

DOI: 10.5846/stxb202004030793

张晓琳, 金晓斌, 韩博, 孙瑞, 梁鑫源, 李寒冰, 周寅康. 长江下游平原区生态网络识别与优化——以常州市金坛区为例. 生态学报, 2021, 41(9): 3449-3461.

Zhang X L, Jin X B, Han B, Sun R, Liang X Y, Li H B, Zhou Y K. Identification and optimization of ecological network in the plain area of the lower Yangtze River: A case study of Jintan District, Changzhou. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(9): 3449-3461.

## 长江下游平原区生态网络识别与优化 ——以常州市金坛区为例

张晓琳<sup>1,2</sup>, 金晓斌<sup>1,2,3,\*</sup>, 韩 博<sup>1,2</sup>, 孙 瑞<sup>1,2</sup>, 梁鑫源<sup>1,2</sup>, 李寒冰<sup>1,2</sup>, 周寅康<sup>1,2,3</sup>

1 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

2 自然资源部海岸带开发与保护重点实验室, 南京 210023

3 江苏省土地开发整理技术工程中心, 南京 210023

**摘要:**生态网络识别与优化是保障区域生态安全格局, 开展国土空间生态保护修复的重要研究手段。立足图论和景观生态学理论方法, 以长江下游平原区的金坛区为例, 利用遥感影像、土地利用数据、POI 数据等, 通过最小面积阈值、最佳距离阈值分析, 识别了区域现状生态网络, 开展了生态盲区指导下的生态网络优化, 并对优化前后的生态网络性能、区域生境斑块重要性进行评价, 取得以下研究结果: ①开展生态盲区指导下生态网络优化, 可显著提升区域景观连接度, 且在生态水网区域具有较强适用性; ②研究区存在生态景观断裂, 生态网络布局亟待优化, 经优化 Harary 指数增加了 10.92 倍, 整体连接度指数提升了 43.45%, 可能性连接度指数提升了 99.58%; ③国土空间生态保护修复应重点关注关键区域整治, 可采取重点斑块生态保护、关键节点生态修复、特殊区域生态建设等差异化生态网络修复策略。

**关键词:**生态网络; 布局优化; 生态盲区; 区域生态安全; 金坛区

## Identification and optimization of ecological network in the plain area of the lower Yangtze River: A case study of Jintan District, Changzhou

ZHANG Xiaolin<sup>1,2</sup>, JIN Xiaobin<sup>1,2,3,\*</sup>, HAN Bo<sup>1,2</sup>, SUN Rui<sup>1,2</sup>, LIANG Xinyuan<sup>1,2</sup>, LI Hanbing<sup>1,2</sup>, ZHOU Yinkang<sup>1,2,3</sup>

1 College of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China

2 Key Laboratory of Coastal Zone Exploitation and Protection, Ministry of Natural Resources, Nanjing 210023, China

3 Jiangsu provincial land development and consolidation technology and Engineering Center, Nanjing 210023, China

**Abstract:** Identification and optimization of ecological networks is an important research method to ensure the regional ecological security pattern and carry out the ecological protection and restoration of national land space. Based on theories of graph and landscape ecology, this paper took Jintan District in the lower reaches of the Yangtze River as an example, and used the remote sensing images, land use data, POI data, etc. Through the minimum area threshold and the optimal distance threshold analysis, the current ecological network of the region was identified, the ecological network under the guidance of the ecological blind zone was carried out, and the ecological network performance before and after optimization the importance of regional habitat patches was evaluated. This paper obtained the following results: ① under the guidance of the ecological blind zone, ecological network optimization can significantly improve the connectivity of regional landscape and has strong applicability in ecological water network areas. ② There are ecological landscape fractures in some areas of

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2015BAD06B02); 自然资源部海岸带开发与保护重点实验室开放基金项目(2019CZEPK02)

收稿日期: 2020-04-03; 网络出版日期: 2021-03-10

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jinxb@nju.edu.cn

research area, and the ecological network layout needs to be optimized. The optimized Harary index increased by 10.92 times. The overall connectivity index increased by 43.45%, and the possibility connectivity index increased by 99.58%. ③ National land space ecological protection and restoration should focus on key areas, and adopt the strategies of important patches ecological protection, key nodes ecological restoration, and special regions ecological construction for ecological network restoration.

**Key Words:** ecological network; layout optimization; ecological blind zone; regional ecological security; Jintan District

国土空间生态保护修复作为恢复受损生态系统原有结构和功能的重要实施路径,已逐渐成为区域生态安全研究热点<sup>[1]</sup>。20世纪90年代以来,国内开展一系列大型生态保护修复工程,如天然林保护工程、退耕还林还草工程等。由于前期对生态保护修复的系统性、协调性考虑不足,导致生态保护修复虽然在局部空间得到明显改善,但总体效果仍差强人意<sup>[2-3]</sup>。十九大报告提出“统一行使所有国土空间用途管制和生态保护修复职责,统筹山水林田湖草系统治理”的国家战略。系统推进国土空间生态保护修复,对促进人与自然和谐共生具有重要的理论和实践意义。

基于“基质—斑块—廊道”的景观生态学理论,区域生态网络研究已成为国土空间生态保护修复的重要研究任务<sup>[4-6]</sup>。关于生态网络,相关研究主要集中在生态网络识别与优化方面:(1)在生态网络识别上,区别于国外学者多以具体目标物种为基础搭建生态安全格局,基于“识别源地—构建阻力面—提取廊道”研究范式,综合考虑了区域生态网络多要素耦合、多尺度连接特性,在国土空间生态保护修复、区域景观规划上更具有理论和实践意义<sup>[7-8]</sup>,并已成为识别区域生态网络的研究热点<sup>[9]</sup>。其中在生态源地识别上,研究多采用指标评价<sup>[10-12]</sup>或景观类型选择<sup>[13]</sup>的方法确定区域中具有重要生态功能的生境斑块,侧重生态源地功能属性的分析,而对生态源地面积大小并未过多涉及<sup>[14-16]</sup>。在生态廊道提取上,研究多通过构建阻力面,利用最小累积阻力模型提取潜在廊道,对最小阻力阈值和最佳距离阈值的设置未过多分析<sup>[17-18]</sup>。生态源地最小面积阈值的设定将直接影响生态源地数量<sup>[19]</sup>,适宜距离阈值将有利于识别景观中关键或连接脆弱的区域,对合理地识别生态网络起到重要作用<sup>[20-22]</sup>。(2)在生态网络优化上,近年来的研究方法正朝向群智能算法<sup>[23]</sup>、仿真模型<sup>[16]</sup>、编程运算<sup>[14-15]</sup>等复杂科学发展,对生物保护学背景和计算机编程技术要求较高,尚不能满足大范围区域规划的指导需求,同时缺乏一定操作性<sup>[24]</sup>。通过设立缓冲距离和增加生态节点的方法,大大减少了区域生态盲区,操作简便、可快速实现生态网络优化目的<sup>[25-26]</sup>,但存在缓冲距离设置主观性强、生态节点增加位置和范围缺乏定量分析等问题。近年来,通过图论方法分析景观连通性得到广泛应用<sup>[27-28]</sup>,借鉴图论分析方法识别最小面积阈值和最佳距离阈值,为开展生态盲区指导下生态网络识别与优化提供新的思路。

长江下游平原区拥有得天独厚的自然条件和地理环境,境内湖泊众多、水网密集、植被茂盛,整体生态环境质量较优<sup>[29]</sup>。与此同时该地区经济高度发达,快速地人口集聚和城市化扩张,导致该区域生态安全格局面临严重威胁<sup>[30]</sup>。基于长江下游平原区域特点,应用传统生态网络识别方法具有一定局限,主要体现在区域化参数设定依据不足,生态网络优化缺乏定量分析等方面。综上,本研究立足图论和景观生态学理论方法,以常州市金坛区为案例区,通过图论指数对比分析,量化区域化参数,识别区域现状生态网络,进一步开展生态盲区指导下生态网络优化,并对优化前后的生态网络、区域生境斑块进行评价,得到具体生态保护修复策略,以期丰富县域尺度生态网络识别与优化方法,为国土空间生态保护修复提供案例支撑。

## 1 研究区与研究方法

### 1.1 研究区概况与数据来源

#### 1.1.1 研究区概况

常州市金坛区位于江苏省南部,地处宁沪杭三角地带,属于长江下游平原区,东经 119°17'45"—119°44'59",

北纬 31°33'42"—31°53'22"之间。区域总面积为 975.73 km<sup>2</sup>,其中农用地 453.36 km<sup>2</sup>、建设用地 192.14 km<sup>2</sup>、水域 324.88 km<sup>2</sup>(图 1)。全区紧邻太湖,自然环境条件优越,境内地势平坦,河流众多,东南部的长荡湖是江苏省十大淡水湖之一。西部为南北走向的茅山低山丘陵,东部为长江三角洲西部的冲积湖积平原,南部为以长荡湖为中心的生态水网(图 1)。金坛区经济发达,先后被评为国家工业百强区、投资潜力百强区、科技创新百强区等。随着城市化快速发展,金坛区面临用地矛盾突出、景观连通性降低等现实问题。为“山、湖、城”资源统一筹划,金坛区提出建设“山水生态城市、精致休闲城市”的总体目标,其中东部以产业兴旺为目标,提升农业发展质量,西部以生态宜居为重点,推进乡村绿色发展,重点保护茅山生态多样性和完整性。

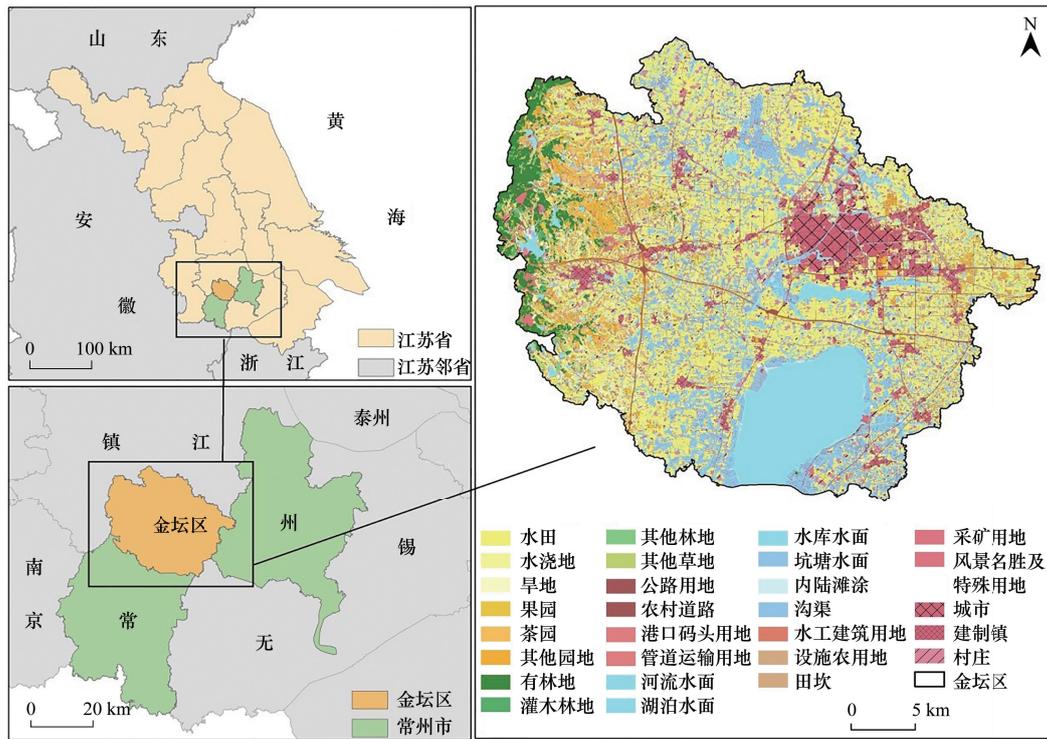


图 1 研究区位置示意图

Fig.1 Location of the study area

### 1.1.2 数据来源与处理

本文采用土地利用数据、遥感影像数据、POI 数据等建立数据库(表 1),所有数据均统一行政区边界与坐标投影(2018 年,高斯-克吕格投影,1980 年西安坐标系)。

表 1 数据来源及说明

Table 1 Data sources and description

数据类型 Data type	数据产品 Data product	数据来源 Data source	空间分辨率 Spatial resolution
土地利用数据 Land use data	土地利用变更调查数据(2018 年) 第二次土地调查数据(2011 年)	金坛区土地变更调查成果数据库	1:1 万
遥感影像数据 Remote sensing image data	Landsat 8 OLI_TRIS (2018 年)	地理空间数据云	30 m
基础设施数据 Infrastructure data	兴趣点数据(2015 年)	高德地图 API	—
数字高程模型 Digital elevation model	ASTER GDEM V2 版	地理空间数据云	30 m

基础数据处理包括以下方面:(1)以 2011、2018 年的土地利用数据为基础,划分为林地、草地、水域、园地、耕地、建设用地和其他用地等景观类型数据。从景观类型数据提取并导出林地、草地、水域纳入生境斑块,作为生态源地备选图斑。(2)选取夏季少云的 Landsat 8 OLI 影像(2018 年),利用 ENVI5.1 软件对影像进行大气校正、几何校正、图像拼接等操作,提取相应波段得到 NDVI 数据。(3)将土地利用数据与 POI 点数据进行空间关联并转换成 30 m×30 m 的栅格,代表基础设施点密度数据。(4)从土地利用变更数据库提取铁路、公路、农村道路等道路图层,与基础设施点密度、DEM 数据、NDVI 数据,共同修正土地利用阻力值,最终得到景观阻力面。

## 1.2 研究方法步骤

本文研究方法和步骤主要包括生态网络识别、生态网络优化、生态网络评价等三方面内容。生态网络识别主要包括生态源地识别、最佳距离阈值判定等内容,通过最小面积阈值设定明确生态源地,进行最佳距离阈值分析确定潜在链接,最后将生态源地与潜在链接组合形成生态网络。生态网络优化主要包括生态节点优化、生态廊道优化,其中生态节点优化通过原始生态盲区分析,进一步明确生态修复斑块、生态保育斑块、生态培育斑块空间分布来实现;生态廊道优化主要通过增大阻力阈值方式优化生态廊道布局。生态网络评价包括了优化前后生态网络性能评价、生境斑块重要性评价等内容。

### 1.2.1 生态网络识别

#### (1)生态源地识别

对生境斑块进行最小面积阈值分析,进一步确定研究区生态源地。参考吴茂全等<sup>[19]</sup>的研究,通过分析斑块数量以及占区域总面积比例随最小面积阈值变化情况,确定生态源地最小面积阈值。

#### (2)最佳距离阈值确定

分析景观连接度随最佳距离阈值变化情况,确定最佳距离阈值。在景观连接度指数选取方面,采用斑块间链接数(Number of Links,  $NL$ )<sup>[22]</sup>、组分数(Number of Components,  $NC$ )<sup>[22]</sup>、等效连接面积指数(Equivalent Connectivity Area,  $ECA$ )<sup>[22]</sup>、景观巧合概率指数(Landscape Coincidence Probability,  $LCP$ )<sup>[22]</sup>等指数来表征,具体指数表示和含义见表 2。利用景观连接度分析软件 Conefor Sensinode 2.6 进行相应指数计算。由于不同目标物种的扩散范围不同,判定生境斑块是否连通应综合考虑各生物迁移扩散的能力。结合研究区情况,参考前人研究<sup>[32-34]</sup>,本文选取 30、50、100、200、400、600、800、1000、1500、2000、2500 m 共 11 个距离阈值。

#### (3)生态网络识别

依据识别的生态源地,结合最佳距离阈值,可判定研究区现状生态廊道分布。当生态源地间的距离小于最佳距离阈值时,认为生态廊道(潜在链接)存在,否则认为不存在<sup>[35]</sup>。依托潜在链接关系所形成的斑块组为景观组分,位于相同景观组分的斑块之间存在链接,位于不同景观组分的斑块间存在断裂。基于此,采用 Graphab 2.4 软件<sup>[36]</sup>进行生态网络绘制。

### 1.2.2 生态节点优化

开展生态节点优化旨在消除生态盲区、减少资源浪费。研究表明<sup>[14-15,23]</sup>,生态盲区是指因受距离过长、阻力较大影响,物种在迁移过程中无法达到地方,以图论方法抽象为研究区范围内未被生态节点影响范围所覆盖的区域。本研究生态节点影响范围是指生态源地向外进行最佳距离阈值缓冲区分析的整个区域。将生态源地进行最佳距离阈值的缓冲区分析,与整个区域进行裁剪得到原始生态盲区(现状生态盲区)。

为减少资源浪费,优先考虑原始生态盲区内有生态基础、面积较大的生境斑块作为生态节点,即生态修复斑块、生态保育斑块。生态修复斑块是指研究期间斑块面积减少,且减少到生态源地的最小面积阈值之下的生境斑块,后期通过人为修复措施,使其恢复至原先斑块规模。生态保育斑块是指生态修复斑块选取后的生态盲区内面积较大生境斑块,通过生态保护加培育措施,扩大斑块规模至最小面积阈值,可进一步减少生态盲区。为针对性消除剩余生态盲区,需要增添一部分生态节点,即生态培育斑块。借助 Graphab 2.4 软件生成点的功能,按最小面积阈值大小生成节点。经生态修复/保育/培育后,原始生态盲区的面积基本消除。

表 2 景观连接度指数表征与解释表

Table 2 The characterization and interpretation of landscape connectivity indices

指数类型 Index type	指数 Index	公式 Formula	解释 Interpretation
整体指数 Overall indices	景观连接数(NL) <sup>[22]</sup>	—	指景观中生境斑块节点间链接关系。景观连接性越好,其链接总数越多。
	景观组分数(NC) <sup>[22]</sup>	—	研究区内景观组分数,景观内各斑块联系越紧密,景观组分数就越少。
景观巧合概率指数 Landscape coincidence probability index	景观巧合概率指数(LCP) <sup>[22]</sup>	—	景观内两个随机节点位于同一栖息地的概率,反映景观的连贯程度。
二进制连接度指数 Binary indices	Harary 指数(H) <sup>[27]</sup>	$H = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, i \neq j}^n \frac{1}{n l_{ij}}$	$n$ :研究区域内斑块个数; $n l_{ij}$ :斑块 <i>i</i> 和斑块 <i>j</i> 存在的最小连接数,斑块间 <i>n l<sub>ij</sub></i> 无穷大时,斑块间链接不存在; $p_{ij}$ :斑块 <i>i</i> 与斑块 <i>j</i> 间直接存在连接的概率; $p_{ij}^*$ :斑块 <i>i</i> 和斑块 <i>j</i> 之间各个扩散途径最大概率; $a_i \times a_j$ :斑块 <i>i</i> 斑块 <i>j</i> 属性值相乘,一般为斑块面积; $A_L$ :研究区域总属性值,一般为研究区域总面积; $H$ 、 $IIC$ 、 $AWF$ 、 $PC$ 的值越大,研究区域连接度越高
	整体连接度指数(IIC) <sup>[27,31]</sup>	$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \times a_j}{1 + n l_{ij}}}{A_L^2}$	
可能性连接度指数 Probability index	可能性连接度指数(PC) <sup>[27,31]</sup>	$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2}$	
等效连接面积指数 Equivalent connectivity area indices	等效整体连通性指数(EC(IIC)) <sup>[22]</sup> 等效可能连通性指数(EC(PC)) <sup>[22]</sup>	$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}$	等效连接面积指数(ECA)指最大连接单个斑块的大小,可表征景观链接概率。本文斑块属性与区域内其他斑块属性一致,等效连接面积指数(ECA)等同于等效连通性指数(EC)。EC(IIC)、EC(PC)具有IIC、PC指数所有属性和优先排序能力,适用于量化景观连通性变化。
斑块重要性指数 Patch importance indices	斑块重要性指数(dI) <sup>[27,31]</sup>	$dI_k = 100 \times \frac{I - I_{remove,k}}{I}$	$dI_k$ :连接度指数 <i>I</i> 对应斑块 <i>k</i> 的重要性指数; $I$ :研究区原先的连接度指数; $I_{remove,k}$ :去除斑块 <i>k</i> 后研究区的连接性指数值。
	斑块中心度(BC) <sup>[20,31]</sup>	$BC_k = \sum_i \sum_j \frac{g_{ij}(k)}{g_{ij}}$	$g_{ij}(k)$ :通过斑块 <i>k</i> 的所有最短路径数的和; $g_{ij}$ :整个景观中每一组可能连通的斑块间存在的最短路径的数之和,其中 <i>i, j</i> ≠ <i>k</i> 。斑块中心度是从拓扑关系位置角度出发,反映了通过节点所有最短路径数与整个网络的所有可连通的节点间的最短路径数的关系

### 1.2.3 生态廊道优化

考虑生物迁徙是对自然适应现象,一般选择累积阻力最低的路线<sup>[37]</sup>,因此采用最小累积阻力模型生成潜在廊道。关于阻力类型划分,阻力值和权重设定方法详见文献<sup>[23]</sup>。通过增大阻力阈值的方法,使生态源地互通互联,新增加的生态廊道可作为生态廊道优化内容。

### 1.2.4 生态网络评价

基于图论指标,对优化前后生态网络性能进行分析。利用图论中表示连接度的相关指数,即二进制连接度指数 $H$ <sup>[27]</sup>、 $IIC$ <sup>[27,31]</sup>,以及概率连接度指数 $PC$ <sup>[27,31]</sup>,对生态网络景观连通性进行评价。

基于优化后的生态节点进行重要性评价,明确重要斑块分布。斑块重要程度不仅体现在斑块在生态网络中拓扑位置中心性和连接度重要性,还体现在斑块具备自身生态功能上,而斑块面积大小在很大程度上代表生境斑块的功能。因此,将斑块重要性指数 $dI$ <sup>[27,31]</sup>、斑块中心度 $BC$ <sup>[20,31]</sup>和斑块面积等运用 z-score 标准化处理,采用熵权法确定各节点的相应权重,计算节点重要程度并排序。将节点重要程度与优化后生态源地进行

关联,按自然断点法将重要程度分级,分为极重要斑块、较重要斑块、重要斑块、一般重要斑块四类。

## 2 结果分析

### 2.1 生态网络识别结果

#### (1) 最小面积阈值确定

对两期景观类型数据进行分析,斑块数量随最小面积阈值增加快速下降,在 0.1—0.175 km<sup>2</sup>时,生态源地斑块数量基本维持平衡,之后斑块数量减少程度呈现平缓态势(图 2)。图 2 中生态源地的总面积随最小面积阈值的增加而减少,而生态源地占区域总面积的比例维持在 22%—13%,且在 0.1 km<sup>2</sup>左右曲线下降趋势呈平缓态势。基于此,设定最小生态源地面积阈值为 0.1 km<sup>2</sup>,被剔除的斑块虽数量较多,但单个面积较小、分布细碎且分散,对区域生态环境影响较小。

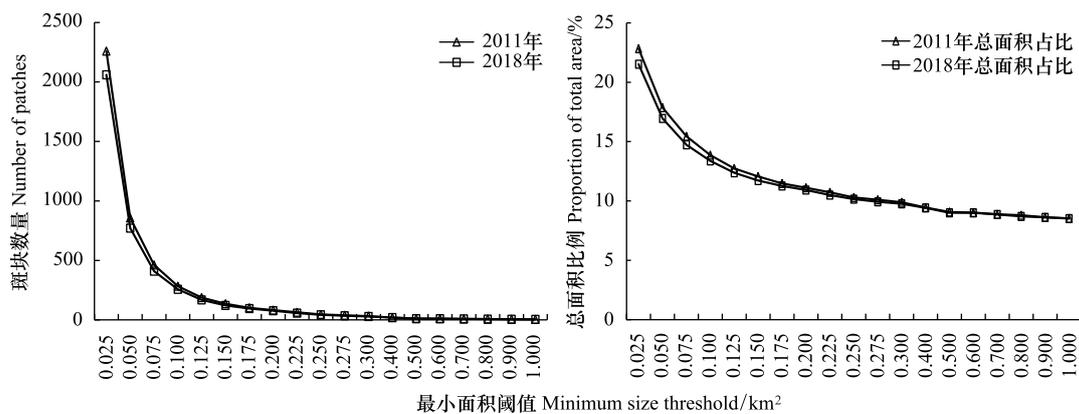


图 2 生态源地斑块最小面积阈值设定变化

Fig.2 Changes in the minimum area threshold of ecological source patch

#### (2) 最佳距离阈值确定

对斑块间链接数(NL)、组分数(NC)进行对比分析,可初步判断景观稳定性范围<sup>[34]</sup>。2018年金坛区NL、NC值随距离阈值的变化情况,可划分为4个阶段(图3)。①当距离阈值≤200m,NC值急速下降,表明景观组分在此距离阈值阶段不稳定。②当距离阈值设为200—1000m,NC值开始缓慢下降,但NL值上升幅度未发生明显变化。此阶段景观组分下降幅度明显变缓,景观链接数增长幅度较为稳定,说明此距离阈值区间内景观稳定性较好。③当距离阈值设为1000—2000m,NC值平缓下降,NL上升幅度逐渐加大。虽然在该阶段景观组分趋于稳定,但景观链接数变化幅度较大,此阶段不适合作为理想距离阈值范围。④距离阈值≥2000m,景观组分值最终稳定减小到1,可认为研究区生态斑块基本全处于相互连接状态,不能将该距离阈值作为合适的距离阈值范围。基于此,最佳距离阈值在200—1000m。

对等效整体连通性指数(EC(IIC))和等效可能连通性指数(EC(PC))进行对比分析,可进一步缩小最佳距离阈值范围<sup>[34]</sup>。从图4看出,2018年金坛区EC(IIC)、EC(PC)值变化情况可划分为4个阶段。①距离阈值≤400m,等效整体连通性指数(EC(IIC))随距离阈值的呈现增长趋势,增长幅度较稳定,但随距离阈值的增加,景观稳定性也在变化。②距离阈值在400—800m,等效整体连通性指数(EC(IIC))变化微弱,景观连通性增长幅度较为稳定,说明此距离阈值区间内景观稳定性较好,可以进行景观连接度分析。③距离阈值在800—1000m,等效整体连通性指数(EC(IIC))开始快速增长,景观连通性趋于不稳定。④距离阈值≥1000m,等效整体连通性指数(EC(IIC))增长较快,不适合将该距离阈值作为合适的距离阈值范围。综上,2018年合适的距离阈值范围为400—800m。

根据斑块重要性指数,可以进一步确定合适的景观距离阈值。斑块重要性指数相差越小,表明景观距离

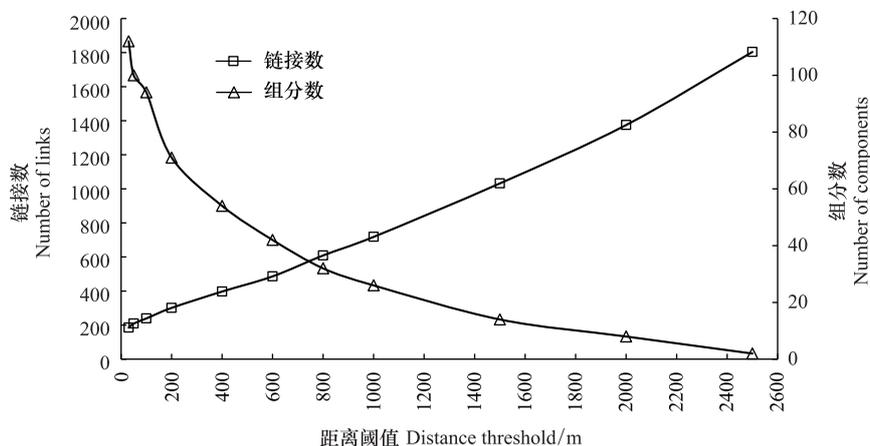


图3 2018年金坛区NL、NC值随距离阈值的变化

Fig.3 Changes in the distance threshold of NL、NC

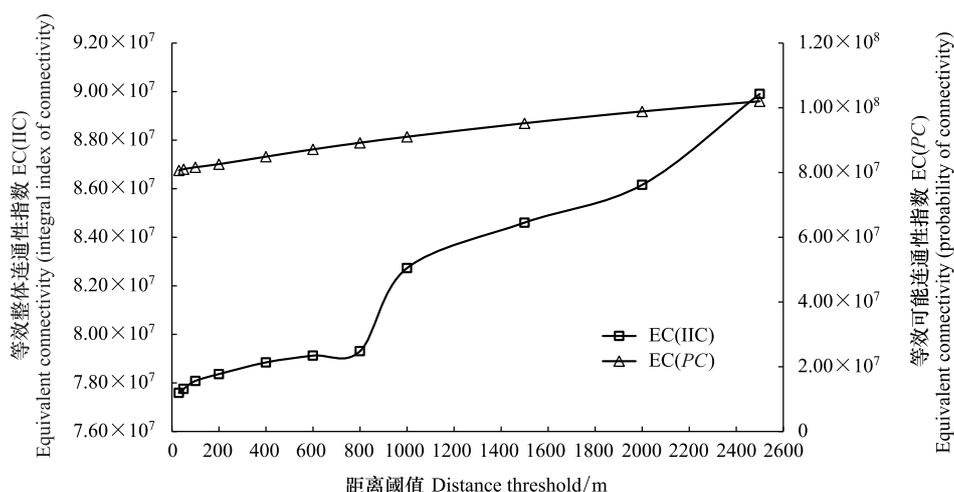


图4 2018年金坛区EC(IIC)、EC(PC)值随距离阈值的变化

Fig.4 Changes in the distance threshold of EC(IIC)、EC(PC)

阈值设置越有效<sup>[22]</sup>。以2018年为例,筛选面积数量最大的前6位生境斑块,分别设定400、500、600、700、800 m距离阈值,分析斑块重要性指数dLCP、dIIC、dPC的变化情况,结果如图5。随着距离阈值的增加,斑块重要性指数dLCP、dIIC、dPC之间的差异也逐渐变大。当距离阈值最小为400 m时,斑块重要性指数差异最小。因此,2018年最佳距离阈值为400 m。2011年也用相同方法分析,得到最佳距离阈值仍为400 m。

### (3) 生态网络识别

在距离阈值400 m且生境斑块面积大于0.1 km<sup>2</sup>条件下,识别2018年研究区生态网络。根据图6可知,研究区具有两大景观组分,分别为西部茅山风景区、南部长荡湖区域,尤其南部长荡湖对区域生态环境有着重要影响,是连接中部、东部的重要景观组分。但部分景观组分仍位于孤立边缘,与其他生境斑块连接较差,尤其是西部丘陵山区与中部景观之间存在较大阻隔,形成茅山以东的复杂零碎斑块,应重视西部丘陵山区边缘地带的生态廊道和生态节点建设,以保障区域生态安全。

## 2.2 生态网络优化结果

### (1) 生态节点原始盲区分析

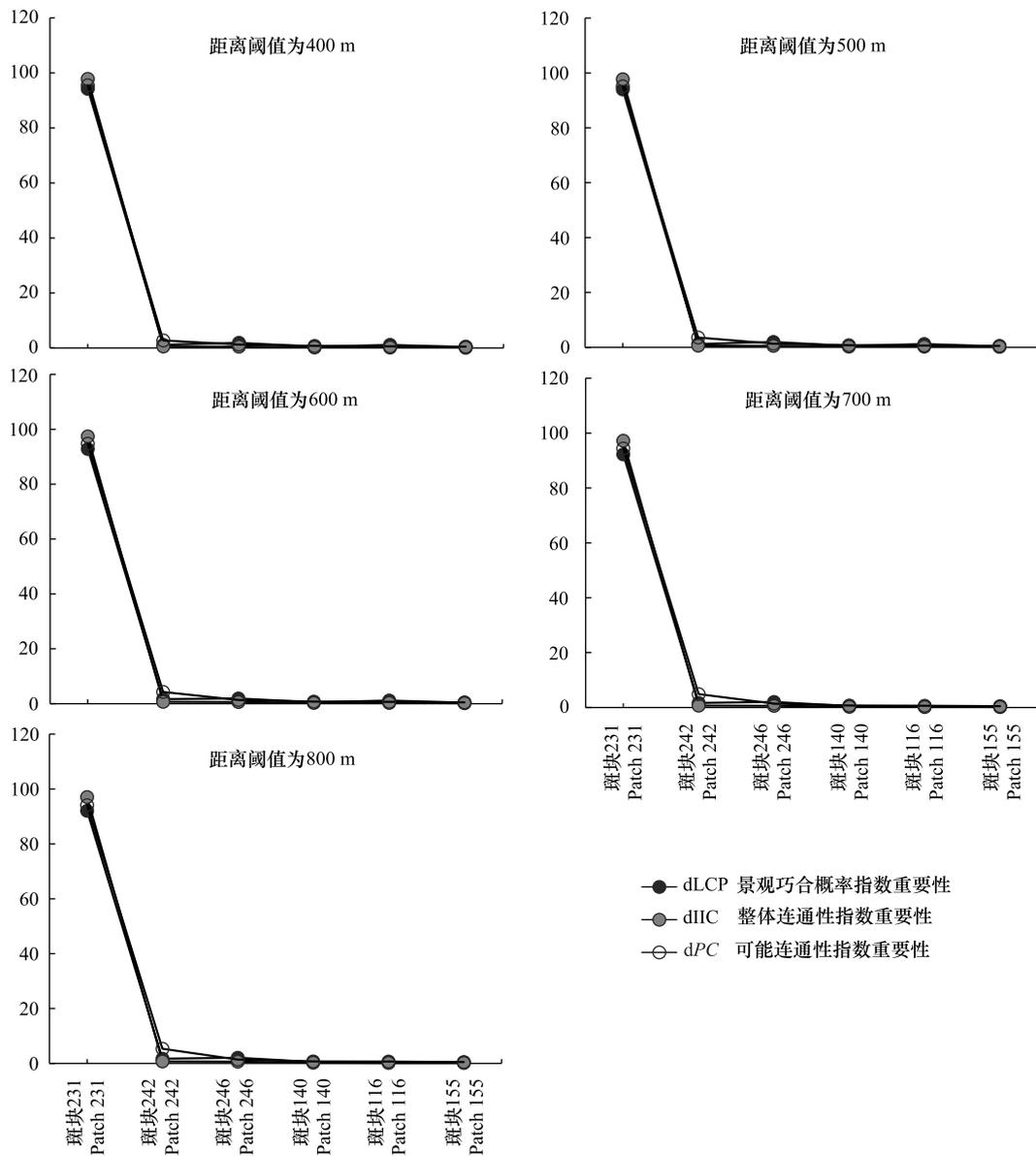


图5 2018年金坛区斑块重要性指数随距离阈值的变化

Fig.5 Changes in the distance threshold of patch importance indices

在2018年生境斑块(面积大于 $0.1 \text{ km}^2$ )基础上,结合最佳距离阈值,确定生态节点的影响范围。原始生态盲区面积为 $271.5 \text{ km}^2$ ,占整个研究区( $975.73 \text{ km}^2$ )的27.83%,即生态节点影响范围占比72.17%。从图7看出,生态盲区大面积分布在西部丘陵山区向中部景观过渡地带,东部经济开发区(东城街道)以及直溪镇北部片区等范围。

## (2)生态节点优化结果

①明确生态修复斑块。生态修复斑块分布零散,包括直溪镇西北部、钱资荡南部等区域(图8)。基于最佳距离阈值和生态修复斑块分布,得到生态修复后生态盲区I,其面积为 $244.95 \text{ km}^2$ ,与原始生态盲区相比减少了 $26.55 \text{ km}^2$ 。

②确定生态保育斑块。在生态盲区I基础上,选择生态盲区内的2018年生境斑块,去除原始的生态源地和生态修复斑块,利用自然断点法,将其余斑块按面积大小分为5类,取最高等级(斑块面积大于 $3.24 \text{ hm}^2$ )的生境斑块作为原始生态保育斑块。由于生态保育斑块面积较小(最小面积仅为 $3.24 \text{ hm}^2$ ),为使所有生态保

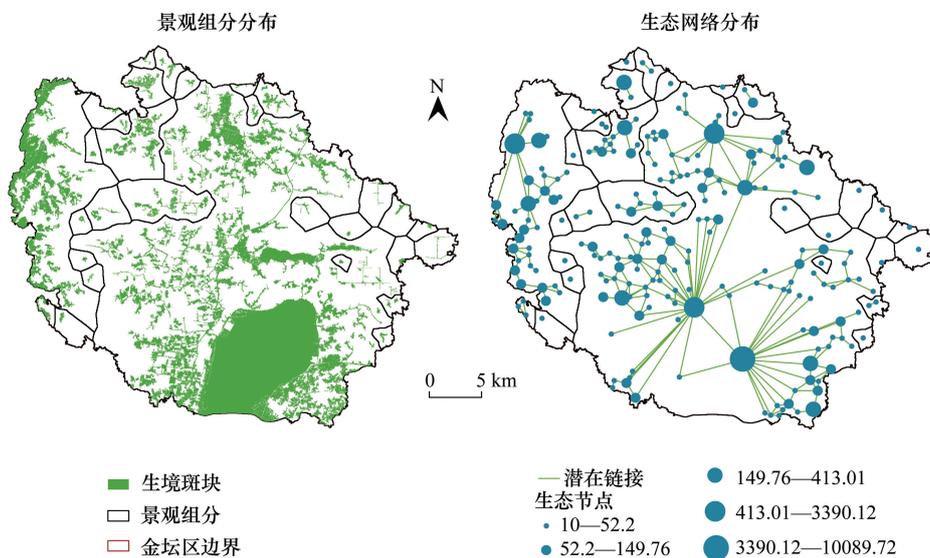


图 6 2018 年金坛区生态网络  
Fig.6 The ecological network of Jintan in 2018

育斑块达到生态源地最小面积 10 hm<sup>2</sup>, 设定缓冲距离为 75 m。将面积扩大后的生态保育斑块作为最终的生态保育斑块, 主要分布在夏溪河东部、扬溧高速路两侧、湟里河北部区域等(图 8)。经生态保育斑块的保护和培育后, 生态盲区 II 减少至 188.52 km<sup>2</sup>, 在生态盲区 I 基础上又减少了 56.43 km<sup>2</sup>。

③添加生态培育斑块。在生态盲区 II 基础上, 通过设置栅格大小和生态节点最小距离阈值等参数, 生成生态培育斑块的空间位置。为达到最小面积阈值, 将生态培育斑块设定为半径为 300 m 的圆形区域。从图 8 可以看出, 生态培育斑块主要分布西部丘陵山区向中部景观过渡地带、东部经济开发区(东城街道)等原始生态盲区。将生态盲区 II 与生态培育斑块影响范围进行裁剪, 得到最终的生态盲区 III。生态盲区 III 形状极为不规则, 且面积极小, 可认为研究区内几乎不存在生态盲区。经生态节点优化后, 生态盲区减少了 221.24 km<sup>2</sup>, 生态节点影响范围达到 94.85%。

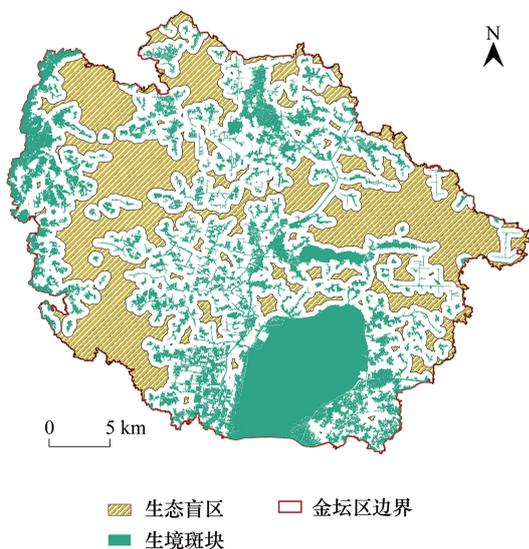


图 7 2018 年金坛区生态盲区图  
Fig.7 The ecological blind area of Jintan in 2018

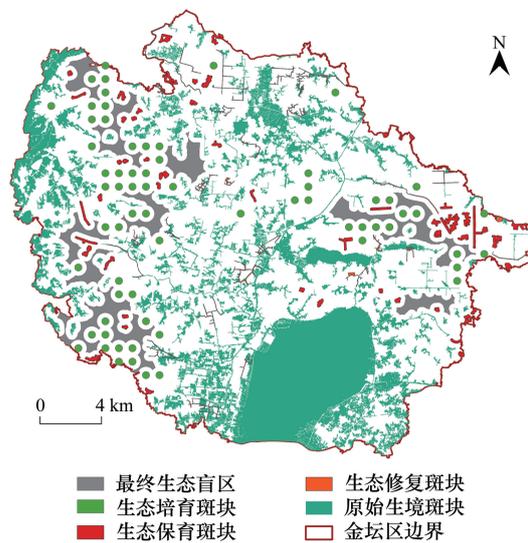


图 8 优化后生态节点与生态盲区分布图  
Fig.8 The distribution of ecological nodes and ecological blind spots after optimization

### (3) 生态廊道优化结果

首先,利用最小累积阻力模型(MCR)生成 2018 年现状的潜在生态廊道。从图 9 看到在距离较近或阻力较小的区域生态廊道密集分布,但距离较远的生态廊道发生断裂,因此导致生态廊道长度很短,平均值仅有 174.57 m。其次,利用生态节点优化结果,生成节点优化后潜在生态廊道。经节点优化后的生态廊道长度平均值达到 232.77 m,比之前生态廊道平均值增加了 56.2 m。从图 9 中可以看出,经节点优化后生态廊道密度大大增加,但仍有廊道没有连接。最后,通过增加距离阈值的方式,优化生态廊道布局。优化后生态廊道长度平均值达到 704.08 m,比之前节点优化后的生态廊道平均值增加了 471.31 m,比现状生态廊道长度平均值增加了 529.51 m。最终优化后生态廊道愈加密集,并使生境斑块间互通互联。

## 2.3 生态网络性能评价

### (1) 生态网络优化评价

优化前后生态网络的景观连接度指数计算结果见表 3。优化后生态网络连接度大大提高,其中 Harary 指数增加了 10.92 倍,整体连接度指数(IIC)增长了 43.45%,可能性连接度指数(PC)增长了 99.58%,表征优化后生态网络连接更稳固,也较优化前网络更稳定。

表 3 优化前后生态网络性能评价表

Table 3 Evaluation results of ecological network before and after optimization

时期 Stages	Harary 指数 Harary index	整体连接度指数 Integral index of connectivity	可能性连接度指数 Probability of connectivity
优化前 Before optimization	480.62	1.68	2.36
优化后 After optimization	5728.75	2.41	4.71
变化率 Rate of change	1091.95%	43.45%	99.58%

### (2) 斑块重要程度评价

对优化后生态节点进行重要性评价,得到斑块重要性的评价结果(图 10)。从图中可以看出,金坛区极重要斑块分布在南部长荡湖、钱资湖湿地及其周边区域;较重要斑块分布在天荒湖湿地保护区周边,通过丹金溧漕河与南部长荡湖相连;重要斑块分布大致分为 5 处,分别为西部茅山、朱林镇中南部、北干河、通济河、夏溪河周边区域。一般重要斑块规模最小,主要零散分布在原始生态盲区,为重要斑块间相互连接起到踏脚石作用。

## 3 讨论

### 3.1 生态网络修复策略

根据《金坛市城市总体规划(2013—2030 年)》,金坛区将构建东部城市集聚发展片区、西部山地旅游度假片区、南部湖荡休闲度假片区发展格局,重点发展薛埠镇为西部山区旅游度假核心,儒林镇为南部湖荡休闲度假片区核心。为建成生态宜居城市,金坛区提出重点保护山水生态资源,划分生态保育区、生态过渡区、生态建设区,构建“生态廊道-生态斑块-生态基质”生态格局。依托现状生态环境,金坛区针对重点生态功能区提出了生态保护和建设的规划愿景,而对生态保护修复策略和路径缺乏相应研究。此外规划发展格局与生

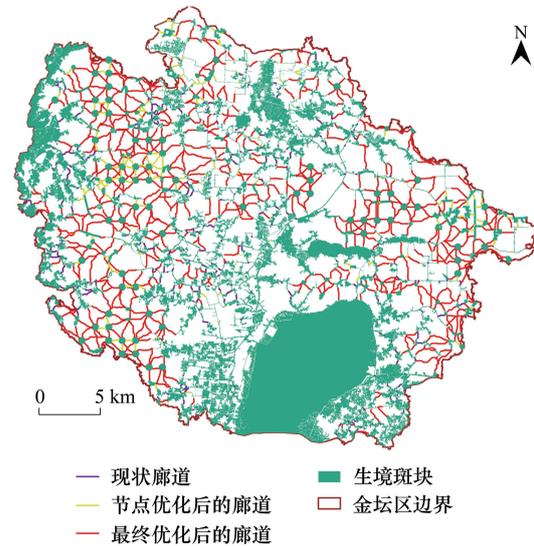


图 9 优化后的生态廊道分布图

Fig.9 The distribution of ecological corridors after optimization

态格局在实际操作上可能存在冲突,比如东部城市集聚发展片区包含生态保育区,重点发展镇(如薛埠镇)在未来建设中会对西部山区生态系统产生干扰等。基于此,研究提出重要斑块生态保护、关键节点生态修复、特殊区域生态建设等差异化生态网络修复策略,以期更好维护区域生态安全格局。

(1)重要斑块生态保护策略。基于现有规划和斑块重要性评价结果,重点对南部长荡湖保护区、钱资湖重要湿地、天荒湖湿地保护区、丹金溧漕河、西部茅山保护区等生态斑块进行保护,禁止进行有损生态的开发建设活动。其中南部长荡湖保护区、钱资湖重要湿地是极重要斑块,天荒湖湿地保护区是较重要斑块,丹金溧漕河是连接南部长荡湖极重要斑块和北部较重要斑块的通道,这些区域应加强保护。

(2)关键节点生态修复策略。综合考虑斑块重要性、生态修复斑块、生态保育斑块的分布,应选取关键节点开展生态修复,包括直溪镇西北部、钱资荡南部、夏溪河东部、扬溧高速路两侧、滢里河北部等区域。其中钱资荡南部、夏溪河东部位于城镇集聚发展区,应加强对现有较大生境斑块的生态保护与培育,对退化或损坏生境斑块的整治修复,同时严禁城镇无序发展和绿地斑块随意占用。直溪镇西北部、扬溧高速路两侧、滢里河北部属于城镇外围郊区,适宜较大规模生态修复,开展生态休闲型产业、郊野公园建设等,以扩大生境斑块规模。

(3)特殊区域生态建设策略。基于斑块重要性和原始生态盲区,结合生态培育斑块、生态廊道优化结果,对扬溧高速周边区域、东部经济开发区(东城街道)、直溪镇西北部、丹金溧漕河两边、尧塘街道南部、滢里河北部区域开展生态建设。其中扬溧高速周边区域涉及薛埠镇、朱林镇、指前镇,主要位于西部丘陵山区向中部生境斑块连接的景观断裂带上,是生态建设最主要区域,应重点推进生态化建设,打造郊野生态游憩空间,布局绿化带和生态廊道,维持区域生境斑块连通。针对东部经济开发区、丹金溧漕河两边,应加强城市生态建设,配置公共绿地、城市公园、绿化隔离带等,使人工生态与自然生态相融合。

### 3.2 方法与结果适用性

#### 3.2.1 最小面积阈值设定

生态源地最小面积阈值设定是为了剔除数量众多的面积较小、分布零散的生境斑块,因此采取综合指标评价方法验证是否达到预期效果。以2018年为例,选取斑块面积表征斑块大小,利用热点分析结果表征斑块分布程度(按等级赋分0、1、2、3),将这两个指标标准化后进行加权计算得到综合评价结果。研究中生态源地257个图斑,将生境斑块综合得分前257个图斑与生态源地进行叠加,分析空间重合率。空间重合率越高,说明方法越有效。经计算,两者空间重合率达100%,说明最小面积阈值选择确实达到了剔除面积较小、分布零散的生境斑块目的。此外,将选取的生态源地与研究区生态红线数据进行叠加,分析空间容错率。经计算,生态源地与生态保护红线的空间重合面积7886.96公顷,两者重合率达94.15%。不重合的区域主要分布在斑块边缘,且面积较小、位置零散。

#### 3.2.2 最佳距离阈值设定

以生物多样性保护的视角,很难开展最佳距离阈值的实地验证<sup>[8,38]</sup>。如Brown等<sup>[39]</sup>在评估森林采伐对生物多样性的影响时,通过多种物种分布数据和基于个体物种模型综合分析,设定斑块缓冲距离为500m,与本研究最佳距离阈值较为接近。此外,还可通过生态源地缓冲区分析,比较不同缓冲距离下生境斑块面积比

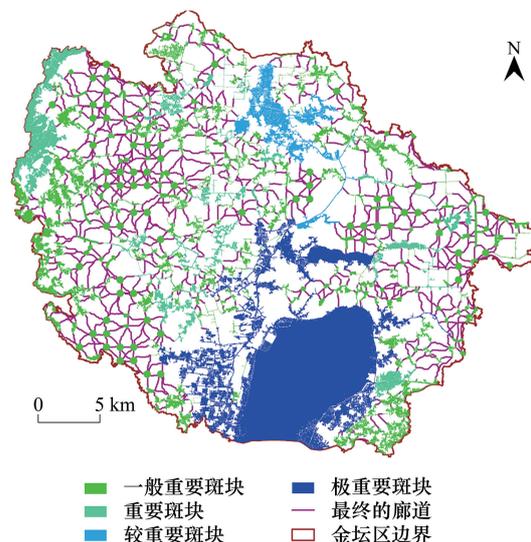


图 10 优化后斑块等级评价图

Fig.10 The rating of ecological patches after optimization

例变化情况,验证最佳距离阈值适用性<sup>[40]</sup>。随着缓冲距离增加,缓冲区内生境斑块面积占比在不断下降,下降速率明显变缓的转折点所对应的缓冲距离即为最佳距离阈值。从图 11 可知,最佳距离阈值约 400 m,与本研究得到结果一致。综上,本研究设定最小面积阈值、最佳距离阈值具有合理性,同时该分析方法在实际景观规划操作中具有较强可复制性。

### 3.3 研究不足与展望

目前,生态网络研究在生态源地识别、构建阻力面、提取廊道方面作了较多探讨,而对最小面积阈值、最佳距离阈值等设定明显不足。现有的方法更多解决的是生态网络空间保护问题,对生态网络构建过程中重要阈值分析较为主观。尽管研究关于生态源地最小面积阈值、区域最佳距离阈值设定进行了有益探讨,但仍然难以进行有效实地验证,有待后续深入研究。

受基础数据的限制,研究未考虑区域特色物种分布,基于目标物种的生态网络研究有待完善。研究区边界是以行政单元划分,未考虑地理单元和相邻地理要素的影响,可能导致生态盲区、生态节点影响范围判别不精准。另外,研究结果在实践应用中存在困难,如确定具体生态廊道建设位置和宽度、恢复生态修复斑块面临的现实问题等。后期,将结合考虑行政边界对生态网络构建影响,开展基于目标物种的区域生态网络研究,进一步深化生态网络优化和评价方法,以提升对区域生态网络的认识。

## 4 结论

(1)开展生态盲区指导下网络优化,可显著提升区域景观连接度。在生态节点优化上,经“生态修复斑块-生态保育斑块-生态培育斑块”的识别与优化,生态盲区基本被消除。在生态廊道优化上,生态廊道长度平均值增加了 529.51 m。在整体网络优化上,优化后生态网络 Harary 指数增加了 10.92 倍,整体连接度指数 (IIC) 提升了 43.45%,可能性连接度指数 (PC) 提升了 99.58%,区域景观斑块间连通性大大增强。

(2)金坛区部分区域存在生态景观断裂,生态网络布局亟待优化。金坛区生态基底空间较优,但快速的经济和城镇化发展,给区域生态网络带来一定破坏,如部分孤立景观组分。孤立生境斑块主要分布在西部丘陵山区向中部生态景观的过渡带、东部经济开发区、夏溪河东部,应加强重点区域的生态网络优化建设,增强区域景观连通性。

(3)区域生态网络修复策略,可为国土空间生态保护修复提供借鉴。依托节约为先、保护优先、自然恢复为主的基本理念,应关注关键区域的国土空间生态保护修复,开展重要斑块生态保护、关键节点生态修复、特殊区域生态建设策略,促进整个区域生态协调、景观连通。

### 参考文献 (References):

- [1] 方莹,王静,黄隆杨,翟天林. 基于生态安全格局的国土空间生态保护修复关键区域诊断与识别——以烟台市为例. 自然资源学报, 2020, 35(1): 190-203.
- [2] 彭建,吕丹娜,董建权,刘焱序,刘前媛,李冰. 过程耦合与空间集成: 国土空间生态修复的景观生态学认知. 自然资源学报, 2020, 35(1): 3-13.
- [3] 邹长新,王燕,王文林,徐德琳,林乃峰,李文静. 山水林田湖草系统原理与生态保护修复研究. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11): 961-967.
- [4] 韩博,金晓斌,项晓敏,赵庆利,林金煌,洪长桥,金志丰,胡静,周寅康. 基于“要素—景观—系统”框架的江苏省长江沿线生态修复格局分析与对策. 自然资源学报, 2020, 35(1): 141-161.
- [5] 王晓玉,冯喆,吴克宁,林倩. 基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护与修复. 生态学报, 2019, 39(23): 8725-8732.
- [6] 张世文,卜中原,沈强,杨邵文,胡青青,周妍,罗明. 粤北南岭大宝山矿流域山水林田湖草修复阻力与优先级分析. 生态学报, 2019, 39(23): 8920-8929.

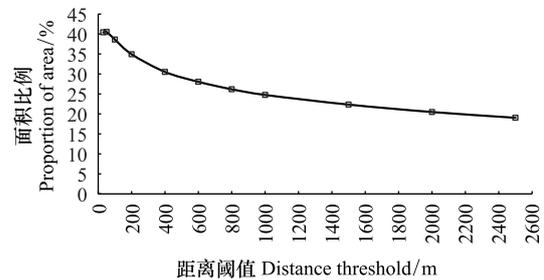


图 11 缓冲区内生境斑块面积比例随距离阈值变化情况  
Fig.11 The ratio of habitat patch area in the buffer zone with distance threshold

- [ 7 ] Capotorti G, Alós Ortí M M, Copiz R, Fusaro L, Mollo B, Salvatori E, Zavattero L. Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: a case study from the metropolitan area of Rome (Italy). *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 37: 87-96.
- [ 8 ] Foltête J C. How ecological networks could benefit from landscape graphs: a response to the paper by Spartaco Gippoliti and Corrado Battisti. *Land Use Policy*, 2019, 80: 391-394.
- [ 9 ] 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.
- [ 10 ] 王戈, 于强, Yang D, 张启斌, 岳德鹏, 刘建华. 包头市层级生态网络构建方法研究. *农业机械学报*, 2019, 50(9): 235-242, 207-207.
- [ 11 ] 王戈, 于强, Yang D, 张启斌, 岳德鹏, 刘建华. 基于复杂网络分析法的层级生态网络结构研究. *农业机械学报*, 2019, 50(7): 258-266, 312-312.
- [ 12 ] 苏冲, 董建权, 马志刚, 乔娜, 彭建. 基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护修复优先区识别——以四川省华蓥山区为例. *生态学报*, 2019, 39(23): 8948-8956.
- [ 13 ] 何珍珍, 王宏卫, 杨胜天, 方斌, 张兆勇, 刘香云. 渭干河-库车河绿洲景观生态安全时空分异及格局优化. *生态学报*, 2019, 39(15): 5473-5482.
- [ 14 ] Yu Q, Yue D P, Wang Y H, Kai S, Fang M Z, Ma H, Zhang Q B, Huang Y. Optimization of ecological node layout and stability analysis of ecological network in desert oasis: a typical case study of ecological fragile zone located at Deng Kou County (Inner Mongolia). *Ecological Indicators*, 2018, 84: 304-318.
- [ 15 ] 于强, 岳德鹏, Yang D, 马欢, 张启斌, 尹波. 基于 BCBS 模型的生态节点布局优化. *农业机械学报*, 2016, 47(12): 330-336, 329-329.
- [ 16 ] 苏凯, 岳德鹏, Yang D, 于强, 马欢, 张启斌. 基于改进力导向模型的生态节点布局优化. *农业机械学报*, 2017, 48(11): 215-221.
- [ 17 ] Wang Y, Pan J H. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: a case study in Ganzhou District, NW China. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 241: 118337.
- [ 18 ] Zhao S M, Ma Y F, Wang J L, You X Y. Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 46: 126479.
- [ 19 ] 吴茂全, 胡蒙蒙, 汪涛, 凡宸, 夏北成. 基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别. *生态学报*, 2019, 39(13): 4720-4731.
- [ 20 ] 张宇, 李丽, 吴巩固, 周跃, 覃顺萍, 王小明. 基于生境斑块的滇金丝猴景观连接度分析. *生态学报*, 2016, 36(1): 51-58.
- [ 21 ] 穆博, 李华威, Mayer A L, 何瑞珍, 田国行. 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. *生态学报*, 2017, 37(14): 4883-4895.
- [ 22 ] 杜志博, 李洪进, 孟伟庆. 天津滨海新区湿地景观连接度距离阈值研究. *生态学报*, 2019, 39(17): 6534-6544.
- [ 23 ] 张晓琳, 金晓斌, 赵庆利, 任婕, 韩博, 梁鑫源, 周寅康. 基于多目标遗传算法的层级生态节点识别与优化——以常州市金坛区为例. *自然资源学报*, 2020, 35(1): 174-189.
- [ 24 ] Peng J, Zhao S Q, Dong J Q, Liu Y X, Meersmans J, Li H L, Wu J S. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities. *Environmental Modelling & Software*, 2019, 117: 214-222.
- [ 25 ] 符小静. 北京市景观格局分析及生态网络空间优化研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2019.
- [ 26 ] 张远景, 俞滨洋. 城市生态网络空间评价及其格局优化. *生态学报*, 2016, 36(21): 6969-6984.
- [ 27 ] 齐珂, 樊正球. 基于图论的景观连接度量化方法应用研究——以福建省闽清县自然森林为例. *生态学报*, 2016, 36(23): 7580-7593.
- [ 28 ] Almenar J B, Bolowich A, Elliot T, Geneletti D, Sonnemann G, Rugani B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 189: 335-351.
- [ 29 ] 王玉莹, 金晓斌, 沈春竹, 鲍桂叶, 刘晶, 周寅康. 东部发达区生态安全格局构建——以苏南地区为例. *生态学报*, 2019, 39(7): 2298-2310.
- [ 30 ] 林芷欣, 许有鹏, 代晓颖, 王强, 高斌, 袁甲, 徐羽. 城市化进程对长江下游平原河网水系格局演变的影响. *长江流域资源与环境*, 2019, 28(11): 2612-2620.
- [ 31 ] 欧维新, 袁德锦. 基于景观连接度的盐城滨海湿地丹顶鹤生境斑块重要性评价. *资源科学*, 2015, 37(4): 823-831.
- [ 32 ] Guzmán-Colón D K, Pidgeon A M, Martinuzzi S, Radeloff V C. Conservation planning for island nations: Using a network analysis model to find novel opportunities for landscape connectivity in Puerto Rico. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 23: e01075.
- [ 33 ] 赵清贺, 马丽娇, 刘倩, 丁圣彦, 卢训令, 曹梓豪, 张伟帆. 黄河中下游典型河岸缓冲带植被景观连接度及其网络构建. *中国生态农业学报*, 2017, 25(7): 983-992.
- [ 34 ] De Montis A, Ganciu A, Cabras M, Bardi A, Peddio V, Caschili S, Massa P, Cocco C, Mulas M. Resilient ecological networks: a comparative approach. *Land Use Policy*, 2019, 89: 104207.
- [ 35 ] Yu D Y, Xun B, Shi P J, Shao H B, Liu Y P. Ecological restoration planning based on connectivity in an urban area. *Ecological Engineering*, 2012, 46: 24-33.
- [ 36 ] Foltête J C, Clauzel C, Vuidel G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 2012, 38: 316-327.
- [ 37 ] Wanghe K Y, Guo X L, Wang M, Zhuang H F, Ahmad S, Khan T U, Xiao Y Q, Luan X F, Li K. Gravity model toolbox: an automated and open-source ArcGIS tool to build and prioritize ecological corridors in urban landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 22: e01012.
- [ 38 ] An Y, Liu S L, Sun Y X, Shi F N, Zhao S. Negative effects of farmland expansion on multi-species landscape connectivity in a tropical region in Southwest China. *Agricultural Systems*, 2020, 179: 102766.
- [ 39 ] Brown G S, Pollock L, DeWitt P D, Dawson N. Responses of terrestrial animals to forest characteristics and climate reveals ecological indicators for sustaining wildlife in managed forests. *Forest Ecology and Management*, 2020, 459: 117854.
- [ 40 ] Fu Y J, Shi X Y, He J, Yuan Y, Qu L L. Identification and optimization strategy of county ecological security pattern: a case study in the Loess Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106030.