

DOI: 10.20103/j.stxb.202402020294

吕佩锦, 刘艳中, 陈勇, 张祚, 吴丹, 孙秋雨, 彭莎. “盲区削减”与“功能结构协调”双目标导向下的生态网络协同优化——以武汉市为例. 生态学报, 2025, 45(1): 420-433.

Lü P J, Liu Y Z, Chen Y, Zhang Z, Wu D, Sun Q Y, Peng S. Research on synergistic optimization of ecological network under the dual-objective orientation of “blind zone reduction” and “functional structure coordination”: a case study of Wuhan. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(1): 420-433.

“盲区削减”与“功能结构协调”双目标导向下的生态网络协同优化 ——以武汉市为例

吕佩锦¹, 刘艳中^{1,*}, 陈勇¹, 张祚², 吴丹¹, 孙秋雨¹, 彭莎¹

¹ 武汉科技大学资源与环境工程学院, 武汉 430081

² 华中师范大学公共管理学院, 武汉 430079

摘要: 构建和优化生态网络对解决当前生态问题、保障区域生态安全、实现可持续发展具有重要意义。然而, 当前生态网络优化研究鲜有多目标优化研究, 更是忽视了多个优化目标间协同优化的作用, 缺乏系统的优化框架。因此, 提出一种“生态盲区削减-网络功能结构协调”的双目标协同优化框架, 并以武汉市为例开展实证研究。运用最小累积阻力模型构建初始生态网络, 并开展生态盲区指导下的生态网络优化; 然后, 基于协调性分析, 针对功能结构异配节点, 提出针对性的优化措施; 采用鲁棒性和结构指数对优化前后生态网络进行评价。结果表明: (1) 武汉市初始生态网络含生态源地 17 个, 生态廊道 47 条, 空间分布呈不均衡性; (2) 经调整型生态源地、新增型生态源地、补充生态廊道和非源地斑块优化后, 生态盲区占比从 31.77% 降至 15.37%; (3) 新增 17 条廊道, 实施三级差异化生态建设后, 实现了生态网络协调性; (4) 优化后的生态网络结构指数 α 、 β 、 γ 分别提高 69.16%、56.16% 和 47.12%, 鲁棒性也更强。研究得出, 该双目标协同优化模型不仅能够实现各自的优化目标, 还能增强生态网络的稳定性。该模型将为生态网络优化研究提供新视角和系统框架, 案例结果将为武汉市削减生态盲区、建设功能与结构协调的生态网络提供理论和方法指导。

关键词: 生态网络优化; 生态盲区; 复杂网络; 功能-结构协调; 鲁棒性

Research on synergistic optimization of ecological network under the dual-objective orientation of “blind zone reduction” and “functional structure coordination”: a case study of Wuhan

LÜ Peijin¹, LIU Yanzhong^{1,*}, CHEN Yong¹, ZHANG Zuo², WU Dan¹, SUN Qiuyu¹, PENG Sha¹

¹ College of Resource and Environmental Engineering, Wuhan University of Science and Technology, Wuhan 430081, China

² College of Public Administration, Central China Normal University, Wuhan 430079, China

Abstract: The construction and optimization of ecological network is of great significance in solving current ecological problems, ensuring regional ecological security and achieving sustainable development. However, the current research on ecological network optimization rarely has multiple objectives and ignores the optimization perspective that considers the synergy between multiple optimization objectives, and lacks a systematic optimization framework. Therefore, this study proposed a dual-objective synergistic optimization model, i.e., the model of “ecological blind area reduction and network function structure coordination”, in which the former was the basis of the latter optimization, and the latter was able to consolidate the optimization results of the former, and took Wuhan as an example to carry out an empirical study. Firstly, the Minimum Cumulative Resistance model was used to construct the initial ecological network of Wuhan City. Secondly, the

基金项目: 国家自然科学基金项目 (72174071)

收稿日期: 2024-02-02; 网络出版日期: 2024-09-23

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: Liuyanzhong@wust.edu.cn

initial ecological network was optimized under the guidance of ecological blind area. Then, based on the results of function and structure coordination analysis, targeted optimization measures were proposed for the nodes with functional and structural mismatches. Finally, the robustness and ecological network structure index were used to evaluate the ecological network before and after optimization. The results showed that: (1) the initial ecological network of Wuhan contained 17 ecological sources and 47 ecological corridors, and the spatial distribution was uneven, with dense in the southwest, sparse in the middle, and obvious vacancies in the southeast. (2) Under the guidance of ecological blind areas, the percentage of ecological blind areas reduced from 31.77% to 15.37% after the optimization of the adjusted ecological sources, the new ecological sources, the supplementary ecological corridors and the non-source patches. (3) Based on the results of coordination analysis, the functional and structural coordination of the ecological network was realized by adding 17 new corridors and implementing three-level differentiated construction of ecological sources. (4) The optimized ecological network structure indices α , β , and γ improved by 69.16%, 56.16%, and 47.12%, respectively, and showed stronger robustness in the face of random and deliberate attacks. The study concluded that the dual-objective synergistic optimization model could not only achieve the respective optimization objectives, but also had the potential to produce synergistic effect. At the same time, the stability, complexity, closure and connectivity of the optimized ecological network were enhanced to varying degrees. The model will provide a new perspective and framework for the study of ecological network optimization, and the case results will provide theoretical and methodological guidance for Wuhan to reduce ecological blind areas and build an ecological network with coordinated function and structure.

Key Words: ecological network optimization; ecological blindness; complex networks; function-structure coordination; robustness

城市化的快速推进和农业的持续扩张,使生态系统原有的功能和结构遭到了巨大破坏^[1-2]。尤其是高强度的人类活动不断分割、侵占、损害着生态用地,直接导致生态用地破碎化、大量丧失和功能退化^[3-4]。这不仅造成生态系统完整性和连通性下降,限制物质、能量和信息的循环和流通^[5],阻碍生物的迁徙和扩散^[6],还引发生态系统功能与服务以及生物多样性降低^[3,7],甚至所带来的生态环境风险威胁到了区域的生态安全和可持续发展^[6]。研究发现,相较于互不相连的保护区措施,通过建立生态廊道连接孤立生境斑块来构建生态网络的方式,可以在提升景观连通性,维护生态过程稳定性,增强生态系统功能,保护生物多样性以及协调保护与发展之间的矛盾等方面起到积极作用^[8-10]。此外,我国在《第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要》中也明确提出要加强重要生态廊道建设和保护、构建生物多样性保护网络^[11]。因此,构建与优化生态网络不仅能够削弱城市化和相关人类干扰对生态系统的不利影响,而且也与我国中长期发展规划高度契合。

当前,生态网络构建已形成“生态源地识别—生态阻力面构建—生态廊道提取”的基本范式^[12-13],并在不同尺度^[14-18]和典型客体^[19-21]上得到了广泛应用。随着研究的深入,学者们对源地选取^[22-24]、阻力面设定^[25-26]和廊道提取^[27-28]的方法和技术也进行了大量改进,使生态网络构建研究变得日益丰富和完善。但所构建生态网络仍存在着影响其连通性或稳定性的固有缺陷,如质量缺陷、布局缺陷、协调性缺陷和稳定性缺陷等^[29-31]。因此,生态网络的优化研究引起了学者们的极大兴趣。在生态网络布局缺陷优化方面,学者们提出了通过增加生态源地、重构生态廊道或设置生态踏脚石等手段,来解决生态网络布局失衡的问题^[29,32]。但有关位置和数量的决策过程带有较强主观性,多简单地依据历史经验或残留生态斑块的特定特征来决定^[33]。近年来,有学者提出了生态盲区的概念,并依靠生态盲区的指导来确定补充生态斑块的位置和数量,增强了选取过程的科学性^[34]。另一方面,随着生态网络结构特征研究的兴起,生态网络功能和结构特征之间的协调性问题也引起了学者们的关注。具体而言,Liu H J 等^[35]的研究揭示了生态网络中节点功能与结构之间存在异配现象,并提出在不协调且度值最小两节点之间增加连边的策略,以优化生态网络自身的协调性。尽管当前优化研究已取得一定进展,但多数研究仍局限于单一目标的优化框架内^[8,36]。其中,针对生态网络布局缺陷修正或协调性提升的研究,虽分别考虑了生态网络外部空间分布均衡性问题和内部功能结构协调性问题,但将两者结合进行双目标协同优化的研究尚显匮乏。这种局限导致了生态网络优化的不彻底性,未能充分发挥

其整体功能,且难以满足现实环境中多目标需求的复杂性和多样性。因此,深入探究并实现生态网络的双目标协同优化,对于生态网络整体性能的提升以及应对复杂环境挑战具有重要意义。

本研究基于景观生态学理论和复杂网络理论,提出一种“生态盲区削减-网络功能结构协调”的生态网络双目标协同优化框架模型,旨在为生态网络优化领域提供全新的优化视角和框架(图1)。并选取武汉市作为实证案例,对该模型进行初步应用,以探索其在实际城市环境下的运行效果,从而为武汉市生态安全及生态文明建设提供决策支撑,为同类型区域的生态网络优化研究提供借鉴参考。

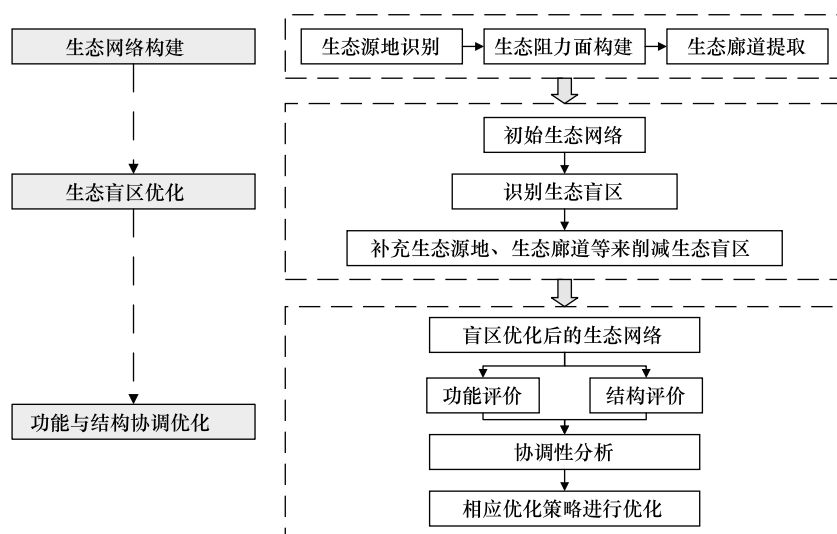


图1 基于“生态盲区削减-网络功能结构协调”的双目标协同优化框架

Fig.1 Dual-objective synergistic optimization framework based on “ecological blind zone reduction and network function structure coordination”

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

武汉市,位于北纬 $29^{\circ}58'$ 至 $31^{\circ}22'$,东经 $113^{\circ}41'$ 至 $115^{\circ}05'$,是国家中心城市、超大城市、长江经济带核心节点和湖北省省会城市(图2),其经济发展和人口增长在全国具有一定的代表性。全市总面积为 8569.15 km^2 ,下辖13个区。武汉市地处江汉平原东部,长江及汉水交汇于此,地貌以平原为主,北部低山,南部丘陵,水网交织,湖库星布,是全球同纬度地区和长江中下游湖泊型湿地的典型代表,且囊括了“山水林田湖草”所有要素,生态资源具有代表性。因此,以武汉市为例开展生态网络双目标协同优化研究具有一定的典型性,且能够为同类型城市研究提供借鉴和参考。

1.2 数据来源及预处理

本研究采用的数据主要包括:(1)来自 GlobeLand30(<http://www.globallandcover.com/>)的2020年30 m分辨率的土地利用数据;(2)来自美国国家航空航天局(<https://earthdata.nasa.gov/>)的2020年30 m分辨率的数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)数据;(3)来自国家生态科学数据中心(<http://www.nesdc.org.cn/>)的2020年30 m分辨率的归一化植被指数数据(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)。基于 ArcGIS 10.8 软件将上述数据的地理坐标系投影变换为 CGCS2000_3_Degree_GK_Zone_38,同时裁剪至研究区域大小,并将空间分辨率统一为30 m。

2 研究方法

2.1 生态网络构建

2.1.1 生态源地识别

生态源地在区域生态过程和功能、区域生态安全中起着关键作用^[37]。本研究采用更加客观科学的形态

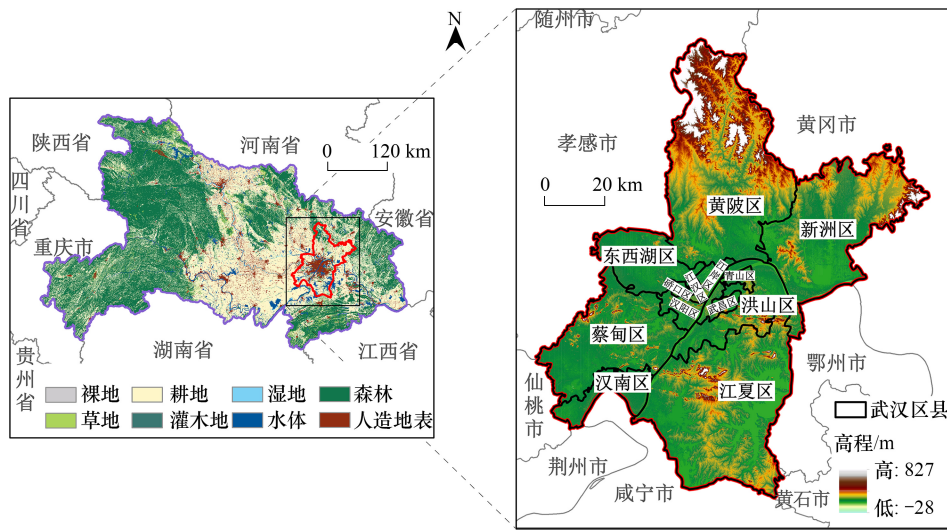


图 2 研究区区位及地类、地貌分布图

Fig.2 Location, land type and geomorphological distribution map of the study area

学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA)法进行生态源地识别。将更适合陆生物种生存的林地、草地和湿地作为前景,其他土地类型作为背景,通过 Guidos Toolbox^[38] 软件进行 MSPA 生成 7 种景观类型。然后,进一步将大于面积阈值 2 km²的核心区筛选为生态源地。

2.1.2 阻力面构建与生态廊道提取

生态阻力面反映了不同景观斑块之间基因交流、信息传递和迁移的难易程度^[36],是构建生态网络的关键一环。考虑到同一土地类型的内部景观具有差异性,本研究选取土地利用类型、坡度、高程和 NDVI 来构建生态阻力面评价体系(表 1),其中分级标准和阻力值参考相关文献^[39—42] 研究得出,权重则采用层次分析法,通过建立判断矩阵,并对最大特征值的特征向量归一化和一致性检验后确定^[43]。

表 1 生态阻力因子评价体系

Table 1 Evaluation system of ecological resistance factors

阻力因子 Resistance factors	分级标准 Classification criteria	阻力值 Resistance value	权重 Weight	阻力因子 Resistance factors	分级标准 Classification criteria	阻力值 Resistance value	权重 Weight
土地利用类型 Land use types	林地、湿地	10	0.51	高程/m	[-28, 50]	10	0.07
	草地	30		Elevation	(50, 200]	30	
	耕地	50			(200, 300]	50	
	裸地	70			(300, 500]	70	
	人造地表、水体	90			(500, 827]	90	
坡度/(°) Slope	[0, 2]	1	0.13	归一化植被指数	(0.8, 1]	1	0.29
	(2, 5]	10		NDVI	(0.6, 0.8]	10	
	(5, 15]	30			(0.4, 0.6]	30	
	(15, 25]	50			(0.2, 0.4]	50	
	(25, 35]	70			(0, 0.2]	70	
	(35, 90]	90			[-0.2, 0]	90	

生态廊道是连接各生态源地的带状或条状通道,对维护区域生态系统连通、稳定和完整具有重要意义^[44]。本研究基于最小累积阻力(Minimum Cumulative Resistance, MCR)模型,利用 ArcGIS 软件中的 Cost Path 模块来提取生态廊道。

2.2 生态网络的双目标优化

2.2.1 生态盲区优化

本研究通过增补生态源地、生态廊道及筛选非源地斑块的方法来削减生态盲区。首先,结合研究区实际

情况,确定生态源地、生态廊道、水体、非源地型斑块的分级辐射半径分别为 1500 m、400 m、1500 m 和 800 m。其次,尽管本研究聚焦于陆地物种生态网络的构建与优化,但在识别生态盲区时,不应忽视水体这一生态用地的生态功能的影响。因此,本研究对生态网络以及面积大于 2 km² 的水体进行缓冲区分析,并将位于这些缓冲区以外的区域界定为原始生态盲区。然后,在原始生态盲区内对小于等于面积阈值但大于 0.1 km² 的核心区斑块进行筛选,将其中具有良好集聚性的生态斑块进行合并,并重新划定为调整型生态源地来削减生态盲区,剩余盲区则称为生态盲区 I。接着,针对生态盲区 I 中生态斑块匮乏的区域,则采取人为增加新增型生态源地的方式来削减生态盲区,剩余盲区称为生态盲区 II。此后,将调整型和新增型生态源地作为初始生态网络的补充生态源地,对生态网络进行重构,从而确定补充生态廊道来进一步削减生态盲区,剩余盲区称为生态盲区 III。最后,考虑到仅依靠生态网络来削减生态盲区,将忽视数量众多的小型非聚集生态斑块对生态盲区的削减作用,进而在生态盲区 III 中筛选大于 0.1 km² 但小于等于 2 km² 的核心区和水体作为非源地型斑块来进一步削减生态盲区,剩余盲区称为生态盲区 IV。

2.2.2 生态网络“功能-结构”协调优化

(1) 生态网络功能重要性评价

生境质量是指生态系统维持生物适宜生存条件的能力^[45-46]。生境质量的好坏可以反映区域生物多样性水平与生态系统服务能力^[47]。因此,本研究采用 InVEST 模型的 Habitat Quality 模块评估研究区的生境质量,以反映生态网络的功能重要性。这一模块结合区域土地利用类型和各地类对生物多样性威胁因素的敏感性信息对区域生境质量进行评价。计算得出的生境质量指数的值域范围为[0,1],值越高代表生境质量越好,维持生物多样性的功能越强。

模型运行还需确定威胁因子参数表(表 2)和土地利用类型的生境适宜性及对威胁因子的敏感性参数表(表 3),其中,具体参数值在参考 InVEST 用户指南及相似区域的相关研究成果^[45,48-52]基础上,结合研究区实际情况及专家建议确定。

表 2 威胁因子参数表

Table 2 Table of threat factor parameters

威胁因子 Threat factors	最大影响距离/km The maximum influence distance	权重 Weight	衰退类型 Decay type
耕地 Cultivated land	1	0.7	线性
人造地表 Artificial surface	9	1	指数
裸地 Bareland	1	0.4	指数

表 3 土地利用类型的生境适宜性及对威胁因子的敏感性参数表

Table 3 Table of parameters for habitat suitability and sensitivity to threat factors for land use types

土地利用类型 Land use types	生境适应性 Habitat suitability	威胁因子的相关敏感性 Relevant sensitivities of threat factors		
		耕地 Cultivated land	人造地表 Artificial surface	裸地 Bareland
耕地 Cultivated land	0	0	0	0
林地 Forest	1	0.4	0.8	0.3
草地 Grassland	1	0.5	0.7	0.25
湿地 Wetland	1	0.5	0.7	0.25
水体 Water bodies	1	0.6	0.7	0.2
人造地表 Artificial surface	0	0	0	0
裸地 Bareland	0	0	0	0

(2) 生态网络结构重要性评价

生态网络可以看作是一种特殊且简单的复杂网络,利用复杂网络理论对生态网络的结构特征进行分析是该领域的前沿方向之一^[53]。本研究选取复杂网络理论中节点的度、介数中心性和特征向量中心性三个指标

从不同角度评估生态网络的结构重要性。具体地,首先将优化后的生态网络抽象为复杂网络中的节点(生态源地)和边(生态廊道);然后,采用 Pajek 网络分析软件计算抽象生态网络的拓扑结构指标;最后,将各类指标离差标准化处理后的平均值作为各节点的综合结构重要性。

(3) 生态网络功能与结构协调性分析与优化

当同时关注生态网络的拓扑结构和生态功能时,生态网络的结构与功能协调性问题应运而生^[53]。而其中的不协调问题,将阻碍生态流动和循环,进而导致生态系统整体功能的削弱,且难以实现网络连通性和生态功能的同步增加^[35]。本研究采用下式来评估生态网络中各生态节点的结构和功能协调性:

$$S_i = \frac{I_i}{Z_i} \quad (1)$$

式中, S_i 为节点 i 的结构与功能协调性, I_i 为节点 i 的功能重要性(其值为对应生态源地的平均生境质量), Z_i 为节点 i 的综合结构重要性。

当 $S_i > 1$, 即节点 i 的功能重要性大于其结构重要性时,本研究主要采用优先在 $S_i > 1$ 的节点之间增边的策略进行优化,以求达到提高其结构与功能协调程度的目的,具体步骤如下:

Step1: 计算所有节点 S_i 值,并降序排列,节点序号为 1, 2, 3..., 同时令 $n = 1, m = 2$;

Step2: 在序号 n 和 m 的节点之间新增边(生态廊道);

Step3: 判断新增边是否与已有边重复,重复则 $m = m + 1$, 执行 Step4; 否则执行 Step5;

Step4: 判断序号 m 节点的 S_i 值是否大于 1, 若是则返回 Step2; 否则令 $n = n + 1, m = n + 1$ 返回 Step2;

Step5: 计算拟增边后所有节点的 S_i 值,判断拟增边后所有节点的 S_i 值与上一次的 S_i 值相比是否下降,若 S_i 值降低则确定增边发生,并重新执行 Step1, 直到所有节点的 $S_i \leq 1$ 结束; 否则 $m = m + 1$ 执行 Step4。

对于所有 $S_i < 1$, 即节点 i 的结构重要性大于其功能重要性的节点,则采用自然断点法,将 S_i 值划分为 3 级,分别制定不同的生态源地功能提升策略。

2.3 生态网络的鲁棒性和结构指数评价

2.3.1 鲁棒性评价

鲁棒性表示网络在遭受破坏后维持其原有功能的能力^[33]。为评估优化前后生态网络的鲁棒性,本研究选用最大连通子图相对大小^[54-55]指标衡量网络在随机攻击和蓄意攻击两种情况下的稳定性。随机攻击是指随机去除若干节点;蓄意攻击是指去除度最大的若干节点。最大连通子图相对大小计算公式如下:

$$C = \frac{N_{\max}}{N} \quad (2)$$

式中, C 是最大连通子图的相对大小, $N_{\max}$ 是网络受到攻击破坏后最大连通子图中的节点数量, N 是初始网络节点的总数。

2.3.2 生态网络结构指数评价

采用基于图论的网络闭合度(α)、线点率(β)和网络连接度(γ) 3 个网络结构指数分析优化前后生态网络的闭合、复杂和连通程度^[56]。具体计算公式如下:

$$\alpha = (L - V + 1) / (2V - 5) \quad (3)$$

$$\beta = L / V \quad (4)$$

$$\gamma = L / 3(V - 2) \quad (5)$$

式中, L 是廊道总数, V 是生态源地总数。

3 结果与分析

3.1 初始生态网络的空间分布

本文共识别武汉市初始生态源地 17 个(图 3), 总面积为 $5.47 \times 10^2 \text{ km}^2$, 占核心区总面积的 73.76%, 占研

究区总面积的 6.38%。生态源地总体空间分布不均,西北部生态源地面积较大且相近,具有良好的协同辐射潜力,但东北部、东南部、中部和西部地区存在大面积的生态源地空缺区域。生态阻力值范围为 5.93—80,平均值为 41.56。阻力值总体上呈现中部相对较高,四周相对较低的分布格局(图 3)。中部阻力值高,原因是中部为武汉市的中心城区;阻力值较低的区域与生态源地分布格局较为一致,表明生态源地划定的合理性。基于生态源地和生态阻力面,利用 MCR 模型提取生态廊道,去除重复后共有 47 条,总长度为 1148.89 km。武汉市生态廊道分布呈现出显著的空间异质性(图 3)。西南部的廊道分布较为密集且长度较短,而其他区域由于源地间距较远,生态廊道分布相对稀疏,且长度较长。

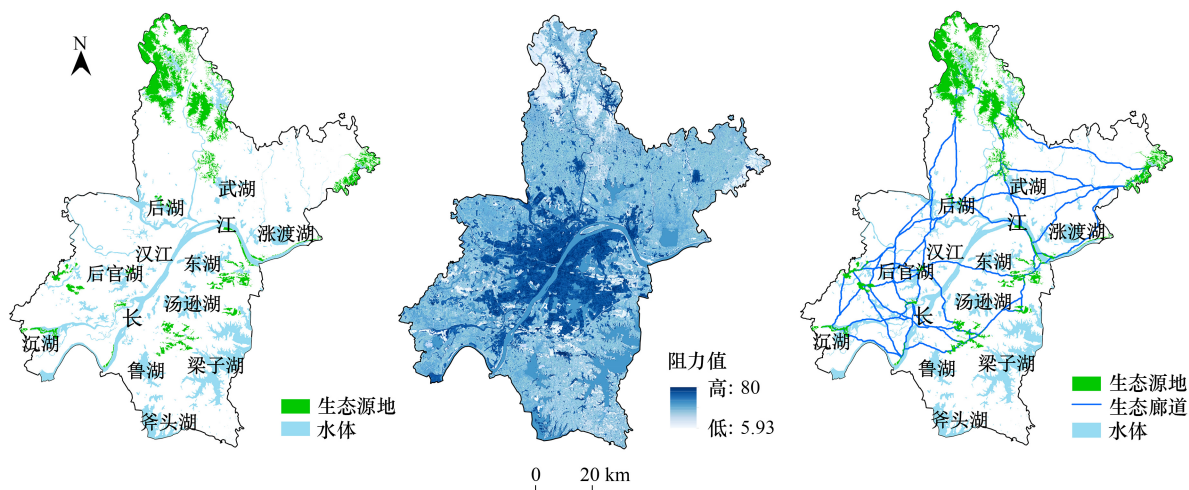


图 3 武汉市生态源地、生态阻力面和生态网络的空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ecological sources, ecological resistance surfaces and ecological networks in Wuhan city

武汉市的初始生态网络(图 3)呈现空间分布不均衡的特点:在西南地区,生态源地较多且彼此距离较近,生态网络密度较高;中部地区作为武汉市的核心城区,人造地表占据主导,生态源地稀缺且阻力值较大,生态网络呈现稀疏的特点;在东南地区,尽管人造地表较少,但由于梁子湖、鲁湖、斧头湖等水体及大面积耕地的存在,造成生态斑块面积较小且分散,未能识别出合适的生态源地,导致生态网络缺失。综上,武汉市当前的初始生态网络仍需进一步优化。

3.2 生态网络双目标优化结果

3.2.1 生态盲区分析及优化

(1) 生态盲区分析

本文识别原始生态盲区总面积为 2722.37 km²,占研究区总面积的 31.77%。图 4 展示了原始生态盲区分布状况,可见其分布零散,其中大面积盲区主要集中在武汉市东北部的新洲区以及西部的东西湖区和黄陂区。因此,初始生态网络亟待优化,以减少生态盲区。

(2) 生态盲区优化

① 调整型生态源地优化

优化的调整型生态源地共 8 个,总面积为 70.60 km²,主要分布在武汉市东北部和东南部。经缓冲区分析,形成的生态盲区 I (图 5) 面积为 2088.90 km²,较原始生态盲区面积减少 633.47 km²。

② 新增型生态源地优化

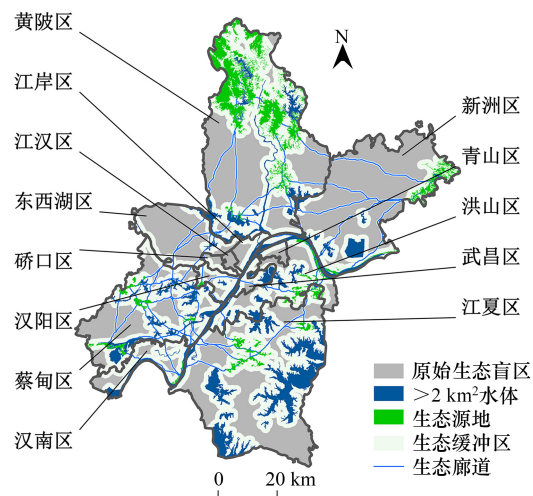


图 4 原始生态盲区图

Fig.4 Original ecological blind zone map

在生态盲区 I 的基础上,在缺乏生态斑块的盲区内进一步增补的新增型生态源地共 7 个。如图 5 所示,新增型生态源地主要分布在武汉市的北部区域。补充新增型生态源地后,生态盲区 II 的面积进一步减少 116.32 km²。

③补充生态廊道优化

在完成生态网络重构后,识别并新增的补充生态廊道共 74 条。在补充生态廊道的作用下,生态盲区得到进一步削减,生态盲区 III (图 5) 的面积较生态盲区 II 又减少了 237.86 km²,生态盲区更加细碎,但仍有 1734.72 km²。

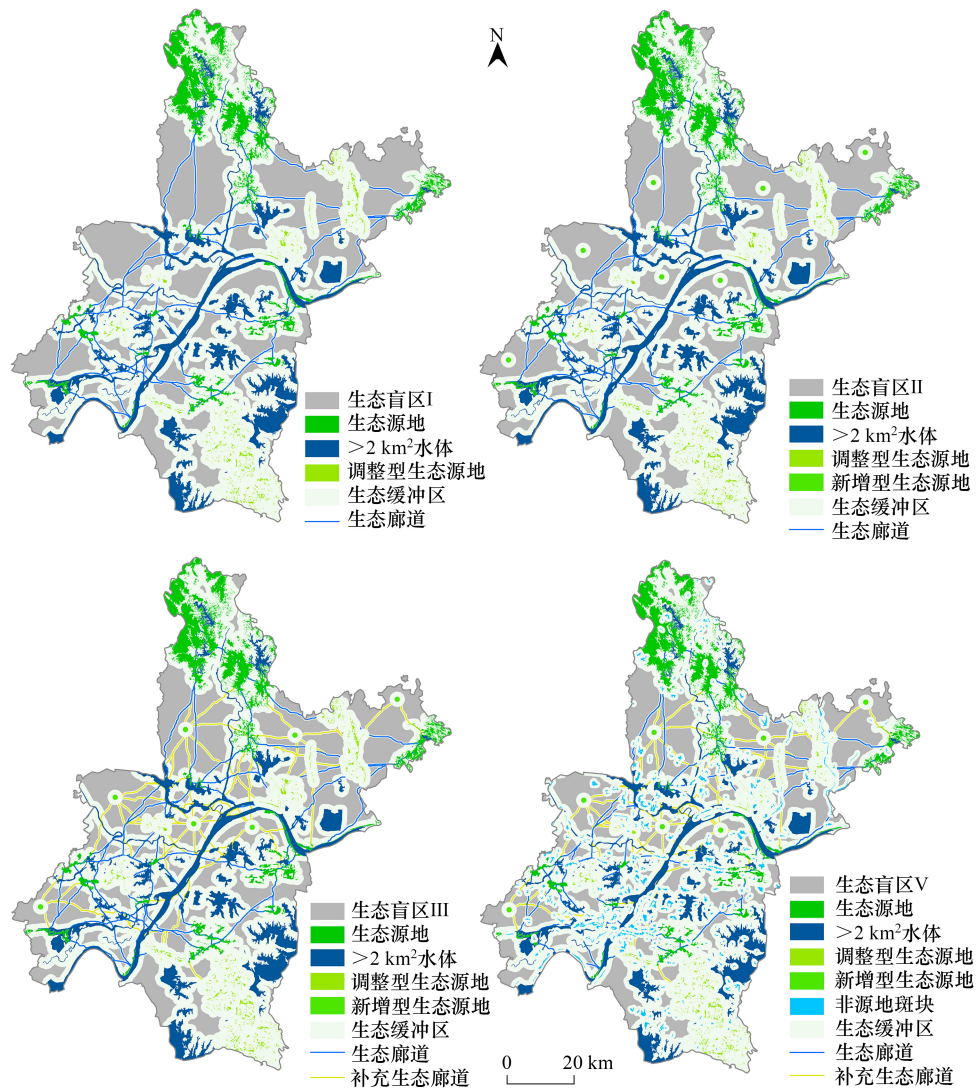


图 5 生态盲区 I、生态盲区 II、生态盲区 III、生态盲区 IV

Fig.5 Ecological blind zone I, ecological blind zone II, ecological blind zone III, Ecological blind zone IV

④非源地斑块优化

经非源地斑块优化后,共筛选出非源地斑块面积为 175.82 km²。经缓冲区分析后,确定的生态盲区 IV (图 5) 面积为 1316.80 km²,生态盲区面积占比降至 15.37%。

经上述生态盲区优化后,最终生态盲区面积较原始生态盲区减少 1405.57 km²,占比降低 16.40%。尽管研究区仍存在生态盲区,但分布较为分散,且规模较小。随着未来生态建设的推进,生态源地、生态廊道及非源地斑块功能将进一步提升,其辐射范围将进一步扩大,有望实现完全消除生态盲区。

3.2.2 生态网络“功能-结构”协调性评价及优化

(1) 生态网络功能重要性评价

生境质量评价结果如图 6 所示,武汉市生境质量总体平均值为 0.10,空间分布差异显著。优质生境主要集中在江湖区域和林地区域。以生态源地的生境质量平均值作为生态功能重要性标准,结果如表 4 所示。根据生态源地编号(图 6),27、7、1 号源地生态功能重要性较高,生境质量平均值均大于 0.5。而 3、14、15、25 号源地生态功能重要性为 0,原因在于这些源地为新增型生态源地,位于武汉市的人造地表和耕地两类地类,因此缺乏相应生态功能。

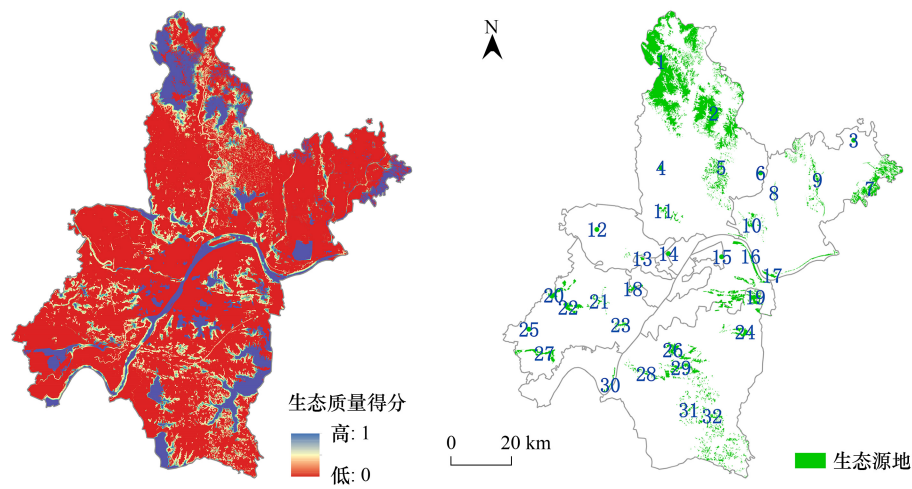


图 6 生境质量、生态源地编号
Fig.6 Habitat quality, ecological sources number

(2) 生态网络结构重要性评价

生态节点的结构重要性如表 4 所示,生态节点 14 具有最高的生态结构重要性,说明该节点在生态网络中扮演着关键的连接角色。相反,生态节点 32 的生态结构重要性最低,说明与该节点相连的节点较少,且这些连接节点的重要性也相对较低。

表 4 生态网络“功能-结构”协调性分析表

Table 4 Table analysing “functional-structural” coordination in ecological networks

源地编号 Source location number	功能重要性 Functional importance	结构重要性 Structural importance	功能结构协调性 Functional-structural coordination	源地编号 Source location number	功能重要性 Functional importance	结构重要性 Structural importance	功能结构协调性 Functional-structural coordination
1	0.58	0.46	1.27	17	0.38	0.26	1.47
2	0.41	0.26	1.56	18	0.41	0.60	0.69
3	0.00	0.04	0.00	19	0.30	0.54	0.56
4	0.00	0.69	0.00	20	0.27	0.59	0.45
5	0.25	0.63	0.40	21	0.22	0.38	0.59
6	0.01	0.25	0.02	22	0.27	0.67	0.40
7	0.63	0.12	5.14	23	0.26	0.47	0.56
8	0.28	0.24	1.15	24	0.32	0.13	2.49
9	0.38	0.51	0.75	25	0.00	0.32	0.00
10	0.27	0.42	0.65	26	0.25	0.61	0.41
11	0.27	0.60	0.45	27	0.70	0.32	2.19
12	0.00	0.44	0.00	28	0.25	0.41	0.60
13	0.33	0.71	0.46	29	0.26	0.43	0.60
14	0.00	0.99	0.00	30	0.25	0.28	0.92
15	0.00	0.54	0.00	31	0.24	0.21	1.16
16	0.28	0.73	0.38	32	0.25	0.00	—

(3) 生态网络“功能-结构”协调性分析与优化

根据表 4 数据可知,9 个生态源地的协调性分析值大于 1,说明这些节点的功能重要性超过了其结构重要性,未来应通过增设生态廊道提高其结构重要性。其余生态节点协调性分析值小于 1,表明这些节点在生态建设方面有待加强,以匹配其生态结构。

对协调性大于 1 的节点进行优化后,生态网络共新增 17 条边(图 7),发生增边的节点主要集中在 32、7 和 27 号节点。优化后各节点的功能与结构协调性均小于 1(图 7),表明结构重要性均已匹配且超越了功能重要性。

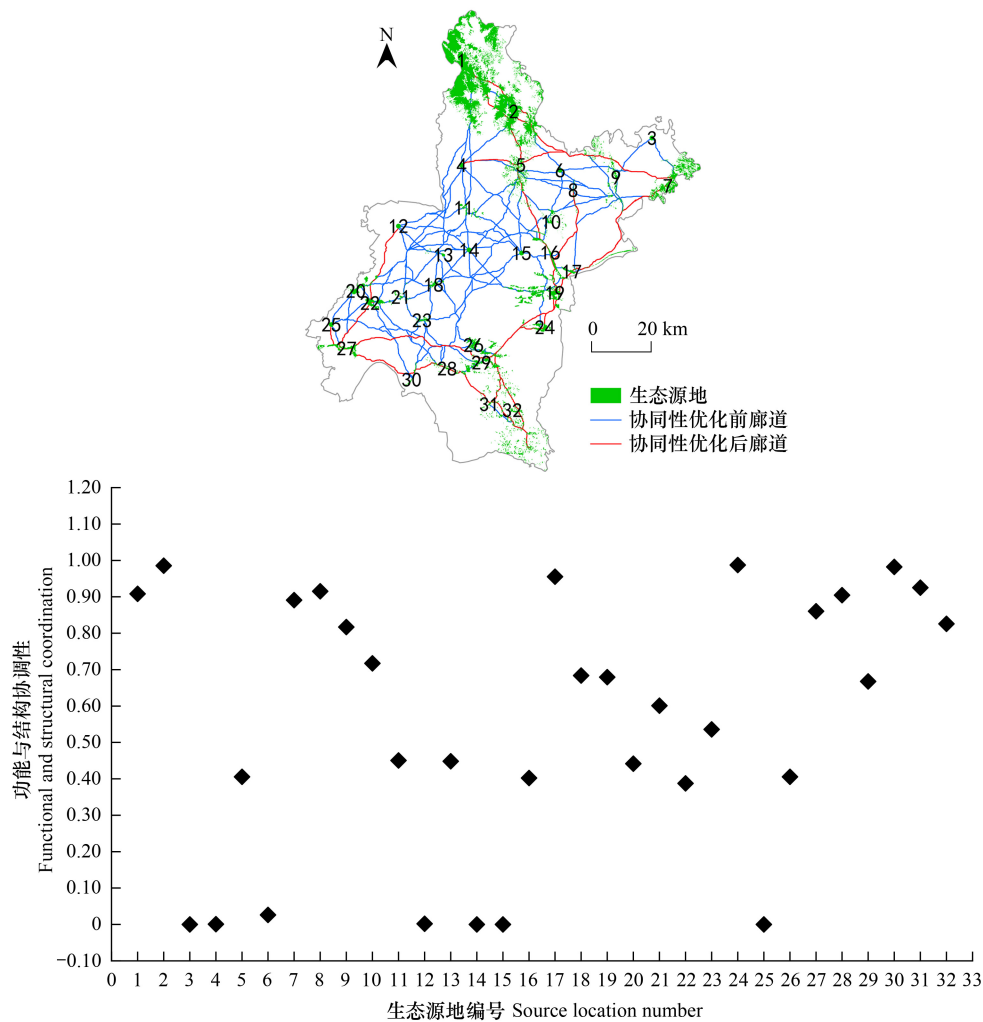


图 7 优化后生态网络及其协调性分析结果

Fig.7 Optimized ecological network, results of the coordination analysis of the optimized ecological network

对于协调性小于 1 的节点,本研究采用自然断点法分为三级。其中,协调性位于 $[0.00, 0.03)$ 的源地被视为生态建设源地,这些源地未来将进行生态建设,以逐步提高其生态功能。协调性位于 $[0.03, 0.70)$ 的源地则被定位为生态培育源地,将实施生态培育工程以增强其现有生态功能。而对于协调性位于 $[0.70, 1.00]$ 的源地则被视为生态涵养源地,采取自然恢复策略,保护和维持现有生态系统,防止不必要的开发和破坏,确保斑块内的生物多样性。

3.3 优化前后生态网络评价

3.3.1 鲁棒性评价结果

根据优化前后生态网络在不同攻击模式下的鲁棒性变化(图 8),鲁棒性与攻击节点的移除率紧密相关。

随着攻击节点移除比例的增加,生态网络的鲁棒性呈现波动下降趋势。尤其在蓄意攻击模式下,下降速率明显快于随机攻击模式。

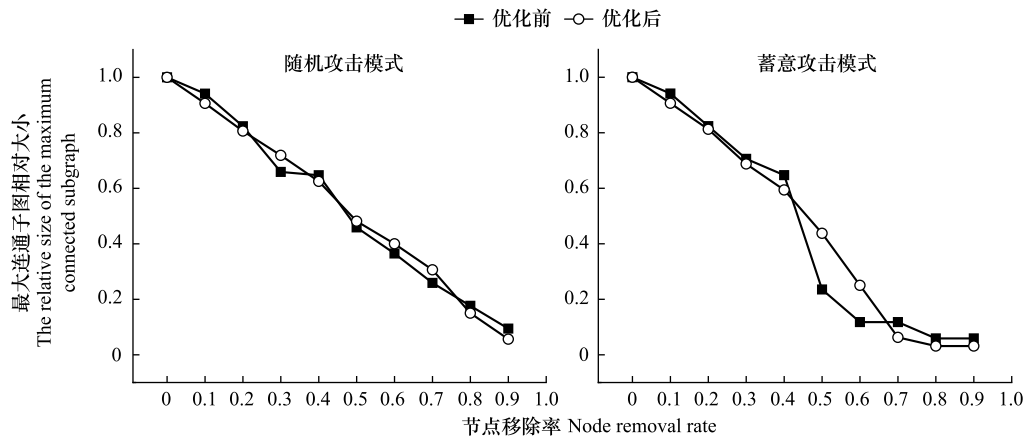


图 8 优化前后生态网络鲁棒性分析

Fig.8 Robustness analysis of ecological networks before and after optimization

在随机攻击模式下,随着节点移除率的增加,优化后生态网络的鲁棒性下降趋势相比优化前更为平滑。在节点移除率为 30%到 70%区间内,优化后生态网络的鲁棒性整体上要高于优化前。在蓄意攻击模式下,优化后生态网络的鲁棒性在节点移除率的前段和后段略逊于优化前生态网络,但在中段表现明显优于优化前。当节点移除率达到 50%时,优化前生态网络的鲁棒性从 0.65 迅速下降至 0.24,而同比例下优化后生态网络的鲁棒性为 0.44,几乎是优化前生态网络的两倍。总体而言,经过优化后,生态网络的鲁棒性要优于优化前的生态网络。这表明本研究的双目标导向下的生态网络协同优化不仅能够实现各自的优化目标,还能增强生态网络的稳定性。

3.3.2 生态网络结构指数评价结果

如表 5 所示,优化后生态网络的 α 、 β 和 γ 指数相较于优化前分别提高了 69.16%、56.16%和 47.12%。这表明,经双目标协同优化后生态网络的闭合性、复杂性和连通性得到了较大提高,使生态源地间的连接更加紧密和流畅,从而使优化的生态网络更有利于物种迁徙和信息传递。

表 5 优化前后生态网络结构指数评价表

Table 5 Evaluation table of ecological network structure index before and after optimisation

类型 Type	源地数量 Number of sources	廊道数量 Number of corridors	α	β	γ
优化前 Pre-optimization	17	47	1.07	2.76	1.04
优化后 Post-optimization	32	138	1.81	4.31	1.53

4 讨论

4.1 “生态盲区削减-网络功能结构协调”双目标协同优化框架的理论价值

生态网络作为一个复杂系统,其优化应该是一个系统的多目标过程^[36]。然而,现有研究多从单一视角开展,导致生态网络优化结果无法适应多目标需求。个别研究虽涉及多个优化目标,但也仅是简单叠加、各目标之间缺乏有效联系,导致优化效果缺乏协同效应。在本研究提出的“生态盲区削减-网络功能结构协调”双目标协同优化模型中,削减生态盲区对解决生态网络布局缺陷、修复局部生态环境、扩大物种可达范围以及提升区域生态安全水平具有重大意义。在此基础上,进一步优化生态网络自身功能与结构的协调性,不仅有助于

确保生态网络功能得到充分发挥,还能巩固生态盲区优化成果。此外,两者的相互作用具备形成“1+1>2”的协同效应潜力,能够实现最佳的生态网络优化效果。将该模型应用于武汉市这一典型区域开展实证研究后发现,该模型不仅能够实现各自的优化目标,还能增强生态网络的稳定性、闭合性、复杂性和连通性。表明本研究提出的双目标协同优化模型具备较好的可行性和科学性。因此,本研究能够为生态网络优化研究提供新的可行性的研究视角和框架。

4.2 “生态盲区削减-网络功能结构协调”双目标协同优化框架的应用价值

从生态盲区削减的优化目标出发,通过实施差异化削减措施,武汉市生态盲区占比降至 15.37%,这与张晓琳等^[34]的研究结果较为一致,表明了优化措施的有效性,但在优化效果方面存在一定差异,可能与研究区的尺度和土地利用情况不同有关。在生态盲区优化的基础上,从优化生态网络自身的功能与结构协调性角度出发,进一步优化生态网络,共增加 17 条廊道,并制定了生态源地的差异化生态建设策略,实现了生态网络功能与结构的协调,避免了功能与结构异配制约生态网络整体功能的充分发挥。通过对优化前后生态网络的评价发现,经双目标协同优化的武汉市生态网络在稳定性、闭合性、复杂性和连通性方面均得到不同程度提升。其中,更好的稳定性有助于生态网络在面临火灾、泥石流、违规建设占用等不确定性攻击时具有更好的韧性;更好的闭合性、复杂性和连通性对促进区域物质、能量和信息流的传递具有重要意义。研究结果将为武汉市政府构建生态功能辐射全域、网络自身协调的生态网络提供理论和方法指导,并能够为同类型区域的生态网络优化研究提供借鉴参考。

4.3 研究不足与展望

本研究在生态网络构建时,仅关注了陆地物种的绿色生态网络。然而,区域完整的生态网络应该由绿色生态网络与水生物种的蓝色生态网络共同构成。在未来的研究中,可以将这两种生态网络同时纳入构建体系,并探讨它们之间的互动关系。此外,本研究提出的生态网络双目标优化模型中,各个优化目标之间存在相互作用关系,具备产生协同效应的潜力。然而,这种协同效应所产生的协同效果只是定性分析的结果,尚未经过定量分析和评价。因此,未来研究的一个重要方向是建立一套评价方法,对协同效果进行定量评估。

5 结论

(1) 武汉市的初始生态网络分布呈现出显著的不均衡性。初始生态网络分布状况与生态源地和生态阻力面的分布紧密相关,在生态源地丰富且阻力值较低的区域,生态网络密度更高。总体来看,西南区域的生态网络较为密集,中部地区相对稀疏,而东南区域则存在明显的空缺。

(2) 开展生态盲区指导下的生态网络优化,可以显著削减生态盲区。原始生态盲区占研究区总面积的 31.77%,主要集中在新洲区、东西湖区和黄陂区。经过实施调整型生态源地、新增型生态源地、补充生态廊道以及非源地斑块的盲区优化策略后,生态盲区占比降至 15.37%。

(3) 进行生态网络功能与结构协调优化,可以解决生态节点的功能与结构异配问题。对于功能大于结构的节点,采取增边策略后,节点的结构重要性得到了提升;对于结构大于功能的节点,制定分级生态建设措施,可以有效提升其功能重要性。两者协同作用下,将实现生态网络功能与结构的协调发展。

(4) 优化后的生态网络在稳定性、复杂性、闭合性和连通性方面均得到不同程度增强。评价结果显示,优化后的生态网络在随机攻击和蓄意攻击两种模式下表现出更强的鲁邦性,表明其稳定性得到了提升;同时优化后生态网络的 α 、 β 、 γ 指数均有显著增长,表明其复杂性、闭合性和连通性也得到了增强。

参考文献 (References):

- [1] 何建华,袁毅,张苗苗,覃荣诺,陈志朋. 基于网络群组特征的生态管理分区——以武汉市为例. 生态学报, 2024, 44(4): 1514-1525.
- [2] Cui L, Wang J, Sun L, Lv C D. Construction and optimization of green space ecological networks in urban fringe areas: a case study with the urban fringe area of Tongzhou district in Beijing. Journal of Cleaner Production, 2020, 276: 124266.
- [3] Li G D, Fang C L, Li Y J, Wang Z B, Sun S A, He S W, Qi W, Bao C, Ma H T, Fan Y P, Feng Y X, Liu X P. Global impacts of future urban

- expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications*, 2022, 13: 1628.
- [4] Yang L Z, Niu T, Yu Q, Zhang X, Wu H. Relationship between topological structure and ecosystem services of forest grass ecospatial network in China. *Remote Sensing*, 2022, 14(19): 4700.
- [5] Lu Y C, Liu Y L, Huang D, Liu Y F. Evolution analysis of ecological networks based on spatial distribution data of land use types monitored by remote sensing in Wuhan urban agglomeration, China, from 2000 to 2020. *Remote Sensing*, 2022, 14(11): 2618.
- [6] Wu B, Bao Y, Wang Z T, Chen X T, Wei W F. Multi-temporal evaluation and optimization of ecological network in multi-mountainous city. *Ecological Indicators*, 2023, 146: 109794.
- [7] 李权荃, 金晓斌, 宋家鹏, 杨帆, 周寅康. 基于尺度嵌套与复合功能视角的高强度城市化地区生态网络体系研究——以江阴市为例. *生态学报*, 2023, 43(22): 9133-9147.
- [8] Wang T W, Huang Y C, Cheng J H, Xiong H, Ying Y, Feng Y, Wang J M. Construction and optimization of watershed-scale ecological network based on complex network method: a case study of Erhai Lake Basin in China. *Ecological Indicators*, 2024, 160: 111794.
- [9] 李权荃, 金晓斌, 张晓琳, 韩博, 李寒冰, 周寅康. 基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与评价. *生态学报*, 2023, 43(4): 1461-1473.
- [10] Hilty J, Worboys G L, Keeley A, Woodley S, Lausche B J, Locke H, Carr M, Pulsford I, Pittock J, White J W, Theobald D M, Levine J, Reuling M, Watson J E M, Ament R, Tabor G M. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. Gland, Switzerland: IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2020.
- [11] 新华社. 中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要. *中国水利*, 2021(6): 1-38.
- [12] 曾兴兰, 陈田田. 基于生态系统服务供需的贵州省生态安全网络构建与优化. *山地学报*, 2023, 41(4): 493-507.
- [13] Song S, Gong Y, Yu Y F. Integrating pattern, process, and function in urban landscape ecological network planning: a case study of Harbin central city. *Ecological Indicators*, 2024, 159: 111671.
- [14] 弓灏洁, 常金生, 杜雨阳. 基于 MCR 和重力模型的县域生态网络构建. *测绘通报*, 2023(11): 23-29, 81.
- [15] 黄俊达, 黄金玲, 陈超劲. 以自然保护地为主体的广州市域生态网络构建. *应用生态学报*, 2024, 35(1): 247-254.
- [16] Huang L Y, Wang J, Cheng H G. Spatiotemporal changes in ecological network resilience in the Shandong Peninsula urban agglomeration. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 339: 130681.
- [17] 杨欣, 肖豪立, 王艺霏. 长江中游城市群生态网络构建、优化与协同治理. *水土保持学报*, 2024, 38(1): 300-309, 318.
- [18] 王浩阳, 牛文浩, 宋曼, 张蚌蚌, 靳亚亚. 基于 LUCC 及其 ESV 响应的陕西省生态网络构建与空间优化. *资源科学*, 2023, 45(7): 1380-1395.
- [19] 张周爱, 杜芳, 黄超, 邢龙飞, 雷少刚. 露天矿区的生态网络格局评价——以胜利露天矿区为例. *煤炭学报*, 2019, 44(12): 3839-3848.
- [20] 许庆, 田宇, 胡远东, 刘炳熙, 郭迎皓. 大庆市湿地生态网络的构建与优化研究. *甘肃农业大学学报*, 2020, 55(1): 153-160, 169.
- [21] 姚采云, 安睿, 窦超, 刘耀林. 基于 MSPA 与 MCR 模型的三峡库区林地生态网络构建与评价研究. *长江流域资源与环境*, 2022, 31(9): 1953-1962.
- [22] 于婧, 汤昇, 陈艳红, 张蕾, 聂艳, 邓文胜. 山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建——以张家界市为例. *生态学报*, 2022, 42(4): 1290-1299.
- [23] 姚材仪, 何艳梅, 程建兄, 张天翼, 潘洪义, 马红菊. 岷江流域生态安全格局评价与优化——基于最小累积阻力模型和重力模型. *生态学报*, 2023, 43(17): 7083-7096.
- [24] Wei Q Q, Halike A, Yao K X, Chen L M, Balati M. Construction and optimization of ecological security pattern in Ebinur Lake Basin based on MSPA-MCR models. *Ecological Indicators*, 2022, 138: 108857.
- [25] 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(C): 214-222.
- [26] 李倩瑜, 唐立娜, 邱全毅, 李寿跳, 徐焯. 基于形态学空间格局分析和最小累积阻力模型的城市生态安全格局构建——以厦门市为例. *生态学报*, 2024, 44(6): 2284-2294.
- [27] Dai L, Liu Y B, Luo X Y. Integrating the MCR and DOI models to construct an ecological security network for the urban agglomeration around Poyang Lake, China. *The Science of the Total Environment*, 2021, 754: 141868.
- [28] 杨文越, 叶泓妤. 基于生境质量的粤港澳大湾区生态网络识别. *生态学报*, 2023, 43(24): 10430-10442.
- [29] Lu Y C, Huang D, Liu Y L, Zhang Y, Jing Y, Chen H T, Zhang Z Y, Liu Y F. Exploring the optimization and management methods of ecological networks based on the cluster mode: a case study of Wuhan Metropolis, China. *Land Use Policy*, 2024, 137: 107021.
- [30] 石晶, 石培基, 王梓洋, 万雅, 程番苑, 王丽蓉. 基于复杂网络理论和电路模型的酒泉市生态网络优化. *应用生态学报*, 2024, 35(1): 237-246.
- [31] Qian M Y, Huang Y T, Cao Y R, Wu J Y, Xiong Y M. Ecological network construction and optimization in Guangzhou from the perspective of biodiversity conservation. *Journal of Environmental Management*, 2023, 336: 117692.
- [32] Nie W B, Shi Y, Siaw M J, Yang F, Wu R W, Wu X, Zheng X Y, Bao Z Y. Constructing and optimizing ecological network at county and town Scale: the case of Anji County, China. *Ecological Indicators*, 2021, 132: 108294.

- [33] Men D, Pan J H. Incorporating network topology and ecosystem services into the optimization of ecological network: a case study of the Yellow River Basin. *The Science of the Total Environment*, 2024, 912: 169004.
- [34] 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.
- [35] Liu H J, Niu T, Yu Q, Yang L Z, Ma J, Qiu S. Evaluation of the spatiotemporal evolution of China's ecological spatial network function-structure and its pattern optimization. *Remote Sensing*, 2022, 14(18): 4593.
- [36] Huang K X, Peng L, Wang X H, Deng W, Liu Y. Incorporating circuit theory, complex networks, and carbon offsets into the multi-objective optimization of ecological networks: a case study on Karst regions in China. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 383: 135512.
- [37] Liu H J, Niu T, Yu Q, Yang L Z, Ma J, Qiu S, Wang R R, Liu W, Li J Z. Spatial and temporal variations in the relationship between the topological structure of eco-spatial network and biodiversity maintenance function in China. *Ecological Indicators*, 2022, 139: 108919.
- [38] Vogt P, Riitters K. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 2017, 50(1): 352-361.
- [39] Lamchin M, Lee J Y, Lee W K, Lee E J, Kim M, Lim C H, Choi H A, Kim S R. Assessment of land cover change and desertification using remote sensing technology in a local region of Mongolia. *Advances in Space Research*, 2016, 57(1): 64-77.
- [40] Xiang H X, Zhang J, Mao D H, Wang M, Yu F D, Wang Z M, Li H Y. Optimizing ecological security patterns considering zonal vegetation distribution for regional sustainability. *Ecological Engineering*, 2023, 194: 107055.
- [41] Liu X Y, Su Y, Li Z G, Zhang S. Constructing ecological security patterns based on ecosystem services trade-offs and ecological sensitivity: a case study of Shenzhen metropolitan area, China. *Ecological Indicators*, 2023, 154: 110626.
- [42] 林文豪, 温兆飞, 吴胜军, 毕月. 成渝地区双城经济圈生态安全格局识别及改善对策. *生态学报*, 2023, 43(3): 973-985.
- [43] 邬志龙, 杨济瑜, 谢花林. 南方丘陵山区生态安全格局构建与优化修复——以瑞金市为例. *生态学报*, 2022, 42(10): 3998-4010.
- [44] 黄心怡. 基于生态系统服务功能与生态敏感性的生态网络稳定性研究——以江西省信丰县为例[D]. 南昌: 江西农业大学, 2020.
- [45] 魏文飞, 包玉, 王志泰, 陈信同, 孙玉真, 曾慕琳, 莫亚国. 喀斯特多山城市生境质量对土地利用变化的时空响应——以贵阳市为例. *生态学报*, 2023, 43(10): 3920-3935.
- [46] Mengist W, Soromessa T, Feyisa G L. Landscape change effects on habitat quality in a forest biosphere reserve: implications for the conservation of native habitats. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 329: 129778.
- [47] 捉杨, 庄鸿飞, 陈敏豪, 张超, 胡发祥, 赵秋璐, 胡志良, 栾晓峰. 天津市自然保护地与区域生境质量的时空演变格局. *生态学报*, 2023, 43(7): 2770-2780.
- [48] 姜泽芳. 基于 AcrGIS 与 InVEST 模型的湖北省土地利用变化与生态系统服务功能研究[D]. 沈阳: 沈阳师范大学, 2023.
- [49] 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.
- [50] 王赫彬. 长白山区生态系统服务变化及权衡与协同关系研究[D]. 哈尔滨: 中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所), 2022.
- [51] Wang S Y, Liang X N, Wang J Y. Parameter assignment for InVEST habitat quality module based on principal component analysis and grey coefficient analysis. *Mathematical Biosciences and Engineering: MBE*, 2022, 19(12): 13928-13948.
- [52] Hu J Y, Zhang J X, Li Y Q. Exploring the spatial and temporal driving mechanisms of landscape patterns on habitat quality in a city undergoing rapid urbanization based on GTWR and MGWR: the case of Nanjing, China. *Ecological Indicators*, 2022, 143: 109333.
- [53] 张启斌. 乌兰布和沙漠东北缘生态网络构建与优化研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
- [54] Lu Z, Li W, Zhou S Y. Constructing a resilient ecological network by considering source stability in the largest Chinese urban agglomeration. *Journal of Environmental Management*, 2023, 328: 116989.
- [55] Luo Y H, Wu J S. Linking the minimum spanning tree and edge betweenness to understand arterial corridors in an ecological network. *Landscape Ecology*, 2021, 36(5): 1549-1565.
- [56] 刘瑞宽, 杨林朋, 李同昇, 朱炳臣, 李炬霖. 基于 ERA 和 MCR 模型的生态安全格局构建——以陕西沿黄地区为例. *中国环境科学*, 2024, 44(2): 1053-1063.