] 通过各类生态要素在中观尺度上的耦合模式变化, 确定了哈尔滨市城乡生态源地及廊道细节优化策略, 形成稳定可持续的生态安全格局, 归纳总结了因地制宜的优化建设措施。[结论] 哈尔滨市共计15处核心区为原生态源地, 重要生态廊道为42条, 一般生态廊道为63条, 主要分布于研究区域北部。优化后的生态安全格局补充了11处生态源地和220条潜在规划生态廊道, 廊道适宜建设宽度为60 m。

关键词: 生态耦合; 生态安全格局; 形态学空间格局分析(MSPA); 最小累积阻力模型(MCR); 哈尔滨市
文献标识码: A **文章编号:** 1000-288X(2021)01-0317-10 **中图分类号:** X37

文献参数: 谢婧, 李文. 1990—2017年哈尔滨市城乡生态耦合及其安全格局构建[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):317-326. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.20201203.001; Xie Jing, Li Wen. Ecological coupling model and construction of ecological security patterns in urban and rural space of Harbin City during 1990—2017 [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(1):317-326.

Ecological Coupling Model and Construction of Ecological Security Patterns in Urban and Rural Space of Harbin City During 1990—2017

Xie Jing, Li Wen

(College of Landscape Architecture, Northeast Forestry University, Harbin, Heilongjiang 150040, China)

Abstract: [Objective] The connection of various ecological elements in urban and rural spaces on a mesoscale and the detailed optimization measures of the layout of ecological corridors of Harbin City was explored to realize the linkage between the urban and rural ecosystems, improve regional ecological benefits, and provide a reference for making decisions in relevant ecological planning departments. [Methods] Based on the principles of landscape ecology and GIS technology, important river corridors with large ecological resistance values were used as boundaries. According to the development trend of the city, the research scope of urban and rural spaces on a mesoscale was determined. Through an analysis of the land use changes of Harbin City during 1990—2017, the evolution of coupling modes of various ecological elements on the temporal and spatial scales was obtained, providing directions for the construction and optimization of ecological security patterns. The morphological spatial pattern analysis method was used to identify and evaluate the core area, bridge area, and island patches of the ecological elements of the study area, and important ecological sources

收稿日期: 2020-09-23

修回日期: 2020-11-08

资助项目: 中央高校基本科研业务费专项, 科技平台持续发展专项“城市化背景下资源型城市生态格局构建: 以大庆市为例”(2572018CP06)

第一作者: 谢婧(1996—), 女(汉族), 吉林省长春市人, 硕士研究生, 研究方向为城市生态修复与规划。Email: 13039003861@163.com。

通讯作者: 李文(1971—), 女(汉族), 黑龙江省哈尔滨市人, 博士, 副教授, 博士生导师, 主要从事城市生态修复与规划研究。Email: liwen@nefu.edu.cn。

were extracted based on the dPC index. Based on the minimum cumulative resistance model, potential ecological corridors were obtained and areas with weak connectivity were planned and supplemented through calculations. The width of the buffer zones of corridors, nuclear density, and ecological break point were obtained and the ecological security pattern was optimized in detail based on the temporal and spatial changes in the ecological coupling mechanism. [Results] Through the change in the coupling mode of various ecological elements on a mesoscale, ecological sources and the detailed optimization measures for the corridors in the urban and rural spaces of Harbin City were determined, and a stable and sustainable ecological security pattern was formed. In this research, the optimized construction measures were summarized according to local conditions. [Conclusion] Fifteen core areas in Harbin City are the original ecological sources, and there are 42 important ecological corridors and 63 general ecological corridors. The corridors are mainly distributed in the northern part of the study area. The optimized ecological security pattern complements 11 ecological sources and 220 potential planned ecological corridors, and the suitable construction width of a corridor is 60 m.

Keywords: ecological coupling; ecological security pattern; morphological spatial pattern analysis (MSPA); minimum cumulative resistance model (MCR); Harbin City

在新型城镇化进程的不断推进下,城市无序蔓延,蚕食周边空间的自然资源,产生了如生态斑块破碎化、生态效益下降等问题^[1]。根据新版城市绿地分类标准,城乡交界区的“其他绿地”已转化为“区域绿地”,该标准旨在强调城市边缘区生态要素的整合,改善对长期未受重视的城市建设范围外的生态斑块规划^[2]。城乡生态空间需进行有机衔接,构建与优化生态安全格局是现阶段维持区域生态系统稳定的有效途径,对城乡生态的可持续发展具有重要意义。

生态安全格局是基于景观生态学原理,通过识别源地、构建廊道使各类生态要素有机连接起来的网络布局模式^[3-5]。近年来国内外学者提出多学科交叉的模型方法,从图论^[6]、拓扑^[7]、电路理论^[8]、物种扩散^[9]等角度出发构建生态安全格局。源地选择、阻力面设置与廊道选址是构建生态安全格局的重要步骤。在源地选择上,较多学者应用形态学空间格局分析^[10]、数学形态学进行景观格局分析^[11]、生态用地重要性评价^[12]以及自然保护地^[13]等来进行识别。阻力面设置方面,现有研究大多将环境破坏现状^[14]、城市人口数据^[15]等纳入阻力因子中并合理分配权重。廊道选址方面,最小累积阻力模型的应用较为成熟^[4],结合景观格局分析来共同确定廊道布局^[16],分析计算廊道的适宜建设宽度等^[17]。本研究在借鉴前人成果的基础上,基于近年土地变化来量化分析城镇化对生态环境的影响,为后续研究提供基础数据。关于生态安全格局的构建范围方面,现有研究多以省市行政区划作为研究范围。在研究尺度上,一些研究侧重于宏观总体规划、大面积景观要素的评价、对区域整体生态建设方向的把控,具有引导性意义^[18]。一些研究从微观尺度出发,在综合考虑空间人流量、兴趣点等指标

的前提下,通过计算进行绿道选址^[19-20]。本研究侧重于城市与乡村生态系统的有机联系,不局限于行政区划,因地制宜地根据城市发展动向确定研究范围。

在此背景下,本研究总结了宏观与微观尺度研究特点并进行有机结合,在中观尺度上构建哈尔滨城乡生态安全格局。行政区划与城市人口、经济水平密切相关,与生态规划联系较少,哈尔滨作为东北地区核心城市,城乡全域行政范围较大,仅以行政区划作为研究范围缺乏足够的科学性,且影响到结论的准确性与廊道布局细节。因此,本研究引入生态要素耦合的空间观,结合景观生态学原理科学裁切出中观尺度上的研究范围,探究哈尔滨市的中观尺度上城乡空间各类生态要素的衔接模式与生态廊道布局的细节优化措施,旨在实现城市内部与乡村的生态系统联动,提升区域生态效益,为相关生态规划部门提供决策参考。

1 材料与方法

1.1 研究范围的确定

哈尔滨市位于黑龙江省南部,是东北地区工业发展重要枢纽^[21],总行政面积约为 53 100 km²。根据《哈尔滨市城市总体规划(2010-2020)》,以哈尔滨市主城区行政区划将主要研究范围进行框定(图 1)。根据景观生态学原理^[22],生态廊道的分布以两两核心斑块间的高不可替代性的河流廊道和连续植被带构成,河流廊道对陆地生物迁徙产生阻隔,景观阻力值相对较高^[10,13,17];结合刘美^[21],李苗等^[23],李康康^[24]的研究,主城区南部建设用地近年来扩张迅速,论证了哈尔滨市向南部蔓延的城市发展动向。本研究以重要河流廊道(松花江、阿什河)为边界,以其与主城区南部行政区划边界的围合区作为中观尺度下的研究范围。

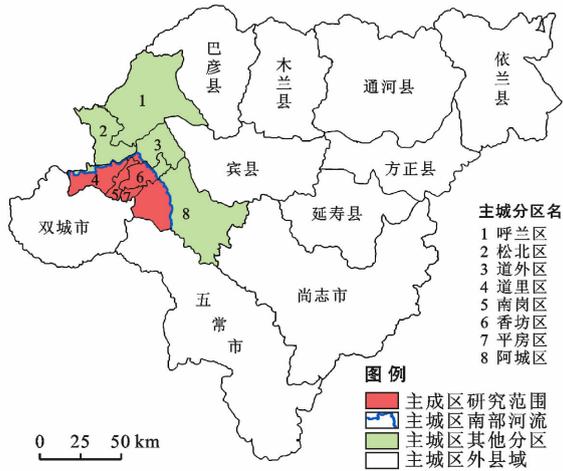


图 1 哈尔滨市行政区划及研究区位置

1.2 数据来源与预处理

本研究数据包括 Landsat5/Landsat8 卫星在 1990, 1999, 2008, 2017 年相等间隔的 4 期影像及数字高程模型(源自地理空间数据云, www.gscloud.cn, 分辨率 30 m)、《哈尔滨市城市总体规划(2010—2020)》(源自哈尔滨规划局)、原始矢量数据(源自 www.openstreetmap.org)。根据研究需要, 将土地类型分为林地、耕地、草地(包括疏林草地)、水域、未利用地和建设用地 6 类。结合解译结果与 Open Street Map 的矢量数据, 在 ArcGIS 中提取出 2017 年松花江和阿什河两河流廊道的面状要素, 与哈尔滨主城区的行政区矢量面进行裁切, 得出研究区域的矢量面状要素, 面积约 159 820 hm²。

1.3 土地覆被信息提取

1990, 1999, 2008, 2017 年 4 期影像均选自夏季 7—9 月的无云影像, 精度为 30 m。在 ArcGIS 中采用坐标系 WGS_1984 和 UTM 投影, 分别进行几何校正、辐射校正、大气校正、波段融合, 显示 RGB 为 543 假彩色模式, 此模式中林地、草地、水域的显示更为醒目^[25], 契合研究需要, 便于监督分类与最大似然法提取工作的进行。通过最大似然监督分类法在 ENVI 中对 4 期影像进行分类, 以目视解译法根据 Google Earth 在相应 4 a 的高清历史影像对数据纠错, 每期随机生成 200 个验证样点, 通过 ENVI 混淆矩阵和精度评价对土地覆被数据进行验证, 分类精度分别为 83.5%, 87.0%, 89.5%, 88.5%, 平均精度为 87.1%, 满足后续研究需要。

1.4 基于生态耦合的生态安全格局构建策略

中观尺度上, 通过分析林地、草地、水域生态要素在 1990—2017 年间的耦合模式变化, 总结哈尔滨城乡空间在城镇化进程中所产生的生态问题, 从而对生态要素进行更科学的修复与资源整合, 即更具针对性

的生态安全格局构建与细节优化策略。在生态源地的选择上应避免忽略景观连通性较差的大面积斑块, 其相对于宏观尺度格局构建更为完善。借鉴微观尺度的绿道建设, 注重小型斑块的整合与潜力廊道规划, 结合城市用地演变, 为未来城乡生态建设提供规划参考。生态廊道与铁路、高速路和国道的相交处为生态断裂点, 应以建设天桥、地下通道、环形绿道等方式维持景观连通性, 提供物种迁徙空间。

1.5 基于 MSPA 方法的生态源地的识别与评价

形态学空间格局分析法(morphological spatial pattern analysis, MSPA)近年来在源地识别中应用广泛, 其从生态结构连通性入手, 基于数学形态学原理对栅格图像进行空间格局识别^[26]。根据研究需要, 在 2017 年土地栅格中提取林地、草地、水域作为 MSPA 分析的前景要素, 考虑耕地受人为干扰较强, 将耕地、建设用地与未利用地设为背景, 转换栅格数据为 tiff 格式的二值图, 在 Guidos 软件中识别出 7 种景观类型: 核心区、桥接区、岛状斑块、环道区、边缘区、支线、孔隙, 并计算相关指数。

1.6 景观连通性评价

应用 Conefor 2.6 软件, 输入斑块连通距离阈值和连通概率, 计算得出斑块的景观连通性等指数。景观连通性是衡量生态过程相联系程度的重要指标, 可能连通性指数(the probability index of connectivity, PC)在现有研究中应用较多, 其综合考虑物种迁徙扩散的概率, 是较为成熟的评价指标; 可能连通性指数变化量(the delta values for probability index of connectivity, dPC)常用来反应斑块重要性^[27], 公式如下:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j P_{ij}^*}{A_i^2} \quad (1)$$

$$dPC = \frac{PC - PC_{\text{remove}}}{PC} \times 100\% \quad (2)$$

式中: n 表示研究区斑块总数; a_i 与 a_j 分别表示斑块 i 与斑块 j 的面积; A_i^2 表示研究斑块的总面积; P_{ij}^* 表示斑块 i 与斑块 j 之间物种扩散的最大可能性; PC_{remove} 表示将随机斑块 i 剔除后的景观连接度。

1.7 阻力面构建

斑块阻力值代表物种扩散的困难程度, 本研究根据实地情况, 基于熵值法并结合杨志广等^[17]研究方法对各土地类型赋值, 范围为 1~1 000。生态源地是物种扩散的源头, 极重要核心区是生态效益仅次于源地的斑块, 二者均具有保护生物多样性的作用, 阻力值最小, 赋值为 1。其余核心区的阻力值有所增大, 但因核心区具有较高的生态价值, 在整体阻力面中仍属于低阻力区^[15]。桥接区促进区域物质信息流动,

赋值为 10~20。岛状斑块与其他斑块的连通程度一般,赋值为 30。其他草地、林地、水域斑块由于面积小、连通性差,赋值为 80~100。耕地受人为干扰,赋值为 300。地形对物种扩散产生影响^[15],通过 ArcGIS 分析得出研究区的坡度与海拔,赋值范围为 1~1 000。坡度上,根据寒地物种栖息地特征^[28],地形坡度小于 5°时,物种扩散自由,赋值为 1,当坡度大

于 20°,物种迁徙较困难,赋值为 800。海拔上,物种扩散难度随着高程增加而增大。

研究区景观要素类型具有较大权重,坡度次之;研究区地处东北平原,海拔较低,其阻力值与权重也相对较小。综上所述,基于熵值法^[29]计算各指标的离散程度,得出景观要素类型、坡度、高程的权重分别为 0.65,0.29,0.06(表 1)。

表 1 生态阻力面赋值及权重

阻力因子	指标	阻力赋值	权重	阻力因子	指标	阻力赋值	权重
景观要素类型	源地	1	0.65	地形坡度/(°)	<5	1	0.29
	极重要核心区	1			5~10	100	
	一级核心区	5			10~15	300	
	二级核心区	10			15~20	500	
	三级核心区	15		>20	800		
	一级桥接区	10		地形高程/m	<100	5	0.06
	二级桥接区	15			100~150	10	
	三级桥接区	20			150~200	20	
	岛状斑块	30			200~250	40	
	人工草地	80			>250	80	
	人工林地	100					
	人工水域	100					
	耕地	300					
	未利用地	600					
	建设用地	1 000					

1.8 基于 MCR 的生态廊道构建与评价

最小累积阻力模型(minimum cumulative resistance model, MCR)是现有廊道识别和生态安全格局构建的有力途径^[26],该模型计算源点到目标点所需要克服的最小累积阻力,获得两者之间的最小成本路径,即物种扩散与能量流动的最优通道,公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (3)$$

式中: MCR 为最小成本值; D_{ij} 表示从原点 j 到空间单元 i 的空间距离; R_i 表示空间单元 i 的阻力系数。

关于生态廊道的相对重要性评价,重力模型^[15,17]能够科学评估生态源与目标之间的相互作用程度;相互作用力值越大,两者间的生态廊道在区域生态系统中具有越重要的地位。公式如下:

$$G_{ij} = \frac{L_{\max}^2 \ln S_i \ln S_j}{L_{ij}^2 P_i P_j} \quad (4)$$

式中: G_{ij} 代表研究区域内斑块 i 与 j 之间的相互作用力强度; S_i 为斑块 i 的面积; S_j 为斑块 j 的面积; P_i 为斑块 i 的阻力值; P_j 为斑块 j 的阻力值; L_{ij} 为斑块 i 与斑块 j 之间廊道的累积阻力值; L_{\min} 为研究区域所有廊道的最大累积阻力值。

此外,网络闭合指数(α 指数)、网络连接度指数(β 指数)、网络连通率指数(γ 指数)反映出生态空间结构中源地与廊道的连接关系,以及生态安全格局结构

的复杂程度与生态效益。指数与廊道连通性呈正相关^[30],计算公式如下:

$$\alpha = \frac{L - V + 1}{2V - 5} \quad (5)$$

$$\beta = \frac{L}{V} \quad (6)$$

$$\gamma = \frac{L}{3(V - 2)} \quad (7)$$

式中: L 为生态廊道数(个); V 为生态节点数(个)。

1.9 生态廊道土地组成分析

计算生成的生态廊道为矢量线,实际规划中的廊道需具备合理建设宽度,宽度过小则难以提供物种迁徙场所,宽度过大则将涵盖较多建设用地。结合相关研究^[17,31-32],以 60,100 m 进行廊道缓冲区分析,得出各宽度廊道内的景观类型及面积,选取适宜宽度作为相关规划的决策参考。

2 结果与分析

2.1 研究区域土地利用变化

研究区在 2017 年的耕地面积为 74 322.30 hm², 约占研究区域总面积的 46.50%, 主要分布于乡村空间, 城乡交错地区的部分耕地被新建机场等建设用地取代, 林地与草地呈破碎状与建设用地穿插分布于城市内部空间(图 2)。在早期 1990 年, 研究区各生态斑

块较为完整,耕地面积占总体的 55.78%,主要分布在主城区外围及河流水域附近;林地斑块面积共 21 238.70 hm²,呈聚集状;未利用地面积占总体的 10.81%,主要分布于北部松花江沿岸一带。1999 年,建设用地面积增加至 26 973.30 hm²,城市内部与城乡交错区建设用地已衔接;水域面积因水田建设而有所增加。2008 年,建设用地继续扩张,城市内部修

建公园,疏林草地面积占研究区的 9.80%,散点式分布于城市内部。到 2017 年,生境斑块破碎化加剧,水域与草地斑块数量的增值分别 613 和 10 858,亟待修复与整合(表 2)。

2.2 生态耦合时空变化与生态安全格局构建的联系

中观尺度下,生态要素耦合机制由大面积镶嵌转变为破碎化随机耦合(见图 3)。

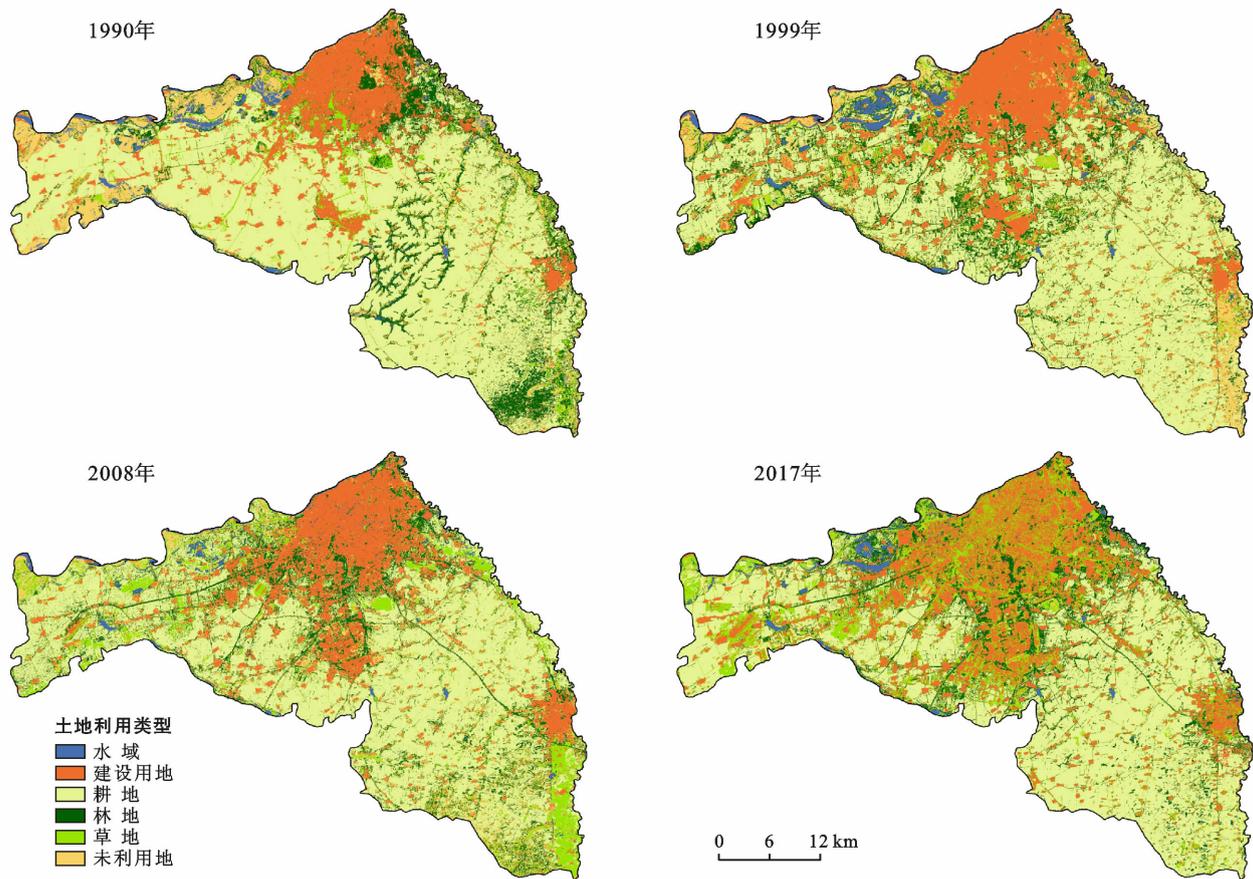


图 2 研究区域 1990,1999,2008,2017 年 4 期土地利用类型变化

表 2 研究区域 1990—2017 年间各类土地利用变化

年份	属性	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	合计
1990	面积/hm ²	89 151.50	21 238.70	8 223.51	2 682.02	21 242.80	17 282.70	159 820
	比例/%	55.78	13.29	5.15	1.68	13.29	10.81	100
	数量/个	6 341	36 579	22 617	3 023	10 771	22 786	102 117
	比例/%	6.21	35.82	22.15	2.96	10.55	22.31	100
1999	面积/hm ²	78 351.60	24 499.20	6 920.65	2 813.72	26 973.30	20 265.20	159 820
	比例/%	49.02	15.33	4.33	1.76	16.88	12.68	100
	数量/个	9 500	36 784	21 499	1 396	11 846	41 980	123 005
	比例/%	7.72	29.90	17.48	1.14	9.63	34.13	100
2008	面积/hm ²	77 216.90	23 182.20	15 670.30	1 565.90	25 686.10	16 502.50	159 820
	比例/%	48.31	14.51	9.80	0.98	16.07	10.33	100
	数量/个	17 448	47 971	34 283	2 228	11 789	40 069	153 788
	比例/%	11.35	31.19	22.29	1.45	7.67	26.05	100
2017	面积/hm ²	74 322.30	20 701.00	26 864.40	2 118.09	32 877.70	2 937.50	159 820
	比例/%	46.50	12.95	16.81	1.33	20.57	1.84	100
	数量/个	12 305	37 027	45 141	2 841	17 574	18 584	133 472
	比例/%	9.22	27.74	33.82	2.13	13.17	13.92	100

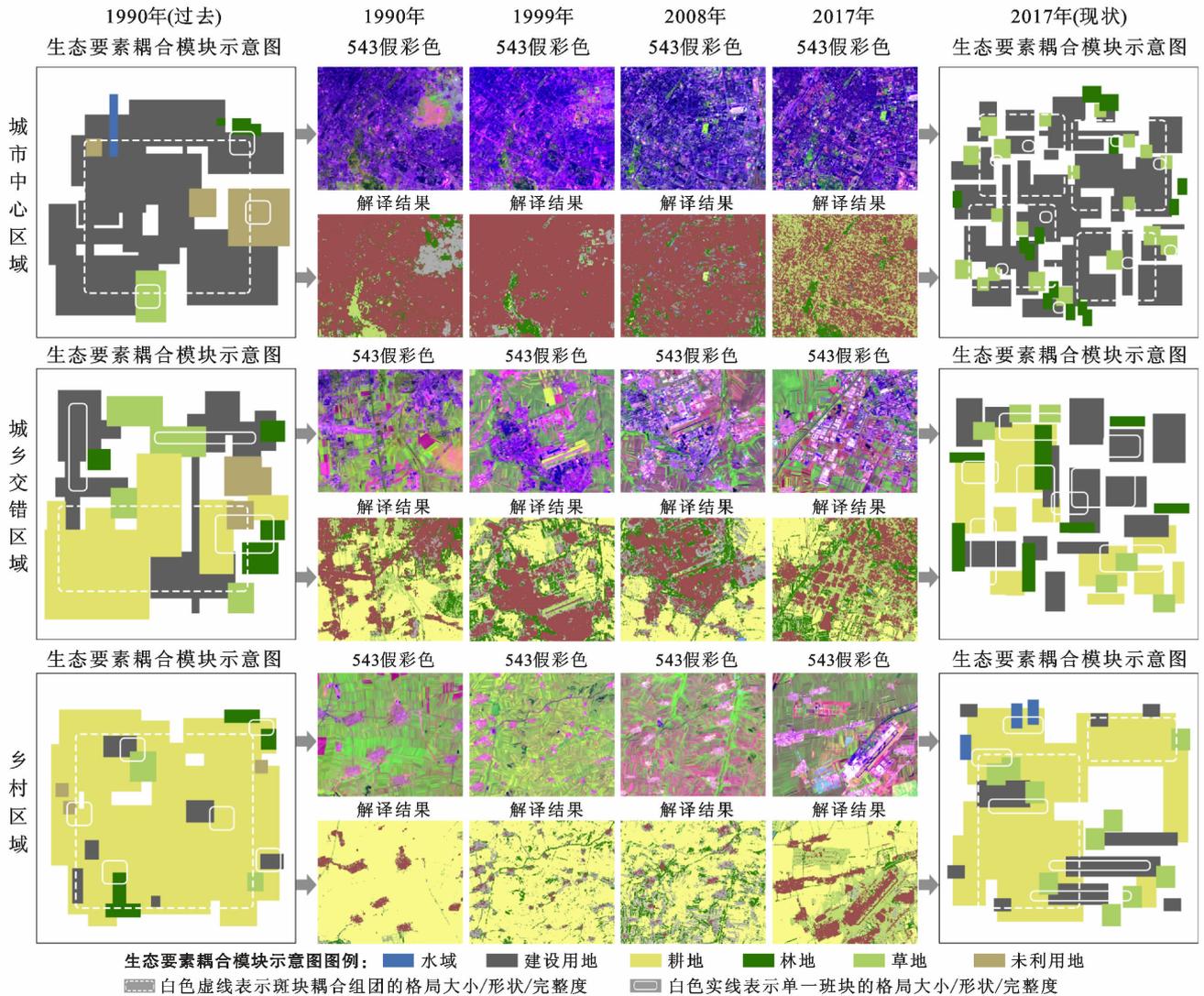


图 3 研究区域景观演变及生态要素耦合模式框架

(1) 1990 年的中心城区,生态斑块布局分散,草地、裸地以及少量水域斑块穿插分布于建设用地空隙中。到 2017 年,中心城区建设用地被道路绿地划分为整齐有序的布局状态,早年的大面积草地及未利用地已被乔灌木群落覆盖,生态要素更为破碎化。市中心区生态安全格局的优化应避免在廊道缓冲区内进行过多工业建设,需有机整合近年新增绿地,改善生态要素破碎化的耦合状态,提升中心城区的生态效益。

(2) 1990 年的城乡交错区域,耕地的面积比重较大,斑块耦合较为完整,大面积草地斑块镶嵌于耕地斑块周边,该区尚有未整合的林地及裸地。到 2017 年,城乡交错区用地布局较复杂,无明确本底,建设用地与生态斑块面积接近,人为规划的绿地与防护林廊道已出现,耕地的破碎度增加,区域内呈现出耕地—林地—草地三者组团散布的耦合状态。此类地区应重点修复新增建设用地附近污染的湿地、秸秆焚烧后的

耕地、移栽后的林地等,避免生境破碎度进一步增加。

(3) 1990 年的乡村区域,耕地为该区本底,建设用地以居住用地为主,草地与林地斑块少量镶嵌于耕地斑块中。到 2017 年,乡村区域开始出现大型农业设施,机场等特殊用地,新建铁路、高速路切割了该区原有生境斑块。乡村生态格局优化应注重对生态斑块与重要道路交接处的生态断裂点的修复,通过修筑天桥、地下通道等措施,弥补城市扩张造成的乡村环境恶化。

2.3 基于 MSPA 的景观格局分析

以 2017 年土地栅格中林地、草地、水域作为前景要素,耕地、建设用地与未利用地作为背景要素,在 Guidos 中识别出 7 种景观类型:核心区、桥接区、岛状斑块、环道区、边缘区、支线、孔隙,分析计算各景观指数。根据表 3,核心区面积为 11 195.00 hm²,斑块数量为 8 516 个,占景观要素总面积的 22.03%,主要分布于研究区北部,斑块的南北连通性较差。桥接区

2.6 生态安全格局优化

前期结果表明,生态廊道集中于研究区北部,南部廊道体系连通性较差,结合杨志广等^[17]在研究区南部重新选取具有重要生态意义的斑块,构建新的廊道来完善区域廊道体系。选择除生态源地外剩余核心区中面积较大、连通性较高的斑块作为补充生态源地。边界处核心区应重点考虑,其与内部生态源地建设廊道后,廊道体系将全面覆盖研究区^[17]。最终选取 11 个补充生态源地,计算得出新增 220 条规划生态廊道,形成整体安全格局(图 4)。

廊道网络结构相关指数反映出廊道体系的连通性。优化前的生态节点为 15,廊道总数为 105, α, β, γ 指数分别为 3.64, 7.00, 2.69;优化后的生态节点为 26,廊道总数为 325, α, β, γ 指数分别为 6.38, 12.50, 4.51,连通性有较大提升,表明廊道结构得到优化,规划廊道增强了生态安全格局的稳定性。

2.7 生态廊道缓冲区分析

为保证生态安全格局建设的可行性,生态廊道应设置缓冲区。基于前期研究分别设置缓冲区宽度为 60, 100 m 并进行计算,得出各要素面积比例(表 6)。

表 6 研究区生态廊道的景观构成及面积比例

宽度/m	指标	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	合计
60	面积/hm ²	2 558.43	9 656.65	10 078.78	3 732.03	3 738.85	579.51	30 344.26
	比例/%	8.43	31.82	33.21	12.30	12.32	1.91	100.00
100	面积/hm ²	4 832.20	15 705.03	16 238.49	6 194.45	7 040.64	1 006.84	51 017.65
	比例/%	9.47	30.78	31.83	12.14	13.80	1.97	100.00

2.8 生态断裂点修复及核密度分析

在生态安全格局的优化中,生态断裂点的存在不容忽视^[13],本研究通过 Open Street Map 与 QGIS 获取了研究区域的矢量路网,在 ArcGIS 中将其与生态廊道进行叠加,得出生态断裂点 510 个。其中,一级断裂点为生态廊道与铁路的交汇点,共计 188 个;二级断裂点为生态廊道与高速路的交汇点,共计 198 个;三级断裂点为生态廊道与国道的交汇点,共计 124 个(图 5)。较多生态断裂点集中于生态廊道与京哈线、哈长线 and 绥满高速路的交点,在生态保护工作中应修建通道为物种扩散提供条件。

核密度分析可以反应出生态安全格局在未来的发展趋势^[33],本研究通过 ArcGIS 对生态廊道体系进行核密度分析(图 6)。核密度较高区域位于研究区北部,向西部略有延伸,表明廊道的发展动向为松花江河流廊道以西的地区,在今后的规划中应注重沿江区的生态保护,禁止随意开发破坏。核密度低区域生

宽度为 60 m 时,林地与草地为主要景观类型,共占廊道总面积约 65%,水域对于陆地物种迁徙具有阻隔作用,后期的廊道建设应适当绕开水域与建设用地。当宽度增至 100 m,林地与草地仍为主要景观类型,但面积占比有所下降,建设用地面积增加。因此,生态廊道的建设宽度以 60 m 较为适宜,规划中应注重防护林带的补植和对疏林草地的保护,维持区域景观的连通性。

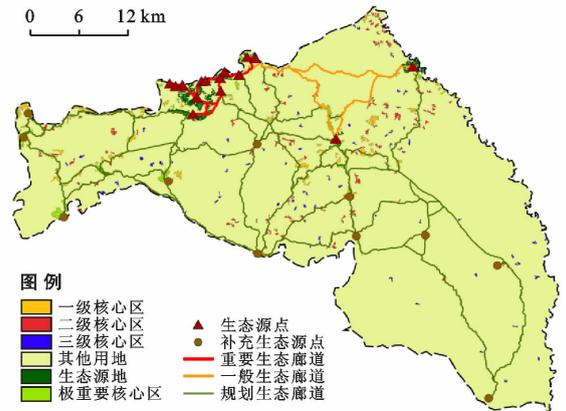


图 4 研究区域优化后的生态安全格局

态廊道分布较少,应注重增补生态栖息地,维持区域生态安全格局稳定。

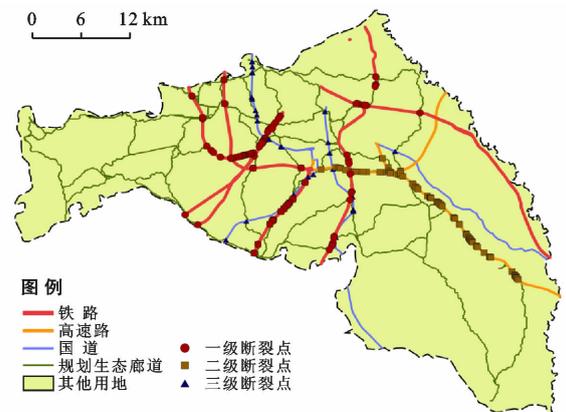


图 5 研究区域重要道路与生态断裂点分布

3 结论

中观尺度的生态安全格局融合宏观与微观尺度

的优势,在总体把控布局的同时优化细节。本研究从中观尺度入手,探究近 30 a 研究区土地利用变化,结合图示框架总结城乡不同空间中,不同生态要素耦合机制的变化规律。基于形态学空间格局分析法与景观连通性识别出生态源地,通过最小累积阻力模型识别出潜在生态廊道。基于重力模型与相关网络指数进行廊道评价,并根据生态断裂点并提出保护措施,通过核密度分析对廊道发展趋势进行预测,提出相关建设意见。本研究因地制宜地根据城市发展动向科学性确定研究范围,在城乡不同空间生态要素耦合模式的演变分析方面进行一定的创新。

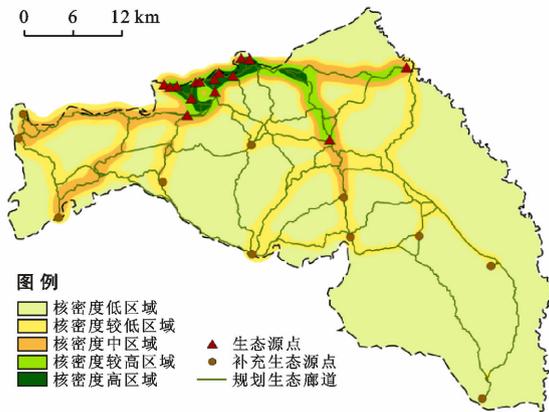


图 6 研究区域生态廊道核密度分级评价

(1) 研究区城乡空间在城镇化进程中,生态斑块趋于破碎化,表现为面积减小,边缘趋于规则。生态要素的耦合机制由整体镶嵌演变为破碎化的随机分布,城乡交错处生态破坏较为严重,建设用地扩张对区域景观连通产生阻隔。生态安全格局的构建与优化应因地制宜,如市中心廊道缓冲区内破碎生态斑块的修补整合、城乡交错处廊道缓冲区内受人为干扰生态斑块的保护与围合、乡村区域廊道缓冲区内生态断裂点的修复连通等。

(2) 研究区原生态源地为 15 个,重要廊道共 42 条,一般廊道共 63 条,主要分布于研究区北部。东南部廊道存在连通水平不均、缺乏闭合环路等问题,通过计算补充了 11 个生态源地与 220 条规划廊道,廊道的适宜建设宽度为 60 m。生态断裂点以廊道与京哈线、哈长线和绥满高速路的交点居多,可建设绿道天桥等立体结构进行连通。优化后的生态安全格局能够提高区域生态系统的物质能量流动与生物多样性。

本研究基于中观尺度的生态安全格局构建与优化仍处于尝试探索阶段,旨在探究有针对性的城乡空间生态规划策略,研究存在一些不足。首先,源地选

择上没有综合考虑区域物种生存规律;其次,在阻力面构建中,缺乏对人口迁移相关因素的考虑。希望在未来的实践中能够继续完善,为哈尔滨城乡空间绿色建设提供更科学的生态安全格局构建与优化策略。

[参 考 文 献]

- [1] 刘世梁,侯笑云,尹艺洁,等. 景观生态网络研究进展[J]. 生态学报,2017,37(12):3947-3956.
- [2] 木皓可,张云路,马嘉,等. 从“其他绿地”到“区域绿地”:城市非建设用地下的绿地规划转型与优化[J]. 中国园林,2019,35(9):42-47.
- [3] De Montis A, Ganciu A, Cabras M, et al. Comparative ecological network analysis: an application to Italy [J]. Land Use Policy, 2019,81:714-724.
- [4] 韩世豪,梅艳国,叶持跃,等. 基于最小累积阻力模型的福建省南平市延平区生态安全格局构建[J]. 水土保持通报,2019,39(2):192-198,205.
- [5] Foltête J C. How ecological networks could benefit from landscape graphs: A response to the paper by Spartaco Gippoliti and Corrado Battisti [J]. Land Use Policy, 2019,80:391-394.
- [6] 穆博,李华威, Audrey L M, 等. 基于遥感和图论的绿地空间演变和连通性研究:以郑州为例[J]. 生态学报,2017,37(14):4883-4895.
- [7] Wickham J D, Riitters K H, Wade T G, et al. A national assessment of green infrastructure and change for the conterminous United States using morphological image processing [J]. Landscape and Urban Planning, 2010,94(3/4):186-195.
- [8] 倪庆琳,丁忠义,侯湖平,等. 基于电路理论的生态格局识别与保护研究:以宁武县为例[J]. 干旱区资源与环境,2019,33(5):67-73.
- [9] Lookingbill T R, Gardner R H, Ferrari J R, et al. Combining a dispersal model with network theory to assess habitat connectivity [J]. Ecological Applications, 2010, 20(2): 427-441.
- [10] 许峰,尹海伟,孔繁花,等. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J]. 生态学报,2015,35(19):6425-6434.
- [11] Riitters K H, Vogt P, Soille P, et al. Neutral model analysis of landscape patterns from mathematical morphology [J]. Landscape Ecology, 2007, 22(7): 1033-1043.
- [12] 谭华清,张金亭,周希胜. 基于最小累积阻力模型的南京市生态安全格局构建[J]. 水土保持通报,2020,40(3):282-288,296,325.
- [13] 史芳宁,刘世梁,安毅,等. 基于生态网络的山水林田湖草生物多样性保护研究:以广西左右江为例[J]. 生态学报,2019,39(23):8930-8938.

- [14] 李恒凯,刘玉婷,李芹,等.基于 MCR 模型的南方稀土矿区生态安全格局分析[J].地理科学,2020,40(6):989-998.
- [15] 何建华,潘越,刘殿锋.生态网络视角下武汉市湿地生态格局分析[J].生态学报,2020,40(11):3590-3601.
- [16] Saura S, Vogt P, Velázquez J, et al. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses [J]. *Forest Ecology and Management*, 2011,262(2):150-160.
- [17] 杨志广,蒋志云,郭程轩,等.基于形态空间格局分析和最小累积阻力模型的广州市生态网络构建[J].应用生态学报,2018,29(10):3367-3376.
- [18] 陈利顶,景永才,孙然好.城市生态安全格局构建:目标、原则和基本框架[J].生态学报,2018,38(12):4101-4108.
- [19] 董菁,左进,李晨,等.城市再生视野下高密度城区生态空间规划方法:以厦门本岛立体绿化专项规划为例[J].生态学报,2018,38(12):4412-4423.
- [20] 范勇.基于资源要素评价和网络结构分析的乡村绿道规划研究[D].山东 泰安:山东农业大学,2016.
- [21] 刘美.基于遥感的哈尔滨市城乡建设用地变化研究[D].黑龙江 哈尔滨:东北农业大学,2018.
- [22] Blaschke T. The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2006,75(3/4):198-226.
- [23] 李苗,臧淑英,万鲁河,等.哈尔滨市城乡结合部土地利用时空变化[J].测绘科学,2018,43(6):52-57.
- [24] 李康康.基于自行车旅游的哈尔滨市城乡游憩型绿道规划设计研究[D].黑龙江 哈尔滨:东北农业大学,2018.
- [25] 方金萌.基于 GIS 和 Fragstats 的兰考县绿地景观格局分析与优化研究[D].河南 郑州:郑州大学,2018.
- [26] Meng Jijun, Wang Ya, Wang Xiaodong, et al. Construction of landscape ecological security pattern in Guiyang based on MCR model [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2016,25(7):1052-1061.
- [27] Clergeau P, Burel F. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution [J]. *Landscape and Urban Planning*, 1997,38(1/2):37-43.
- [28] 胡远东.大庆城市异质景观形成对湖泊湿地环境与生物多样性的影响[D].上海:华东师范大学,2015.
- [29] 蒋思敏,张青年,陶华超.广州市绿地生态网络的构建与评价[J].中山大学学报(自然科学版),2016,55(4):162-170.
- [30] 陈小平,陈文波.鄱阳湖生态经济区生态网络构建与评价[J].应用生态学报,2016,27(5):1611-1618.
- [31] 朱强,俞孔坚,李迪华.景观规划中的生态廊道宽度[J].生态学报,2005,25(9):2406-2412.
- [32] 陈德超,施祝凯,王祖静,等.苏州环太湖地区生态网络构建与空间冲突识别[J].生态与农村环境学报,2020,36(6):778-787.
- [33] 高宇,木皓可,张云路,等.基于 MSPA 分析方法的市域尺度绿色网络体系构建路径优化研究:以招远市为例[J].生态学报,2019,39(20):7547-7556.

(上接第 299 页)

- [20] 梁宝坤,陆汝成,韦美旭.东兴市边境贸易发展与建设用地变化的关联研究[J].湖南农业科学,2015(12):107-109.
- [21] 刘郑伟,付梅臣,丁茜.边境贸易地区土地利用变化驱动力演变研究[J].资源科学,2018,40(4):729-736.
- [22] 李秋萍,陆汝成,李冠,等.边境土地利用变化及其与贸易发展互动关系研究进展[J].中国土地科学,2015,29(8):16-23.
- [23] 刘纪远,宁佳,匡文慧,等.2010-2015 年中国土地利用变化的时空格局与新特征[J].地理学报,2018,73(5):789-802.
- [24] 韩会然,杨成凤,宋金平.北京市土地利用变化特征及驱动机制[J].经济地理,2015,35(5):148-154.
- [25] 张佰发,苗长虹.黄河流域土地利用时空格局演变及驱动力[J].资源科学,2020,42(3):460-473.
- [26] 陈超,马春光.中国大宗商品期货交割库空间布局及影响因素[J].地理科学,2017,37(1):125-129.
- [27] 瞿富强,郭艳.基于对数线性模型的商品住房供给侧关键影响因素分析[J].统计与决策,2018,34(24):72-74.
- [28] 程宪波,杨子生.云南省昭通市土地利用时空变化特征及其驱动力[J].水土保持通报,2018,38(2):166-170.