DOI: 10.5846/stxb201402130248
许峰, 尹海伟, 孔繁花, 徐建刚.基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建.生态学报,2015,35(19): - .
Xu F, Yin H W, Kong F H, Xu J G.Developing ecological networks based on mspa and the least-cost path method: a case study in bazhong western new district .Acta Ecologica Sinica,2015,35(19): - .

基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建

许 峰[1], 尹海伟[2,*], 孔繁花[1], 徐建刚[2]
1 南京大学国际地球系统科学研究所, 南京 210023
2 南京大学建筑与城市规划学院, 南京 210093

摘要:目前快速城市化导致了生境斑块的日益破碎化,景观之间的连通性不断降低。构建生态网络可以连接破碎的生境斑块,增加绿地景观的连通性,对生物多样性保护具有重要意义。本文以高度景观破碎化的四川省巴中西部新城为研究区,采用形态学空间格局分析(MSPA)方法,提取出对研究区生态网络构建具有重要生态意义的核心区和桥接区两类景观要素,并选用整体连通性(IIC)、可能连通性(PC)和斑块重要性(dI)等景观指数,分别对核心区和桥接区进行景观连接度评价,遴选出对维持景观连通性贡献最大的 10 个核心区生境斑块作为生态网络的源地,并根据斑块对维持景观连通的重要性程度将其他核心区和桥接区进行类型划分,以此作为景观阻力的赋值依据,融入消费面模型中,最后采用最小路径方法构建了研究区潜在的生态网络,并基于重力模型对重要生态廊道进行了识别与提取,在此基础上有针对性地提出了生态网络优化的对策。研究结果表明,MSPA 方法能够科学的辨识出研究区内对生态保护具有重要意义的结构性要素,例如作为物种栖息地的核心区和物种迁移通道的桥接区,这些要素是生态网络的重要组成部分;景观连通性的计算,明确了研究区景观要素的保护重点,为最小路径方法中的景观阻力赋值提供了重要的参考信息;基于 MSPA 与最小路径方法的生态网络分析框架综合了现有景观结构性要素识别、连通性分析以及物种潜在迁移路径分析等方法,将景观中潜在的生态源地和结构性廊道的连通性作为构建生态网络的重要基础和主要依据,从而使得生态网络的构建更科学。研究结果可为高度破碎化地区生态网络的构建提供重要的参考与依据,对其他地区生态网络的构建也具有一定的借鉴意义。

关键词:形态学空间格局分析(MSPA); 景观连通性; 最小路径方法; 生态网络; 巴中西部新城

Developing ecological networks based on mspa and the least-cost path method: a case study in bazhong western new district

XU Feng[1], YIN Haiwei[2,*], KONG Fanhua[1], XU Jiangang[2]
1 *International Institute for Earth System Sciences*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210023, *China*
2 *School of Architecture and Urban Planning*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210093, *China*

Abstract: Rapid urbanization and economic development in China has resulted in urban sprawl and has also led to a reduction of natural resources and habitat fragmentation in urban areas. Habitat fragmentation and the resultant decrease in habitat connectivity has become a serious challenge for biodiversity conservation. Green spaces are important habitat resources in the city. The development of green space ecological networks can be used to increase the connectivity between fragmented habitat patches, which promotes urban biological diversity conservation. Taking Bazhong western new district, a rapidly urbanizing area in Sichuan, China, as a case study, a novel method is proposed using Guidos, GIS and the gravity

基金项目:国家自然科学基金项目(51478217, 31170444); 中央高校基本科研业务费专项资金
收稿日期:2014-02-13; **网络出版日期**:2014-12-04
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: qzyinhaiwei@163.com

model to develop green space ecological networks.

First, the morphological spatial pattern analysis (MSPA) model in the software Guidos was used to identify the main types and structure of green spaces in the landscape. The "cores" and "bridges" were extracted, which will make the foundation of the green space network. Second, using the software Conefor, the integral index of connectivity (IIC), probability of connectivity (PC) and the percentage of importance (dI) of each individual element were used to evaluate the relative importance of these cores and bridges to landscape connectivity. Accordingly, the top ten core patches acting as ecological sources were identified. The remaining cores and bridges were ranked based on their importance in maintaining ecological network connectivity. Finally, using GIS, potential ecological networks were developed using the least-cost path method, and the important corridors were identified using the Gravity model. A plan to optimize the ecological network in the study area was put forward. This research shows that the structural elements, the cores and bridges of ecological networks can be identified via the MSPA method and that landscape connectivity measurements (IIC, PC and dI) provide good quantitative measures of the relative importance of landscape patches, especially when considering landscape patch spatial distributions. The evaluation of landscape patches can help to identify and extract important protected landscape elements. Least-cost path analysis also provides important reference information for evaluating landscape patch habitat quality, which most previous researches have evaluated by subjective assessments. The research results show that the combination of MSPA with measures of landscape connectivity and least-cost path analysis are a novel and useful method for developing green space ecological networks in urban and other fragmented areas. The results will help to guide the development and management of green spaces for biodiversity conservation.

Key Words: Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA); Landscape connectivity; Least-cost path; Ecological networks; Bazhong western new district

快速城市化在带来巨大的经济效益的同时也使得区域内部的大型生境斑块不断被侵占和蚕食,景观破碎化程度加剧[1,2]。景观破碎化致使内部生境斑块面积缩小,生态廊道被截断,生境斑块日益岛屿化,景观连通性降低,从而干扰了正常的景观生态过程和生态调控能力,减少了生物多样性,损害了生态系统的健康完整性,导致生态系统服务功能发生变化[3-5]。生态网络的构建能够通过生境廊道和踏脚石(stepping stone)连接破碎的生境,形成完整的景观和生物栖息地网络,恢复破碎生境斑块之间的连接,提高景观的连接度,从而促进绿地斑块之间的基因交流和物种迁移,更好地维系物种迁徙扩散的过程,实现了生境网络从结构连通到功能连通,对生物种群的繁育具有重要的生态意义[6-12]。

1990 年代以来,国内外许多学者对生态网络构建进行了大量的研究,而基于 GIS 最小路径方法因根植于景观生态学与保护生态学等相关理论,考虑了景观的地理学信息和生物体的行为特征,能够反映景观格局与水平生态过程,近年来被国内外学者广泛采用[1,10,13-14]。最小路径方法通过不同土地利用类型和地形等对不同生物物种的生境适宜性大小构建阻力面,再运用 GIS 模拟潜在的生态廊道,能够较为科学地确定生态廊道的位置和格局[1,14],但不能科学辨识廊道的相对重要性程度,还需进行廊道相对重要性的定量分析,从而科学确定生态廊道的优先保护顺序,目前常用的方法有重力模型、图谱理论[1,14-17]、相对生态重要性与相对城镇发展胁迫赋值加权方法[13]等。生态源地的选择是生态网络构建的关键,然而,目前生态源地的选择大多将生境质量较好的风景林和自然保护区直接作为源地或根据生态服务价值等生态指标体系选择源地[18-21],存在一定的主观性,忽略了斑块在景观中的连通作用。并且,通过最小路径生成的廊道是景观中潜在的廊道,很少考虑景观中既有的结构性廊道。

近年来,一种偏向测度结构连接性的形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis,MSPA)方法开始被引入生态网络分析中[22-25]。MSPA 是 Vogt 等学者基于腐蚀、膨胀、开运算、闭运算等数学形态学原理对栅格图像的空间格局进行度量、识别和分割的一种图像处理方法,能够更加精确的分辨出景观的类型

与结构[23,26]。不同于传统的分析景观连通性方法是将斑块或者廊道单独提取出来进行分析,形态学方法是从像元的层面上识别出研究区内重要的生境斑块和廊道等对景观连通性起重要作用的区域[27]。该方法强调结构性连接,仅依赖于土地利用数据,将其重新分类后提取林地、湿地等自然生态要素作为前景(Foreground),其他用地类型作为背景(Background),然后采用一系列的图像处理方法将前景按形态分为互不重叠的七类(即核心区 Core,桥接区 Bridge,环道区 Loop,支线 Branch,边缘区 Edge,孔隙 Perforation 和岛状斑块 Islet),进而可以辨识出对维持连通性具有重要意义的景观类型,例如作为核心栖息地的核心区(Core)和结构性廊道的桥接区(Bridge),增加了生态源地和生态廊道选取的科学性[15,24,28-30]。

本文以高度景观破碎化的四川省巴中西部新城为研究区,采用形态学空间格局分析(MSPA)方法,辨识并提取出对研究区生态廊道构建具有重要生态意义的核心区和桥接区两类景观要素,然后选用整体连通性(Integral Index of Connectivity, IIC)、可能连通性(Probability of Connectivity, PC)和斑块重要性(Percentage of Importance of Each Individual Element,dI)等景观指数,分别对核心区和桥接区进行景观连接度评价,并按照对维持景观连通的重要性程度将其进行类型划分,最后采用最小路径方法构建了研究区潜在的生态网络,并基于重力模型对重要生态廊道进行了识别与提取,在此基础上有针对性地提出了生态网络优化的对策。研究结果将对景观破碎化地区生态网络的科学构建提供依据和参考。本文试图回答:(1)如何科学确定高度景观破碎化地区生态网络的源地与结构性连接廊道?(2)如何定量评价核心区与结构性廊道的相对重要性程度?(3)如何更好地利用现有的生物栖息地和结构性廊道构建生态网络?

1　研究区概况

巴中西部新城是巴中市确定的重要城市功能拓展区,位于巴中市中心城区西侧(图 1a),总面积约 18.33 km^2;属亚热带湿润季风气候区,四季分明,雨量充沛,多年平均气温 16.7 ℃,多年平均降雨量 1108.3 mm;地形以丘陵为主,地形起伏较大,地貌多变且破碎,多孤立山丘,少完整山脉,山体多为典型的桌状山和单斜山,窄谷、深沟比较发育;生态环境质量优良,林地资源丰富,森林覆盖率 42%,主要分布在坡度较高的斜坡地带和深沟区域,分布多随山体呈带状分布(图 1b)。

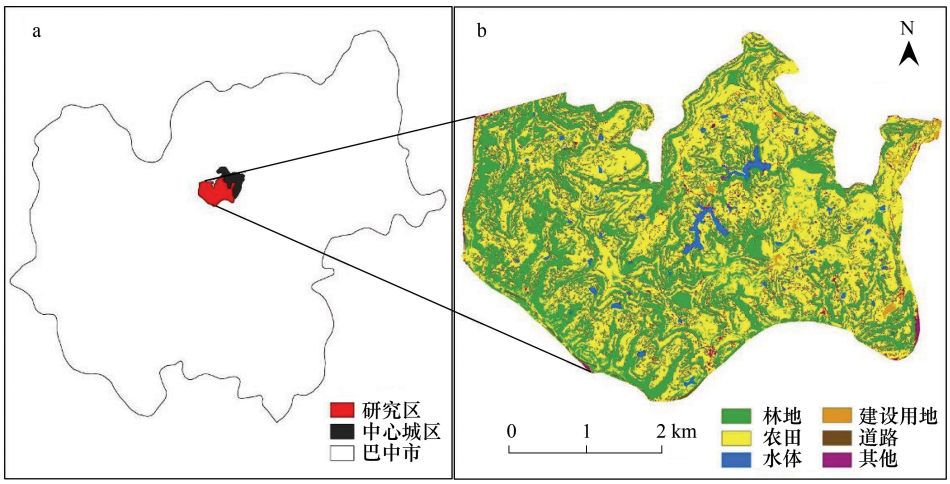


图 1　研究区位置(a)与土地利用现状图(b)

Fig.1　Location of the study area (a),and land use (b)

2　数据与研究方法

2.1　数据来源与预处理

本研究采用的主要数据有:1)2011 年 CAD 地形图;2)2011 年巴中市航片,以及从其他相关部门收集的专

题数据等。

首先,将 CAD 地形图数据转换为 GIS 中的 shapefile 数据文件,将投影坐标系统定义为西安 80 地理坐标系,UTM 投影,并提取出其中的建设用地、道路和水体等矢量数据;然后,基于 GIS 软件平台,使用转换后的地形图文件对航片数据进行配准;最后,按照研究区边界对配准后的影像进行裁剪,并基于易康(eCognition)软件,采用面向对象方法,对航片数据进行解译,并使用高分辨率航片和大比例尺地形图数据与解译结果反复比对,以及进行野外实地调研,不断地对解译结果进行修改和校正,最终获得栅格大小为 5 m×5 m 的土地利用现状图(图 1b)。研究区土地利用现状图解译精度较高,满足研究区景观分析精度要求。

2.2 研究方法

2.2.1 基于 MSPA 方法的林地景观格局分析

首先,基于研究区的土地利用图,提取出林地景观类型作为 MSPA 分析的前景,其他景观类型作为背景。由于研究区总面积较小,林地景观较为破碎,较大的研究尺度会导致许多景观细节的消失,因此经过多次试验,使用栅格大小为 5 m×5 m 的研究尺度能够较好的保留研究区重要的景观要素,满足研究数据精度要求。将数据转换为 TIFF 格式二值栅格文件;然后,基于 Guidos 分析软件,采用八邻域分析方法,对数据进行 MSPA 分析,得到互不重叠的七类景观(图 2,表 1),并对分析结果进行统计(表 2);最后,提取出对维持连通性具有重要意义的景观类型核心区和桥接区作为后面连通性分析的景观要素。

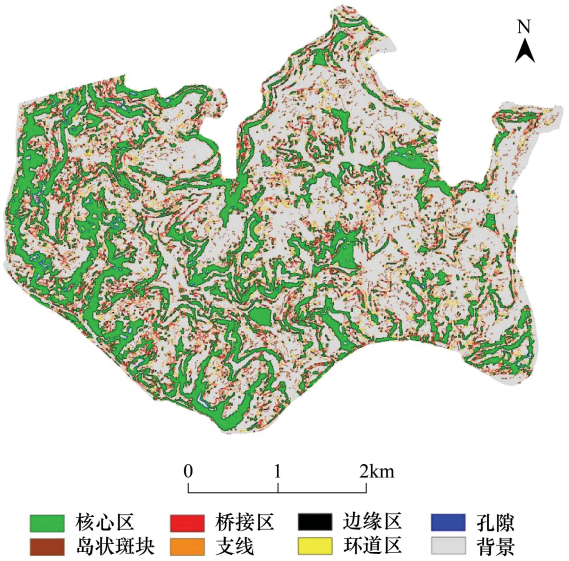


图 2 基于 MSPA 的景观类型图

Fig.2 The landscape type map based on MSPA

2.2.2 核心区与桥接区的景观连接度评价

景观连接度水平能够定量表征某一景观是否有利于源地斑块内的物种迁移[31]。维持良好的连通性有利于生态系统的稳定和生物多样性的保护[32]。目前,常用的景观连接度指数有整体连通性(IIC,公式 1)、可能连通性(PC,公式 2)和斑块重要性(dI,公式 3)等[33-35]。基于图论的整体连通性指数和可能连通性指数能够反应景观的连通性和景观中各个斑块对景观连通性的重要值,已经成为衡量景观格局与功能的重要指标[33-34]。

表 1 MSPA 的景观类型及其含义

Table 1 Definition of landscape type based on MSPA

景观类型 Landscape type	生态学含义 Ecological meaning
核心区 Core	前景像元中较大的生境斑块,可以为物种提供较大的栖息地,对生物多样性的保护具有重要意义,是生态网络中的生态源地
岛状斑块 Islet	彼此不相连的孤立、破碎的小斑块,斑块之间的连接度比较低,内部物质、能量交流和传递的可能性比较小
孔隙 Perforation	核心区和非绿色景观斑块之间的过渡区域,即内部斑块边缘(边缘效应)
边缘区 Edge	是核心区和主要非绿色景观区域之间的过渡区域
桥接区 Bridge	连通核心区的狭长区域,代表生态网络中斑块连接的廊道,对生物迁移和景观连接具有重要的意义
环道区 Loop	连接同一核心区的廊道,是同一核心区内物种迁移的捷径
支线 Branch	只有一端与边缘区、桥接区、环道区或者孔隙相连的区域

本文利用 Conefor 软件,选用整体连通性、可能连通性和斑块重要性三个景观指数,将斑块连通距离阈值设置为 500 m,连通的概率设为 0.5,分别对核心区和桥接区进行景观连接度评价,并将核心区 dPC 值大于 4

的十个斑块作为源地(表 3,图 3),将剩余的核心区分为极重要核心区(1<dPC<4),重要核心区(0.1<dPC<1),一般核心区(dPC<0.1),将桥接区分为极重要桥接区(dPC>0.8),重要桥接区(0.2<dPC<0.8),一般桥接区(dPC<0.2)(图 3)。

表 2　景观类型分类统计表

Table 2　Characteristics of each landscape type

景观类型 Landscape type	面积/hm² Area	占林地总面积的百分比/% % In forest area	景观类型 Landscapes	面积/hm² Area	占林地总面积的百分比/% % In forest area
核心区 Core	346.06	45.08%	孔隙 Perforation	6.68	0.87%
桥接区 Bridge	75.08	9.78%	环道区 Loop	23.87	3.11%
岛状斑块 Islet	39.46	5.14%	支线 Branch	89.66	11.68%
边缘区 Edge	186.85	24.34%	总计 Total	767.66	100%

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{a_i \cdot a_j}{1+nl_{ij}}}{A_L^{\ 2}} \quad (1)$$

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

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

其中:n 表示景观中斑块总数,a_i 和 a_j 分别表示斑块 i 和斑块 j 的面积,nl_{ij} 表示斑块 i 和斑块 j 之间的连接,A_L 是景观的总面积,p_{ij}^{*} 是物种在斑块 i 和 j 直接扩散的最大可能性。I 为某一景观的连接度指数值,本文指整体连通性指数(IIC)和可能连通性指数(PC);I_{remove} 为将斑块 i 从该景观中剔除后,景观的连接度指数值。

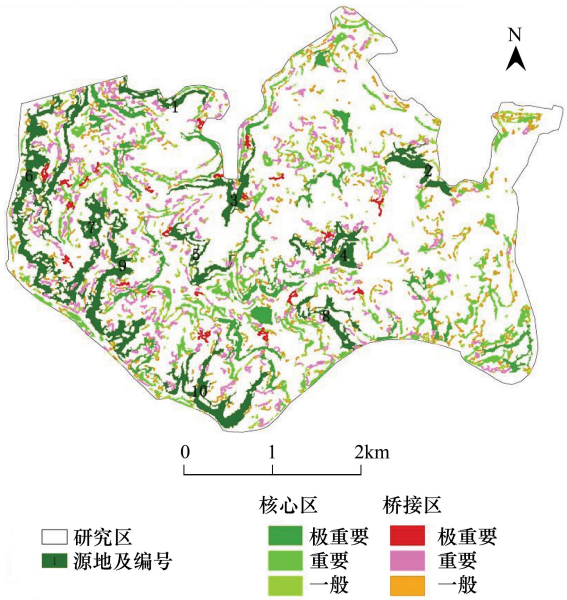


图 3　源地、核心区和桥接区分类图

Fig.3　Classification map of source, core, bridge

表 3　核心区(源地)景观连通性指数重要值排序结果

Table 3　Evaluation of landscape connectivity index of the core area (sources)

排序 Rank	编号 Number	dIIC	dPC	排序 Rank	编号 Number	dIIC	dPC
1	6	25.875	27.387	6	8	5.241	7.830
2	9	15.787	17.728	7	4	7.605	7.823
3	7	12.794	16.696	8	5	7.061	6.783
4	10	13.150	14.692	9	2	4.885	5.096
5	3	8.100	9.012	10	1	3.979	5.087

2.2.3　基于最小路径的生态网络构建

最小路径方法可以确定源和目标之间的最小消耗路径,是生物物种迁移与扩散的最佳路径,可以有效避免外界的各种干扰[11,36]。首先,结合 MSPA 和景观连接度评价结果,将核心区和桥接区等生态网络中的结构性要素作为研究区的核心景观,并根据不同景观对物种迁移的阻力大小,分别赋以不同的阻力值(表 4),构建研究区的消费面模型。景观阻力是指物种在不同景观单元之间进行迁移的难易程度,斑块生境适宜性越

高,物种迁移的景观阻力就越小[1]。然后,基于 GIS 软件平台,在 ArcGIS9.3 的 Spatial Analyst 工具条下,使用 Distance 中的 Cost Weighted 工具,利用构建的消费面和生态源地生成每个源地斑块的累积成本面,再利用 Distance 中的 Shortest Path 工具,生成由源斑块到目标斑块的最小路径,由此生成了由 45 条潜在廊道组成的生态网络(图 4),对其景观组成进行了分析(表 5),并基于重力模型[11],构建了 10 个源地之间的相互作用矩阵(表 6),定量评价生境斑块之间的相互作用强度,从而科学判定潜在生态廊道的相对重要性。根据矩阵结果和结合研究区实际,将相互作用强度大于 100 的廊道提取出来作为重要廊道,其他的作为一般廊道,得到研究区的生态网络图(图 4)。

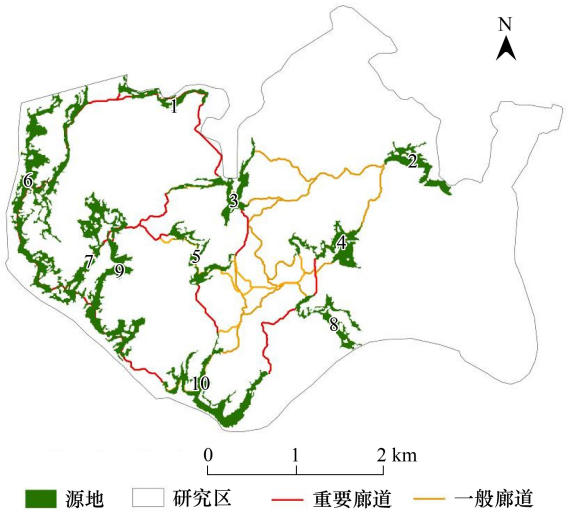


图 4 研究区潜在生态廊道图

Fig.4 Potential ecological corridor map

表 4 不同景观类型的阻力值

Table 4 Impedance values of each landscape type

景观类别 Landscape type	亚类 Subclass	景观阻力 Landscape impedance
源地 Source		1—5
核心区 Core	极重要	5
	重要	10
	一般	15
桥接 Bridge	极重要	10
	重要	15
	一般	20
林地 Forest	>20 hm^2	10
	10—20 hm^2	20
	<10 hm^2	30
农田 Farm land		50
水塘 Pond		100
水库 Reservoir		500
建设用地 Construction area		1000
道路 Roads		800
其他 Other		600

表 5 潜在廊道的景观组成

Table 5 Structure analysis of the potential ecological network

土地利用类型 Land use type	总面积/hm^2 Total area	在廊道中的面积/hm^2 Area in ecological network as corridors	占生态网络总面积的比例/% % In the ecological network as corridors
核心区 Core	346.06	17.38	58.70%
桥接区 Bridge	75.08	1.54	5.20%
林地 Forest	346.52	7.47	25.23%
农田 Farm land	839.13	2.25	7.60%
水体 Water	30.93	0.06	0.20%
建设用地 Construction area	22.84	0.05	0.17%
道路 Roads	12.79	0.05	0.17%
其他 Other	159.83	0.81	2.74%
总计 Total	1833.18	29.61	100.00%

表 6 基于重力模型计算的斑块间的相互作用矩阵

Table 6 Node interaction (G) based on the gravity model

斑块编号 Number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	10	160	17	31	2417	191	13	227	59
2		0	27	71	14	37	9	19	14	21
3			0	53	191	233	83	38	108	62

续表

斑块编号 Number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
4				0	79	95	25	147	41	90
5					0	327	143	56	202	140
6						0	13620	85	12879	800
7							0	23	25929	270
8								0	43	111
9									0	882
10										0

3　结果分析

3.1　基于 MSPA 方法的林地景观格局分析

由表 2、图 2 可见,研究区核心区面积约为 346.06 hm^2,占林地总面积的 45.08%,主要分布在研究区西部,成条带状分布,空间上连通性较好,研究区东部核心区斑块相对较少,且分布较为分散,连通性较差。桥接区面积约为 75.08 hm^2,作为景观中的结构性廊道,占林地总面积的 9.78%,对物种的迁移与扩散具有重要的生态学意义。由于研究区内的林地景观较为破碎,并且桥接区连接着两个不同的核心区斑块,因此在图 2 中桥接区的分布较为破碎。边缘区是林地斑块的外部边缘,孔隙是斑块的内部边缘,都为产生边缘效应的区域,分别占林地面积的 24.34%和 0.87%,在将其作为生态网络的组成要素时,需要考虑边缘效应影响的范围。支线是廊道连接的中断,具有一定的连通作用,占植被总面积的 11.68%,岛状斑块是孤立的林地斑块,可以作为生物的踏脚石,所占面积较小,呈碎块状散布在研究区中。环道区是斑块内部动物移动的捷径,有利于物种在相同斑块内部的迁移,占林地总面积的 3.11%。

3.2　研究区景观连通性分析

由图 3 和表 3 可看出,连通性较大的核心区和桥接区斑块大多分布在研究区的西部,并且桥接区较为密集的分布在核心区周围,表明此区域内部的景观连通性较好,有利于物种在斑块间的迁移活动。根据景观连通性选择出的作为源地的 10 个核心区斑块,斑块面积较大且高度破碎化,呈条带状分布在研究区西部,表明这些核心区斑块在景观中既起到了源地为物种提供栖息地等生态源地的作用,又起到了廊道的连通作用,促进了景观的连通。研究区东部核心区斑块数量较少,面积较小,空间上较为分散,景观连通性较差。极重要和重要的桥接区大多分布在连通性较好的核心区附近,主要分布在研究区的西部,这些桥接区作为景观中的结构性廊道连接了不同的生境斑块,增加了景观的连通性。

3.3　生态网络结果分析

由表 5 可见,潜在廊道的总面积约为 29.61 hm^2,占研究区总面积的 1.6%,核心区在廊道中的面积约为 17.38 hm^2,占生态网络总面积的 58.7%,表明核心区在作为物种生存源地的同时,也是生物的迁移廊道;桥接区在生态网络中占 5.2%,约为 1.54 hm^2,表明桥接区在生态网络中起着重要的连接作用。除核心区和桥接区以外的林地部分,占生态网络的 25.23%,在网络中占较大比重;网络中农田的面积约为 2.25 hm^2,水体、建设用地和道路在网络总所占的面积不大,水体约占 0.2%,道路和建设用地约为 0.17%,其他的土地利用类型在网络中约占 2.74%。面积较大的水体对物种的迁移起着阻碍的作用,但是水体作为生物的水源地,可以与附近的林地成为迁移途中的暂息地。道路和建设用地在物种迁移的过程中起着较大的阻碍作用,因此,在网络规划中,应尽量避免廊道穿越道路和建设用地。

斑块间的相互作用强度表明了斑块连接的重要性和斑块间廊道的重要程度。由表 6 可见,斑块 7 和斑块 9 之间的相互作用最强,表明斑块间的景观阻力较小,生境质量较好,斑块之间的联系紧密,物种迁移的可能性较大,因此,连接斑块 7 和斑块 9 的廊道对于维持两个斑块连通十分重要,对物种迁移和种群扩散具有重要的意义,在景观规划中,要严格控制和保护,务必保持斑块的连通。斑块 2 和斑块 7 的相互作用强度最小,表

明斑块之间的景观阻力较大,阻碍了物种的迁移,因此,在未来的生态系统规划中应增加斑块间廊道的连接,提高廊道的生境适宜性。由图 4 可见,研究区中部和西部的连通性较好,生态廊道较为密集,有利于物种在研究区中部和西部斑块之间的迁移。然而,从构建的生态网络总体看来,研究区东部和北部连接的廊道较少,生态网络不够完善。因此将使用重力模型选择出的重要廊道提取出来,作为研究区生态网络的重要部分,通过在研究区东部规划设计新的生态源地和生态廊道来不断完善生态网络。

4 网络优化对策和建议

4.1 增加核心斑块与网络连接

生态网络中东部和北部网络的连通性较差,缺乏必要的生态网络连接,因此,在网络规划中,在维护该区域内原有的林地斑块的基础上,综合考虑这些区域中核心区斑块的空间分布,将其中连通性较大的 5 个斑块作为研究区的重要斑块,通过生态建设提升其生境质量,使其成为规划区东部和北部的生态源地;并进而根据斑块间的阻力值以及核心区和桥接区的空间分布,建议规划新增 12 条生态廊道连接(图 5)。

4.2 改善网络连接的有效性

在研究区内,虽然某些斑块间存在潜在的生态廊道,然而这些斑块间廊道经过的地区生境质量较差,景观阻力较大,降低了斑块之间连接的有效性。因此,需要通过生态建设来增强这些斑块廊道连接的有效性。因而,本文从一般廊道中按照其相互作用力的大小和空间位置,选取了 4 条廊道加以重点改造和生态建设(图 5)。采用网络分析法中的网络闭合度(α 指数)、线点率(β 指数)、网络连接度(γ 指数)[10] 来分别计算规划前后生态网络的完善程度。统计结果表明, α 指数、β 指数、γ 指数分别由规划前的 0.2、1.2、0.5,增为规划后的 0.48、1.73、0.67,表明规划的生态网络比规划前的更趋完善,规划的生态网络明显提高了研究区内生态斑块的连接水平,增加了网络连接的有效性。

4.3 加强踏脚石的建设

对于某些迁移距离较远的物种来说,踏脚石的建设尤为重要,增加踏脚石的数量和降低踏脚石斑块间的距离将有利于提高物种在迁移过程中的成功率和存活率。本研究中,根据廊道上绿地斑块的空间分布、重要廊道的交汇点,并结合连通性较大的核心区和桥接区,规划确定了 14 个踏脚石斑块(图 5)。

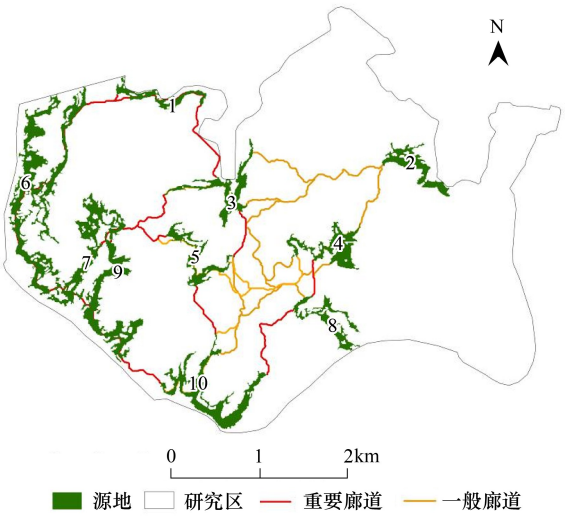


图 5 生态网络规划图

Fig.5 The ecological network planning map

5 结论与讨论

生态网络的构建可以提高景观破碎化严重地区的连通性,对生物多样性的保护具有重要的意义。本研究使用 MSPA 方法分析研究区内的林地景观,识别出对维持景观连通性具有重要意义的核心区和桥接区,并基于 IIC 和 PC 两个景观指数,分析了桥接区和核心区每个斑块对维持景观连通的重要性,从而确定了生态网络的源地和结构性廊道,以及核心区和结构性廊道的相对重要性程度;最后,根据不同景观斑块对景观连通的重要程度以及物种迁移的难易程度分别赋予不同的阻力值,生成消费面,进而利用最小路径方法构建了生态网络。本研究在确定生态源地这一生态网络的基本组成要素时,没有按照以往的直接将自然保护区或森林公园作为生态源地等方式,而是将确定生态源地的过程分为了两个重要步骤:首先利用 MSPA 方法分析得到研究区内具有生态源地作用的核心区斑块,将其从一般的林地景观中遴选出来;然后重点考虑生态源地在整个生态网络中的连通作用,计算核心区斑块对维持景观连通的重要程度,将景观连通性的大小作为筛选源地斑块的主

要依据,以此确定了研究区内的生态源地。通过这种方法确定生态源地,避免了以往生态源地确定方法的主观性,较为科学的考察了源地斑块在景观中的连通作用,具有重要的研究意义。本文将景观要素的连通性作为生态网络构建的基础和重要依据,并利用最小路径法构建生态网络,实现了 MSPA、景观连通性分析、最小路径分析的有机统一,是一种生态网络规划研究的新思路。研究结果对高度破碎化地区生态网络的构建具有重要的指导意义和实践价值,同时可为其他地区生态网络的构建提供参考与借鉴。

MSPA 对景观的研究尺度十分敏感,增大影像栅格的大小会导致景观中一些小的要素的消失或者转换到 MSPA 中非核心区的类别中[29],不同的研究尺度可能会导致 MSPA 的分析结果不同,因此,对尺度的敏感性研究是 MSPA 研究的一项重要内容。由于研究区景观高度破碎化,考虑到较大的研究尺度会导致一些较小的但在维持景观连通具有重要作用的景观要素的消失,因此采用了 5 m×5 m 的研究尺度,对 MSPA 的尺度问题还应做进一步的研究和探讨。

在对景观进行 MSPA 分析时,边缘宽度的设定代表斑块产生边缘效应的范围大小,边缘宽度的大小对 MSPA 分析结果影响较大[37]。边缘效应是生态学中的重要概念,对生态过程与物种保护、生境保护具有重要意义[38]。在自然保护区功能设计时,边缘效应是必须考虑的一项内容[39]。本研究中,将边缘宽度按照默认值 1 设定,由于输入的影像的栅格大小为 5 m×5 m,因此边缘效应为 5 m。然而边缘效应具有针对性和复杂性,不同景观地区、斑块形状 、不同研究对象,边缘效应的宽度不同,因此本研究设定的边缘效应的宽度不适应某些特定的种群,在边缘效应影响范围的设定时需要考虑需要保护的对象和研究区景观的形状、适宜性等因素。

生态网络的关键是景观阻力值的设定,然而目前国内外关于生态网络的相关研究对景观阻力值的设定还没形成公认的标准,而本文将 MSPA 分析得到的核心区和桥接区根据其景观连通性融入消费面的方法具有一定的科学性。由于研究区详细生物资料的缺少,本文构建的生态网络没有针对某个物种,没有根据物种的生活特性进行有针对性的景观阻力赋值。本文试图构建的生态网络目的在于提高生境斑块的连接性与景观格局的稳定性,完善生态功能,改善生态环境质量,并避免新城建设过程中的破坏性开发,实现精明保护与精明增长的有机统一。

另外,在使用 IIC 和 PC 计算景观连通性时,需要设定连通距离阈值,当斑块间的距离大于该阈值时,认为斑块是不连通的。因此,连通距离对斑块的重要性 dI 值具有重要的影响[35,40-41]。连通距离阈值的设定时需要考虑物种的扩散距离,而不同物种的扩散距离往往不同。本文使用的阈值距离为 500 m,连通概率为 0.5,没有根据研究区的物种的实际情况进行设定,这方面的内容在以后的研究中还有待于进一步的研究和深入探讨。

参考文献(References):

[1] 尹海伟, 孔繁花, 祈毅, 王红扬, 周艳妮, 秦正茂. 湖南省城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2011, 31(10): 2863-2874.

[2] 仇江啸, 王效科, 逯非, 欧阳志云, 郑华. 城市景观破碎化格局与城市化及社会经济发展水平的关系——以北京城区为例. 生态学报, 2012, 32(9): 2659-2669.

[3] 丁立仲, 徐高福, 卢剑波, 章德三, 方炳富. 景观破碎化及其对生物多样性的影响. 江苏林业科技, 2005, 32(4): 45-49, 57-57.

[4] 王亚明, 薛亚东, 夏友福. 滇西北滇金丝猴栖息地景观格局分析及其破碎化评价. 林业调查规划, 2011, 36(2): 34-37.

[5] 吴昌广, 周志翔, 王鹏程, 肖文发, 滕明君. 景观连接度的概念、度量及其应用. 生态学报, 2010, 30(7): 1903-1910.

[6] Cook E A. Urban landscape networks: an ecological planning framework. Landscape Research, 1991, 16(3): 7-15.

[7] Paetkau D, Waits L P, Clarkson P L, Craighead L, Vyse E, Ward R, Strobeck C. Variation in genetic diversity across the range of North American brown bears. Conservation Biology, 1998, 12(2): 418-429.

[8] Verboom J, Pouwels R. Ecological functioning of ecological networks: a species perspective[M]. Ecological networks and greenways: concept, design, implementation. Cambridge: Cambridge University Press, 2004: 4-72.

[9] Hargrove W W, Hoffman F M, Efroymson R A. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. Landscape Ecology, 2005, 20(4): 361-373.

[10] 王海珍, 张利权. 基于 GIS、景观格局和网络分析法的厦门本岛生态网络规划. 植物生态学报, 2005, 29(1): 144-152.
[11] 孔繁花, 尹海伟. 济南城市绿地生态网络构建. 生态学报, 2008, 28(4): 1711-1719.
[12] 林丽清. 武汉市城市森林生态网络多目标规划研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2011.
[13] Weber T, Sloan A, Wolf J. Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a comprehensive approach to land conservation. Landscape and Urban Planning, 2006, 77(1/2): 94-110.
[14] Kong F H, Yin H W, Nakagoshi N, Zong Y G. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(1/2): 16-27.
[15] Urban D, Keitt T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. Ecology, 2001, 82(5): 1205-1218.
[16] Zhang L, Wang H Z. Planning an ecological network of Xiamen Island (China) using landscape metrics and network analysis. Landscape and Urban Planning, 2006, 78(4): 449-456.
[17] Zetterberg A, Mörtberg U M, Balfors B. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(4): 181-191.
[18] 吴健生, 张理卿, 彭建, 冯喆, 刘洪萌, 赫胜彬. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.
[19] 李晖, 易娜, 姚文璟, 王思琪, 李志英, 杨树华. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936.
[20] 孙贤斌, 刘红玉. 基于生态功能评价的湿地景观格局优化及其效应——以江苏盐城海滨湿地为例. 生态学报, 2010, 30(5): 1157-1166.
[21] 王思易, 欧名豪. 基于景观安全格局的建设用地管制分区. 生态学报, 2013, 33(14): 4425-4435.
[22] Vogt P, Ferrari J R, Lookingbill T R, Gardner R H, Riitters K H, Ostapowicz K. Mapping functional connectivity. Ecological Indicators, 2009, 9(1): 64-71.
[23] Soille P, Vogt P. Morphological segmentation of binary patterns. Recognition Letters, 2009, 30(4): 456-459.
[24] 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.
[25] Saura S, Vogt P, Velázquez J, Hernando A, Tejera R. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. Forest Ecology and Management, 2011, 262(2): 150-160.
[26] 邱瑶, 常青, 王静. 基于 MSPA 的城市绿色基础设施网络规划——以深圳市为例. 中国园林, 2013, 29(5): 104-108.
[27] 曹翊坤. 深圳市绿色景观连通性时空动态研究 [D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2012.
[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] Ostapowicz K, Vogt P, Riitters K H, Kozak J, Estreguil C. Impact of scale on morphological spatial pattern of forest. Landscape Ecology, 2008, 23(9): 1107-1117.
[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] Taylor P D, Fahrig L, Henein K, Merriam G. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos, 1993, 68(3): 571-573.
[32] Clergeau P, Burel F. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. Landscape Urban Planning, 1997, 38(1/2): 37-43.
[33] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology, 2006, 21(7): 959-967.
[34] 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 Urban Planning, 2007, 83(2): 91-103.
[35] 刘常富, 周彬, 何兴元, 陈玮. 沈阳城市森林景观连接度距离阈值选择. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2508-2516.
[36] Walker R, Craighead L. Analyzing wildlife movement corridors in Montana using GIS. Environmental Sciences Research Institute. Proceedings of the 1997 International ArcInfo Users' Conference, December 10, 2002
[37] 裴丹. 绿色基础设施构建方法研究述评. 城市规划, 2012, 36(5): 84-90.
[38] 周婷, 彭少麟. 边缘效应的空间尺度与测度. 生态学报, 2008, 28(7): 3322-3333.
[39] 陈利顶, 徐建英, 傅伯杰, 吕一河. 斑块边缘效应的定量评价及其生态学意义. 生态学报, 2004, 24(9): 1827-1832.
[40] 熊春妮, 魏虹, 兰明娟. 重庆市都市区绿地景观的连通性. 生态学报, 2008, 28(5): 2237-2244.
[41] 侍昊, 鲜明睿, 徐雁南, 薛建辉, 刘海娟. 城市潜在绿色廊道构建方法——以常州市为例. 林业科学, 2013, 49(5): 92-100.