

DOI: 10.20103/j.stxb.202209132620

刘秀萍, 李新宇, 李延明, 赵松婷, 戴子云, 段敏杰. 快速城市化地区生态网络构建与优化——以北京市大兴区为例. 生态学报, 2023, 43(20): 8321-8331.

Liu X P, Li X Y, Li Y M, Zhao S T, Dai Z Y, Duan M J. Construction and optimization of ecological network in rapidly urbanized area: A case study of Daxing District, Beijing. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(20): 8321-8331.

快速城市化地区生态网络构建与优化 ——以北京市大兴区为例

刘秀萍, 李新宇*, 李延明, 赵松婷, 戴子云, 段敏杰

北京市园林绿化科学研究院, 园林绿地生态功能评价与调控技术北京市重点实验室, 北京城市生态系统定位监测研究站, 北京 100102

摘要:快速城市化直接导致生境日益破碎化, 景观连通性和生态系统稳定性降低, 环境不断恶化。构建完善的生态网络能够有效缓解快速城市化带来的系列生态环境问题, 是城市生态系统修复、生物多样性保护的重要途径。以北京市大兴区为例, 基于 2019 年 6—8 月高分辨率遥感影像分类解译提取的土地覆盖数据, 应用形态学空间格局分析 (MSPA) 和景观连通性评价方法识别提取了生态源地, 通过构建生态阻力面和运用最小累积阻力模型 (MCR) 识别了潜在生态廊道并应用重力模型对廊道系统进行了重要性分级, 最后采用网络指数对研究区生态网络进行评价和优化, 提出了有针对性的生态网络优化对策。结果表明: 研究区核心区面积为 349.42 km², 占研究区总面积的 33.73%; 生态源地 16 块, 总面积 85.15 km², 占总面积的 8.2%; 潜在生态廊道 120 条、生态节点 49 个, 其中一级生态廊道 39 条、二级生态廊道 81 条。在生态网络优化方面, 新增 4 块生态源地、70 条规划生态廊道和 17 个生态节点, 规划建设 20 处“踏脚石”, 识别修复 72 个主要生态断裂点。实施这些优化措施后, 网络闭合 (α) 指数、点线率 (β) 指数、网络连接度 (γ) 指数均有所提高, 表明生态网络连接度得到有效优化。研究区虽具备较丰富的绿地资源, 但在快速城市化过程中出现了生态斑块破碎化、分布不均衡、连通性较差等生态问题, 生态源地和廊道主要分布在西部、南部永定河流域绿地以及东南部平原造林区, 应重点加强研究区中北部的生态建设与修复。生态网络的构建与优化对于该区域生态系统修复、生物多样性保护具有重要意义, 也可为其他快速城市化地区生态建设与优化修复、生态空间可持续发展提供参考借鉴。

关键词:生态网络; 最小累积阻力模型 (MCR); 景观连通性; 形态学空间格局分析 (MSPA); 大兴区

Construction and optimization of ecological network in rapidly urbanized area: A case study of Daxing District, Beijing

LIU Xiuping, LI Xinyu*, LI Yanming, ZHAO Songting, DAI Ziyun, DUAN Minjie

Beijing Urban Ecosystem Positioning Observation and Research Station, Beijing Key Laboratory of Ecological Function Assessment and Regulation Technology of Green Space, Beijing Academy of Forestry and Landscape Architecture, Beijing 100102, China

Abstract: Rapid urbanization may lead to fragmentation of ecological patches and decrease in the landscape connectivity of urban green spaces. This change may result in continuous deterioration of the ecological environment. A well-connected ecological network can effectively alleviate many ecological and environmental problems caused by rapid urbanization and is important for biodiversity protection, urban ecosystem restoration, and sustainable development of urban and rural ecological spaces. This study selected the Daxing District of Beijing City as the study area and identified ecological source patches using remotely sensed land cover data and the morphological spatial pattern analysis (MSPA) tool. The minimum cumulative resistance (MCR) model was used to generate a resistance surface, based upon which potentially ecological

基金项目: 园林绿地生态功能评价与调控技术北京市重点实验室开放课题重点研发项目 (STZD202301); 北京市科技重大项目 (D171100007117001); 北京市公园管理中心科技课题项目 (zx2020020)

收稿日期: 2022-09-13; 采用日期: 2023-07-21

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lxy09618@163.com

corridors were extracted. Then, gravity model was applied to classify the importance of the corridors. Finally, the ecological network was evaluated and optimized using the relevant network index, and the measures to optimize the ecological network were identified. The results indicated that forest land occupied the largest proportion (37.32%) of land cover in the study area, followed by construction land (28.9%) and farmland (19.2%). The MSPA analysis divided the ecological patches that were identified into seven types: core area, bridging area, ring road area, isolated island area, pore area, edge area, and branch area. The core area was 349.42km², accounting for 33.73% of the study area. The majority of ecological fragments were distributed in the west, south, and southeast of the Daxing District and along the Yongding River. According to the values of patch importance (*dIIC* and *dPC*), 16 key ecological sources were selected, covering area of 85.15km² and accounting for 8.2% of the study area. A resistance surface was generated by the MCR model and 120 corridors were identified. The importance of the corridors, which included 39 important corridors and 81 general corridors, was classified using the gravity model. In terms of ecological network optimization, 4 ecological sources, 70 planned ecological corridors, and 17 ecological nodes were added, and 20 “stepping stones” were planned for construction to restore 72 major ecological breakpoints. After implementing these optimization measures, the α index, β index, and γ index all increased, indicating that the connectivity of the whole ecological network had been optimized effectively. The study found that during the process of rapid urbanization in the Daxing District, the ecological problems such as fragmentation, uneven distribution, and poor connectivity had emerged. The study area had many green spaces, but they were concentrated on the edges of the study area. The ecological sources and corridors were mainly distributed in the west and southeast of the study area, and the central and northern regions lacked large-scale ecological sources and were not closely connected to the surrounding areas. In future ecological construction, to protect the existing ecological sources and corridors, we should strengthen the construction of additional ecological sources in the central and northern parts of the study area. We should also continue to improve the connectivity of the ecological network of the study area, which will help to restore the urban ecosystem and conserve biodiversity throughout the region. This study can provide reference for ecological construction, optimization restoration, and sustainable development of ecological space in other rapidly urbanized areas.

Key Words: ecological network; Minimum Cumulative Residence; connectivity of landscape; Morphological Spatial Pattern Analysis; Daxing District

快速、大规模的城市扩张和不断加剧的人类活动,导致城市绿色空间日益减少并高度破碎化、景观连通性和生态系统稳定性降低等生态问题,同时也为城市的绿色发展与更新、生态修复与重建提供机遇^[1]。景观格局空间分布会对生态过程和生态特征产生重要影响^[2],也是绿地生态效益发挥的主要取决因素^[3-4]。由“生态源地-廊道-节点”构成的生态网络集合了生命支撑、生态调控、环境保护等多种生态功能^[5],有助于降低、减缓快速城市化带来的系列生态环境问题,是城市生态系统修复与保护、生态安全格局构建的重要手段^[6-7],成为国内外景观生态与人居环境领域研究热点之一^[8]。

目前生态网络相关研究中,从研究内容来看,国外主要集中在生物多样性及文化价值保护^[9]、优化城市生态空间布局^[10-11]等方面,国内主要集中在生态安全格局^[6]、生态源地与重要斑块识别^[12]、生物多样性保护^[13]、城市规划^[14]等方面。从研究方法来看,既有生态网络研究方法主要有生态适宜性分析法^[15]、网络分析法^[16]、基于粒度反推法和最小累积阻力模型(MCR)^[17]、基于图谱理论^[18]和电路理论^[19]、基于形态学空间格局分析(MSPA)和MCR模型^[8]等,其中最小累积阻力模型能够较好地模拟出生物迁移扩散的最佳路径,是目前适应性强、应用广泛的基于水平生态过程的生态网络构建方法之一。从研究尺度上看,涉及城区^[14]、市域^[20]、省域^[21]、区域^[22]等多尺度,但多数研究仅是面向建成区范围或区域大尺度范围,缺少城乡一体化的系统研究。

由于长期的城乡二元发展模式,城市绿地系统规划更多偏重建成区,忽视了城市生态空间分布和生态过程与城市建设间的动态关联,欠缺从城乡一体化的角度在区域尺度上协调城市与乡村的发展、人与自然的的关系。城乡生态网络处于自然生态与城市建设的交错区域,其服务于城市居民,能够实现城市空间布局优化、人居环境和谐宜居,注重该区域生态网络规划与建设是快速城市化背景下重要的生态应对策略^[23-24]。根据

《北京城市总体规划(2016年—2035年)》^[25],大兴区将逐步发展为首都国际交往新门户和高质量发展的示范引领区,亟需构建城乡一体化的生态安全格局来协调其快速城市化发展与生态环境间的关系。以北京市大兴区为例,通过整合其城乡绿色景观资源,从景观空间结构和景观连通性的角度切入,利用最小累计阻力模型构建并完善大兴区城乡一体的生态网络,综合分析其自然生态要素和土地资源开发利用特点,提出生态网络优化与生态保护修复方案,以此应对大兴区快速城市化过程中带来的生境破碎化程度高、生态系统稳定性差等系列生态环境问题,保障大兴区区域生态安全,同时为其他快速城市化地区生态建设与优化修复、生态空间可持续发展提供实践参考。

1 研究区概况

北京市大兴区,地处北京南郊平原、华北平原东北部,东临通州区,南临河北省固安县、霸州市,西邻永定河与房山区相隔,北部紧接丰台区、朝阳区(图1)。东经116°13′—116°43′,北纬39°26′—39°51′。全境属永定河冲积平原,属暖温带半湿润大陆性季风气候,四季分明,多年平均气温11.6℃,年平均降雨量556mm。2021年大兴区绿化覆盖率为46%,林木绿化率为33.5%,人均公园绿地面积为14.6m²^[26]。大兴新城距市区南环仅13km,是1984年国务院批准建设的首都第一批重点发展的卫星城之一,是北京市唯一一个拥有两座新城的郊区县,在北京跨入国际化大都市的经济发展框架和战略选择中,将逐步发展为首都国际交往新门户和高质量发展的示范引领区。

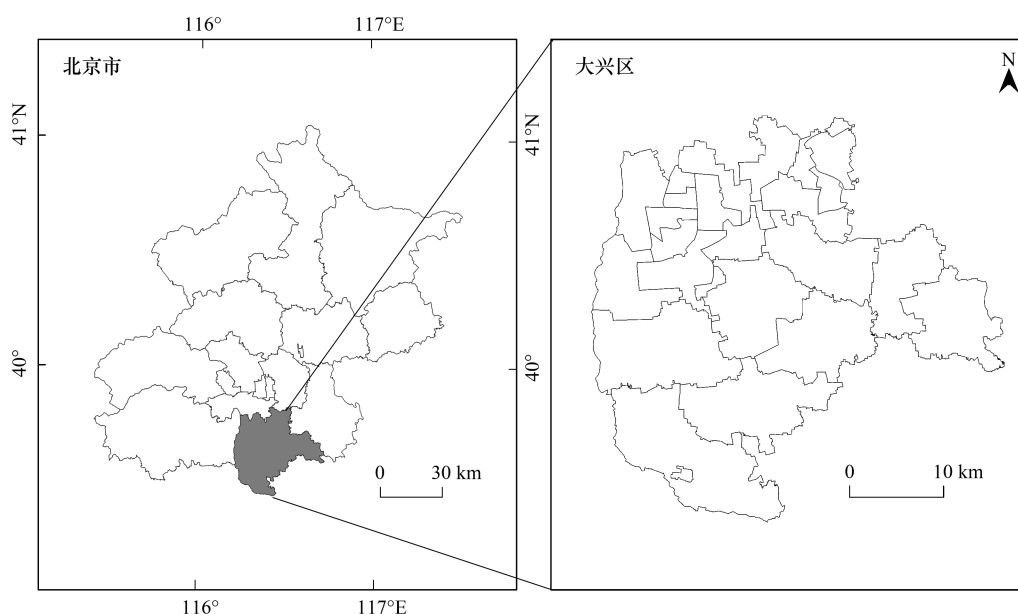


图1 研究区地理位置

Fig.1 Location of the study area

2 研究方法

2.1 数据来源与预处理

本文采用北京市大兴区2019年6—8月份北京2号高分辨率遥感影像,空间分辨率为0.8m,经影像校正、影像融合等预处理后,采用面向对象监督分类方法进行分类解译,获取研究区耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用地6类一级土地利用覆盖类型,其中水域包含河流湖泊、湿地两个二级类型。通过目视解译方法结合现场踏查法对分层抽样选取的8457个检验点进行检查,生成混淆矩阵并计算得到分类总体精度为86.35%。道路数据来源为开放街道地图(OSM)开源数据,其数据量和准确度已达到专业数据的水平^[27]。

2.2 形态学空间格局分析

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空间格局分析,能够准确分辨景观的类型与结构^[28],识别出对提高景观连通性有重要作用的重要斑块^[29-30]。基于 ArcGIS 平台提取林地、草地和水体作为 MSPA 分析的自然要素即前景,其他用地类型作为背景。MSPA 具有明显的尺度效应和边缘效应,参数设置直接影响识别结果。为选取合适的参数准确识别区域内各个斑块对景观连通性的作用程度,本文基于不同斑块尺度和不同边缘宽度的反复试验,最终采用八邻域分析方法,设置边缘宽度为 1,在 10m×10m 的研究尺度,应用 Guidos Toolbox 软件完成研究区 MSPA 分析,将生态斑块划分为核心区、桥接区、环道区、边缘区、孤岛区、支线、孔隙 7 种互不重叠的景观类型,并选取核心区作为生态源地备选斑块。

2.3 景观连通性评价

景观连通性能够衡量区域生态斑块间的联系程度,对维持生态系统服务和保护生物多样性有重要意义^[31]。整体连通性(IIC)、可能连通性(PC)和斑块重要性(dI)能够反应出区域景观的连通性及各个斑块对景观连通性的重要性情况,是评价景观格局与功能的重要指标和提取生态源地的依据^[32-33]。景观连通性评价需对距离阈值进行合理设定,本文选取 100、200、300、500、800、1000、1200、1500、2000、2500、3000、4000、5000m 共 13 个距离阈值,根据不同距离阈值影响下景观连通性变化规律确定最适宜的距离阈值。同时根据美国农业部的相关研究^[34],5hm²以上的绿地斑块是植物、鸟类、哺乳动物等多种类型生物在城市生境活动所需最小适宜生境面积。最终选取面积大于 5hm²的核心区斑块,利用 Conefor 2.6 软件,选用 IIC、PC 和 dI 指数,设置连通阈值 1000,连通概率 0.5,进行景观连通性评价,得到核心区斑块重要性排序,进而提取生态源地。

$$IIC = \frac{\sum_{a=1}^n \sum_{b=1}^n \frac{s_a \times s_b}{1 + nl_{ab}}}{A_L^2} \tag{1}$$

$$PC = \frac{\sum_{a=1}^n \sum_{b=1}^n p_{ab}^* \times s_a \times s_b}{A_L^2} \tag{2}$$

$$dI(\%) = \frac{I - I_{remove}}{I} \times 100\% \tag{3}$$

式中,IIC 表示整体连通性指数、PC 表示可能连通性指数、dI 表示斑块重要值。 s_a 和 s_b 为斑块 a 和 b 的面积, nl_{ab} 为斑块 a 和斑块 b 之间的连接数量, A_L 为总面积, p_{ab}^* 为生物在斑块 a 和 b 间扩散的最大可能性。 I 为景观连通性指数值,即 IIC 与 PC; I_{remove} 为去除斑块 a 后的景观连通性指数值。

2.4 生态阻力面的构建

生态阻力面表示生物运动和迁移时需要克服的阻力,对生态网络构建起到关键作用。本文根据研究区的土地覆盖类型、空间分布及对生态功能的影响等因素对不同景观类型进行生态阻力赋值(表 1)^[21, 35],并生成生态阻力面(图 2),阻力值越小,生物物种的迁移与扩散阻力越低。

表 1 生态阻力值
Table 1 Ecological resistance value

景观类型 Landscape types	生态阻力值 Ecological resistance value	景观类型 Landscape types	生态阻力值 Ecological resistance value
核心区 Core	源地 1	湿地 Wetland	200
(林地草地 Forest and grassland)	重要 5	水域 Waters	500
	一般 10	建设用地 Construction land	1000
林地 Forest	10	道路 Roads	800
草地 Grassland	20	未利用地 Unused land	600
耕地 Farmland	50		

2.5 生态廊道构建与优化

最小累积阻力模型(MCR)是目前生态廊道识别的有效方法之一^[36],该模型计算生物在生态源地间迁移、扩散所需克服的最小累积阻力,得到生物在生境间迁移的最小成本路径即潜在生态廊道(公式4)。

$$MCR = \int_{\min}^{\sum_{j=n}^{i=m}} (D_{ij} \times R_i) \quad (4)$$

式中,MCR 为最小累积阻力; D_{ij} 表示从生态源地 i 到目标源地 j 的空间距离; R_i 表示目标源地 i 的阻力系数。

重力模型通过定量计算生态源地间的相互作用程度,科学评价潜在生态廊道有效性和重要性^[20]。生态源地间的相互作用力强度越大,两者间的廊道在生态网络中的重要性越强,基于此得到生态廊道的重要性分级。

$$G_{ij} = \frac{L_{\max}^2 \ln(S_i) \ln(S_j)}{L_{ij}^2 P_i P_j} \quad (5)$$

式中, G_{ij} 代表斑块 i 与 j 之间的相互作用力; S_i 为斑块 i 面积; P 为斑块阻力值; L_{ij} 为斑块 i 与 j 之间廊道的累积生态阻力值; $L_{\max}$ 为全部廊道中的最大累积阻力值。

网络分析法能够反映区域生态网络结构的连通性和复杂程度,采用网络闭合指数(α)、点线率(β)、网络连接度指数(γ)对生态网络进行评价^[37],公式如下:

$$\alpha = \frac{P - Q + 1}{2Q - 5} \quad (6)$$

$$\beta = \frac{P}{Q} \quad (7)$$

$$\gamma = \frac{P}{3(Q - 2)} \quad (8)$$

式中, P 为生态廊道数量; Q 为网络节点数量。

生态节点是生态网络中连接生态源地的踏板,可作为生物迁移过程中的栖息地,对生态网络稳定性和连通性有重要意义。本文将生态廊道的重要转折点、廊道之间的交点以及生态源地(生态源地中心点)识别为生态节点。

3 结果与分析

3.1 土地利用现状分析

研究区林地资源总量最高,占比 37.32%,主要分布在研究区西部和东南部(图3)。其次是建设用地占比 28.9%,耕地面积占比 19.2%,草地、未利用地、水域在全区占比分别为 8.16%、4.4%、2.02%。综合城乡土地资源来看,研究区建成区与乡镇土地资源类型存在明显差异,城区主要以建设用地为主,其次是林地和草地;乡镇则以耕地和林地为主,其次是建设用地。

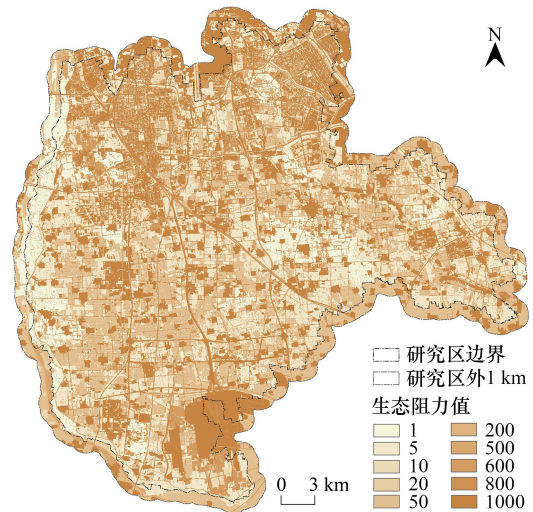


图2 研究区生态阻力面

Fig.2 Ecological resistance surface of the study area

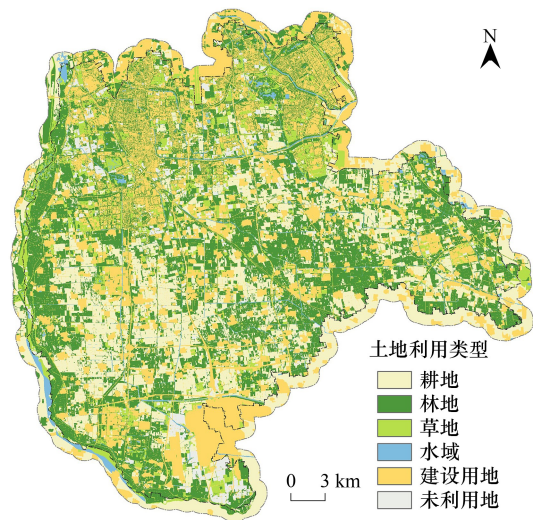


图3 研究区土地利用现状

Fig.3 Land use and land cover in the study area

3.2 基于 MSPA 的景观分析

根据 MSPA 的识别结果(图 4、表 2),核心区对生态网络连接度最为关键,其面积最大约为 349.42km²,占绿色空间总面积的 71.18%,占研究区总面积的 33.73%,其次是边缘区、桥接区、环道区、孤岛区、支线和孔隙所占比例较小。从空间分布来看,核心区斑块分布较为分散,大型核心区主要分布在西部、南部永定河流域绿地及东南部安定镇区域绿地;其他区域基本为小型斑块零散分布,破碎化程度较高。总体来看,研究区绿地资源虽较丰富,但核心区斑块分布分散且多集中在周边,与中部联系性不紧密。

3.3 景观连通性评价与生态源地提取

根据核心区斑块重要性排序,选取 $dIIC > 1.5$ 且 $dPC > 2$ 的 16 块绿地斑块作为生态源地(表 3),总面积为 85.15 km²,占研究区总面积的 8.2%;将满足“ $dIIC/dPC < 1$ ”的核心区作为一般核心区,剩下的斑块作为重要核心区(图 5)。从生态源地重要性排序来看,对研究区景观连通性影响最大的斑块 1、2、3、4,分别是西部永定河流域绿地和东南部安定镇区域绿地;其余斑块主要是永定河流域绿地、城区公园绿地、平原造林区片林。从空间分布来看,研究区中部基本不存在相对规模的生态源地,生态源地主要分布区域在研究区的西部及东南部,与北京市“一屏、三环、五河、九楔”绿色空间结构规划布局中的南部两条楔形绿色廊道相对应。

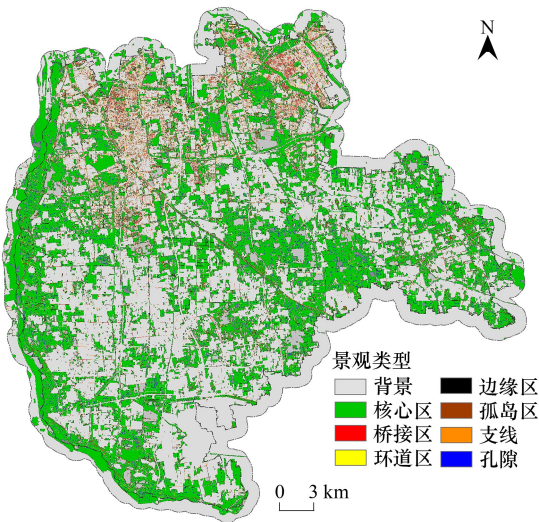


图 4 基于 MSPA 的景观分类

Fig.4 Landscape classification based on MSPA

MSPA: 形态学空间格局分析 Morphological spatial pattern analysis

表 2 MSPA 景观分类结果

Table 2 The results of MSPA landscape classification

景观类型 Landscape types	面积/km ² Area	占绿色空间面积百分比/% Percentage of green space area	占总面积百分比/% Percentage of total area
核心区 Core	349.42	71.18	33.73
桥接区 Bridge	18.11	3.69	1.75
环道区 Loop	8.23	1.68	0.79
边缘区 Edge	79.69	16.23	7.69
孤岛区 Islet	8.33	1.70	0.80
支线 Branch	15.61	3.18	1.51
孔隙 Perforation	11.50	2.34	1.11

MSPA: 形态学空间格局分析 Morphological spatial pattern analysis

表 3 生态连通性指数重要值排序

Table 3 Ranking of important values of ecological connectivity index

斑块编号 Patch codes	重要性排序 Rank of importance	$dIIC$	dPC	面积 Area/hm ²
1	1	15.07	17.77	1339.16
2	2	6.25	15.19	791.97
3	3	14.36	13.20	1414.39
4	4	6.94	10.55	852.36
5	5	1.90	8.91	226.49
6	6	2.49	7.74	307.4
7	7	3.43	5.69	372.4

续表

斑块编号 Patch codes	重要性排序 Rank of importance	<i>dIIC</i>	<i>dPC</i>	面积 Area/hm ²
8	8	2.16	5.09	384.76
9	9	2.26	3.79	368.46
10	10	3.26	3.11	467.71
11	11	3.08	3.09	466.41
12	12	1.53	2.32	320.22
13	13	2.03	2.25	261.62
14	14	2.24	2.14	348.98
15	15	1.74	2.07	275.36
16	16	2.65	2.03	317.27

dIIC:整体连通性指数斑块重要值 Patch importance of integral index of connectivity; *dPC*:可能连通性指数斑块重要值 Patch importance of possibility of connectivity

3.4 生态网络构建

根据 16 块生态源地和生态阻力面,基于最小累积阻力模型,基于 ArcGIS 平台计算提取两两生态源地间的最小成本路径,最终共计生成 120 条潜在生态廊道,得到研究区潜在生态网络。基于重力模型得到 16 块生态源地之间的相互作用力(表 4),参考相关研究^[14, 38]提取相互作用力大于 20 的廊道作为一级生态廊道,共计 39 条,其余作为二级生态廊道,共计 81 条;一级生态节点 27 个,二级生态节点 22 个(图 5)。

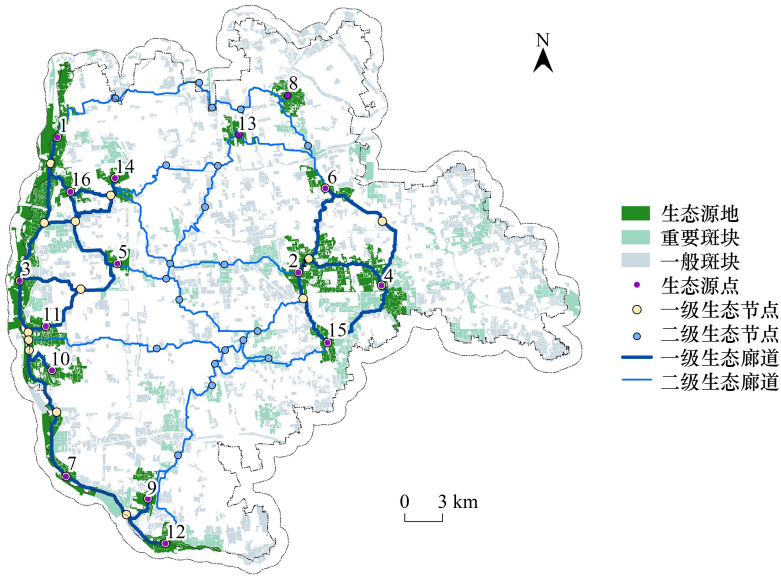


图 5 研究区潜在生态网络

Fig.5 Potential ecological network of the study area

3.5 生态网络优化

3.5.1 补充生态源地

综合考虑核心区斑块重要性和空间分布格局,在研究区中部和东部选取 4 块核心区斑块作为补充生态源地(表 5),与原有生态源地再次进行廊道构建,得到新增 70 条规划生态廊道、新增 17 个生态节点(图 6)。优化后 α, β, γ 指数分别为 0.98, 2.88, 0.99, 较优化前的 0.77, 2.45, 0.85 均有所提高(图 7),说明研究区生态网络体系得到完善优化,补充的生态源地和规划的潜在廊道有效提高了生态网络连通性水平,增强了区域生态系统稳定性和生态安全。

3.5.2 规划建设“踏脚石”

“踏脚石”斑块是提供生物迁移扩散过程中暂息的小型生境斑块,对提高生物扩散迁移的成功性以及生物存活率具有重要意义。研究区中北部地区人类活动强度高、生态阻力大,中南部地区缺乏较大面积的生境斑块,导致西部和东南部之间的连通性较差,生态廊道易发生断裂,因此规划建设“踏脚石”十分必要。根据研究区土地资源现状,结合构建的生态网络和生态节点,在生态廊道交汇处、生态廊道转折处确定了 20 处“踏脚石”(图 6),为区域生态网络体系规划中的节点规划提供参考借鉴。

表 4 生态源地互相作用矩阵
Table 4 Interaction matrix between ecological source

斑块编号 Patch codes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1		2.87	332.48	2.48	24.20	1.74	190.69	0.61	15.02	75.52	105.03	13.11	1.67	53.37	1.80	391.31
2			4.75	214.41	2.29	38.18	4.56	4.20	1.44	1.85	2.55	1.30	5.21	1.81	27.21	2.18
3				4.00	105.81	2.74	3619.63	0.93	47.97	1326.37	2155.95	38.56	2.71	54.93	3.00	267.05
4					1.85	84.75	3.87	6.20	1.23	1.57	2.15	1.12	7.34	1.58	28.68	1.87
5						1.22	66.21	0.40	5.87	26.30	44.45	5.17	1.27	10.28	1.46	22.34
6							2.67	15.37	0.85	1.08	1.48	0.78	14.99	1.41	8.47	1.31
7								0.92	79.04	1901.48	2298.06	60.11	2.61	42.27	2.98	148.47
8									0.26	0.37	0.51	0.24	6.34	0.62	1.44	0.48
9										21.34	27.64	64.39	0.62	5.58	0.99	11.19
10											836.75	17.08	1.06	16.95	1.23	58.73
11												22.16	1.46	23.00	1.67	81.87
12													0.61	5.09	0.88	9.74
13														1.89	1.91	1.37
14															1.12	94.43
15																1.37

表 5 补充生态源地基本情况
Table 5 Basic information on ecological sources will be supplemented

斑块编号 Patch codes	dIIC	dPC	斑块等级 Plaque level	面积 Area/hm ²	位置 Location	选择依据 Basis for selection
17	1.63	1.74	重要核心区	300.29	东部	面积较大,dPC 和 dIIC 值较高,位于东部边界,具备建设必要
18	2.06	1.72	重要核心区	205.81	中部	面积较大,dPC 和 dIIC 值较高,位于中部连接区,具备建设必要
19	1.03	1.55	重要核心区	217.96	东部	面积较大,dPC 和 dIIC 值较高,位于东部边界,具备建设必要
20	0.68	0.91	一般核心区	139.31	东部	面积较大,位于东部边界,具备建设必要

3.5.3 修复生态断裂点

生态断裂点是指生态廊道与高速、铁路等重要交通道路的交叉点,是生态廊道容易断裂的区域,影响生物迁移扩散、生态过程发生等。将研究区生态网络、交通路网进行叠加分析,识别出 72 个主要生态断裂点(图 6),其中与铁路的一级生态断裂点 21 个、与高速路和主干道的二级生态断裂点 51 个,主要集中分布在大兴城区及与北京大兴国际机场交通连线区域,形成生态断裂带。研究区交通路网较密集,建议在生态廊道建设时,实施一些修复工程解决断裂点问题,如建设动物迁移专门通道、天桥等,在新建交通连线时应当预留生态廊道建设空间,以期最大程度的降低道路交通网对生物迁移扩散的阻隔效应,保障生态斑块在空间和功能上的有效连接。

3.5.4 保护重要斑块

重要斑块作为生物的聚集地和栖息地,是生态网络中的重要组成部分,对其进行保护是对生物多样性保

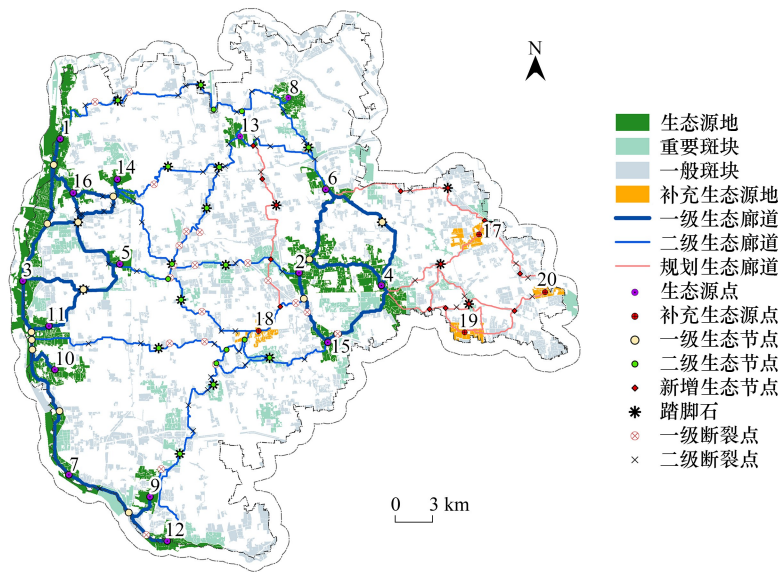


图6 研究区生态网络优化

Fig.6 Optimization of ecological network in study area

护的基础。对研究区生态网络体系起到关键作用的绿地为西部永定河流域绿地和东南部平原造林区,此区域生态源地分布较为集中、面积较大、连通性相对较好,包含许多林地、湿地等,建议严格按照相关标准保护修复现有重要斑块,形成连片、相对完整的生物栖息地,提高生境质量和适宜性,增强整个生态网络的完整性和连通性。此外,永定河流域绿地兼具生态源地和生态廊道两重属性贯穿研究区西部,对于生物多样性保护和生态环境质量提升起到重要作用,应重点加强保护与修复。

4 讨论与结论

4.1 讨论

本文综合 MSPA 分析、景观连通性评价以及 MCR 模型对快速城市化地区大兴区进行了生态网络体系的构建与优化,对于协调其城市快速发展与生态环境建设间的关系具有一定的现实意义和实践价值,也可为其其他快速城市化区域生态安全格局构建与生态系统优化修复提供参考借鉴。根据网络分析法得到优化后的 α 、 β 、 γ 生态网络指数均得到提高,与谢婧等^[14]、杨志广等^[38]基于网络分析法对齐齐哈尔主城区、广州市生态网络结构的优化评价结果一致,说明实施相关优化措施后,区域生态连接度得到有效提高,生态网络体系更加完善。吴远翔等^[39]应用景观格局指数指标对哈尔滨市南岗区生态网络结构特征量化评价中,也同样得到生态斑块和生态廊道的建设与修复对于改善网络结构、增强网络联通性、强化服务功能均具有重要作用。由此表明,生态网络的构建与优化能够有效减缓因城市快速发展导致的生境破碎化、生态服务效能低等问题,增强区域生态系统稳定性和生态安全。其次,生态学及生物保护学者认为生态网络的构建与优化能够增加斑块间的联系作用^[40],形成连通的生态系统,可为区域生物多样性保护、物种迁移与交流提供重要保障^[41]。此外,通过识别生态源地、提取潜在生态廊道和生态节点等一系列分析研究,能够快速有效的了解区域自然生态要素组成及空间分布格局,有助于更好的理解快速城市化地区生态网络的构建与优化过程,从而协助规划管理者更好的实施城市生态系统保护与修复相关措施,实现城乡生态空间可持续发展。

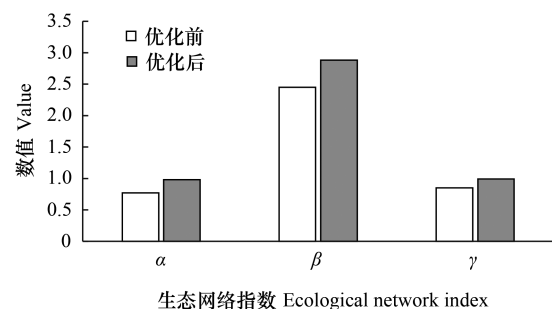


图7 研究区生态网络指数变化

Fig.7 Changes of ecological network index in study area

α :网络闭合指数 Network closure index; β :点线率 Dot rate; γ :网络连接度指数 Network connectivity index

在生态网络构建过程中,一些参数、阈值的设置会对构建结果产生一定的影响。如 MSPA 分析具有明显的尺度效应和边缘效应,斑块尺度的大小和边缘宽度的设置会影响景观类型的识别结果。尺度增加会导致空间信息丢失,而边缘宽度的增加会明显影响景观类型识别结果,合理的进行参数设置是准确识别景观结构的前提。今后可开展多尺度 MSPA 分析,深入探讨不同景观尺度下空间格局和景观连通性的响应机制。此外景观连通性评价中距离阈值大小的设置会直接影响区域内景观连通性高低。根据不同距离阈值影响下景观连通性变化规律,结合生物运动规律与扩散范围,得到研究区的适宜距离阈值,虽具有一定的合理性,但后续研究中有必要针对不同迁移扩散能力的生物进行复合型生态网络的构建,以期进一步加强生物多样性保护、筑牢城市生态安全屏障。

4.2 结论

(1) 研究区作为典型的快速城市化地区和城乡二元发展模式,在城市化过程中呈现出生态斑块破碎化、分布不均衡、连通性差等系列生态问题,区域生态网络体系需进一步完善提升。在绿色空间格局中,西部永定河流域绿地及东南部平原造林区连通性较强,对生物多样性保护起重要作用;研究区中部没有相对规模的生境斑块、景观连通性低,生物迁移阻碍较大。

(2) 本文从新增生态源地、构建潜在生态廊道、规划建设“踏脚石”、修复生态断裂点和保护现有重要斑块等方面,提出了有针对性的优化与修复途径。实施相关优化措施后 α 、 β 、 γ 生态网络指数均提高,研究区景观连通性和生态网络体系得到了有效优化提升。快速城市化地区亟需完善提升区域生态网络,以此提高生态系统连通性和稳定性、保障区域生态安全。

(3) 生态网络优化与生态保护修复应统筹推进、精准施策、落地落实。研究区中、北部区域应作为生态修复的核心区域,重点加强生态建设与优化,提高与周边生态区域的连通度;永定河流域绿地及平原造林区绿地应作为生态保护的重点区域,持续加强保护、修复生物现有栖息地,提升生境斑块质量。大兴区应加快开展南中轴绿地和生态绿心建设,与“三城”建设工作同步协调发展,最大程度地减缓因城市快速发展带来的生态环境问题。

参考文献 (References):

- [1] Zhou W Q, Yu W J, Qian Y G, Han L J, Pickett S T A, Wang J, Li W F, Ouyang Z Y. Beyond city expansion: multi-scale environmental impacts of urban megaregion formation in China. *National Science Review*, 2022, 9(1): nwab107.
- [2] 陈利顶, 孙然好, 刘海莲. 城市景观格局演变的生态环境效应研究进展. *生态学报*, 2013, 33(4): 1042-1050.
- [3] 李锋, 叶亚平, 宋博文, 王如松. 城市生态用地的空间结构及其生态系统服务动态演变——以常州市为例. *生态学报*, 2011, 31(19): 5623-5631.
- [4] 戴菲, 毕世波, 陈明, 郭晓华. 基于 MSPA 与混淆矩阵的绿地系统格局演化及其驱动因子研究——以伦敦为例. *中国园林*, 2020, 36(11): 34-39.
- [5] Hassan, Scholes. Ecosystems and human well-being: Current state and trends. *Journal of Bacteriology*, 2005, 1(5): 1387-1404.
- [6] 傅强, 顾朝林. 基于生态网络的生态安全格局评价. *应用生态学报*, 2017, 28(3): 1021-1029.
- [7] Luo Y H, Wu J S, Wang X Y, Wang Z Y, Zhao Y H. Can policy maintain habitat connectivity under landscape fragmentation? A case study of Shenzhen, China. *Science of the Total Environment*, 2020, 715: 136829.
- [8] 王贝, 刘纯青. 基于 MSPA 与 MCR 的生态网络构建与优化——以吉安市吉州区为例. *环境保护科学*, 2021, 47(5): 37-43.
- [9] Hawn C L, Herrmann J D, Griffin S R, Haddad N M. Connectivity increases trophic subsidies in fragmented landscapes. *Ecology Letters*, 2018, 21(11): 1620-1628.
- [10] Loro M, Ortega E, Arce R M, Geneletti D. Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 139: 149-162.
- [11] Zhang Z Z, Meerow S, Newell J P, Lindquist M. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 38: 305-317.
- [12] 朱捷, 苏杰, 尹海伟, 孔繁花. 基于源地综合识别与多尺度嵌套的徐州生态网络构建. *自然资源学报*, 2020, 35(8): 1986-2001.
- [13] 陈强强, 李美玲, 王旭, Faisal Mueen Qamer, 王鹏, 杨建伟, 汪沐阳, 杨维康. 新疆塔什库尔干野生动物自然保护区马可波罗盘羊潜在生

态廊道识别. 生物多样性, 2019, 27(2): 186-199.

- [14] 谢婧, 李文, 贾佳, 赵栢嵩. 齐齐哈尔市主城区生态网络构建与优化. 水土保持研究, 2021, 28(6): 308-315.
- [15] 张鹏, 李世峰, 刘瑶瑶. 基于生态适宜性分析的平原煤矿县生态空间优化. 农业工程学报, 2019, 35(19): 274-282.
- [16] 宋玉玲, 刘艳芳, 危小建. 基于网络分析法的武汉市景观生态网络格局特征分析. 测绘与空间地理信息, 2016, 39(4): 95-98, 101.
- [17] 唐丽, 罗亦殷, 罗改改, 李军, 刘沁楚, 李金钊. 基于粒度反推法和 MCR 模型的海南省东方市景观格局优化. 生态学杂志, 2016, 35(12): 3393-3403.
- [18] Xun B, Yu D Y, Liu Y P. Habitat connectivity analysis for conservation implications in an urban area. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 44-52.
- [19] 刘佳, 尹海伟, 孔繁花, 李沐寒. 基于电路理论的南京城市绿色基础设施格局优化. 生态学报, 2018, 38(12): 4363-4372.
- [20] 沈钦炜, 林美玲, 莫惠萍, 黄宇斌, 胡欣雨, 魏凌伟, 郑郁善, 陆东芳. 佛山市生态网络构建及优化. 应用生态学报, 2021, 32(9): 3288-3298.
- [21] 陈南南, 康帅直, 赵永华, 周煜杰, 闫瑾, 卢雅茹. 基于 MSPA 和 MCR 模型的秦岭(陕西段)山地生态网络构建. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1545-1553.
- [22] 胡炳旭, 汪东川, 王志恒, 汪翡翠, 刘金雅, 孙志超, 陈俊合. 京津冀城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2018, 38(12): 4383-4392.
- [23] 苏同向. 城乡绿地生态网络构建研究: 以扬州市为例. 北京: 中国建筑工业出版社, 2017.
- [24] 刘滨谊, 吴敏. 基于空间效能的城市绿地生态网络空间系统及其评价指标. 中国园林, 2014, 30(8): 46-50.
- [25] 北京市规划和国土资源管理委员会. 北京城市总体规划(2016 年-2035 年). [2017-09-29]. https://www.beijing.gov.cn/gongkai/guihua/wngh/cqgh/t20190701_100008.html
- [26] 北京市统计局. 北京区域统计年鉴(附光盘 2021)(精). 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [27] 郝怀旭, 万太礼, 罗年学. 利用 OpenStreetMap 数据进行高空间分辨率遥感影像分类. 测绘通报, 2019(7): 69-72, 126.
- [28] Vogt P, Riitters K H, Iwanowski M, Estreguil C, Kozak J, Soille P. Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 2007, 7(2): 481-488.
- [29] Wickham J D, Riitters K H, Wade T G, Vogt P. A national assessment of green infrastructure and change for the conterminous United States using morphological image processing. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 94(3/4): 186-195.
- [30] Sun J, Southworth J. Indicating structural connectivity in Amazonian rainforests from 1986 to 2010 using morphological image processing analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 2013, 34(14): 5187-5200.
- [31] Mitchell M G E, Bennett E M, Gonzalez A. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 2013, 16(5): 894-908.
- [32] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.
- [33] Saura S, Pascual-Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83(2/3): 91-103.
- [34] Bentrup G. Conservation buffers design guidelines for buffers, corridors, and greenways. General technical report SRS-109. Asheville: USDA Forest Service southern research station, 2008.
- [35] 贾振毅, 陈春娣, 童笑笑, 吴胜军, 周文佐. 三峡沿岸城镇生态网络构建与优化——以重庆开州新城为例. 生态学杂志, 2017, 36(3): 782-791.
- [36] Graves T, Chandler R B, Royle J A, Beier P, Kendall K C. Estimating landscape resistance to dispersal. *Landscape Ecology*, 2014, 29(7): 1201-1211.
- [37] 陈小平, 陈文波. 鄱阳湖生态经济区生态网络构建与评价. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1611-1618.
- [38] 杨志广, 蒋志云, 郭程轩, 杨晓晶, 许晓君, 李潇, 胡中民, 周厚云. 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. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3367-3376.
- [39] 吴远翔, 朱逊, 刘晓光, 李朦朦, 陆明. 基于景观格局分析的城市生态网络修复研究. 上海城市规划, 2019(1): 40-44.
- [40] 史芳宁, 刘世梁, 安毅, 孙永秀. 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. 生态学报, 2019, 39(23): 8930-8938.
- [41] 汉瑞英, 赵志平, 肖能文. 生物多样性保护优先区生态网络构建与优化——以太行山片区为例. 西北林学院学报, 2021, 36(2): 61-67.