北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

环湖城市生态网络构建与优化

张晓瑞 王文哲 刘畅 王振波 曹翔宇

Construction and optimization of urban ecological network in lakeside cities: a case study of Hefei City, Anhui Province of eastern China

Zhang Xiaorui, Wang Wenzhe, Liu Chang, Wang Zhenbo, Cao Xiangyu

引用本文:
张晓瑞, 王文哲, 刘畅, 王振波, 曹翔宇. 环湖城市生态网络构建与优化[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(1):180–196. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250333
Zhang Xiaorui, Wang Wenzhe, Liu Chang, Wang Zhenbo, Cao Xiangyu. Construction and optimization of urban ecological network in lakeside cities: a case study of Hefei City, Anhui Province of eastern China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(1):180–196. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250333

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250333

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于生态系统服务的永定河流域北京段生态网络构建与优化

Construction and optimization of ecological network in Beijing section of Yongding River Basin based on ecosystem services

北京林业大学学报, 2022, 44(3): 106–118. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200272

多尺度视角下的城市鸟类生境网络构建

Construction of urban bird habitat network from a multi–scale perspective: taking the Cuihu–Shahe area in Beijing as an example

北京林业大学学报, 2025, 47(8): 149–161. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240189

耦合Graphab–PLUS模型的生态网络动态评估框架

A dynamic assessment framework of ecological networks coupled with Graphab–PLUS model: a case study in the central area of Beijing

北京林业大学学报, 2025, 47(1): 95–105. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230222

黄河流域生态空间网络特征

Characteristics of spatial ecological network in the Yellow River Basin of northern China

北京林业大学学报, 2022, 44(12): 142–152. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210159

西双版纳州生态廊道构建

Construction of ecological corridor in Xishuangbanna Prefecture, Yunnan Province of southwestern China

北京林业大学学报, 2024, 46(11): 113–123. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230260

基于复杂网络理论的生态空间优化

Ecological spatial optimization based on complex network theory: a case study of Songhua River Basin of northeastern China

北京林业大学学报, 2022, 44(9): 91–103. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210475

DOI:10.12171/j.1000−1522.20250333

环湖城市生态网络构建与优化
——以合肥市为例

张晓瑞[1,2]　王文哲[1]　刘　畅[1]　王振波[3]　曹翔宇[1]
（1. 合肥工业大学城乡规划系，安徽 合肥 230601；2. 合肥工业大学数字人居环境研究实验室，安徽 合肥 230601；
3. 中国科学院地理科学与资源研究所，北京 100101）

摘要:【目的】构建城湖共生的生态网络是环湖城市破解发展与保护矛盾的关键。本研究以合肥市为例，旨在识别巢湖与城市空间的连通性短板并提出优化方案。**【方法】**基于形态学空间格局分析法（MSPA）、最小累积阻力模型（MCR）、重力模型与电路理论，构建“源地—廊道—节点”分析框架。通过 MSPA 识别生态源地，结合景观连通度梯度分析确定 7 500 m 为最适距离阈值；构建包含土地利用类型、坡度、高程、道路因子的生态阻力面，利用 MCR 提取廊道，并根据重力模型分级；运用电路理论识别关键节点，据此优化网络并定量评估效果。**【结果】**（1）合肥市生态网络由 1 494.64 km^2 的核心生态源地和 271 条生态廊道构成，其中一级廊道 69 条，网络结构呈“南密北疏、环湖集聚”格局。（2）通过消除生态障碍点与补充生态源地，网络闭合指数、网络连接度指数和网络连通率指数分别从优化前的 0.96、2.85 和 0.97 提升至 1.02、2.99 和 1.01，网络连通性显著提高。（3）结合合肥市生态网络格局特征，识别出 310.53 km^2 的生态夹点区域与 54 处生态障碍点，提出“分级差异化管控”对策。**【结论】**本研究揭示了环湖城市以湖泊为核心的放射状连通性格局，提出的夹点保护与障碍消除协同策略，可为长三角生态安全屏障建设提供方法参考。

关键词：生态网络；形态学空间格局分析法；生态廊道；城湖关系；合肥市
中图分类号：TU985　**文献标志码：**A　**文章编号：**1000−1522(2026)01−0180−17
引文格式：张晓瑞，王文哲，刘畅，等. 环湖城市生态网络构建与优化——以合肥市为例［J］. 北京林业大学学报，2026，48(1)：180−196. Zhang Xiaorui, Wang Wenzhe, Liu Chang, et al. Construction and optimization of urban ecological network in lakeside cities: a case study of Hefei City, Anhui Province of eastern China［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(1): 180−196.

Construction and optimization of urban ecological network in lakeside cities: a case study of Hefei City, Anhui Province of eastern China

Zhang Xiaorui[1,2]　Wang Wenzhe[1]　Liu Chang[1]　Wang Zhenbo[3]　Cao Xiangyu[1]
(1. Department of Urban and Rural Planning, Hefei University of Technology, Hefei 230601, Anhui, China;
2. Laboratory of Digital Human Habitat Studies, Hefei University of Technology, Hefei 230601, Anhui, China;
3. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract:［**Objective**］Establishing an ecological network that fosters “city-lake symbiosis” is essential for addressing the conflict between urban development and environmental conservation in lakeside cities. Using Hefei as a case study, this research identifies connectivity deficiencies between Chaohu Lake and urban areas and proposes optimization strategies.［**Method**］The study employs a “ source-corridor-node” analytical framework based on morphological spatial pattern analysis (MSPA), minimum cumulativeresistance (MCR), the gravity model, and circuit theory. Ecological sources were identified using MSPA, and an optimal distance threshold of 7 500 m was determined through landscape connectivity

收稿日期: 2025−08−29　**修回日期:** 2026−01−03
基金项目: 国家自然科学基金项目（41771181、421300365），合肥工业大学科研项目（W2022JSFW0959）。
作者简介: 张晓瑞，教授，国家注册城乡规划师。主要研究方向：城市与区域规划。Email: rgdhf@126.com　地址：230601 安徽省合肥市蜀山区丹霞路 485 号合肥工业大学翡翠湖校区建筑艺术馆 407 数字人居环境研究实验室。
本刊网址: https://j.bjfu.edu.cn; https://journal.bjfu.edu.cn

gradient analysis. An ecological resistance surface was constructed, incorporating land use type, slope, elevation, and road factors. The MCR model was utilized to extract corridors, which were further classified using the gravity model. Critical nodes were identified using circuit theory, facilitating network optimization and quantitative evaluation. [**Result**] (1) The ecological network of Hefei encompasses 1 494.64 km^2 of core ecological sources and 271 ecological corridors, including 69 primary corridors. The network structure exhibits a spatial pattern characterized by "greater density in the south, sparser distribution in the north, and clustering around the lake." (2) By addressing ecological barrier points and augmenting ecological sources, the network closure index, network connectivity index, and network connectivity rate were improved from 0.96, 2.85, and 0.97 before optimization to 1.02, 2.99, and 1.01, respectively, demonstrating a marked enhancement in network connectivity. (3) Based on the spatial characteristics of Hefei's ecological network, 310.53 km^2 of ecological pinch points and 54 ecological barrier points were identified. A strategy of "zonal differentiation and targeted management" was proposed. [**Conclusion**] This study elucidates the radial connectivity pattern centered on the lake in lakeside cities. The proposed integrated strategy of pinch point protection and barrier elimination offers methodological support for constructing ecological security barriers in the Yangtze River Delta region.

Key words: ecological network; morphological spatial pattern analysis(MSPA); ecological corridor; city-lake relationship; Hefei City

城市生态网络作为协调人地关系、保障生态安全的关键空间载体[1]，在维护生物多样性、缓解城市热岛效应及提升居民福祉等方面具有不可替代的作用[2]。对于环湖城市而言，“城湖关系”是生态网络构建的核心命题，湖泊作为区域生态系统的绿心，其生态功能的发挥直接依赖于城市空间与湖泊生态系统的连通性与协同性[3]。合肥市作为典型的环湖城市，巢湖既是城市生态系统的核心组成，也是长三角重要的生态屏障。然而，随着城镇化的加速，2012—2022 年间，合肥市建成区面积扩张率达 48.6%，巢湖流域湿地面积缩减 18.7%[4]，城市建设与湖泊保护的矛盾日益突出。一方面，城市扩张导致巢湖周边生态空间破碎化，“城湖”生态廊道被阻断；另一方面，湖泊生态功能退化反作用于城市，加剧了内涝、热岛等环境问题[5]。在此背景下，科学构建以“城湖连通”为核心的生态网络体系，对落实区域生态战略、破解城湖发展矛盾具有重要意义。

国内外关于城市生态网络构建的研究已形成较为成熟的理论体系。早期 Forman 等[6]提出的“斑块—廊道—基质”理论奠定了景观生态学研究基础；俞孔坚[7]融合最小累积阻力模型（minimum cumulative resistance，MCR）创立景观安全格局理论，推动了生态网络定量化研究；近年来，形态学空间格局分析法（morphological spatial pattern analysis，MSPA）[8]与电路理论（circuit theory）[9]结合的多尺度分析[10]、重力模型（gravity model）[11]驱动的廊道分级[12]等技术显著提升了网络构建的精度[13]。针对湖泊流域的研究表明，其生态网络构建具有区别于一般城市生态网络的典型特征：首先，湖泊水体及其滨湖湿地构成了区域生态系统的绿心与核心生态源地[14]；其次，“水陆交错带”作为连接湖泊与城市陆地生态系统的关键界面，其生态过程的连续性直接决定了“城湖关系”的健康程度与生态服务的传输效率[15]；再者，入湖河流及其沿岸绿地天然形成了连接“湖心”与“城域”的结构性廊道，是构建“城湖共生”生态网络的骨架[16]。在方法上，复杂网络理论被引入用于分析生态网络的拓扑结构，并通过“增边”等策略优化网络鲁棒性，水文连通性作为影响河湖生态空间动态的核心机制也日益受到关注[17]。

尽管学界已形成“源地识别—廊道提取—网络优化”的标准流程，但总体来看，现阶段已有研究多聚焦于绿色空间生态网络格局构建，且在确定生态网络的距离阈值时多采用经验法[18]，对生态廊道结构性等级划分和挖掘关键生态节点的研究仍较少[19]。本文以合肥市为案例，紧扣“城湖关系”优化目标，综合运用 MSPA、MCR 模型、电路理论等方法，构建并优化环湖城市生态网络，重点解析巢湖作为核心源地的生态作用，提出强化“城湖”连通的管控策略，为巢湖综合治理、推动环湖城市可持续发展提供科学支撑，并为生态网络构建方法的优化与拓展提供新的思路。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

合肥市（30°57′～32°32′N，116°41′～117°58′E）位于安徽省中部、巢湖北岸，是长三角副中心城市及典

型的环湖城市，市域总面积 11 445 km^2，其中巢湖水域及沿岸湿地占市域面积的 8.30%，构成“城抱湖、湖润城”的独特空间格局。作为巢湖流域的核心城市，合肥与巢湖的生态关联贯穿城市发展全过程，巢湖为城市提供水源涵养、气候调节等生态服务，城市则通过入湖河流、沿岸绿地与湖泊形成物质能量交换通道。作为安徽省经济发展中心，合肥市近年来经济社会发展持续向好，2023 年合肥市常住人口约 963 万人，城镇化率达 84.50%，GDP 总量 1.27 万亿元，同比增长 5.80%，以集成电路、新能源、人工智能等高新技术产业为支柱，经济增速位居全国前列，为生态网络构建提供了良好的物质基础。同时，合肥市生态资源丰富，市域范围内分布有紫蓬山景区、大蜀山国家森林公园、合肥滨湖国家森林公园、冶父山国家森林公园等多个自然风景名胜区。

1.2 研究方法

1.2.1 研究技术路线

研究采用“识别生态源地—提取生态廊道—构建生态网络—优化生态网络”的总体技术路线。首先基于形态学空间格局分析法识别潜在生态源地，结合景观连通度指数的探索性分析确定适宜距离阈值，筛选核心生态源地；基于最小累积阻力模型构建生态阻力面并提取生态廊道；运用重力模型对生态廊道进行重要性分级，结合电路理论提取关键生态节点；最后从网络稳定性和复杂性角度定量对比优化前后的生态网络，提出针对性优化建议。研究技术路线如图 1 所示。

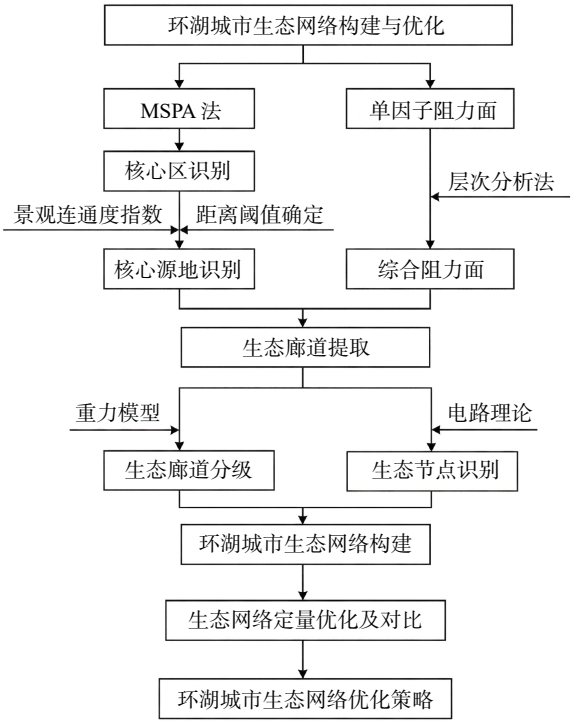


图 1 研究技术路线

Fig. 1 Technical roadmap of the research

1.2.2 数据来源

以 2021 年为基准年，数据涵盖合肥市土地利用数据、高程、坡度、道路及行政区划等（表 1）。根据研究需求，将研究区土地利用类型划分为林地、草地、湿地、水体、耕地、裸土地和不透水面 7 类用地，并据此获取合肥市土地利用分布情况（图 2）。

1.2.3 生态源地识别

MSPA 法以像元为基本分析单位，基于形态学原理计算和分析生态斑块的类型与特征，从而确定研究区域的生态资源分布[20]。该方法的优势在于能够避免主观判断，从空间形态和结构连接度的角度对生态源地进行精确分类与识别[21]。经 MSPA 分析处理后，研究区被划分为 7 种景观类型[22]，其生态学含义如表 2 所示。

景观连接度是指描述某一景观类型阻碍或者促进物种在源地斑块间运动的程度[23]。本文选取景观连通度指数来评价生态源地，包括链接数（number of links，N_L）、组分数（number of components，N_C）、景观相合概率指数（landscape coincidence probability，L_{CP}）、可能连通性指数（probability of connectivity，P_C）、整体连通度指数（integral index of connectivity，I_{IC}）、Harary 指数（Harary index，H）、面积加权通量（area-weighted flux，A_{WF}）和斑块重要性指数（delta of probability of connectivity，d_{PC}）。

整体连通度指数（I_{IC}）用于评估景观整体的连通性，其取值范围为 0 到 1，值越大，表明景观连通性越好[24]。

$$I_{IC}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{a_i a_j}{1+n_{ij}}}{A_L^2} \tag{1}$$

表 1 数据来源与说明

Tab. 1 Data sources and explanations

数据名称	分辨率/m	数据来源	用途
土地利用数据	30	中国科学院资源环境科学与数据中心（https://www.resdc.cn）	生态阻力面构建分析
数字高程模型	30	地理空间数据云（https://www.gscloud.cn）	生态阻力面构建分析
路网	30	OpenStreetMap（OSM）数据集（https://www.openstreetmap.org/）	生态阻力面构建分析
行政边界	30	第3次全国国土调查结果	裁剪研究区范围

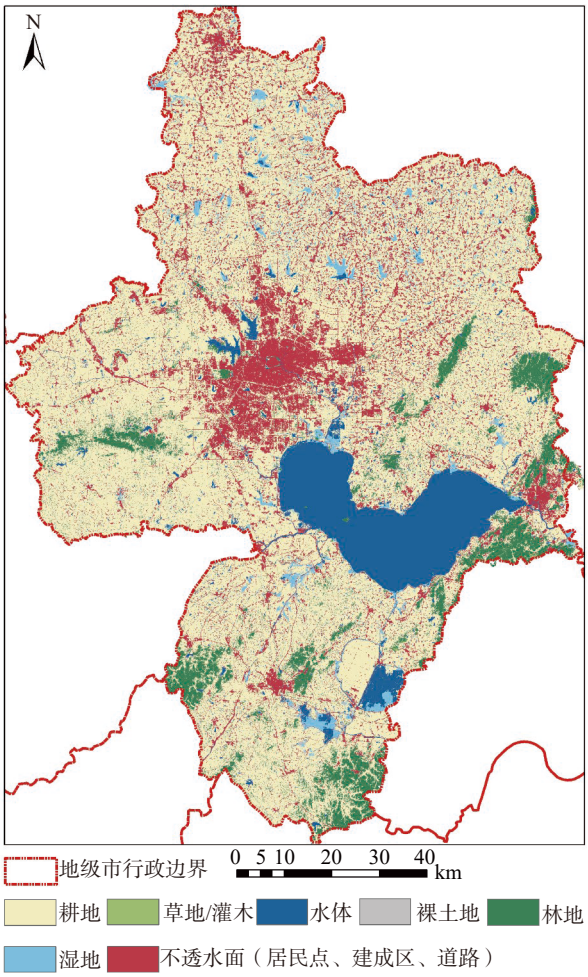


图 2　2021 年合肥市土地利用现状

Fig. 2　Land use status of Hefei City in 2021

式中：n 表示斑块总数，a_i 和 a_j 分别为斑块 i 和 j 的面积，n_{lij} 表示斑块 i 和 j 的最短成本路径的连接总数，A_L 为研究区景观总面积。

可能连通性指数（P_C）用于衡量所有节点通过廊道连接的可能性程度[25]。

$$P_C = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} a_i a_j P_{ij}^*}{A_L^2} \tag{2}$$

式中：P_{ij}^* 表示物种在斑块 i 和 j 之间扩散的最大可能性，数值区间为 0 ~ 1，值越大表示斑块之间的连通性越好。本研究将斑块间距离等于距离阈值时斑块之间的扩散概率设定为 0.5[26]。

斑块重要性指数（d_{PC}）反映了某一处斑块在景观整体中的重要性程度，其值等于移除该斑块后景观可能连通度指数的变化率[27]。

$$d_{PCi} = \frac{P_C - P_{Cremove,i}}{P_C} \times 100\% \tag{3}$$

式中：P_C 为景观整体的可能连通性指数，$P_{Cremove,i}$ 表示移除 i 斑块后剩余斑块的连通性指数。d_{PCi} 值越大，表明 i 斑块在整体景观中的重要性程度越高。

景观相合概率（L_{CP}）用于反映景观组分空间分布的重合程度[28]。

$$L_{CP} = \sum_{j=1}^{N_C}\left(\frac{c_j}{A_L}\right)^2 \tag{4}$$

式中：N_C 表示研究区域内连通组分的数量，c_j 表示第 j 个连通组分的总面积，A_L 为景观总面积。当 L_{CP} = 1 时，表示所有景观组分完全连通成一个整体。

采用阈值梯度法[29]设定系列距离阈值，计算不同距离阈值下的 N_C、I_{IC}、P_C 和 L_{CP} 值，评估各地点生态重要性及其相互关系，从而确定合肥市生态景观空间连通性的最适距离阈值，并基于此距离确定研究范围内的重要生态源地。

1.2.4　生态廊道构建

识别生态源地后，应用 MCR 模型提取生态廊道。研究采用阻力面衡量物种迁移阻力，阻力值越大表示迁移成本越高[30]。

阻力因子包括高程、坡度、土地利用类型、距高速公路距离和距主干路距离。首先，采用自然断点法将各因子分为 5 级，依据阻力递增原则分别赋值 1、3、5、7、9，生成单因子阻力面。其次，运用层次分析法确定权重，通过构建判断矩阵并计算（CR = 0.030 1 < 0.1，通过一致性检验）；在环湖城乡交错带，

表 2　基于 MSPA 法的景观类型及其生态学含义

Tab. 2　Landscape types and their ecological implications based on MSPA method

景观类型	空间表征	生态学含义
核心区	与背景像元距离大于设定值的前景像元集	前景要素中面积较大的斑块，与周围要素具有明确界限，多为生态源地的备选区域
孤岛	孤立且面积小于核心区最小阈值的前景像元集	面积较小、相互之间连通性较差的小斑块
桥接区	连接不同核心区的线状像元集	连接两个及以上核心区的通道，以便于核心区间物种迁移及能量流动
孔隙区	核心区的内部边缘	核心区与内部其他斑块之间的过渡区域
边缘区	核心区的外部边缘	核心区与外部其他斑块之间的过渡区域
环道	连接同一核心区的线状像元集	始于核心区并终于同一核心区的通道
分支	仅有一端连接核心区、桥接区、环道或边缘区的线状像元集	具有一定连接作用但中断的走廊，通常作为核心区向外延伸的触角

土地利用变化是生态破碎化的首要驱动力，故赋予最高权重(0.47)[31]；高速公路阻隔效应强于主干路，权重分别为 0.13 和 0.07[32]；坡度对迁移阻碍较高程更直接，权重分别为 0.20 和 0.13[33]。最后，根据权重对单因子阻力值进行加权计算，得到综合阻力值。研究区各因子权重和阻力分级赋值如表 3 所示。

$$M_{CR} = f_{\min} \sum_{\substack{j=n \\ i=m}} D_{ij} R_i \tag{5}$$

式中：M_{CR} 表示最小累积阻力；D_{ij} 表示从 j 点到 i 点的空间距离，R_i 表示斑块 i 点的综合阻力值。

MCR 模型的局限性在于无法判断生态廊道在景观系统中的重要性。因此，本研究基于重力模型来计算生态空间之间的相互作用强度，以确定生态廊道的重要性。

$$G_{ij} = \frac{L_{\max}^2 \ln S_i \ln S_j}{L_{ij}^2 P_i P_j} \tag{6}$$

式中：L_{ij} 为斑块 i 与 j 之间生态廊道的累积阻力值，$L_{\max}$ 为研究区域内所有生态廊道的最大阻力值，G_{ij} 表示斑块 i 与 j 之间的相互作用力，S_i 和 S_j 分别为斑块 i 和 j 的面积，P_i 和 P_j 分别为斑块 i 和 j 的整体阻力值。G_{ij} 的数值越大，表明斑块 i 与 j 之间的联系越紧密，物质交换与能量传递越频繁[34]，同时说明该生态廊道的重要性更高。

1.2.5 生态节点识别

采用电路理论识别生态节点。该理论将景观视为导电表面，将景观阻力值作为电阻赋予每个栅格单元，从而模拟物种在不同生态源地之间的随机游走与扩散过程[35]。在此模型中，电子在景观中的移动轨迹代表物种的迁移路径，电流密度反映了物种通过该区域的概率或通量。其中，电流高密度区对应“生态夹点”，即物种迁移的必经通道或关键瓶颈；而电流值的空间差异还可用于识别潜在的迁移障碍区域。这些关键区域共同构成了研究区的重要生态节点，为生态廊道的位置优化与范围界定提供了科学依据[36]。电路理论的生态学含义如表 4 所示。

1.2.6 生态网络优化结果评价

网络稳定性是指网络结构在外界干扰和冲击下维持其功能的能力。本研究采用平均聚类系数(average clustering coefficient)和平均连通度(average degree)两个指标量化生态网络的稳定性[37]。

聚类系数表示节点与其相邻节点实际连接数与可能连接数的比率[38]。聚类系数越高，节点与其相邻节点之间的联系越紧密[39]。

$$C_i = \frac{2e_i}{k_i(k_i - 1)} \tag{7}$$

$$\overline{C} = \frac{1}{V} \sum_{i=1}^{V} C_i \tag{8}$$

式中：C_i 为节点 i 的局部聚类系数；e_i 表示节点 i 的相邻节点之间实际存在的边数；k_i 表示节点 i 的度(即与节点 i 直接相连的廊道数量)；V 为网络中的节点总数(即为生态源地数量)。

平均连通度反映生态网络中所有节点连接的平

表 3 阻力因子、等级划分标准以及权重

Tab. 3 Resistance factors, grade classification criteria and weights

阻力因子	阻力分级赋值					权重
	1	3	5	7	9	
高程/m	≤21	(21, 47]	(47, 103]	(103, 207]	(207, 572]	0.13
坡度/(°)	≤3	(3, 6]	(6, 13]	(13, 22]	＞22	0.20
土地利用类型	林地、湿地	草地	耕地、水域	裸地	建设用地	0.47
距高速公路距离/m	＞2 000	(1 500, 2 000]	(1 000, 1 500]	(500, 1 000]	≤500	0.13
距主干路距离/m	＞1 500	(1 000, 1 500]	(500, 1 000]	(100, 500]	≤100	0.07

表 4 电路理论对应的景观名词及其生态学含义

Tab. 4 Landscape terms corresponding to circuit theory and their ecological meanings

电路名词	含义	景观名词	生态学含义
电路	电器器件和导线按一定方式连接的电流通路	景观网络	利用生态廊道将城市绿色空间的部分区域连接而形成的二元化网络
电阻	物质中阻碍电子流动的能力	景观阻力	生境中物种迁移受到的阻力
电流	带电粒子有规则地定向移动	源地连通性	生境中物种进行疏散和迁移的过程
电压	单位电荷在静电场中由于电势不同所产生的能量差	源地连通概率	物种迁移到另一斑块的连通概率

注：引自文献[36]。

均程度[40]。节点度越高，表明其在生态网络中的枢纽作用越强。

$$\bar{k}=\frac{1}{V}\sum_{i=1}^{V}k_i \tag{9}$$

网络复杂性通过网络闭合指数(α)、网络连接度指数(β)和网络连通率指数(γ)进行定量描述[41]。

$$\alpha=\frac{E-V+1}{2V-5} \tag{10}$$

$$\beta=\frac{E}{V} \tag{11}$$

$$\gamma=\frac{E}{3(V-2)} \tag{12}$$

式中：E 代表生态廊道的数量。α 反映网络的闭合程度，β 反映节点间的平均连接数，γ 反映网络中实际连接数与最大可能连接数的比率。

优化后的生态网络稳定性和复杂性指数若大于优化前的，则表明优化措施得当，网络连通性得到提升，生态网络切实得到优化；反之则需要改进优化措施，直至实现生态网络优化[42]。

2　结果与分析

2.1　生态源地识别

基于 MSPA 法的景观格局分析识别出合肥市的 7 类生态空间(图 3)，总面积约 2 264.76 km^2，占市域总面积的 19.79%(表 5)。其中，核心区面积约 1 919.76 km^2，占研究区总面积的 16.77%，占所有景观类型总面积的 84.77%。在核心区内，面积大于 1 km^2 的斑块共有 101 个，总面积约 1 515.6 km^2，被选定为生态源地备选区。孤岛可作为生物迁徙扩散的暂息地，面积较小，仅为 26.64 km^2。桥接区是连接不同核心区之间的结构性廊道，面积仅为 4.96 km^2，表明核心区斑块之间的连通性一般。孔隙区和边缘区是核心区与其他景观类型之间的过渡区，面积分别为 20.61 km^2 和 261.40 km^2，占所有景观类型总面积的 0.91% 和 11.54%，其特点为面积较小且分布分散，难以促进核心区与其他景观之间的物质交换与能量流通。分支是仅与核心区相连的生态空间，生态价值较低，面积为 29.97 km^2。核心区空间分布呈现显著的“环湖集聚”特征，65% 以上的核心区斑块(尤其面积 > 10 km^2 的大型斑块)集中于巢湖周边、环巢湖湿地及滨湖地带，形成以巢湖为核心的生态源地集群。这一分布格局深刻反映了合肥市“城湖共生”的自然基底：巢湖作为区域最大的自然水体，其周边林地、湿地通过水文连通与物质循环，成为支撑城市生态系统的绿肺，而城市发展对生态空间的需求也高度依赖这一环湖生态屏障；而北部区域因远离巢湖，生态源地破碎化严重，凸显“离湖越远、生态连通性越弱”的特征。

为精准筛选核心生态源地，针对 101 个面积大于 1 km^2 的核心区斑块，采用阈值梯度法计算了 18 个距离阈值(范围为 50 ~ 24 000 m)下的连通度指数，结果如表 6 所示。随着距离阈值的增加，链接数持续增加，组分数逐渐减少，景观相合指数、可能连通

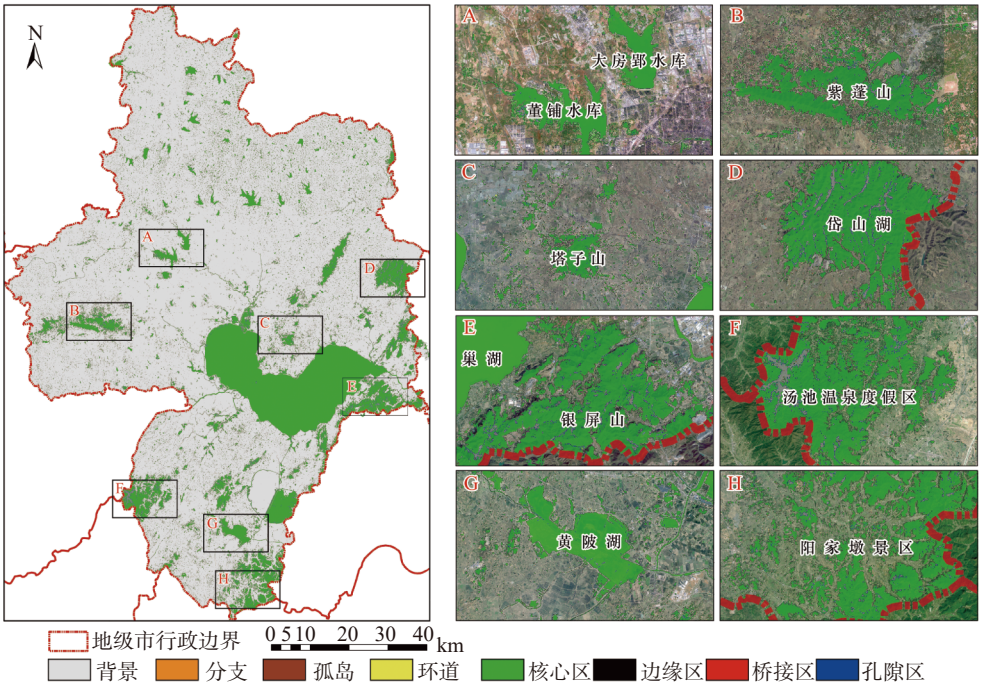


图 3　合肥市景观类型

Fig. 3　Landscape types of Hefei City

表 5 合肥市 MSPA 景观类型面积统计

Tab. 5 Area statistics of MSPA landscape types in Hefei City

景观类型	面积/km²	占所有景观类型比例/%
核心区	1 919.76	84.77
孤岛	26.64	1.18
桥接区	4.96	0.22
孔隙区	20.61	0.91
边缘区	261.40	11.54
环道	1.42	0.06
分支	29.97	1.32
总计	2 264.76	100.00

性指数以及整体连通度指数均呈现逐渐增大的趋势。当距离阈值为 50 m时，链接数仅为 15，而组分数高达 86，可能连通性指数和整体连通度指数分别仅为 0.42 和 0.40，表明生态斑块相对孤立，连通性较差。当距离阈值从 500 m 增至 7 500 m 时，链接数从 54 显著增加至 237，组分数从 57 下降至 14，可能连通性指数从 0.46 增至 0.68，整体连通度指数从 0.41 增至 0.51，表明连通性持续改善。当距离阈值达到 7 500 m 时，链接数(237)与组分数(14)的组合数值显示多数重要斑块已被连接，同时可能连通性指数与整体连通度指数的增幅开始明显减缓，表明斑块连通性趋于稳定且未出现过度连接现象。然而，当距离阈值超过9 000 m 后，连通度指数虽持续增加，但其生态意义逐渐减弱。组分数在 9 000 m 时降至 7，并在 22 500 m 时降至 1，意味着所有斑块在理论上被连为一个整体。尽管可能连通性指数与整体连通度指数仍有小幅增长，但这一结果过于理想化，忽略了实际景观中的阻隔效应，与合肥市生态空间的实际情况不符。

为更清晰地展现合肥市生态斑块的连通情况，本研究对距离阈值介于 50 m 至 7 500 m 的连通斑块进行了可视化分析(图 4)。当距离阈值为 500 m 时，所有连通生态斑块均集中分布于合肥市市域南部，这与实际情况存在偏差；而当距离阈值设定为 6 000 m 时，未能有效识别出具有重要生态价值的浮槎山。

综合考虑连通度指数变化和可视化分析结果，最终选定 7 500 m 作为研究合肥市生态网络构建的最适距离阈值。基于此阈值，共识别出合肥市核心生态源地 95 个，总面积为 1 494.64 km²，占合肥市市域面积的 13.06%。这些生态源地几乎覆盖了合肥市市域内所有重要生态管控区和重点风景名胜保护区，表明在 7 500 m 距离阈值下识别的核心生态源地具有较高的可信度。

根据斑块重要性指数大小对 95 个核心生态源

表 6 合肥市生态空间不同距离阈值下的连通度指数

Tab. 6 Connectivity indices of ecological space under varying distance thresholds in Hefei City

距离阈值/m	链接数	组分数	景观相合指数	可能连通性指数	整体连通度指数
50	15	86	0.43	0.42	0.40
500	54	57	0.45	0.46	0.41
1 500	75	43	0.56	0.53	0.44
3 000	109	34	0.61	0.58	0.47
4 500	145	29	0.61	0.62	0.48
6 000	194	19	0.69	0.65	0.51
7 500	237	14	0.69	0.68	0.51
9 000	289	7	0.81	0.70	0.55
10 500	323	7	0.81	0.72	0.55
12 000	367	4	0.81	0.74	0.55
13 500	367	4	0.81	0.74	0.55
15 000	466	4	0.81	0.77	0.56
16 500	523	3	0.93	0.78	0.58
18 000	523	3	0.93	0.78	0.58
19 500	644	2	0.99	0.80	0.63
21 000	716	2	0.99	0.81	0.63
22 500	792	1	1.00	0.82	0.65
24 000	862	1	1.00	0.83	0.65

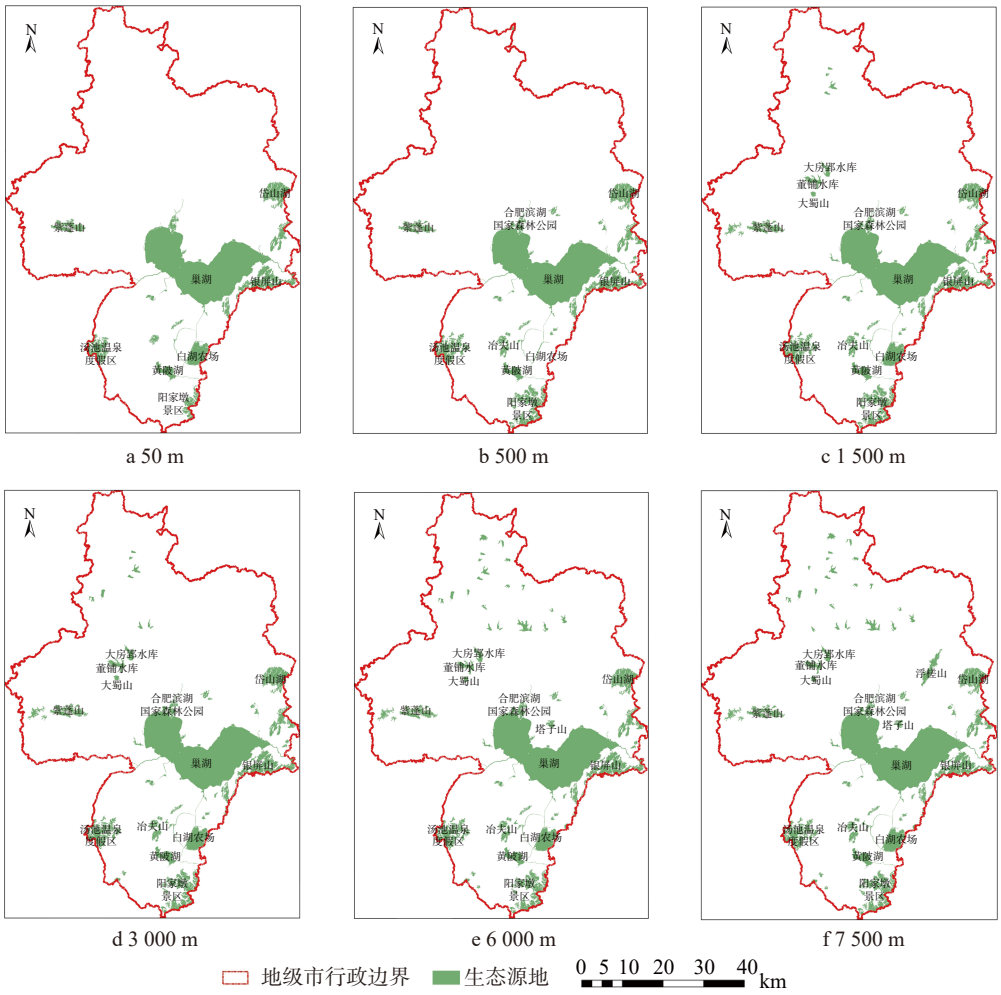


图 4　不同距离阈值下合肥市生态源地分布

Fig. 4　Distribution of ecological sources under different distance thresholds in Hefei City

地进行编号并统计其面积(表 7)。其中，1 号生态源地(巢湖)的斑块重要性指数高达 96.54，面积为 919.47 km^2，远超其他源地。这表明巢湖不仅是面积上的绝对主体，更是维系区域生态网络连通性的核心节点。若移除巢湖，可能导致整个研究区域的生态连通性崩溃。紧随其后的 2 ~ 5 号生态源地，其斑块重要性指数介于 5.19 至 8.46 之间，构成了生态网络中的关键节点，并与巢湖共同形成了网络的骨干框架。然而，研究发现，生态源地的面积并非决定其连通性贡献的唯一因素。例如，部分面积相近的源地(如 10 号与 11 号)在斑块重要性指数上存在显著差异，这与其在空间中发挥的媒介作用密切相关。总体来看，合肥市生态源地分布呈现出显著的“核心—次核心—一般”等级特征。尽管数量众多的低斑块重要性指数斑块个体贡献有限，但它们作为生态网络的补充和缓冲区，仍然具有不可替代的作用。

2.2　生态廊道提取与生态网络构建

基于表 3 构建单因子阻力面，并通过赋予阻力因子权重值进行加权求和，最终得到合肥市综合景观阻力图(图 5)。景观阻力的空间分布呈现出“以巢湖为低值中心向外递增”的特征。巢湖周边及南部丘陵地区的阻力值显著低于中心城区及北部远离湖泊的区域。这种差异主要归因于巢湖通过水源涵养和植被调节等功能，降低了周边景观阻力，从而形成“湖域低阻—城市高阻”的梯度，为“湖—城”之间的生态流(如物种迁移和能量交换)提供了天然通道。

基于综合阻力面和已识别的 95 个核心生态源地，通过成本距离与成本路径分析，获取生态源地间的最小成本路径，最终提取了 271 条生态廊道，总长度为 3 979.19 km。利用重力模型计算各斑块间的相互作用强度，并参考自然断点法分级结果对阈值取整，将 271 条生态廊道划分为一级、二级和三级。其中，一级生态廊道为重要生态廊道(引力值 > 50)，主要连接斑块面积较大或距离较近的生态源地，共计 69 条，总长度 493.63 km，几乎全部分布于合肥市市域北端和南端，即长丰县和庐江县区域内，少量位于肥西县县域内；二级生态廊道为一般生态廊道(引力值∈[1, 50])，共计 164 条，总长度 2 507.90 km，在研究区域内分布较为均匀，对城市生态网络的构建起到了“中流砥柱”的作用；三级生态廊道为微弱生态

表 7 合肥市核心生态源地识别结果一览表

Tab. 7 Identification results of core ecological sources in Hefei City

编号	面积/km^2	斑块重要性指数	编号	面积/km^2	斑块重要性指数	编号	面积/km^2	斑块重要性指数
1	919.47	96.539 1	33	3.61	0.338 1	65	1.69	0.096 7
2	60.81	8.462 1	34	3.52	0.316 9	66	1.67	0.084 6
3	55.37	5.540 8	35	3.35	0.315 0	67	1.64	0.079 9
4	47.35	5.476 7	36	3.24	0.314 2	68	1.64	0.078 0
5	29.39	5.193 1	37	3.09	0.306 2	69	1.55	0.077 9
6	27.68	2.362 2	38	2.86	0.306 1	70	1.54	0.077 4
7	26.31	1.969 1	39	2.83	0.301 2	71	1.53	0.075 1
8	14.65	1.814 1	40	2.80	0.278 1	72	1.50	0.058 2
9	13.90	1.777 7	41	2.57	0.273 9	73	1.49	0.055 6
10	12.57	1.737 8	42	2.51	0.262 6	74	1.46	0.048 3
11	12.48	1.553 6	43	2.44	0.253 3	75	1.46	0.044 6
12	11.62	1.366 4	44	2.42	0.249 8	76	1.44	0.040 8
13	11.59	1.350 0	45	2.40	0.248 9	77	1.43	0.033 6
14	11.20	1.343 5	46	2.39	0.236 6	78	1.38	0.033 1
15	10.86	1.320 7	47	2.33	0.236 4	79	1.30	0.024 4
16	10.63	1.041 5	48	2.30	0.235 3	80	1.25	0.021 9
17	10.01	0.915 4	49	2.20	0.231 7	81	1.24	0.019 6
18	9.89	0.899 4	50	2.16	0.229 5	82	1.22	0.018 6
19	9.40	0.801 8	51	2.10	0.220 3	83	1.19	0.017 4
20	8.90	0.689 9	52	2.06	0.219 9	84	1.18	0.017 0
21	8.61	0.622 0	53	2.02	0.205 3	85	1.16	0.016 0
22	8.46	0.582 3	54	2.00	0.196 9	86	1.13	0.014 2
23	6.83	0.560 7	55	1.96	0.186 0	87	1.12	0.013 0
24	6.41	0.551 9	56	1.94	0.182 1	88	1.11	0.012 9
25	6.30	0.511 6	57	1.94	0.177 7	89	1.09	0.011 8
26	5.71	0.504 8	58	1.80	0.167 3	90	1.08	0.011 3
27	5.42	0.471 5	59	1.77	0.162 9	91	1.08	0.010 3
28	5.02	0.421 6	60	1.77	0.146 7	92	1.07	0.008 0
29	4.66	0.421 1	61	1.73	0.136 2	93	1.06	0.007 0
30	4.65	0.415 8	62	1.73	0.121 1	94	1.05	0.004 1
31	4.50	0.410 6	63	1.72	0.115 6	95	1.01	0.002 5
32	3.68	0.362 9	64	1.72	0.113 1			

廊道(引力值 < 1),共计 38 条,总长度 977.66 km,主要分布于合肥市中部地区。由于高景观阻力,该类廊道连接的两生态斑块间物质能量交换减弱,是生态网络修复的重点区域。综合生态源地与分级后的生态廊道,构建了合肥市的生态网络(图 6)。

合肥市生态网络由 95 个生态源地(总面积 1 494.64 km^2)和 271 条生态廊道(总长度 3 979.19 km)构成。该网络的空间格局体现了“巢湖为核、城湖互动”的生态系统特征:南部以巢湖为核心,形成“源地密集—廊道交织”的网络核心区,通过 108 条网状廊道向城市内部延伸,将湖泊生态效益传导至中心城区;北部由于缺乏大型自然水体支撑,源地分布较为破碎,廊道稀疏,网络连通性较低。

2.3 生态节点识别

修复障碍点并强化生态夹点的生态效益,是完善绿色空间生态网络的重要环节[43]。利用电路理论识别研究区的生态节点,主要包括生态夹点和生态障碍点。图 7 展示了源地间的电流流动情况,通过

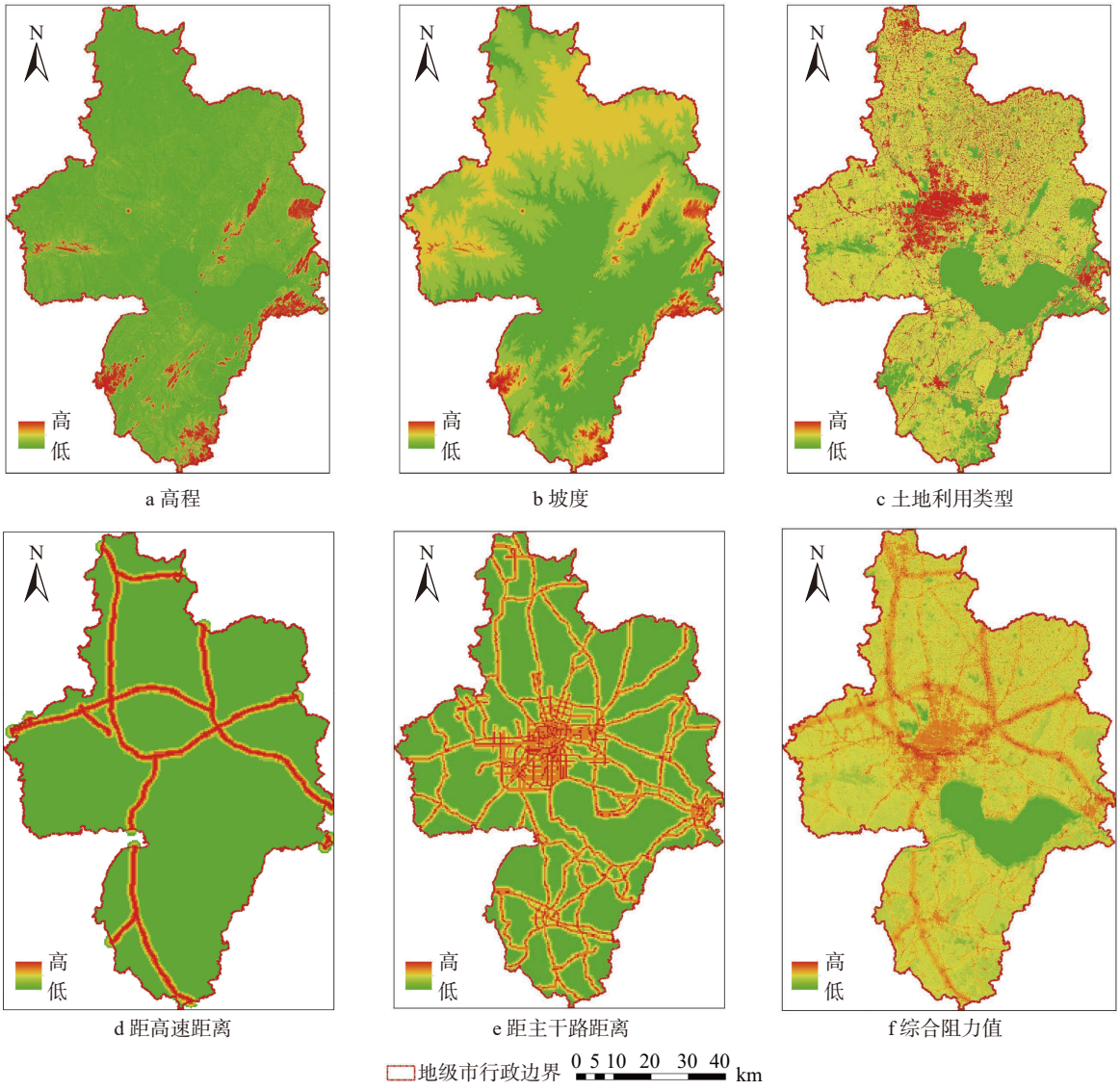


图 5　合肥市单个景观阻力值和综合景观阻力值

Fig. 5　Single and comprehensive landscape resistance values in Hefei City

自然断点法将累积电流值划分为多个类别，并将≥ 6.29 A 的部分定义为重要生态夹点区。合肥市生态网络中重要生态夹点区域总面积为 310.53 km^2，占市域总面积的 2.71%。南部夹点区域集中分布于巢湖沿岸及近湖丘陵地带，与巢湖水体共同构成“湖—陆”生态过渡带，是巢湖生态服务功能向城市渗透的关键通道。其电流值显著高于其他区域，反映了巢湖作为核心生态源对周边生态连通性的主导作用。市域中部因主城区建设用地密集、人类活动频繁，生态斑块数量较少，导致廊道连通性不足；市域西部和北部的累积电流值最低，生态廊道最为薄弱。在优化城市生态网络时，应重点关注生态薄弱地区的修复工作，以提升整个城市生态网络结构的稳定性。

生态障碍点定义为能够显著阻碍生态系统中物质与能量传递的区域。通过对生态网络中的生态障碍点进行改善和修复，可有效提升生态廊道的连通性，从而增强生态网络的稳定性[43]。如图 8 所示，合肥市共识别出 54 处生态障碍点，其中 25 处面积超过 1 km^2，是生态网络优化的重点修复区域。面积最大的障碍点位于蜀山区东部和包河区西北部，达 60.74 km^2。该区域西北部为董铺水库，南部为中心城区，西部为大蜀山国家森林公园，具有重要的生态修复价值。其余障碍点主要为在建用地和道路用地，其中 14 处位于巢湖 20 km 辐射范围内。这些障碍点直接阻断了巢湖与城市内部绿地之间的物质与能量交换，成为“城—湖”生态割裂的关键节点。此外，部分小面积障碍点分布于山脉边缘。

2.4　生态障碍点消除

将生态障碍点归纳整理划分为 3 类(图 9)。第 1 类为分布在生态源地边缘的生态障碍点，其消除方法核心是通过实施生态工程，扩大源地面积，构建“巢湖–近郊湿地–城市绿地”的连续生态链。针对障

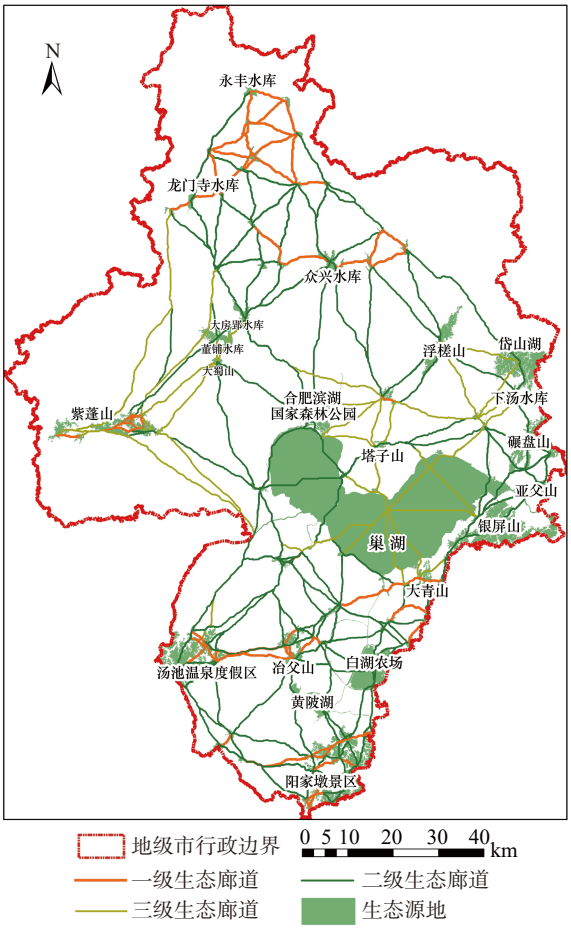


图 6 合肥市生态网络构建图

Fig. 6 Construction map of ecological network in Hefei City

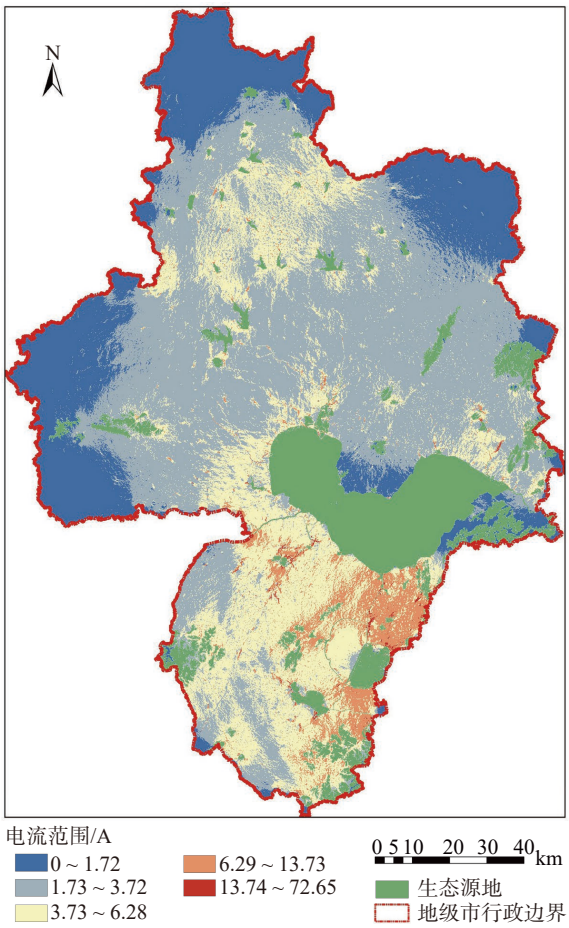


图 7 重要夹点区域分布图

Fig. 7 Distribution of critical pinch point area

碍点内的建设用地与低效耕地，实施“退建还林”、“退耕还湿”等生态修复工程。通过拆除废弃建筑、改良土壤、重建植被群落等措施，将其恢复为与周边源地属性一致的林地或湿地，并直接并入现有生态源地。以障碍点 25 为例，该地块现状为工业厂房与零散耕地，但其内部河道穿流，具有较大的生态恢复潜力。可通过优先拆除沿河厂房，保留并拓宽河道，构建人工湿地与滨岸植被缓冲带等方式消除生态障碍点。障碍点 44 和 48 位于南部生态涵养区，可通过封山育林、种植乡土树种等措施，直接扩大南部山体生态源地范围，消除廊道阻隔。

第 2 类为位于生态廊道与高速公路或主干路交汇处的障碍点。考虑到道路改造成本，最优策略是增设动物通道，而非直接消除障碍点本身。根据道路宽度、交通流量以及目标保护物种(如两栖类、小型哺乳动物)的特点，针对性设计“生态涵洞”或“生态天桥”。生态涵洞应保证足够的宽度与干燥平台，并模拟自然基底；生态天桥则需设置植被覆盖，以引导物种顺利通过。障碍点群 3、4、5、6 等密集分布于北部廊道与高速公路交叉处，是生态流北上的关键通道。建议在此区域每隔 500 ~ 800 m 设置一处生态涵洞，从而形成有效的通道网络。特别地，障碍点 15(新桥国际机场)由于其面积较大且功能特殊，无法通过常规手段消除，应在机场周边绿地最大化建设隔离林带和辅助性小型栖息地，以减轻其对生态流的绝对阻隔效应。

第 3 类为位于中心城区内、无法通过大面积增加生态源地而消除的生态障碍点。其修复核心在于提升景观连通性，充分利用现有公园绿地、街头绿地，甚至屋顶花园等灰色空间，在障碍点区域内见缝插针地补充绿地节点，构建“踏脚石”系统以实现优化。

2.5 生态网络优化结果

基于优化后的 119 个生态源地，重构合肥市生态网络(图 10)。优化后共识别廊道 356 条(较优化前增加 31.4%)，呈现“南稳北强”的格局：南部生态网络依托环巢湖廊道加密，实现了巢湖水体与紫蓬山、大蜀山等生态节点的直接连通；北部生态网络通过江淮分水岭廊道与巢湖支流水系的修复，显著提升了稳定性。

通过计算生态网络优化前后的网络连通率指数、网络连接度指数以及网络闭合指数，评估合肥市生态网络复杂性的变化；同时，通过计算平均聚类系数

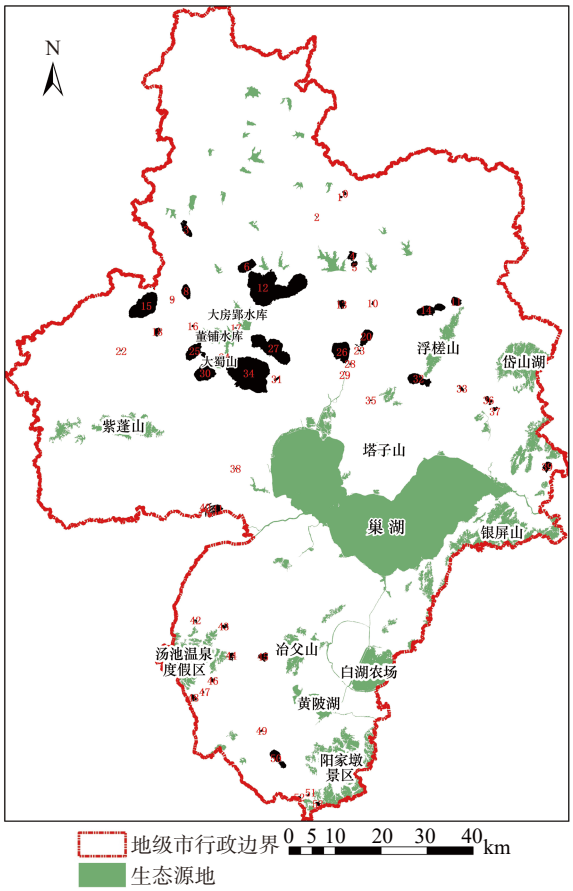


图 8　生态障碍点分布

Fig. 8　Distribution of ecological barrier points

和平均连通度，评估合肥市生态网络稳定性的变化。结果如表 8 所示。

优化后的网络连通率指数从 0.97 提升至 1.01，网络连接度指数从 2.85 提升至 2.99，网络闭合指数从 0.96 提升至 1.02，平均连通度从 5.705 提升至 5.983。这表明优化后的生态网络具有更强的整体连通性和更高的生态网络质量，生态网络得到了显著优化。

2.6　对策建议

基于合肥市生态夹点区域的电流值大小，将合肥市生态网络划分为重点保护区、次要保护区和一般保护区（图 11），并提出差异化管控路径。

累计电流值超过 6 A 的区域被划定为重点保护区，涵盖巢湖水体及其周边丘陵地带，是区域生态安全的核心屏障。由于该区域电流值较高，表明其在生态流中的不可替代性。管控策略应以“严格保护”为主：一是严格执行生态保护红线的刚性约束，原则上禁止非生态修复类的建设活动；二是强化巢湖湿地生态系统的完整性，重点实施入湖河流湿地修复与生物多样性保育工程，确保核心源地的辐射功能不受阻断。

累计电流值在 3～6 A 之间的区域为次要保护区，该区域涵盖江淮分水岭及紫蓬山、大蜀山等节点，既是生态跳板，又是人类活动频繁区。管控策略应采取“保护与利用协同”：一是聚焦城湖生态廊道修复，通过退耕还林与国土绿化扩大源地面积；二是针对识别出的道路型生态障碍点，建设生物通道（如生态涵洞、天桥），降低路网对生态流的切割效应；三是在保障生态功能的前提下，适度挖掘林业资源的游憩价值。

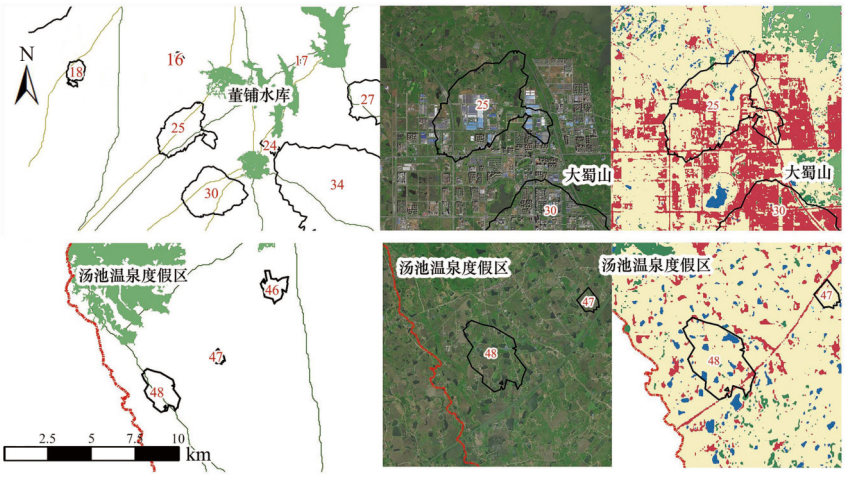
累计电流值小于 3 A 的区域为一般保护区，涵盖中心城区及东西部生态资源匮乏区。管控策略应侧重“增绿补网”：利用城市闲置空间、街头绿地及屋顶花园构建微型生态斑块（踏脚石），提升城市基质的渗透性；结合城市更新，完善“口袋公园—社区绿地—区域廊道”三级网络，打通由城市向郊区输送的毛细血管状生态流。

3　讨　　论

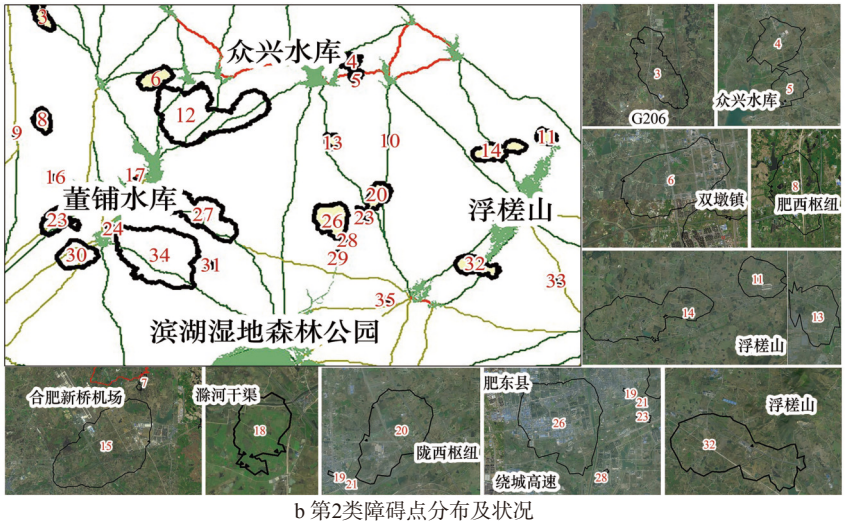
本研究在传统生态网络构建方法的基础上，针对环湖城市的特殊性进行了方法改进与应用深化：一方面，考虑到合肥市地势相对平坦，城镇化建设导致的生境破碎化是物种迁移的主要障碍，基于层次分析法并参考同类滨湖城市研究[44–45]，赋予土地利用类型较高的阻力权重（0.47），从而精准响应环湖地区“城湖争地”的核心矛盾；另一方面，将电路理论识别的关键节点与巢湖空间格局叠加分析，使优化过程始终服务于“强化湖城连通”的目标，从而在结构与功能上凸显环湖城市生态网络的典型特征。

与李久林等[46]的研究（源地 10 个，阈值 10 km^2，生态廊道 55 条）相比，本研究将源地识别阈值降至 1 km^2，识别源地增至 95 个，显著提升了对中小型斑块生态价值的捕捉能力；本研究识别出的 271 条生态廊道能够更精准地捕捉“湖–岸–城”梯度的生态连续性。优化后网络连接度、连通率与闭合指数分别提升 4.91%、4.12% 与 6.25%，但平均聚类系数维持 0.477 不变。这表明本次优化措施主要通过增加生态廊道和补充生态源地提升网络的整体结构与贯通能力，并未显著改变节点之间原有的局部集聚模式，符合“宏观拓展、微观稳定”的设计预期。

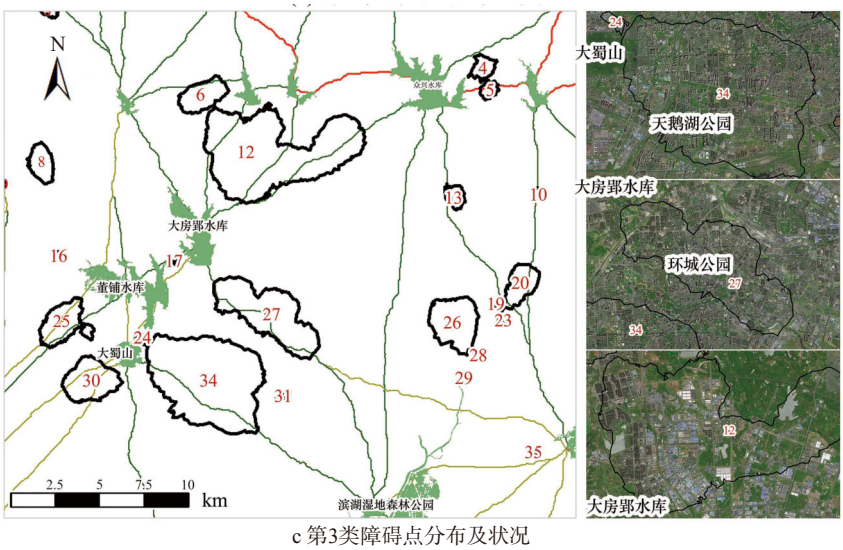
本研究仍存在诸多需要进一步探讨的方面。例如，在生态源地识别中，MSPA 法对影像分辨率与边缘宽度较为敏感，未来需通过多粒度对比试验量化空间尺度效应；生态阻力面构建基于土地利用、地形与道路等经典因子，虽能有效刻画宏观尺度的生态阻力格局，但未来研究可进一步整合人类活动强度（如夜间灯光指数）、环境污染物浓度、土壤类型以及



a 第1类障碍点分布及状况



b 第2类障碍点分布及状况

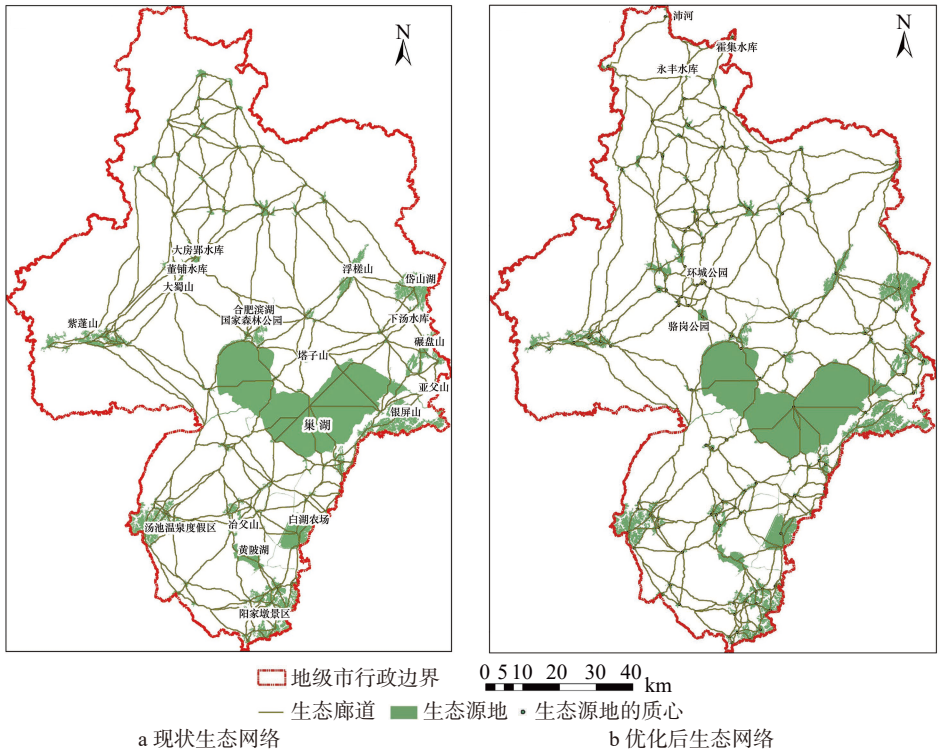


c 第3类障碍点分布及状况

图 9 生态障碍点分布及状况

Fig. 9 Distribution and status of ecological barrier points

社会经济学数据等，以构建更精细化的综合阻力面，从而更精准地模拟复杂人地关系驱动下的生态过程。此外，当前研究对巢湖水位波动、岸线变迁等自然过程与生态网络的动态响应考虑不足。未来的研究将致力于发展动态生态网络模型，整合长时间序列的水文与遥感数据[47]，模拟在不同气候情景与人类活动干扰下，巢湖水文过程（如水位节律、淹没范围）动态变化对生态源地、廊道及关键节点的持续性影响。这将为构建更具韧性的环湖城市生态安全格局和制定适应性管理策略提供更为精准的理论支撑。



a 现状生态网络　　b 优化后生态网络

图 10　合肥市生态网络优化前后对比

Fig. 10　Comparison of the ecological network before and after optimization in Hefei City

表 8　生态网络优化前后评价指标对比表

Tab. 8　Comparison of evaluation indicators before and after ecological network optimization

项目	评价指标	现状生态网络	优化后生态网络
网络复杂性	网络连通率指数	0.97	1.01
	网络连接度指数	2.85	2.99
	网络闭合指数	0.96	1.02
网络稳定性	平均聚类系数	0.477	0.477
	平均连通度	5.705	5.983

4　结　　论

本研究基于 MSPA、MCR、重力模型与电路理论，构建了面向环湖城市的“源地–廊道–节点”生态网络分析框架，并以合肥市为例进行实证研究，得出该城市景观连通性最适距离阈值为 7 500 m，识别出 95 个核心源地，整体呈现“南密北疏、环湖集聚”格局，巢湖斑块重要性指数高达 96.539 1，凸显其绿心地位。借助电路理论识别出生态夹点区域 310.53 km^2，生态障碍点 54 处，是修复重点。通过廊道加密与障碍消除，优化后的网络闭合指数、连接度指数和连通率指数分别提升 6.25%、4.91% 和 4.12%。本研究验证了电路理论在识别环湖城市生态节点中的适用性，但 MSPA 尺度效应与阻力面动态性仍需深化。未来可整合水文波动模型与生境适宜度动态评估，发展适应气候变化的多情景网络模拟。

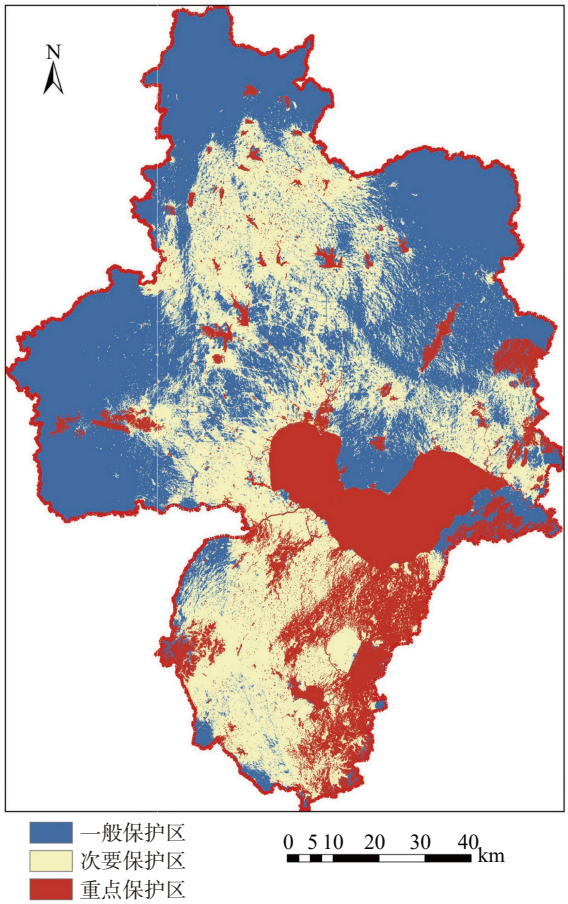


图 11　合肥市生态网络分区保护图

Fig. 11　Zoning protection map of ecological network in Hefei City

参 考 文 献

[1] 秦子博, 玄锦, 黄柳菁, 等. 基于 MSPA 和 MCR 模型的海岛型城市生态网络构建: 以福建省平潭岛为例 [J]. 水土保持研究, 2023, 30(2): 303−311.
Qin Z B, Xuan J, Huang L J, et al. Ecological network construction of sea-island city based on MSPA and MCR model: a case study of Pingtan Island in Fujian Province [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(2): 303−311.

[2] Masoudi M, Tan P Y. Multi-year comparison of the effects of spatial pattern of urban green spaces on urban land surface temperature [J]. Landscape and Urban Planning, 2019, 184: 44−58.

[3] 符文欣, 高畅, 任冠尧, 等. 基于复杂网络理论的武汉市复合蓝绿生态网络构建 [J]. 应用生态学报, 2025, 36(7): 2139−2149.
Fu W X, Gao C, Ren G Y, et al. Construction of composite blue-green ecological network of Wuhan City based on complex network theory [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025, 36(7): 2139−2149.

[4] Niu X, Zhang J, Wang S, et al. Identification of priority areas for ecological restoration based on ecological security patterns and ecological risks: a case study of the Hefei Metropolitan Area [J]. Ecological Indicators, 2025, 175: 113590.

[5] Kowe P, Mutanga O, Dube T. Advancements in the remote sensing of landscape pattern of urban green spaces and vegetation fragmentation [J]. International Journal of Remote Sensing, 2021, 42(10): 3797−3832.

[6] Forman R T T, Godron M. Landscape ecology[M]. New York: Wiley, 1986.

[7] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局 [J]. 生态学报, 1999, 19(1): 10−17.
Yu K J. Landscape ecological security patterns in biological conservation [J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(1): 10−17.

[8] 许静, 廖星凯, 甘崎旭, 等. 基于 MSPA 与电路理论的黄河流域甘肃段生态安全格局构建 [J]. 生态环境学报, 2023, 32(4): 805−813.
Xu J, Liao X K, Gan Q X, et al. Construction of ecological security pattern based on MSPA and circuit theory in Gansu section of the Yellow River Basin [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023, 32(4): 805−813.

[9] 张晓瑞, 刘畅, 王振波. 马鞍山市绿色空间生态网络的识别、构建与优化 [J]. 安徽农业大学学报, 2025, 52(2): 228−238.
Zhang X R, Liu C, Wang Z B. Identification, construction and optimization of Ma′anshan City urban green space ecological network [J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2025, 52(2): 228−238.

[10] 乔治, 陈嘉悦, 王楠, 等. 基于 MSPA 和电路理论的京津冀城市群热环境空间网络 [J]. 环境科学, 2023, 44(6): 3034−3042.
Qiao Z, Chen J Y, Wang N, et al. Spatial network of urban heat environment in Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration based on MSPA and circuit theory [J]. Environmental Science, 2023, 44(6): 3034−3042.

[11] 张晓瑞, 项金铭, 王振波. 基于 MSPA-MCR 的滨江城市蓝绿空间生态网络构建: 以安徽省芜湖市为例 [J]. 安徽工程大学学报, 2025, 40(1): 72−79.
Zhang X R, Xiang J M, Wang Z B. Construction of blue-green space ecological network in waterfront cities based on MSPA-MCR: a case study of Wuhu City, Anhui Province [J]. Journal of Anhui Polytechnic University, 2025, 40(1): 72−79.

[12] 冯义龙, 贺萌, 李波, 等. 重庆主城区城市生态网络构建与优化 [J]. 生态环境学报, 2025, 34(5): 699−709.
Feng Y L, He M, Li B, et al. Construction and optimization of urban ecological network in Chongqing main urban area [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2025, 34(5): 699−709.

[13] 张乐相, 柴波, 张岩, 等. 基于重力模型与电路理论的生态网络对比研究: 以济宁市为例 [J]. 生态学报, 2025, 45(4): 1684−1696.
Zhang L X, Chai B, Zhang Y, et al. A comparative study on ecological networks based on gavity model and circuit theory: a case study of Jining City [J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(4): 1684−1696.

[14] Wang T W, Li J L, Gu K K, et al. Construction and optimization of watershed-scale ecological network based on complex network method: a case study of Erhai Lake Basin in China [J]. Ecological Indicators, 2024, 160: 111794.

[15] 肖华斌, 张慧莹, 郭妍馨, 等. 服务高效导向下泰山区域山水林田湖草生命共同体生态网络构建研究 [J]. 中国园林, 2021, 37(8): 103−108.
Xiao H B, Zhang H Y, Guo Y X, et al. Study on the ecological network construction of life community of mountain-water-forest-farmland-lake-grassland in Taishan area from the perspective of service efficiency [J]. Chinese Landscape Architecture, 2021, 37(8): 103−108.

[16] Luo Z J, Yang X F, Luo S K. Land use simulation and ecological network construction around Poyang Lake Area in China under the goal of sustainable development [J]. Sustainability, 2024, 16(18): 8146.

[17] 陈竹安, 谭浦旭, 郑希平, 等. 环鄱阳湖城市群生态安全格局构建与优化 [J]. 农业机械学报, 2025, 56(1): 397−409.
Chen Z A, Tan P X, Zheng X P, et al. Construction and optimization of ecological security pattern in Poyang Lake urban agglomeration [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(1): 397−409.

[18] 曹朔, 刘晖, 陈宇, 等. 西安市街区尺度绿色空间景观连接度距离阈值的梯度分析 [J]. 中国园林, 2023, 39(9): 61−66.
Cao S, Liu H, Chen Y, et al. The gradient analysis of distance threshold of green space landscape connectivity at block scale in Xi’an [J]. Chinese Landscape Architecture, 2023, 39(9): 61−66.

[19] 张可欣, 周颖, 梁鑫雨, 等. 综合结构与功能导向的生态安全格

局构建: 以河南焦作市为例 [J]. 生态学报, 2025, 45(14): 7134−7149.
Zhang K X, Zhou Y, Liang X Y, et al. Construction of ecological security pattern based on integrated structure and function: a case study of Jiaozuo City, Henan Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(14): 7134−7149.

[20] Wang Y Y, Cai Y P, Xie Y L, et al. An integrated approach for evaluating dynamics of urban eco-resilience in urban agglomerations of China[J]. Ecological Indicators, 2023, 146(2): 109859.

[21] Lian Z, Feng X. Urban green space pattern in core cities of the greater bay area based on morphological spatial pattern analysis [J]. Sustainability, 2022, 14(19): 12365.

[22] Vogt P, Riitters K H, Esteguil C, et al. Mapping spatial patterns with morphological image processing [J]. Landscape Ecology, 2007, 22(2): 171−177.

[23] 王甜, 卢付强, 李祖政, 等. 基于遥感数据的常州市植被景观连通度研究 [J]. 森林与环境学报, 2021, 41(2): 188−197.
Wang T, Lu F Q, Li Z Z, et al. Study on vegetation landscape connectivity of Changzhou City based on remote sensing data [J]. Journal of Forest and Environment, 2021, 41(2): 188−197.

[24] 刘春芳, 倪博文, 连虎刚, 等. 干旱内陆河流域生态网络韧性演化及其提升策略: 以石羊河流域为例 [J]. 自然资源学报, 2024, 39(9): 2087−2101.
Liu C F, Ni B W, Lian H G, et al. Evolution of resilience in the ecological network across arid inland river basins and its improvement strategies: a case study of Shiyang River Basin [J]. Journal of Natural Resources, 2024, 39(9): 2087−2101.

[25] 李豪, 吴明豪, 詹芳芷, 等. 耦合 Graphab-PLUS 模型的生态网络动态评估框架: 以北京市中心城区为例 [J]. 北京林业大学学报, 2025, 47(1): 95−105.
Li H, Wu M H, Zhan F Z, et al. A dynamic assessment framework of ecological networks coupled with Graphab-PLUS model: a case study in the central area of Beijing [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(1): 95−105.

[26] 张立坤, 李令军, 赵文慧, 等. 基于形态空间格局分析方法和最小累积阻力模型的北京市平原区造林工程生态格局分析 [J]. 中国环境监测, 2023, 39(增刊 1): 7−18.
Zhang L K, Li L J, Zhao W H, et al. Ecological pattern analysis of afforestation project in Beijing plain areas using morphological spatial pattern analysis and minimum cumulative resistance model [J]. Environmental Monitoring in China, 2023, 39(Suppl.1): 7−18.

[27] 王雪然, 万荣荣, 潘佩佩. 太湖流域生态安全格局构建与调控: 基于空间形态学−最小累积阻力模型 [J]. 生态学报, 2022, 42(5): 1968−1980.
Wang X R, Wan R R, Pan P P. Construction and adjustment of ecological security pattern based on MSPA-MCR Model in Taihu Lake Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(5): 1968−1980.

[28] Modica G, Pratico S, Laudari L. Implementation of multispecies ecological network at the regional scale: analysis and multi-temporal assessment [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 289: 112494.

[29] Mcrae B H. Isolation by resistance [J]. Evolution, 2006, 60(8): 1551−1561.

[30] Xun B, Yu D, Liu Y. Habitat connectivity analysis for conservation implications in an urban area [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(1): 44−52.

[31] 陈元慧, 雷雨晴, 邢媛丽, 等. 基于 MSPA-MCR 模型的浮梁县生态安全格局构建研究 [J]. 山东林业科技, 2022, 52(6): 12−18.
Chen Y H, Lei Y Q, Xing Y L, et al. Research on ecological security pattern construction in Fuliang County based on MSPA-MCR model [J]. Journal of Shandong Forestry Science and Technology, 2022, 52(6): 12−18.

[32] Chen W, Zhao J, Chen G, et al. Ecological network optimization and security pattern development for Kunming's main urban area using the MSPA-MCR model [J]. Sustainability, 2025, 17(8): 3623.

[33] Knaape N J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning [J]. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1−16.

[34] 闫晓梅, 王宏卫, 罗魁, 等. 基于生态安全格局确定县域生物多样性保护的优先区域: 以布尔津县为例 [J]. 干旱区地理, 2025, 48(4): 586−598.
Yan X M, Wang H W, Luo K, et al. Determining priority areas for county biodiversity conservation based on ecological security pattern: a case study of Burqin County [J]. Arid Land Geography, 2025, 48(4): 586−598.

[35] 黄悦, 李红波, 欧国良. 武汉城市圈生态网络鲁棒性模拟及稳定性分析 [J]. 生态科学, 2024, 43(1): 63−73.
Huang Y, Li H B, Ou G L. Robustness simulation and stability analysis of ecological network in Wuhan metropolitan area [J]. Ecologic Science, 2024, 43(1): 63−73.

[36] McRae B H, Dickson B G, Keitt T H, et al. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation [J]. Ecology, 2008, 89(10): 2712−2724.

[37] 张海铃, 叶长盛, 胡梦姗. 基于生态安全格局的环鄱阳湖城市群生态修复关键区域识别及修复策略 [J]. 水土保持研究, 2023, 30(2): 393−402.
Zhang H L, Ye C S, Hu M S. Identification and restoration strategy of key areas of ecological restoration in urban agglomeration around Poyang Lake based on ecological security pattern [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(2): 393−402.

[38] Zou H, Wang X. Progress and gaps in research on urban green space morphology: a review [J]. Sustainability, 2021, 13(3): 1202.

[39] Li F, Zheng W, Wang Y, et al. Urban green space fragmentation and urbanization: a spatio-temporal perspective [J]. Forests, 2019, 10(4): 333.

[40] Sun C, Lin T, Zhao Q, et al. Spatial pattern of urban green spaces in a long-term compact urbanization process: a case study in China [J]. Ecological Indicators, 2019, 96: 111−119.

[41] 朱颖, 周昕宇, 冯育青, 等. 水网城市湿地生态网络韧性评价: 以苏州中心城区为例 [J]. 林业科学, 2025, 61(2): 62−73.
Zhu Y, Zhou X Y, Feng Y Q, et al. Resilience evaluation of wetland ecological network in water network city: a case study of Suzhou central urban area [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2025, 61(2): 62−73.

[42] 殷飞笺, 陈华香, 黄发明, 等. 基于海岸带生态功能评估的陆海连通生态廊道识别与优化研究 [J]. 应用海洋学学报, 2025, 44(1): 84−98.
Yin F J, Chen H X, Huang F M, et al. Identification and optimization of land-sea connectivity ecological corridor based on coastal zone ecological function assessment [J]. Journal of Applied Oceanography, 2025, 44(1): 84−98.

[43] 石晶, 石培基, 王梓洋, 等. 基于复杂网络理论和电路模型的酒泉市生态网络优化 [J]. 应用生态学报, 2024, 35(1): 237−246.
Shi J, Shi P J, Wang Z Y, et al. Optimization of ecological network in Jiuquan City based on complex network theory and circuit model [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2024, 35(1): 237−246.

[44] Ye J, Hou Z, Ming H, et al. Ecological security pattern-based simulation for land use structure change: a case study in Ezhou City, China [J]. Frontiers of Earth Science, 2021, 15(3): 526−542.

[45] Peng J, Yang Y, Liu Y, et al. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns [J]. Science of the Total Environment, 2018, 644: 781−790.

[46] 李久林, 胡大卫, 储金龙, 等. 基于生态系统服务价值评估的生态网络构建: 以合肥市为例 [J]. 国土资源科技管理, 2023, 40(6): 13−26.
Li J L, Hu D W, Chu J L, et al. Ecological network construction based on ecosystem service valuation: a case study of Hefei City [J]. Scientific and Technological Management of Land and Resources, 2023, 40(6): 13−26.

[47] 杨鸿辉, 余娇, 耿建伟, 等. 基于遥感生态指数和电路理论的生态安全格局构建——以广州市为例 [J]. 北京林业大学学报, 2023, 45(10): 127−139.
Yang Honghui, Yu Jiao, Geng Jianwei, et al. Construction of ecological security pattern based on remote sensing urban ecological index and circuit theory: a case study of Guangzhou City, Guangdong Province of southern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2023, 45(10): 127−139.

（责任编辑 孟 瑶
责任编委 臧润国）