

基于生态供需空间的区域生态安全格局构建研究

——以苏南城市群为例

魏家星^{1, 2} 张昱镇^{1, 2} 连紫璇^{1, 2} 殷敏^{1, 2} 欧维新^{3, 41}

(1. 南京农业大学园艺学院, 江苏 南京 210095;

2. 农业农村部景观设计重点实验室, 江苏 南京 210095;

3. 南京农业大学公共管理学院, 江苏 南京 210095;

4. 农村土地利用与整治国家地方联合工程研究中心, 江苏 南京 210095)

【摘要】 随着区域协同一体化进程的加快, 水土资源短缺、生态环境退化等问题为城市高质量发展带来巨大压力。构建区域生态安全格局, 是缓解生态系统保护与人类社会发展矛盾的有效途径。选择苏南城市群为研究对象, 综合 MSPA 方法与景观连通性评估筛选生态供给源地, 利用生态稀缺度评价筛选生态需求源地; 进而采用最小阻力模型提取耦合供需空间的生态廊道, 并结合战略点设置构建生态安全格局。结果表明: (1) 苏南城市群生态供给源地总面积为 4876.76km², 占研究区总面积的 17.36%。生态需求源地总面积为 2099.8km², 占研究区总面积的 7.48%; (2) 共构建生态供给廊道 55 条, 生态供需廊道 199 条, 总长度 2296.95km; (3) 共得到 98 处战略点, 作为未来城镇生态建设优先考虑的关键空间节点。研究可为包括苏南城市群在内的长三角地区在共守生态安全前提下优化国土空间开发格局提供参考, 也为国内其他高密度城市群生态安全格局构建提供借鉴。

【关键词】 生态安全格局 生态源地 生态廊道 供需空间 苏南城市群

【中图分类号】: X321 **【文献标识码】**: A **【文章编号】**: 1004-8227(2022)02-0387-11

作为新型城镇化的空间主体, 城市群在我国经济发展、城乡融合和创新驱动的推进过程中发挥着愈加重要的作用。与此同时, 建立在人口众多、资源短缺、环境脆弱等背景下的城市群建设, 普遍存在着与生态保护不相协调的情况^[1], 不利于区域社会经济和生态环境的可持续发展。习近平总书记在 2018 年 2 月视察成都市天府新区提出“公园城市”的概念, 强调在城市构建山水林田湖草生命共同体、布局高品质绿色空间体系, 形成“公园中的城市”的城市发展新模式^[2]。在我国生态文明建设总体战略的指导下, 构建区域生态安全体系, 统筹优化国土空间总体布局^[3], 将是未来新型城镇化发展和区域生态环境修复的重要路径之

作者简介: 魏家星(1986~), 男, 副教授, 主要研究方向为地景规划与生态修复方面研究. E-mail: weixing061206@163.com; 欧维新 E-mail: owx@njau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金(32001360); 中国科学院“美丽中国生态文明建设科技工程”专项(XDA23020200); 江苏省自然科学基金(BK20190545)

一。

生态安全格局(Ecological Security Pattern,ESP)旨在确保地区生态系统服务的健康和可持续发展^[4],通过强化有利生态过程、控制有害生态过程,促进地区自然资源的合理配置与优化^[5]。国外学者主要从生物多样性保护^[6,7]、土地利用配置优化^[8]、景观生态规划^[9,10]等角度对生态安全问题展开研究,以构建自然生态系统为主、与社会经济耦合协同的格局为发展趋势^[11]。我国生态安全格局研究始于20世纪90年代,主要聚焦于格局识别与构建的机制、方法及优化等方面,研究内容涵盖了城市扩张边界与生态保护红线确定^[12,13,14]、生态网络规划^[15,16]、生态安全预警及调控^[17]等多个领域。

基于不同学科背景的交叉渗透,生态安全格局的构建形成了各类不同的评价与研究方法^[18]。围绕生态安全格局3个关键组分——“源地”、“廊道”及“战略点”三者进行的实证分析,已逐渐成为生态安全格局构建的核心内容,初步形成了“源地识别—廊道构建—战略点设置”的构建范式。其中,源地方法主要有选择现有生态保护区^[19]、构建生态综合指标体系^[20,21]、形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis,MSPA)^[22]等;廊道构建方面,基于最小累积阻力模型(Minimal Cumulative Resistance,MCR)理论分析源地间对生物迁徙与扩散有利的“最小路径”^[23,24,25]是主要研究方式;战略点设置方面,主要的方法有提取廊道间的交叉点^[26]、廊道与小型生境斑块的交点^[27]以及结合研究区域现状自然、人工条件进一步识别^[28]等。整体而言,生态源地和生态廊道的提取是生态安全格局构建过程中两个核心环节,战略点设置也逐步受到更多的关注。但现有研究对生态安全格局的评估多从生态系统服务供给的角度展开^[29],作为城市主体的公众对于生态系统服务的需求往往未受到有效计量^[30,31],未能在生态供给与需求空间之间建立有效联系,故而难以形成链接生态系统服务供需空间的区域生态安全格局。

苏南城市群作为长三角一体化发展区的重要组成部分,在经济社会相对发达的同时,也面临生态资源短缺和生态需求增加的双重压力。因此,本研究综合分析生态供需空间的关系,通过MSPA方法与景观连通性评价相结合识别生态供给源地,依据生态系统服务价值与人口分布数据判别生态需求源地;结合最小路径法构建供给源地间、供给源地与需求源地间的潜在生态廊道;并根据廊道识别结果、结合主要水系和道路现状对战略点进行提取,从而形成苏南城市群生态安全格局。研究以期对苏南城市群在生态文明理念指导下创新城市空间发展模式、构建生态安全体系提供借鉴和参考。

1 研究区概况及数据来源

1.1 研究区概况

苏南城市群位于长江下游流域,地理坐标为30°47'N~32°37'N,118°22'E~121°20'E,涵盖南京、镇江、常州、无锡和苏州5座城市(图1),国土面积28085.36km²,属亚热带季风气候,年均气温17.4℃,年均降雨量1326mm;区域西部地势起伏较大,以低山丘陵为主,东部以平原为主,水网密布。作为我国区域现代化发展的典型范例,苏南城市群的人均GDP及城镇化率都位于全国前列;与此同时,区域内土地资源以耕地为主,水资源、森林资源数量相对较少且空间分布不均,西部地区缺乏大面积的水域,东部地区则欠缺连片的林地。此外,高强度的土地开发利用使得生态用地逐渐被建设用地所蚕食,导致了大型生物栖息地空间破碎化,湖泊湿地面积日渐萎缩以及河流水系等生态廊道的功能大幅削弱等问题^[32],已成为制约苏南城市群经济发展和国土空间保护的重要因素。

1.2 数据来源

研究基础数据包括土地利用现状、夜间灯光指数、生态系统服务价值(Ecological Services Value,ESV)、人口分布数据、水系和道路矢量数据等,具体数据信息与来源详见表1。其中土地利用类型数据根据研究目标和区域现状将地类分为耕地、林地、建设用地、草地、水域和未利用土地6种。

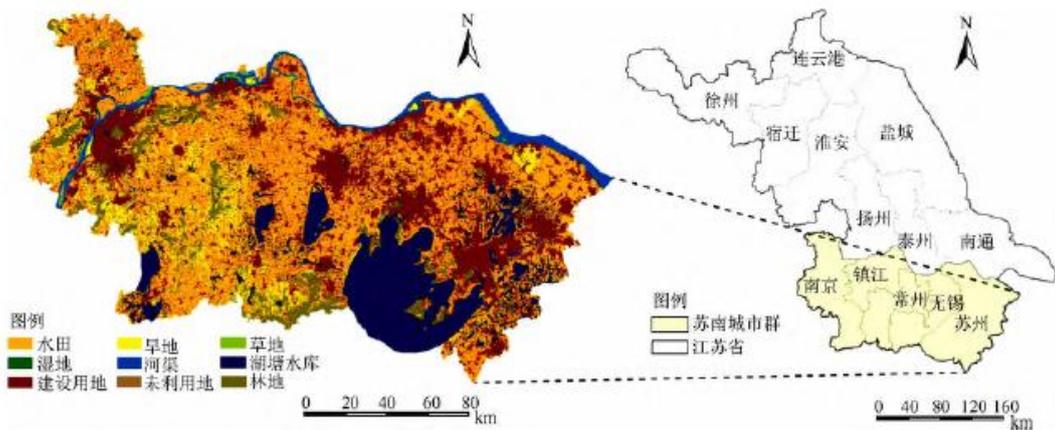


图1 研究区区位示意及土地利用现状

表1 研究区数据来源

数据名称	数据精度	数据时间	数据来源
土地利用现状	30m×30m	2015	中国科学院资源 环境科学数据中心
夜间灯光数据	1km×1km	2013	
生态系统服务价值	1km×1km	2015	
人口分布数据	1km×1km	2015	
分级道路矢量数据	1:100万	2015	
全国水系矢量数据	1:100万	2015	

2 研究方法

2.1 生态供给与需求源地识别

2.1.1 基于 MSPA 方法与景观连通性评价的供给源地识别

生态供给源地指具有重要生态保护价值和关键生态连通作用的自然斑块，能够为城市和居民提供高质量的生态系统服务^[33]；研究采用形态学空间格局分析(Morphological Spatial Pattern Analysis, MSPA)与景观连通性指数相结合的方法综合识别供给源地空间。

根据研究区实际情况及相关研究^[34]，将土地利用类型中的林地、草地、湿地和水域作为生态空间并设置为 MSPA 分析中的前景像元，其余用地类型作为背景像元；参考前人研究^[35]，借助 Guidos Tool Box2.6 软件，设置像元大小和边缘宽度的基本单位为 90m×90m，得到 7 种 MSPA 景观类型(核心区、孤岛、孔隙、边缘、环道、桥接区、支线)分类结果；其中核心区(Core)作为较大的生境斑块能够提供更为充足的栖息空间和资源，因此将核心区斑块作为筛选供给源地的对象进行景观连通性指数分析^[36]。基于 Conefor2.6 软件，设置迁徙阈值为 500m，可能连通概率为 0.5，通过可能连通性指数(PC)、整体连通性指数(IIC)等计算各

核心区斑块在整体景观中的相对重要程度^[37], 然后对连通性指数值(dPC)进行降序排列(表 2), 选取 dPC>0.004 的核心区斑块作为供给源地。景观连通性指数计算公式如下:

$$dI = \frac{I - I_{remove}}{I} \times 100\% \quad (1)$$

式中: dI 代表单个核心区斑块的景观连通性指数值(PC、IIC 等); I 表示所有斑块景观连通性指数的整体值; I_{remove} 表示去除单个斑块后剩余斑块的景观连通性指数值。

2.1.2 基于生态稀缺度评价的需求源地识别

生态需求源地指自身内部生态系统功能薄弱、对外部生态系统服务供给有较高需求的区域。研究借鉴 Villamagna 等学者的研究^[38], 选取生态稀缺度表征人类社会对于生态系统服务的需求程度。生态稀缺度采用人均生态系统服务价值(Ecological Services Value, ESV)表示, 即区域整体生态系统服务价值与对应人口密度的比值^[39]。将计算后的生态稀缺度通过自然断点法划分为高、较高、中、较低、低 5 个等级确立综合需求格局, 从中提取高需求级别的斑块, 设置所有斑块总面积的 60%为最小面积阈值, 将面积低于该阈值的斑块剔除^[40], 剩余部分即为筛选出的生态需求源地。

2.2 基于最小路径法的生态廊道构建

生态供给廊道指在供给源地间物质与能量交流中起重要作用的线性通道, 能够增强源地间的连接度^[41], 并为地区生态保护体系发展提供明确的空间指引^[42]; 生态供需廊道则指供给与需求源地间的廊道, 能够链接城镇空间和生态空间以缓解生态系统服务供需失衡的现状。

最小累积阻力模型是当前构建生态廊道常用的理论模型之一^[43], 参考已有研究^[44]对不同土地利用类型分别赋予基础阻力值(耕地 100、林地 1、草地 20、水域 200、建设用地 500、未利用地 300)构建阻力面, 并采用能够表征人类活动强度的夜间灯光数据对阻力面进行修正。在确定阻力面的基础上以每个供给源地中心点为源, 以其余供给源地中心点为目标, 基于最小路径法生成供给廊道; 以每个供给源地中心点为源, 以需求源地中心点为目标, 生成供需廊道。

2.3 生态战略点提取

战略点指影响和控制区域生态安全的重要空间节点^[45], 通过增设、改造和恢复战略点, 将有助于提升区域生态效能。基于生态廊道构建结果, 提取廊道间的交叉点作为基础战略点^[46]; 同时考虑到苏南城市群内水系和交通体系较为发达, 进一步提取廊道与主要河流水系的交汇点作为水资源保护的生态节点, 提取现有主要城际交通路网与廊道的交叉点作为需重点修复的生态断裂点^[47]。

3 研究结果分析

3.1 生态供给源地识别结果分析

MSPA 分析结果如图 2 所示, 核心区斑块总面积为 6095.42km², 占研究区总面积的 21.7%。由表 2、图 3 可知, 苏南城市群生态供给源地总面积约为 4876.76km², 占研究区总面积的 17.36%, 主要景观类型为林地和水域。各供给源地间面积差异较大, 太湖(Node89)、长江(Node31)斑块面积分别为 2567.76 和 996.37km², 占据源地总面积的 73.08%; 剩余源地斑块的平均面积为 72.92km²。从空间分布上看, 南京、镇江的供给源地集中于长江两侧以及南京的西南部地区, 在南京北部(六合区)和镇江东部(丹阳市)缺乏

大型供给源地分布；苏锡常地区的供给源地多分布于中南部地区(无锡宜兴市、滨湖区；常州武进区、金坛区；苏州吴中区等)，北部长江以南、太湖以北的大多区域(常州天宁区、钟楼区；无锡惠山区、锡山区等)几乎没有其他供给源地分布，生态资源较为匮乏。整体来看，供给源地布局呈现“南北部聚集、中部稀缺”的特征。

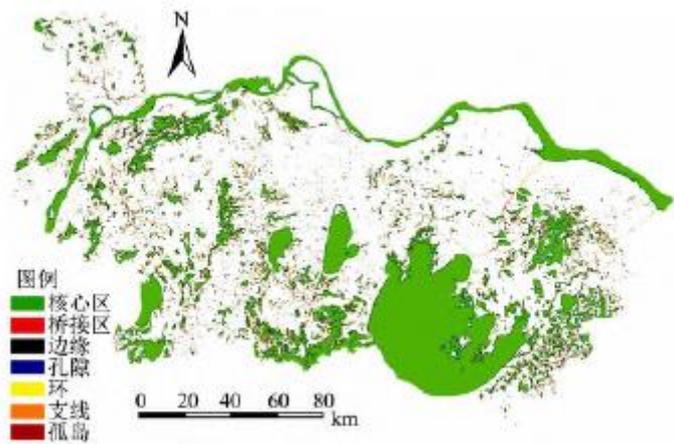


图 2 研究区 MSPA 景观类型分布

表 2 研究区核心区斑块景观连通性分析结果

斑块重要性	斑块编号	面积(km ²)	整体连通性	可能连通性
1	89	2567.7630483	84.8444500	84.8261400
2	31	996.3668269	12.7747400	12.7719800
3	48	240.9450145	0.7470496	0.7468884
4	85	198.9969958	0.5095732	0.5094633
5	45	168.4543752	0.3651558	0.3650770
6	71	143.7007704	0.2657246	0.2656673
7	46	113.0191826	0.1643682	0.1643328
8	38	39.8739072	0.0366931	0.0555995
9	82	63.3777275	0.0516877	0.0516765
10	24	26.4063829	0.0278735	0.0494480
11	15	58.7448087	0.0444071	0.0443975
12	11	51.8893025	0.0346473	0.0346398
13	63	43.5586726	0.0244153	0.0244101
14	86	34.5557473	0.0153658	0.0153624

15	26	7.8482456	0.0061441	0.0141771
16	17	32.9045056	0.0139323	0.0139293
17	9	26.7813847	0.0092295	0.0092275
18	36	22.1287410	0.0063013	0.0062999
19	14	21.3488127	0.0058649	0.0058636
20	42	18.0970181	0.0042143	0.0042134

3.2 生态需求源地识别结果分析

由图 4 可知, 苏南城市群的生态系统服务需求总体较高, 生态需求低和较低区域总面积 3353.39km², 占研究区面积的 11.94%, 主要分布在太湖、长江、南京石臼湖和固城湖、苏州阳澄湖等水域; 高生态需求区总面积 6358.53km², 占研究区面积的 22.64%, 覆盖了南京、镇江的主城区以及苏锡常大部分城镇地区。如图 5 所示, 生态需求源地的用地类型绝大多数为建设用地, 总面积为 2099.8km², 占全域面积的 7.48%, 主要分布于苏南五市的核心城区及丹阳、江阴、张家港、常熟、昆山等 14 处区域, 涵盖了 78.65% 的苏南主要城镇建设用地范围; 但宜溧山脉、阳澄湖南部、太湖东部的建设用地由于临近生态源地, 因此并未被识别为生态需求源地。

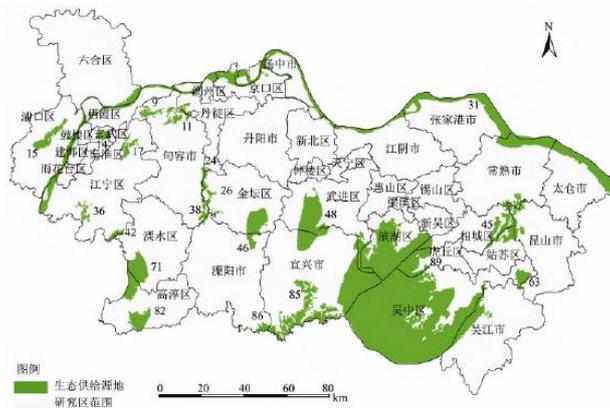


图 3 研究区生态供给源地

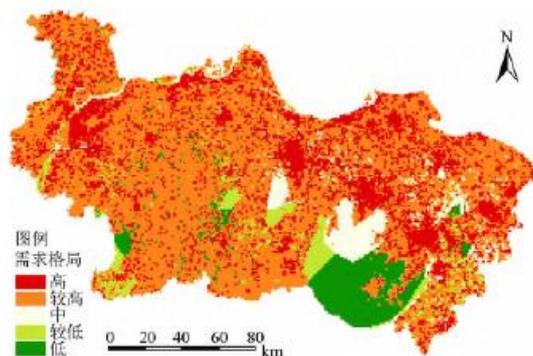


图 4 研究区生态需求格局

3.3 生态廊道构建结果分析

根据夜间灯光数据修正后最小累积成本阻力面(图 6), 分别构建两种类型的生态廊道(图 7)。其中生态供给廊道 55 条, 总长度为 879.95km, 主要分布于研究区内阻力值普遍较低的南京市南部、镇江中南部和常州中南部等地区; 生态供需廊道共 199 条, 总长度 1417km, 主要分布于呈现极高阻力值的常州北部、无锡北部和苏州中东部等区域, 有效链接了生态供给与需求空间。此外, 研究区西部(南京全域、镇江东部及常州南部)的供给廊道和供需廊道重叠度较高, 有利于结合供给源地形成区域供需协调的网络结构; 其他区域的供需廊道数量较多但与供给廊道重叠度不高, 因此应增加供给空间与需求空间的链接, 以缓解区域生态系统服务需求与供给间的矛盾。

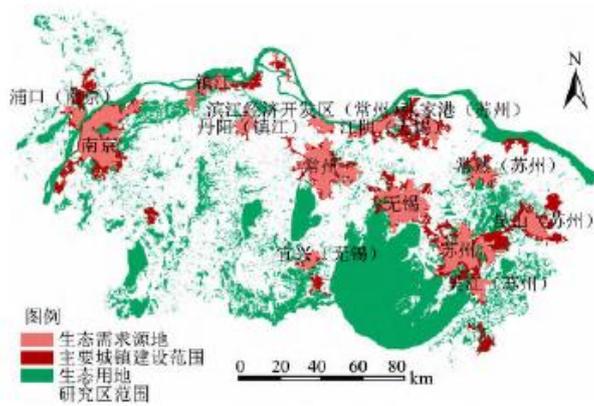


图 5 研究区生态需求源地

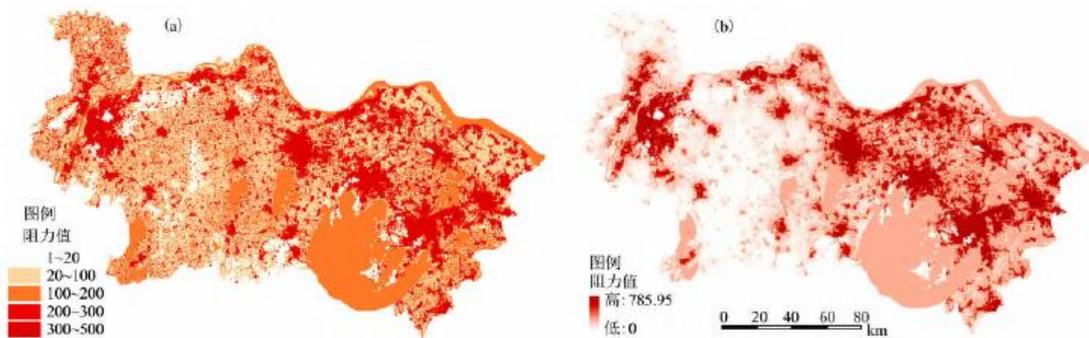


图 6 修正前阻力面 (a)、修正后阻力面 (b)

3.4 生态战略点提取结果分析

根据图 8 可知, 剔除在供给源地内部或空间位置重复的战略点, 共提取得到战略点 98 处, 涵盖廊道交叉点 33 处, 与重要水系交点 27 处, 与高等级道路交点 38 处。苏锡常地区水网密布, 生态廊道与重要水系的交点较多, 这些空间节点可为水生态保护区和湿地公园的选址提供参考, 以维护水乡风貌; 南京市区内、苏州阳澄湖周边高等级道路分布较为密集, 导致这些区域生态断裂点较多, 可通过战略点的生态建设降低大型交通设施对生物多样性保护所造成的威胁, 以保证供野生动物迁徙的安全通道

不受干扰^[48]。



图7 研究区生态廊道

4 结论与讨论

4.1 结论

城市群是我国城市化的主体区和经济发展的核心区，本研究以苏南城市群为实证研究对象，从生态供需的视角构建区域生态安全格局，得出主要结论如下：

(1) 苏南城市群生态供给源地总面积 4876.76km²，占研究区总面积的 17.36%；生态需求源地总面积 2099.8km²，占研究区总面积的 7.48%。供给源地主要以太湖、长江、长荡湖等大性水域斑块为主，整体布局上呈现“南北部聚集、中部稀缺”的特征；需求源地主要分布于苏南主要城市的中心城区和重点区县范围内，绝大部分为建设用地。

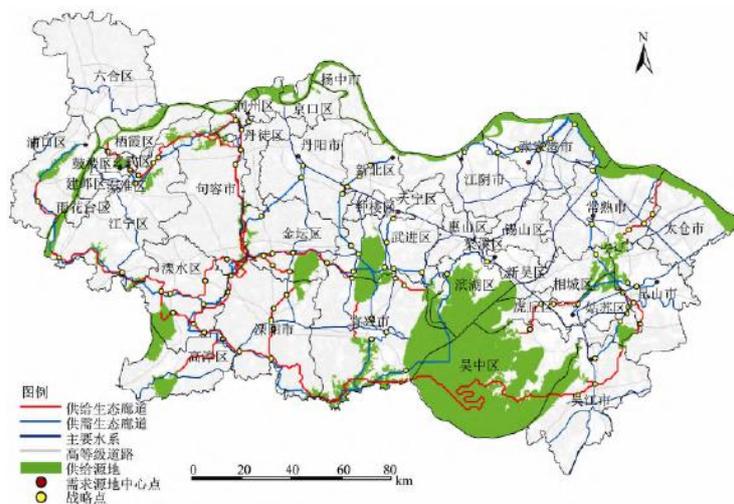


图8 研究区生态安全格局

(2) 构建苏南城市群生态供给廊道 55 条, 总长度为 879.95km, 链接了研究区内的供给源地, 为物质流动和物种迁移提供重要通道; 生态供需廊道 199 条, 总长度 1417km, 有效地将生态资源连通至苏州、常州、无锡等地。通过构建耦合供需的生态廊道, 发现在研究区西部供给廊道和供需廊道两者重叠现象明显, 如南京、镇江、常州南部; 而东部则重叠较少, 尤其在苏锡常地区北部缺乏供给廊道的分布, 供需空间在此处难以得到有效链接, 因此需加强供给廊道的建设。

(3) 研究根据廊道构建的结果结合苏南地区水系、道路网络布局共提取 98 处战略点, 作为未来城镇生态建设优先考虑的关键空间节点, 为区域生态安全格局的关键空间节点识别提供了可资借鉴的方法。

4.2 讨论

通过 MSPA 方法结合景观连通性评估选取生态供给源地, 相较于直接利用景观格局指数、连通性指数进行评价的方法, 对生态斑块间连通性的考虑更为全面^[49]。本研究在进行景观连通性评价时选择迁徙阈值为 500m, 可能连通概率为 0.5, 这些阈值或概率设定的不同会对分析结果产生一定影响^[50]。此外, 研究在供给源地识别时采用 $dPC > 0.04$ 作为筛选阈值, 需求源地识别时采用斑块面积总和的 60% 作为筛选阈值, 虽较好地保证了源地的数量和面积, 但仍需进一步验证阈值选择的科学性和适用性。因此后期研究中有必要在源地识别或廊道构建层面, 通过设置不同阈值进行对比实验, 以研究重要阈值设定对于生态安全格局构建结果准确性的影响。

城市群发展过程中所面临的生态风险, 其根源之一在于生态系统服务供需出现失衡^[29], 因此基于生态供需空间平衡体系下的生态安全格局研究将是我国区域协同一体化发展过程中的重要议题。本研究采用 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 尺度下的生态系统服务价值与人口密度指标, 从宏观角度对区域的生态需求进行分析, 而如何更为准确、细化到更小尺度来评估生态系统服务需求特别是文化服务^[51]等方面仍需深入探究。此外, 研究基于最小路径法构建生态系统服务供给源地和需求源地间的廊道, 拓展了供给源地的生态系统服务范围和功能; 未来还可采用其他分析方法如生态系统服务供需比 (Ecological Supply-Demand Ratio, EDSR)^[52]、局部空间自相关指数 (Local Indicators of Spatial Association, LISA)^[53] 等对供需空间的特征和关系展开研究, 以建立更为完整的生态系统服务供需评估体系。

区域生态安全问题存在于跨尺度、多等级的复杂系统中^[18], 例如在区域或城市群的生态安全格局中, 生态系统服务需求的分歧体现在不同地区间综合实力、发展现状及居民生活水准等方面^[54]; 而城市或城区尺度上不同区域间对于生态系统服务的需求则可能体现在具体的服务类型 (供给、支持、调节和文化服务) 上^[55]。因此未来应针对同一区域范围内不同尺度或等级的生态安全格局展开研究, 从而探讨不同尺度生态安全格局的空间特征与供需差异, 进一步指导区域与城市的精细化保护与发展。

参考文献:

- [1] 黄河东. 中国城市群城市化与生态环境协调发展比较研究[J]. 生态经济, 2016, 32(4): 45-48.
- [2] 范锐平. 加快建设美丽宜居公园城市[N]. 人民日报, 2018-10-11(7).
- [3] 林凯旋, 倪佳佳, 周敏. 公园城市的思想溯源、价值认知与规划路径[J]. 规划师, 2020, 36(15): 19-24.
- [4] DABELKO G D, DABELKO D D. Environmental security: Issues of conflict and redefinition environmental change and security[J]. Project Report, 1995, 1(1): 3-13.
- [5] 陈星, 周成虎. 生态安全: 国内外研究综述[J]. 地理科学进展, 2005, 24(6): 8-20.

-
- [6] BRAND U, VADROT A. Epistemic selectivities and the valorisation of nature: The cases of the Nagoya protocol and the intergovernmental science-policy platform for biodiversity and ecosystem services (IPBES) [J]. *Law, Environment and Development Journal*, 2013, 9(2):202-220.
- [7] VIGL L E, MARSONER T, SCHIRPKKE U, et al. A multi-pressure analysis of ecosystem services for conservation planning in the Alps [J]. *Ecosystem Services*, 2021, 47:101230.
- [8] RESHMIDEVI T V, ELDHO T I, JANA R. A GIS-integrated fuzzy rule-based inference system for land suitability evaluation in agricultural watersheds [J]. *Agricultural Systems*, 2009, 101(1-2):0-109.
- [9] BOLLIGER J, LISCHKE H, GREEN D G. Simulating the spatial and temporal dynamics of landscapes using generic and complex models [J]. *Ecological Complexity*, 2005, 2(2):107-116.
- [10] BALDI M, PETIT E J, CROCI S, et al. Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning [J]. *Environmental Management*, 2019, 244, 61-68.
- [11] 叶鑫, 邹长新, 刘国华, 等. 生态安全格局研究的主要内容与进展 [J]. *生态学报*, 2018, 38(10):3382-3392.
- [12] 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.
- [13] LIU X, WEI M, ZENG J. Simulating urban growth scenarios based on ecological security pattern: A case study in Quanzhou, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(19).
- [14] 徐文彬, 尹海伟, 孔繁花. 基于生态安全格局的南京都市区生态控制边界划定 [J]. *生态学报*, 2017, 37(12):4019-4028.
- [15] 刘瑞程, 沈春竹, 贾振毅, 等. 道路景观胁迫下沿海滩涂地区生态网络构建与优化——以盐城市大丰区为例 [J]. *生态学杂志*, 2019, 38(3):828-837.
- [16] XIAO S, WU W, GUO J, et al. An evaluation framework for designing ecological security patterns and prioritizing ecological corridors: application in Jiangsu Province, China [J]. *Landscape Ecology*, 2020, 35(11):1-18.
- [17] 袁少雄, 陈军, 宫清华, 等. 基于 Apache Spark 机器学习的生态安全格局构建方法 [J]. *生态学报*, 2019, 39(13):4793-4805.
- [18] 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.
- [19] 韩宗伟, 焦胜, 胡亮, 等. 廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建 [J]. *自然资源学报*, 2019, 34(10):2244-2256.
- [20] GAO J, DU F, ZUO L, et al. Integrating ecosystem services and rocky desertification into identification of karst ecological security pattern [J]. *Landscape Ecology*, 2020, 36(7):2113-2133.
- [21] RAMYAR R, SAEEDI S, BRYANT M, et al. Ecosystem services mapping for green infrastructure planning—The case

of Tehran[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703:135466.

[22]田雅楠,张梦晗,许荡飞,等.基于“源-汇”理论的生态型市域景观生态安全格局构建[J].*生态学报*,2019,39(7):2311-2321.

[23]俞孔坚.生物保护的景观生态安全格局[J].*生态学报*,1999,(1):10-17.

[24]LEE J A,CHON J,AHN C.Planning landscape corridors in ecological infrastructure using least-cost path methods based on the value of ecosystem services[J].*Sustainability*,2014,6(11):7564-7585.

[25]JIANG H,PENG J,DONG J,et al.Linking ecological background and demand to identify ecological security patterns across the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in China[J].*Landscape Ecology*,2020,36(7):2135-2150.

[26]GUO R,WU T,LIU M,et al.The Construction and optimization of ecological security pattern in the Harbin-Changchun Urban Agglomeration,China[J].*International Journal of Environmental Research and Public Health*,2019,16(7):1-18.

[27]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.*生态学报*,2018,38(12):4383-4392.

[28]黄健,张锐,李世佳.基于改进MCR模型的重庆市江津区生态安全格局构建[J].*中国农学通报*,2019,35(17):130-137.

[29]景永才,陈利顶,孙然好.基于生态系统服务供需的城市群生态安全格局构建框架[J].*生态学报*,2018,38(12):4121-4131.

[30]彭建,杨旸,谢盼,等.基于生态系统服务供需的广东省绿地生态网络建设分区[J].*生态学报*,2017,37(13):4562-4572.

[31]PENG J,WANG X,LIU Y,et al.Urbanization impact on the supply-demand budget of ecosystem services: Decoupling analysis[J].*Ecosystem Services*,2020,44:101139.

[32]王玉莹,金晓斌,沈春竹,等.东部发达区生态安全格局构建——以苏南地区为例[J].*生态学报*,2019,39(7):2298-2310.

[33]吴健生,张理卿,彭建,等.深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J].*生态学报*,2013,33(13):4125-4133.

[34]李瑾,金晓斌,孙瑞,等.江南水网区域复合型生态网络构建初探——以常州市金坛区为例[J].*长江流域资源与环境*,2020,29(11):2427-2435.

[35]许峰,尹海伟,孔繁花,等.基于MSPA与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J].*生态学报*,2015,35(19):6425-6434.

[36]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.

-
- [37]成文青,陶宇,吴未,等.基于MSPA-连接度-空间句法的生态保护空间及优先级识别——以苏锡常地区为例[J].生态学报,2020,40(5):1789-1798.
- [38]VILLAMAGNA A M,MOGOLLON B,ANGERMEVER P L.A multi-indicator framework for mapping culture systems visions:The case of freshwater resource recreational fishing[J].Ecologic Indicators,2014,45:255-265.
- [39]谢高地,张彩霞,张昌顺,等.中国生态系统服务的价值[J].资源科学,2015,37(9):1740-1746.
- [40]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(20):1-13.
- [41]陈利顶,傅伯杰,刘雪华.自然保护区景观结构与物种保护——以卧龙自然保护区为例[J].自然资源学报,2000,15(2):164-169.
- [42]吴未,张敏,许丽萍,等.基于不同网络构建方法的生境网络优化研究——以苏锡常地区白鹭为例[J].生态学报.2016,36(3):844-853.
- [43]宋利利,秦明周.整合电路理论的生态廊道及其重要性识别[J].应用生态学报,2016,27(10):3344-3352.
- [44]梁鑫源,金晓斌,朱凤武,等.长江中下游平原区生态保护红线的划定——以江苏省为例[J].生态学报,2020,40(17):5968-5979.
- [45]LIU J Y,YANG Z F,CHEN B,et al.An ecological network perspective in improving reserve design and connectivity:A case study of Wuyishan Nature Reserve in China[J].Ecological Modelling,2015,306:185-194.
- [46]DONG R C,ZHANG X Q,LI H H.Constructing the ecological security pattern for sponge city:A case study in Zhengzhou,China[J].Water,2019,11(2):1-17.
- [47]王玉莹,沈春竹,金晓斌,等.基于MSPA和MCR模型的江苏省生态网络构建与优化[J].生态科学,2019,38(2):138-145.
- [48]张玥,许端阳,李霞,等.中-老交通走廊核心区生态廊道构建与关键节点识别[J].生态学报,2020,40(6):1933-1943.
- [49]梁珍宝,余敦.基于供需视角的生态安全格局构建与优化研究——以鄱阳湖生态经济区为例[J/OL].中国国土资源经济:1-19[2021-04-27].<https://doi.org/10.19676/j.cnki.1672-6995.000602>.
- [50]杜志博,李洪远,孟伟庆.天津滨海新区湿地景观连接度距离阈值研究[J].生态学报,2019,39(17):6534-6544.
- [51]郭洋,杨飞龄,王军军,等.“三江并流”区游憩文化生态系统服务评价研究[J].生态学报,2020,40(13):4351-4361.
- [52]CHEN J,JIANG B,BAI Y,et al.Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimisation[J].Science of the Total Environment,2019,650:1426-1439.
- [53]陈刚强,李郁,许学强.中国城市人口的空间集聚特征与规律分析[J].地理学报,2008,63(10):1045-1054.

[54] 翟天林, 王静, 金志丰, 等. 长江经济带生态系统服务供需格局变化与关联性分析[J]. 生态学报, 2019, 39(15):5414-5424.

[55] TURNER K G, ODGAARD M V, BOCHER P K, et al. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape[J]. Landscape and Urban Planning, 2014, 125(SI):89-104.