

基于生态压力视角的长三角地区生态安全格局构建与优化

马才学¹ 杨蓉萱¹ 柯新利¹ 马智宇²¹

(1. 华中农业大学 公共管理学院, 湖北 武汉 430070;

2. 广东海洋大学 管理学院, 广东 湛江 524088)

【摘要】: 人类经济活动对生态环境造成的压力, 是威胁区域生态安全的重要因素, 基于生态压力视角构建生态安全格局对维持区域生态安全具有重要意义。以长三角为研究区, 在形态学空间格局分析(MSPA)基础上采用景观连通性指数识别生态源地, 基于能值生态足迹模型并结合夜间灯光数据识别生态压力热点区, 通过最小累积阻力模型(MCR)提取生态源间廊道和生态压力需求廊道, 从而构建生态安全格局。结果表明: (1) 研究区生态源地总面积为25581.47km², 占研究区总面积的24.20%, 主要分布在太湖流域和浙西浙东等地; 生态压力热点区集中在上海、苏州等城市化水平较高的地区; 生态源地与生态压力热点区在空间上并无重叠, 生态供需存在一定程度的空间失耦。(2) 生态廊道网络由生态源间廊道和生态压力需求廊道组成, 生态源间廊道总长度为2459.13km, 呈现“两纵一横”的空间格局, 适宜修建宽度为1200m; 生态压力需求廊道总长度为1186.71km, 呈现以生态源地为核心的空间组团特征, 一般、较高、高压需求廊道的适宜修建宽度分别为750、550和100~200m。(3) 划分了生态保育区、生态控制区、生态过渡区、生产生活区和廊道修复区, 各区占比分别为40.25%、15.40%、11.02%、33.20%、0.13%。研究结果可为长三角地区的生态安全建设提供决策支持。

【关键词】: 生态压力 生态安全格局 MSPA 分析 MCR 模型 长三角地区

【中图分类号】: X171.4 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)01-0135-13

为满足日益增长的城市用地需求, 大量的生态用地被建设用地蚕食, 原本整体连续的自然生境被分割成破碎程度高的混合斑块镶嵌体^[1], 严重影响了生态系统功能的发挥, 给区域可持续发展带来严峻挑战。构建生态安全格局是维持生态系统完整性、保障区域生态安全的有效途径^[2]。目前生态安全格局研究日趋成熟, 形成了“生态源地识别-生态阻力面构建-生态廊道提取”的构建范式^[3]。生态源地识别主要有定性与定量两种方式, 定性识别是将生境质量较好的风景名胜区和自然保护区作为生态源地^[4,5], 该方法简单直接, 但主观性较强, 忽略了生态源地在区域生态系统中的空间连通性^[6]; 定量识别则是以生态敏感性、景观连通性等指标进行评价, 能较好衡量生态源地自身功能属性, 运用较为广泛^[7,8]。生态阻力面方法构建主要分为三种: 一是基于土地覆被类型直接赋值^[9]; 二是采用夜间灯光数据对土地覆被类型阻力面进行修正^[10]; 三是建立生态阻力因子指标体系^[11]; 考虑到直接赋值不能反映同一土地类型的内部差异, 近年来的研究常基于夜间灯光数据修正阻力面^[12]或构建阻力因子指标体系识别阻力面^[13]。

作者简介: 马才学(1961~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为空间信息技术在土地资源管理中的应用. E-mail: macaixue@mail.hzau.edu.cn; 柯新利 E-mail: kexl@mail.hzau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41971240)

最小累积阻力模型 (MCR) 能有效反映区域内物种和能量流动与扩散的潜在可能性及趋势，广泛应用于生态廊道的提取。

诸多学者基于生境质量^[14]、生态敏感性^[15]、景观生态风险^[16]等视角探讨了如何科学合理地构建生态安全格局，相关研究成果可为国土生态管理提供战略决策支撑。但当前研究侧重于自然生态空间的廊道网络构建，在耦合自然生态空间和城镇发展空间上略显不足，不可避免地造成自然生态系统与社会经济系统之间的脱节；而城镇发展空间对生态系统所产生的巨大压力，会制约城市可持续发展，威胁区域生态安全。因此本文聚焦于人类经济活动对自然生态系统的压力，通过能值生态足迹模型定量评估区域生态压力状况，基于人类活动强度识别生态压力热点区，搭建生态源地与生态压力热点区的需求廊道，形成自然生态空间和城镇发展空间联系紧密的生态安全格局，以缓解自然生态与经济社会的冲突，保障区域生态安全。

长三角地区是我国经济发展最为活跃的地区之一，亦是环境污染、生态退化等问题高度集中的区域^[17]；构建长三角生态安全格局是实施城市群可持续发展战略的现实需求。本文基于形态学空间格局分析 (MSPA) 方法和景观连通性指数识别生态源地；利用能值生态足迹模型和夜间灯光数据识别生态压力热点区；运用 MCR 模型和重力模型构建生态廊道网络，并在此基础上提出生态安全格局的优化对策，以期为长三角地区的生态安全建设与管理提供科学依据。

1 研究区概况及数据来源

1.1 研究区概况

长三角地区位于我国东部沿海，是长江中下游平原的重要组成部分，其以上海为核心，南京与杭州为次核心，辐射带动无锡、苏州、常州等 13 个地级市，总面积约为 $11.35 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。长三角地势南高北低，北部与中部地区以建设用地与耕地为主，南部地区以林地为主；区域河网水系发达，丰富的淡水资源为社会经济系统运行提供基本保障。长三角地区是我国经济发展的重要增长极，在经济发展格局中占有举足轻重的战略地位，2015 年长三角地区 GDP 达到 11.33 万亿元，约占全国的 16.52%。然而，伴随城市化的快速推进，生态空间逐渐被建设用地蚕食，城市发展所引起的负面生态效应已严重影响区域生态系统功能的发挥。欧维新等^[18]的研究表明，近 20 年来长三角地区生态系统健康指数下降了 17.6%，其中上海、苏州等快速城市化地区的下降趋势最为明显；由此可见亟需构建长三角城市群尺度的生态安全格局。考虑到生态网络构建的完整性与连通性，研究区将不包含以岛屿分布为主的浙江省舟山市 (图 1)。

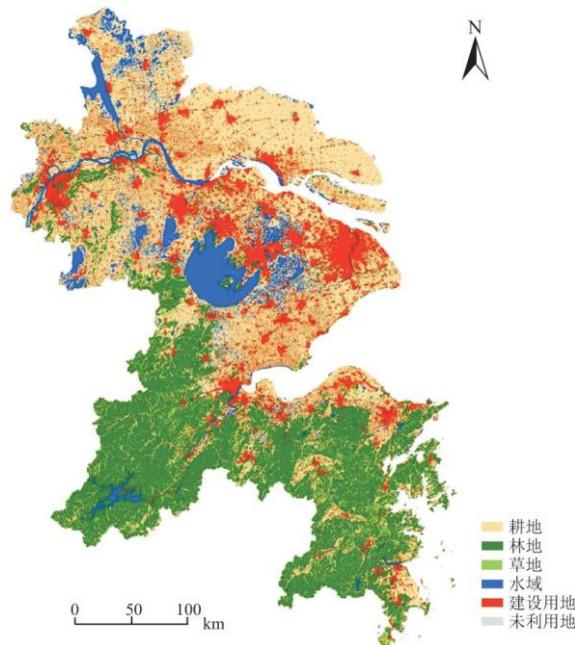


图 1 长三角地区 2015 年土地覆盖类型图

1.2 数据来源

本研究所需的数据包括 2015 年土地覆盖数据、DMS/OLS 夜间灯光数据、地市行政边界数据、基础地理数据、DEM 高程数据和社会经济数据。其中土地覆盖数据、DMS/OLS 夜间灯光数据和地市行政边界数据来自中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>); 基础地理数据包括道路和居民点矢量数据, 来源于国家地理信息资源目录服务系统 (<http://www.webmap.cn/main.do?method=index>); DEM 高程数据来源于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn/>); 社会经济数据来源于《中国农村统计年鉴 2016》、《中国城市统计年鉴 2016》及各省市对应的统计年鉴。为便于空间数据的分析, 本文以 30m×30m 栅格大小划分基本空间单元。

2 研究方法

2.1 生态压力测算

生态足迹可用来测度人类社会经济活动对生态环境的影响, 目前国内外学者广泛依据“生态足迹”理论测算区域生态压力^[19, 20, 21]; 生态压力指数反映了区域生态系统的承压程度, 是生态压力的主要测度指标^[22]。能值生态足迹将能值理论与传统生态足迹模型相结合, 更为准确地测度资源消耗及环境影响^[23], 因此本文运用能值生态足迹模型测算长三角各城市的生态压力指数。

2.1.1 生态承载力

自然资源包括可更新资源和不可更新资源, 不可更新资源受限其再生速度, 不具备持续供给的能力, 只有合理利用可更新资源, 才能保证生态承载力的可持续性^[24], 因而本文生态承载力的计算只考虑太阳能、风能、雨水化学能、雨水势能和地球旋转能 5 种可更新资源的能值; 为保证结果的准确性, 同一性质的能源取其最大值, 因此本文可更新资源的能值为雨水化学能和地球旋转能之和。考虑到生物多样性保护至少需占用 12% 的生物生产性土地面积, 最终可供利用的实际人均生态承载力需乘以修正系数 0.88。计算公式如下^[24, 25]:

$$Eec = \frac{e}{p} \times 0.88 \quad (1)$$

式中: Eec 表示人均生态承载力; e 表示可更新自然资源的人均太阳能值; p 表示全球平均能值密度。

2.1.2 生态足迹

生态足迹账户的消费项目包括生物资源消费(农产品、水产品、林产品等)与能源消费(原煤、汽油、天然气等), 利用能值转化率将消费项目折算成太阳能值, 再引入能值密度将其换算成生物生产性土地面积。计算公式如下^[26]:

$$Eef = \sum_i^n \frac{c_i}{p} \quad (2)$$

式中: Eef 表示人均生态足迹; c_i 表示第 i 种资源的人均能值; p 释义同上。

2.1.3 生态压力指数

生态压力指数为人均生态足迹与人均生态承载力的比率^[22]:

$$ETI = \frac{E_{ef}}{E_{ec}} \quad (3)$$

如果 ETI 小于 1, 表明该地区生态供给大于生态需求, 区域发展还有较大的生态空间; 如果 ETI 大于 1, 说明该地区的生态供给无法满足生态需求, 人类对生态环境的影响超出生态系统的承载能力, 系统表现出不安全的状态。

2.2 生态源地识别

2.2.1 MSPA 分析

MSPA 分析方法是由 Vogt 等^[27]学者基于数学形态学原理提出的一种图像处理方法, 通过骨架抽取、二值开闭运算等操作对栅格图像的空间格局进行分析, 从像元层面识别具有不同生态功能的景观类型。本文基于 2015 年长三角地区的土地覆盖数据, 将林地、草地、水域等自然生态用地设置为前景, 其它用地类型设置为背景; 利用 Guidos Toolbox 软件平台对栅格数据进行 MSPA 分析, 识别出互不重叠的具有不同生态学含义和功能的七类景观要素 (图 2); 其中核心区是前景像元中面积较大的生境斑块, 对维持景观完整性及保护生物多样性具有重要意义, 可作为生态源地选取的依据^[28]。

2.2.2 景观连通性分析

景观连通性是反映景观结构和功能互馈关系的重要指标^[29]。可能连通性指数 PC 和连通重要性指数 dPC 能够较好反映出生态斑块间的连接度水平和景观中各个斑块对景观连通性的重要程度, 因此本文基于 Conefor2.6 软件分别计算 PC 和 dPC, 对核心区斑块的景观连通性重要程度进行评价, 以此识别生态源地。

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (4)$$

$$dPC = \frac{PC - PC_{remove}}{PC} \times 100\% \quad (5)$$

式中: n 表示研究区生态斑块总数; A_L 表示研究区景观总面积; a_i 、 a_j 分别表示生态斑块 i 和 j 的面积; p_{ij}^* 表示物种在生态斑块 i 和 j 扩散的最大概率。

2.3 生态阻力面构建

阻力因素的确定是构建生态阻力面的基础, 土地覆盖类型是影响物种迁移与扩散的基本因素, 土地覆盖类型与生态源地的景观特征越接近, 物种向外扩散的阻力就越小; 反之, 其对物种扩散的阻力就越大^[30]。地形起伏也会对物种的扩散造成影响, 随着高程、坡度的增加, 物种扩散难度也随之增大^[31]。此外人类活动的干扰对物种迁移与扩散有显著的阻碍作用, 距离道路和居民点越近, 城镇建设扩张的可能性越高, 物种迁移与扩散受到的阻碍也就越大。因此本文遵循可操作性和数据可获取性的原则, 选

择土地覆盖类型、地形因子(高程、坡度)、人类干扰因子(交通距离和居民点距离)来构建指标体系。参考前人研究的经验^[32,33],用五级制来界定单因子的阻力大小,分值越高,意味着物种扩散阻力越大。采用层次分析法确定阻力因子权重,判断矩阵的检验系数为0.0389,小于0.1,通过一致性检验,说明各个阻力因子的权重设置合理,结果如表1所示。

表1 阻力评价体系

阻力因子	单位	阻力赋值					阻力权重	分级参考文献来源
		5	4	3	2	1		
高程	km	>1.0	0.8~1.0	0.4~0.8	0.2~0.4	<0.2	0.0235	[34]
坡度	°	>30	25~30	15~25	7~15	<7	0.0317	[35]
土地覆盖类型	-	建设用地	未利用地	水域	园地、耕地、草地	林地	0.3797	[8, 36]
距国道距离	km	<1.0	1.0~2.0	2.0~5.0	5.0~10.0	>10.0	0.0632	[37]
距省道距离	km	<0.5	0.5~1.0	1.0~2.0	2.0~5.0	>5.0	0.0924	[37]
距县道距离	km	<0.1	0.1~0.2	0.2~0.5	0.5~1.0	>1.0	0.1362	[37]
距居民点距离	km	<0.25	0.25~0.5	0.5~1.0	1.0~2.0	>2.0	0.2733	[37]

2.4 生态廊道提取

2.4.1 MCR 模型

MCR 模型通过计算源向四周扩散过程的最小累积阻力来识别物种迁移与扩散的最佳路径,能较好反映景观中生物要素流动的潜在可能性及趋势,广泛应用于生态网络建设。本文基于 ArcGIS 软件平台,使用 Cost Distance 和 Cost Path 模块分别生成生态源间廊道和生态压力需求廊道。MCR 模型基本公式如下^[38]:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (6)$$

式中: D_{ij} 为物种从源地斑块 j 到目标斑块 i 的空间距离; R_i 为目标斑块 i 的扩散阻力系数。

2.4.2 重力模型

重力模型常用于评价生态廊道的相对重要性^[39],本文以生态源地的有效连通为原则,利用重力模型筛选出生态源地间相互作用较强的生态廊道,构建符合研究区域实际情况的生态网络。重力模型公式如下:

$$G_{ij} = \frac{L_{\max}^2 \times \ln S_i \times \ln S_j}{L_{ij}^2 \times P_i \times P_j} \quad (7)$$

式中： G_{ij} 是源地斑块 i 和 j 之间的相互作用力； S_i 、 S_j 分别是源地斑块 i 和 j 的面积； P_i 、 P_j 分别是源地斑块 i 和 j 的阻力值； L_{max} 是所有生态廊道的最大累积阻力值； L_{ij} 是源地斑块 i 和 j 之间廊道的累积阻力值。

3 结果分析

3.1 生态源地识别分析

研究区内核心区总面积为 34202.98km², 占研究区总面积的 32.35%, 总体规模较大, 广泛分布于南部山区地带(图 2), 北部核心区斑块面积较小且分布相对零散, 不利于物种的迁移与扩散。斑块面积和连通性是维持景观生态过程和功能的重要载体, 一般来说, 生态源斑块需具有良好生态稳定性和扩展性, 而面积较小的生态斑块易被人类干扰活动所影响, 生态稳定性及恢复力较差。因此本文参考李青圃等^[16]的研究成果, 筛选出面积大于 50km² 的核心区斑块作为潜在生态源地, 计算其连通性重要程度并排序(表 2), 将 dPC>1 的 12 个核心区斑块作为生态源地。

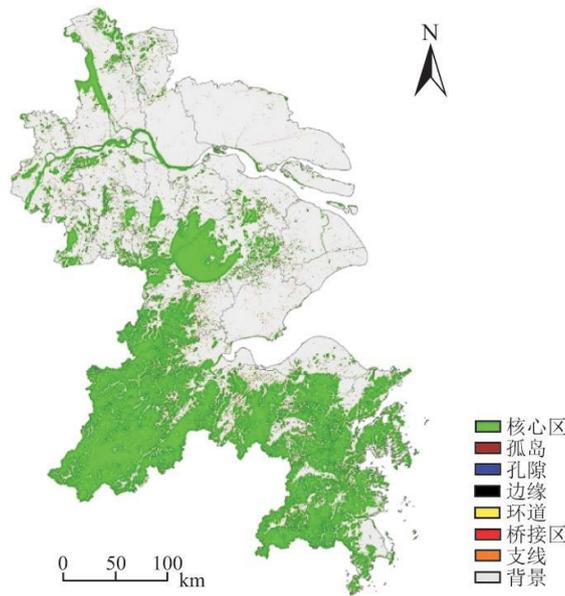


图 2 基于 MSPA 分析的景观要素类型图

表 2 生态源地景观连通性指数重要度排序

排序	斑块编号	连通重要性 dPC	排序	斑块编号	连通重要性 dPC
1	10	62.05	7	7	1.46
2	11	31.58	8	12	1.35
3	8	10.68	9	6	1.34
4	1	3.49	10	5	1.18
5	4	2.51	11	3	1.09
6	9	1.71	12	2	1.04

生态源地总面积为 25581.47km², 占研究区总面积的 24.20%, 主要分布在太湖流域、浙西中山丘陵、浙东盆地低山等区域(图 3), 其中位于浙西中山丘陵的源地斑块(编号 10) dPC 远高于其它源地, 表明该源地斑块在维持区域景观的连通性上发挥着极为重要的作用。生态源地土地覆盖类型以林地为主, 约占生态源地总面积的 84.74%; 水域、草地面积占比分别为 12.63% 和 2.63%; 生态源地是保障和维护长三角生态安全的底线, 应严格禁止开发建设活动。

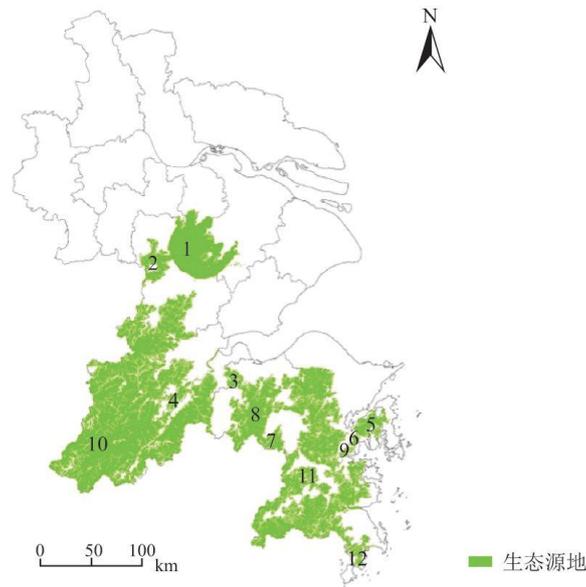


图 3 生态源地空间分布图

3.2 生态阻力面分析

基于层次分析法对不同生态阻力因子进行权重赋值, 得到符合研究区生态特点的综合阻力面。从图 4 可知, 研究区内生态阻力空间分布不均衡, 整体表现出北高南低的特征。生态阻力低值区主要位于浙江西南部, 面积较广, 呈现集中连片的分布特征, 便于物种的迁移与扩散。生态阻力高值区主要位于苏南、上海与浙江沿海地区, 但分布特点有所差异, 苏南与上海生态阻力高值区呈现片状集聚分布特征; 浙江生态阻力高值区则沿海岸线呈带状分布。与生态源地空间分布对比可以发现, 生态高阻力区与生态源地之间缺乏有效连接, 不利于能量交换和物质流动, 因此有必要构建相应的生态廊道, 以增强景观整体连续性。

3.3 生态安全格局构建与优化

3.3.1 生态压力空间格局

根据公式(1)~(3), 可计算出长三角各城市的生态压力指数, 采用自然断裂法对其进行可视化(图 5a)。长三角地区整体生态压力指数远大于 1, 表明区域生态系统面临较大压力, 生态安全形势较为严峻。生态压力呈现明显的区域分布特点, 上海市、苏州市、无锡市作为经济发展核心区, 生态压力等级高, 生态安全形势急需改善; 江苏北部相对处于中间地带; 浙江省拥有较好的生态资源, 生态压力略微低于江苏省与上海市。

夜间灯光数据可直接反映较大空间尺度上的人类活动, 一般而言灯光强度(像元 DN 值)越高的地方, 意味着城市化水平越高,

生态系统面临更为严重的生态环境胁迫压力。因此本文参考已有研究^[40],结合长三角地区城市发展情况,提取DN值大于40的夜间灯光影像范围作为生态压力热点区;再将生态压力热点区与生态压力指数叠加,得到不同生态压力等级的热点区(图5b)。最后对斑块面积进行降序排列并计算累加比例,将累加比例90%对应的面积作为剔除碎小斑块的阈值,由此确定16个不同压力等级的需求点(图6)。

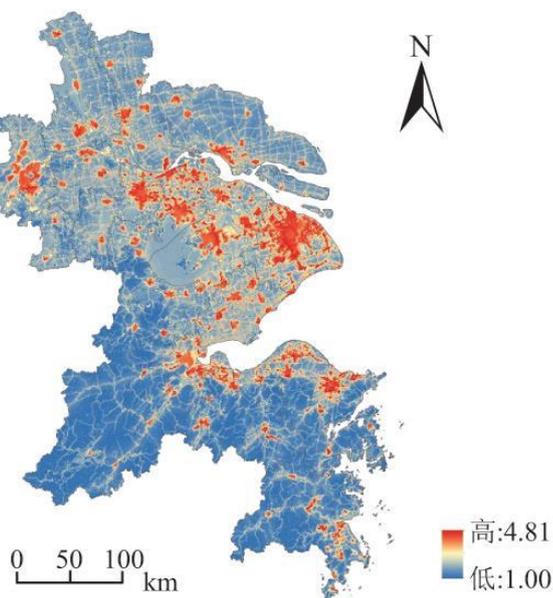


图4 综合阻力面

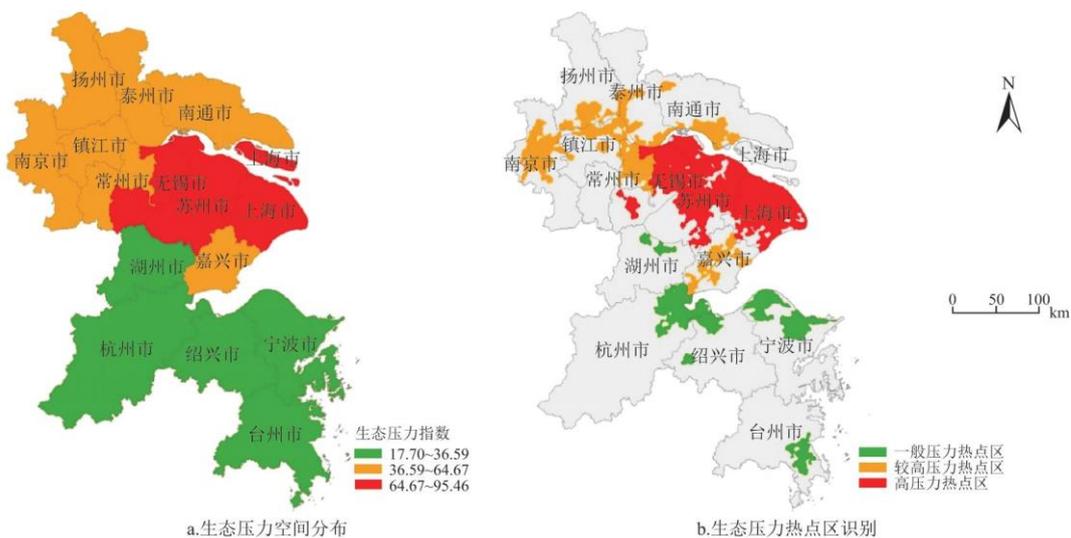


图5 生态压力热点区分布

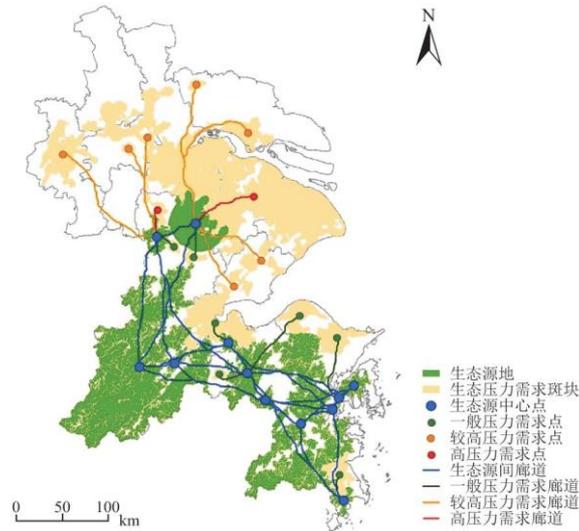


图6 研究区生态廊道网络

3.3.2 关键生态廊道

本文基于MCR模型共生成66条潜在生态源间廊道和16条生态压力需求廊道。利用重力模型构建12个生态源地斑块之间的相互作用矩阵(表3),参考胡炳旭等^[41]的研究成果,将相互作用强度值100作为提取生态源间廊道的阈值,并剔除重复冗余廊道,最终得到28条有效连通生态源地的源间廊道(图6)。生态源间廊道总长度为2459.13km,呈现“两纵一横”的空间格局:南北方向上的两条源间廊道分别连接太湖流域—宜溧山脉—天目山脉—龙门山脉,会稽山脉—括苍山脉—雁荡山脉;东西方向上的源间廊道主要连接龙门山脉—会稽山脉—天台山山脉;源间廊道在连片山脉处形成明显聚合,有效维持了区域景观的连通性。生态压力需求廊道总长度为1186.71km,空间分布呈现明显的组团特征,一般压力需求廊道以浙东盆地低山为核心,沿低阻力路径向外扩散,该类廊道处于生态源地边缘带,主要功能是平衡区域生态环境、缓冲城市扩张对生态源地的压力。高、较高压力需求廊道以太湖流域和宜溧山脉为核心向外发散分布,可见太湖流域和宜溧山脉是缓解社会经济发展对生态系统需求压力的主要生态源地,对长三角地区的生态安全格局建设极为重要,在城市发展过程中,必须重视对其的保护和建设。生态压力需求廊道更为靠近人类活动干扰的区域,使其保持了核心生态源地与城镇系统的联系,进一步延展核心生态源地的生态服务范围。生态源间廊道与压力需求廊道共同构成以生态源地为中心的网状空间布局,保障了区域生态网络的连通性和稳定性。

表3 基于重力模型的源地斑块相互作用矩阵

源地斑块编号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	-	1093.98	75.39	92.04	26.52	18.60	44.30	80.07	19.08	152.52	47.87	17.15
2	-	-	108.41	146.07	34.73	24.53	61.30	114.47	25.18	269.06	63.89	22.05
3	-	-	-	532.82	124.83	98.11	512.84	2893.96	100.34	409.62	278.80	57.39
4	-	-	-	-	65.75	48.92	209.63	507.56	54.42	3085.13	153.83	39.14
5	-	-	-	-	-	5368.58	309.95	272.28	1714.38	86.94	793.74	121.79
6	-	-	-	-	-	-	287.00	225.21	5419.39	64.35	916.46	103.34

7	-	-	-	-	-	-	-	2823.92	369.01	228.12	1619.03	140.10
8	-	-	-	-	-	-	-	-	237.86	451.46	787.00	119.57
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	71.21	1550.15	134.33
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	193.54	55.12
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	401.07
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

3.3.3 生态安全格局优化

(1) 疏通生态廊道，保障生态网络的连通性

基于 MCR 模型生成的生态廊道只是一种概念上的连接路径，缺少实际宽度。在实际生态规划设计与建设中，生态廊道需具备一定宽度才能满足物种迁徙需求。相关研究表明，当生态廊道建设用地占总景观面积的比例小于 10% 时，修建难度小且适合生态网络中物种的迁移与扩散^[34]。因此本文以建设用地占比 10% 作为确定生态廊道宽度的阈值。

从表 4 可知，生态源间廊道宽度为 1200m 时，建设用地占比远小于 10%，表明生态源间廊道不受建设用地限制，对于生态源间廊道的宽度选取需要进一步探讨：一般来说，生态廊道越宽越利于保护生物多样性，但也有学者认为廊道过宽会促使生物在两侧间运动，从而减缓生物流的流动速度^[42]；而窄于 1200m 的廊道不会有真正的内部生境^[43]；基于以上分析本文将生态源间廊道适宜修建宽度设为 1200m。一般压力需求廊道适宜修建宽度约为 750m，该宽度能创造物种丰富的景观结构，满足物种对生境的需求。较高压力需求廊道适宜修建宽度约为 550m；高压力需求廊道受人为干扰较大，植被覆盖率低，廊道宽度为 100m 时，建设用地占比依然大于 10%，考虑到高压力需求廊道的物种扩散源是太湖湿地生态系统，该生态系统的主要栖息物种是鸟类，多达 173 种^[44]，因此廊道宽度需着重考虑鸟类的栖息与迁徙。朱强等^[43]的研究指出，100~200m 是保护鸟类较为合适的宽度，因此高压力需求廊道适宜修建宽度为 100~200m。

表 4 生态廊道的景观构成

宽度(m)	廊道类型	耕地(%)	林地(%)	草地(%)	水域(%)	建设用地(%)	未利用地(%)
100	生态源间廊道	12.05	83.47	0.81	3.03	0.63	0.01
	一般压力需求廊道	25.98	59.06	0.28	9.65	5.03	0.00
	较高压力需求廊道	62.01	20.14	0.00	13.09	4.69	0.07
	高压力需求廊道	35.41	27.05	0.61	24.60	12.33	0.00
200	生态源间廊道	13.00	81.90	1.00	3.09	0.99	0.02
	一般压力需求廊道	25.77	57.85	0.37	9.85	6.16	0.00
	较高压力需求廊道	60.77	19.58	0.01	13.36	6.15	0.13

	高压力需求廊道	33.73	26.13	0.57	25.24	14.32	0.01
550	生态源间廊道	15.07	78.27	1.53	3.26	1.83	0.04
	一般压力需求廊道	25.05	54.95	0.68	10.31	9.01	0.00
	较高压力需求廊道	58.18	17.91	0.04	13.65	9.96	0.26
	高压力需求廊道	28.93	24.69	0.48	26.94	18.86	0.10
750	生态源间廊道	15.72	77.08	1.71	3.34	2.11	0.04
	一般压力需求廊道	24.65	53.99	0.82	10.48	10.06	0.00
	较高压力需求廊道	57.50	17.16	0.04	13.85	11.14	0.31
	高压力需求廊道	26.80	24.48	0.48	27.59	20.49	0.16
1200	生态源间廊道	16.67	75.38	1.90	3.48	2.52	0.05
	一般压力需求廊道	24.34	52.76	0.87	10.64	11.39	0.00
	较高压力需求廊道	56.83	16.02	0.06	14.12	12.59	0.38
	高压力需求廊道	23.41	23.76	0.54	28.42	23.55	0.32

此外，不同景观类型主导的生态廊道，在构建过程也应有所侧重：以林地景观为主的生态源间廊道和一般压力需求廊道，应配置生态性强、群落稳定的植被，通过形成乔、灌、草复合结构的植被群落来增强廊道的稳定性。以耕地景观为主的较高、高压力需求廊道，应重点保护坑塘湿地、生态沟渠、农地田埂、灌丛等半自然生境，进行适度的退耕还林，增强景观异质性和连通性，维持区域小环境的生态稳定。值得注意的是长三角水系较为发达，生态廊道不可避免地需穿过一些水体，为降低水体对陆生生物迁徙的阻力，应重视廊道水体沿岸植被缓冲带的建设，合理的植被缓冲带既能有效过滤地表污染物改善水质，又能为廊道内陆生生物的迁移创造条件。

(2) 划分生态功能分区，确保生态安全建设的精确与高效

基于生态源地构建的最小累积阻力面是生态功能分区的基础，参考李纪宏等^[45]、程迎轩等^[46]的研究，利用标准方差分类方法对阻力值进行分类，根据不同分类类别的数量突变性确定功能分区的边界阈值。本文基于最小累积阻力的标准方差，将其划分为9类，并统计不同类别与栅格数量之间的对应关系(表5)。由表5可知，从C1到C2类，栅格数量有一个明显的突变过程，变化幅度约占栅格总数的24.88%；从C2到C3类再次出现栅格数量突变，且变化幅度仅次于从C1到C2类，约为4.40%；从C4类开始，栅格数量维持在10%以下的水平，逐渐趋于稳定。因此本文选取最小累积阻力值为8332、60033、111734作为功能分区的边界阈值，据此将研究区划分为生态保育区、生态控制区、生态过渡区、生产生活区。此外，生态廊道是区域内物质与能量流动的载体，对维系区域生态安全至关重要，生态功能分区还需综合考虑生态廊道的空间分布规律。生态廊道的最主要功能是为物种的迁移与扩散提供通道，因此本文基于生态廊道景观组分，提取廊道中对物种迁移与扩散阻力最大的建设用地作为廊道修复的关键区域，将其叠加在已划分的功能分区上，最终得到以生态安全格局构建为主导的生态功能分区(图7)。

表5 最小累积阻力标准方差分类表

分类	值区间	栅格数量	比例 (%)
C1	0~8332	46598097	40.31
C2	8332~60033	17838709	15.43
C3	60033~111734	12755174	11.03
C4	111734~163435	10099194	8.74
C5	163435~215136	9649978	8.35
C6	215136~266837	9564591	8.28
C7	266837~318538	5547652	4.80
C8	318538~370239	2778873	2.40
C9	370239~408332	761315	0.66
合计		115593583	100.00

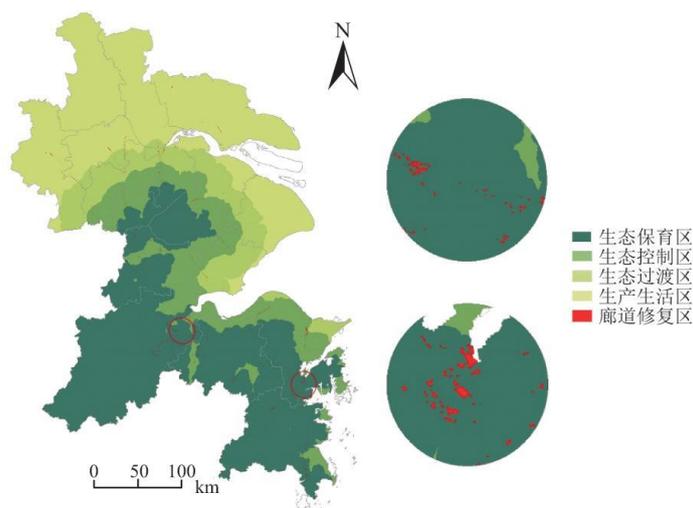


图7 基于生态安全格局的生态功能分区

从分区的结果可知，生态保育区占全区总面积的 40.25%，该区人类活动干扰较小，大面积有林地聚集于此，为区域提供固碳释氧、稳定区域性气候等生态服务功能，是支撑长三角生态安全格局的基本骨架，应禁止开发和占用。生态控制区占全区总面积的 15.40%，该区环绕生态保育区分布，起到过滤外来干扰的保护作用，是面向城市不可或缺的生态保护屏障。生态过渡区占全区总面积的 11.02%，该区耕地、建设用地面积大于生态用地，是农业生产、城镇建设与生态保护矛盾突出的区域，土地的开发利用需综合考虑三者间的平衡。生产生活区占全区总面积的 33.20%，该区远离生态源地，地势较为平坦，适宜开展生产活动；生产生活区大体分为两个片区，北部生产生活区以农业生产用地为主，通过发展生态农业和循环农业，为区域粮食和农副产品的供应提供基本保障；东部生产生活区以建设用地为主，是城镇化发展的核心区域，为区域社会经济系统提供各种空间承载和物质保障功能。廊道修复区占全区总面积的 0.13%，该区受到人类干扰频繁，对物种的迁移与扩散有较强的阻碍作用，可通过人工造林、设置缓冲隔离带等措施进行生态修复和建设，严格控制城镇建设的无序增长，保障生态过程的有效流通。

4 讨论与结论

4.1 讨论

(1) 自然生态服务供给与人类生态服务需求相适应是保障区域生态安全的基石^[47]。从生态源地和生态压力热点区识别结果来看,生态源地主要分布于研究区南部山区地带;较高、高生态压力热点区则集中在研究区东部与北部,生态源地提供的高质量生态服务无法有效覆盖需求区,存在一定程度的空间失耦,这种空间失耦现象会造成区域生态服务功能的退化,威胁区域生态安全^[12]。故本文在识别生态源间廊道基础上,进一步搭建生态源地与生态压力热点区之间的需求廊道,从而最大限度地拓展了生态源地的服务范围,缓解中心城区的生态需求压力,更好地推动长三角地区健康可持续发展。此外,廊道宽度会直接影响廊道生态功能的发挥^[48],本文基于景观结构与功能原理确定廊道宽度,发现高压需求廊道的宽度最小,这是因为高压需求廊道位于上海、苏州等土地资源稀缺的城市化地区,如果廊道设置过宽,必然会挤压城市发展空间。Peng 等^[49]指出在快速城市化地区,生态廊道建设需同时兼顾经济发展的空间需求和生态效益发挥。

(2) 目前的生态功能区划研究,没有将生态廊道这一对于维系生态系统整体性具有重要意义的关键要素纳入考量体系,缺乏对生态过程的动态评估^[50]。因此本文基于最小累积阻力面进行生态功能分区时,综合考虑不同景观对物种迁移的干扰程度,识别生态廊道中需重点进行生态修复的区域,最终形成以生态安全格局构建为主导的生态功能分区。划分结果为区域实施生态安全建设提供重要依据,可针对不同功能分区的差异性实施不同的保护策略及优化措施,确保高效、精确地实施区域生态安全保护。需要说明的是,最小累积阻力面是生态功能分区的基础,受限于数据的获取,本文对阻力因子的赋值分级是基于已有研究成果^[8, 34, 35, 36, 37],未充分考虑研究区内物种迁移特性对阻力因子赋值分级的影响,阻力面的模拟效果略显不足,未来有必要结合长三角地区的物种迁徙习惯对阻力面进行修正。

4.2 结论

本文以长三角作为研究区,聚焦于区域经济发展对自然生态环境的压力,基于 MSPA 方法和景观连通性指数识别生态源地;综合考虑自然环境与社会经济因素构建符合区域环境特点的生态阻力面;利用能值生态足迹模型和夜间灯光数据识别生态压力热点区;基于 MCR 模型和重力模型识别生态源间廊道和生态压力需求廊道,构建并优化区域生态安全格局。主要研究结论如下:

(1) 生态源地总面积为 25581.47km²,约占研究区总面积的 24.20%,主要分布于太湖流域、浙西中山丘陵区 and 浙东盆地低山区;生态压力热点区集中分布于上海、苏州等快速城市化地区,远离生态源地,生态供需存在一定程度的空间失耦。

(2) 生态廊道总长度为 3645.84km,其中生态源间廊道长度为 2459.13km,呈现“两纵一横”的空间格局;生态压力需求廊道长度为 1186.71km,呈现以生态源地为核心的空间组团特征。为保障生态廊道的连通性,建议生态源间廊道修建宽度为 1200m;一般、较高、高压需求廊道的修建宽度分别为 750、550 和 100~200m。

(3) 基于生态源地、生态廊道以及最小累积阻力面将研究区划分为生态保育区、生态控制区、生态过渡区、生产生活区和廊道修复区,各区占比分别为 40.25%、15.40%、11.02%、33.20%、0.13%,划分结果可为生态安全格局分区分管提供重要参考。

参考文献:

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

[2] 杨天荣,匡文慧,刘卫东,等.基于生态安全格局的关中城市群生态空间结构优化布局[J].地理研究,2017,36(3):441-

- [3] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 等. 北京市生态安全格局及城市增长前景[J]. 生态学报, 2009, 29(3):1189-1204.
- [4] TENG M, WU C, ZHOU Z, et al. Multipurpose greenway planning for changing cities: A framework integrating priorities and a least-cost path model[J]. Landscape and Urban Planning, 2011, 103(1):1-14.
- [5] 朱军, 李益敏, 余艳红. 基于 GIS 的高原湖泊流域生态安全格局构建及优化研究——以星云湖流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8):1237-1250.
- [6] 王成新, 万军, 于雷, 等. 基于生态网络格局的城市生态保护红线优化研究——以青岛市为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(S1):9-14.
- [7] 丛佃敏, 赵书河, 于涛, 等. 综合生态安全格局构建与城市扩张模拟的城市增长边界划定——以天水市规划区(2015-2030年)为例[J]. 自然资源学报, 2018, 33(1):14-26.
- [8] 张豆, 渠丽萍, 张桀滢. 基于生态供需视角的生态安全格局构建与优化——以长三角地区为例[J]. 生态学报, 2019, 39(20):7525-7537.
- [9] 胡道生, 宗跃光, 许文雯. 城市新区景观生态安全格局构建——基于生态网络分析的研究[J]. 城市发展研究, 2011, 18(6):37-43.
- [10] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 基于“重要性-敏感性-连通性”框架的云浮市生态安全格局构建[J]. 地理研究, 2017, 36(3):471-484.
- [11] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化[J]. 自然资源学报, 2019, 34(4):771-784.
- [12] 黄隆杨, 刘胜华, 方莹, 等. 基于“质量-风险-需求”框架的武汉市生态安全格局构建[J]. 应用生态学报, 2019, 30(2):615-626.
- [13] 冯琰玮, 甄江红, 马晨阳. 干旱区城市生态安全格局优化研究——以内蒙古呼和浩特市为例[J]. 水土保持研究, 2020, 27(4):336-341.
- [14] 郝月, 张娜, 杜亚娟, 等. 基于生境质量的唐县生态安全格局构建[J]. 应用生态学报, 2019, 30(3):1015-1024.
- [15] 杜悦悦, 胡熠娜, 杨旸, 等. 基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建——以云南省大理白族自治州为例[J]. 生态学报, 2017, 37(24):8241-8253.
- [16] 李青圃, 张正栋, 万露文, 等. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J]. 地理学报, 2019, 74(7):1420-1437.
- [17] 刘晓丽, 方创琳. 城市群资源环境承载力研究进展及展望[J]. 地理科学进展, 2008, 27(5):35-42.

-
- [18] 欧维新, 张伦嘉, 陶宇, 等. 基于土地利用变化的长三角生态系统健康时空动态研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(5):84-92.
- [19] 杨振. 中国区域发展与生态压力时空差异分析[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(4):50-54.
- [20] GALLI A, WIEDMANN T, ERCIN E, et al. Integrating ecological, carbon and water footprint into a “footprint family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 16:100-112.
- [21] 史丹, 王俊杰. 基于生态足迹的中国生态压力与生态效率测度与评价[J]. 中国工业经济, 2016(5):5-21.
- [22] 杨晓俊, 方传珊, 侯叶子. 基于生态足迹的西安城市生态游憩空间优化研究[J]. 地理研究, 2018, 37(2):281-291.
- [23] ZHAO S, LI Z, LI W. A modified method of ecological footprint calculation and its application[J]. *Ecological Modelling*, 2005, 185(1):65-75.
- [24] 张芳怡, 濮励杰, 张健. 基于能值分析理论的生态足迹模型及应用——以江苏省为例[J]. 自然资源学报, 2006, 21(4):653-660.
- [25] 杨青, 逯承鹏, 周锋, 等. 基于能值-生态足迹模型的东北老工业基地生态安全评价——以辽宁省为例[J]. 应用生态学报, 2016, 27(5):1594-1602.
- [26] 杨灿, 朱玉林. 基于能值生态足迹改进模型的湖南省生态赤字研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(7):37-45.
- [27] VOGT P, FERRARI J R, LOOKINGBILL T R, et al. Mapping functional connectivity[J]. *Ecological Indicators*, 2009, 9(1):64-71.
- [28] 陈竹安, 况达, 危小建, 等. 基于 MSPA 与 MCR 模型的余江县生态网络构建[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(8):1199-1207.
- [29] 熊春妮, 魏虹, 兰明娟. 重庆市都市区绿地景观的连通性[J]. 生态学报, 2008(5):2237-2244.
- [30] 王旭熙, 彭立, 苏春江, 等. 基于景观生态安全格局的低丘缓坡土地资源开发利用——以四川省泸县为例[J]. 生态学报, 2016, 36(12):3646-3654.
- [31] 李道进, 逢勇, 钱者东, 等. 基于景观生态学源-汇理论的自然保护区功能分区研究[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(S1):53-59.
- [32] 赵小娜, 宫雪, 田丰昊, 等. 延龙图地区城市土地生态适宜性评价[J]. 自然资源学报, 2017, 32(5):778-787.
- [33] 易丹, 赵小敏, 郭熙, 等. 基于 MCR 的建设用地扩展边界划定研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(8):1768-1779.
- [34] 杨志广, 蒋志云, 郭程轩, 等. 基于形态空间格局分析和最小累积阻力模型的广州市生态网络构建[J]. 应用生态学报,

2018, 29(10):3367-3376.

[35]蒙吉军, 朱利凯, 杨倩, 等. 鄂尔多斯市土地利用生态安全格局构建[J]. 生态学报, 2012, 32(21):6755-6766.

[36]尹海伟, 孔繁花, 祈毅, 等. 湖南省城市群生态网络构建与优化[J]. 生态学报, 2011, 31(10):2863-2874.

[37]杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 等. 基于生态红线划分的生态安全格局构建——以江西省为例[J]. 生态学杂志, 2016, 35(1):250-258.

[38]和娟, 师学义, 付扬军. 基于生态系统服务的汾河源头区域生态安全格局优化[J]. 自然资源学报, 2020, 35(4):814-825.

[39]黄河, 余坤勇, 高雅玲, 等. 基于 MSPA 的福州绿色基础设施网络构建[J]. 中国园林, 2019, 35(11):70-75.

[40]黄隆杨, 刘胜华, 李健. 城市生态用地时空动态及其相关驱动力——以武汉市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(5):1059-1069.

[41]胡炳旭, 汪东川, 王志恒, 等. 京津冀城市群生态网络构建与优化[J]. 生态学报, 2018, 38(12):4383-4392.

[42]SOULE M E, GILPIN M E. The theory of wildlife corridor capability[J]. Nature Conservation, 1991, 2:3-8.

[43]朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度[J]. 生态学报, 2005, 25(9):2406-2412.

[44]姜未鑫. 太湖湿地生态系统的保护及管理研究[D]. 武汉: 华中师范大学, 2012.

[45]李纪宏, 刘雪华. 基于最小费用距离模型的自然保护区功能分区[J]. 自然资源学报, 2006, 21(2):217-224.

[46]程迎轩, 王红梅, 刘光盛, 等. 基于最小累计阻力模型的生态用地空间布局优化[J]. 农业工程学报, 2016, 32(16):248-257, 315.

[47]彭保发, 郑俞, 刘宇. 耦合生态服务的区域生态安全格局研究框架[J]. 地理科学, 2018, 38(3):361-367.

[48]蒋思敏, 张青年, 陶华超. 广州市绿地生态网络的构建与评价[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2016, 55(4):162-170.

[49]PENG J, ZHAO H J, LIU Y X. Urban ecological corridors construction: A review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1):23-30.

[50]彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 区域生态安全格局构建研究进展与展望[J]. 地理研究, 2017, 36(3):407-419.