基于生态风险评价的昆明市多层次生态安全格局构建

可凯勒　彭建松　苗　雪　杨嘉绮　符　盟

（西南林业大学园林园艺学院，云南 昆明 650233）

摘要：利用 2000 年、2010 年和 2020 年的土地利用/覆盖变化（LUCC）得出生态风险评价，运用 MSPA 模型与连通性重要指数（dPC）选取生态源地，选取 7 个阻力因子，通过 MCR 模型构建一般生态廊道与自然保护区生态廊道。结果表明：生态风险空间分布差异显著，2000—2020 年，中低风险区面积增加 3 329.44 km^2，面积占比从 32.89% 增至 56.30%，低生态风险区呈持续减少，中、中高、高生态风险均呈先减后增趋势。通过 dPC 选取出 23 个一般生态源地，18 个自然保护区生态源地，通过 MCR 模型构建 52 条一般生态廊道、33 条自然保护区生态廊道。景观生态廊道集中于研究区的西南部、中部和北部，而东南因特殊的地理位置和城市发展造成廊道缺失，形成“一带二廊四区”的生态格局，研究结果反映了昆明市近 20 a 生态风险演变。通过构建自然保护区与市域生态网络，可为昆明市生态控制区的划定、调整及生态建设提供参考。

关键词：土地利用；生态安全；风险评估；自然保护区；景观格局

中图分类号：X820.4; X171.1　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**2095−1914(2025)03−0001−11

引文格式: 可凯勒, 彭建松, 苗雪, 等. 基于生态风险评价的昆明市多层次生态安全格局构建 [J]. 西南林业大学学报(自然科学), 2025, 45(3): 1–11. Ke K L, Peng J S, Miao X, et al. Construction of Multi-level Ecological Security Pattern in Kunming Based on Ecological Risk Assessment[J]. Journal of Southwest Forestry University, 2025, 45(3): 1–11. DOI: 10.11929/j.swfu.202401057

Construction of Multi-level Ecological Security Pattern in Kunming Based on Ecological Risk Assessment

Ke Kaile, Peng Jiansong, Miao Xue, Yang Jiaqi, Fu Meng

(College of Landscape Architecture and Horticulture, Southwest Forestry University, Kunming Yunnan 650233, China)

Abstract: The study utilized data on land use and coverage changes in the years 2000, 2010, and 2020 to perform an ecological risk assessment. The analysis involved the application of the MSPA model and the significant connectivity index(dPC) to pinpoint ecological origins. Seven resistance factors were selected, and through the MCR model, both overall ecological corridors and those specifically within natural reserves were delineated. The results show that during 2000 to 2020, there was a notable shift in the spatial distribution of ecological risks. The middle-low risk regions expanded by 3 329.44 km^2 during this period, leading to their proportion rising from 32.89% to 56.30%. In contrast, the low-risk areas saw a consistent decrease, while the medium, medium-high and high-risk zones displayed a trend of decreasing at first and then increasing. The dPC selected 23 general ecological sources and 18 nature reserves, while the MCR model constructed 52 general ecological corridors and 33 ecological corridors within nature reserves. The landscape ecological corridor is predominantly situated in the southwest, central, and northern regions of the study area, with the southeast corridor being absent due to unique geographical factors and urban development. This configuration results in an ecological pattern characterized by "one

收稿日期：2024−01−27；**修回日期：**2024−07−08

基金项目：云南省森林城市发展规划（2022—2035）项目（1863112）资助；云南省高校质量工程项目（515006056）资助。

第 1 作者：可凯勒（1998—），女，硕士研究生。研究方向：生态风险。Email: 120334840@qq.com。

通信作者：彭建松（1973—），男，副教授。研究方向：城市森林。Email: 1006489155@qq.com。

belt, two corridors, and four areas." These findings illustrate the ecological risk evolution in Kunming over the past 2 decades. The establishment of nature reserves and an urban ecological network can serve as a foundation for delineating, adjusting, and enhancing the ecological control area in Kunming.

Key words: land use; ecological security; risk assessment; nature reserve; landscape pattern

景观格局演变是土地利用/土地覆盖变化（LUCC）最直观的表现形式，它是自然、社会经济和其他因素的结合，并显示出土地利用变化和活跃程度之间的密切联系。人类社会的快速发展给自然环境带来了巨大的压力和风险，反过来又影响了自然景观的功能和结构，对整个地区的生态环境产生了深远的影响[1−2]。景观格局在生态质量评价和生态环境管理中发挥了重要作用。早期的研究主要集中在生态风险评估方面[3]，研究对象包括城市土地、流域和岛屿[4]，研究方法包括生态模型、数值模型等[5]，评估过程划分为危害评估、暴露评估、受体分析和风险表征[6−8]。生态风险评估与生态网络建设有着密切关联，生态风险评估可以分析区域生态安全现状，为景观生态网络的改善提供依据，而景观生态网络的构建需要通过人类对生态环境的积极干预来实现，以减轻生态风险，最终为生态安全格局的构建做出贡献。早期生态廊道用于自然资源保护、野生动物栖息地保护、河流流域保护等方面构成的绿色廊道[9]，现在还运用于世界自然遗产地的保护[10]。通过形态学空间格局分析（MSPA），识别生态源地能够精准识别不同斑块在景观基质中所起到的作用[11]。

近年来，最小阻力模型（MCR）构建阻力面来识别和防控面源污染成为热门方向[12]。杨学龙等[13]以形态学空间格局分析与最小累积阻力模型为基础，构建南昌市“源−廊−点”生态网络；苗雪等[14]基于景观格局建立石林县的生态风险评价体系；Wang 等[15]基于景观动机、景观阻力和成本距离模型，构建了非点源污染的“源”与“汇”模式识别。当前研究集中于构建景观格局方法以及针对不同景观格局尺度的时空演变分析，缺乏景观格局的进一步运用。随着城市扩张，生物多样性更易受到冲击，深入分析城市的生态风险、构建生态安全保护是改善当地生态、保护生物多样性的必要措施[16−17]。昆明市作为云南省地理区位及经济发展的核心，2000—2020 年经济迅速发展、城市扩张，又因其地形多样、山湖相邻的地理环境，生态保护及修复工程量大且复杂，为构建系统性、综合性的景观格局，本研究结合市域及自然保护区构建生态安全格局，提高生态系统的健康度，为研究区域的生态保护、修复及管理提供科学依据。

1 研究区概况

昆明市地处云贵高原中部，位于东经 102°10′~103°40′，北纬 24°23′~26°22′，南北长 237.50 km，东西宽 152 km，总面积 21 012.54 km^2。昆明市下辖 7 个市辖区、3 个县、3 个自治县及 1 个县级市[18]。昆明市有滇池、阳宗海等高原淡水湖泊及宝象河、盘龙江等众多大小河流[18]。昆明市中部地势平坦，以堆积地貌为主，西部地形高差大，斜坡陡峭，大部分地区海拔在 1 500~2 800 m[19]。昆明市现有自然保护区 6 个，保护区林地类型复杂多样，垂直分异明显，生态平衡良好，生物丰富多样[20]。

2 材料与方法

2.1 数据来源

研究数据包括 2000 年、2010 年及 2020 年土地利用数据、昆明市高程数据、30 m 分辨率 Landsat 8 遥感影像图、路网矢量数据、河流矢量数据以及昆明市自然保护区矢量数据。

土地利用数据来源于中科院资源环境科学与数据中心数据平台（http://www.resdc.cn）。在土地利用类型提取过程中，结合研究区情况，将昆明市土地利用类型分为耕地、林地、灌木地、草地、水体、湿地、建设用地 7 种。Landsat−8 卫星影像图来源于地理空间数据云（www.gscloud.cn），成像时间在 2020 年 5 月，影像云量低于 10%。高程、坡度、河流数据基于中国科学院地理空间数据云（http://www.gscloud.cn/）30 m 分辨率 DEM 计算而成；道路数据来源于全国地理信息资源目录服务系统（http://www.webmap.cn）；昆明市自然保护区矢量数据来源于地理检测平台（http://www.dsac.cn）。

2.2 景观生态风险指数构建

通过 ArcGIS 构建相同范围的网格，参考

相关学者的研究，格网宜采用平均斑块面积的 2 ~ 5 倍[21]，本研究的风险评价单元定为 1 km × 1 km 的生态风险小区，共有 26718 个，提取风险小区中心点的数据作为每个风险单元的景观生态风险数据，通过 Fragatats 4.2 软件计算景观破碎度指数、景观优势度指数、景观分离度指数、从而推算出景观干扰度与损失度指数（表 1）；景观脆弱度指数通过借鉴他人研究成果[22−24]，经过归一化处理得出，最终计算景观生态风险指数（ERI）。

表 1　生态风险数据计算方法

Table 1　Ecological risk data calculation method

指数	符号	景观生态学含义	计算方法	备注
景观分离度指数	F_i	该值的范围(0, 1)，量化各个景观斑块在空间上的离散程度	$F_i = \frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{n_i}{A}}$	n_i为i类景观的斑块数；A_i为i景观的总面积；A为景观总面积
景观优势度指数	DOI	表示斑块对景观格局形成和变化影响的大小，其值越大，该景观类型越占优势，斑块在景观格局中的支配程度越重要	$\mathrm{DOI} = d\cdot\frac{n_i}{A} + e\cdot\frac{A_i}{A}$	d、e分别为景观相对密度和景观相对面积的权重，分别为0.6、0.4
景观破碎度指数	C_i	量化研究区在遭受外部干扰后，内部景观的破碎程度	$C_i = \frac{n_i}{A_i}$	n_i为i景观的斑块数量；A_i是i景观的面积
景观干扰度指数	E_i	量化人类活动对景观格局的干扰程度	$E_i = aC_i + bF_i + c\mathrm{DOI}$	a、b、c为相应各景观指数的权重，本研究中分别为0.5、0.3和0.2
景观脆弱度指数	V_i	可以反映在各个景观类型受外部环境变化影响时的敏感程度，指数越大，区域生态风险值越高	专家评分归一化获得	
景观损失度指数	R_i	指某一区域在受到人为或自然因素干扰时，区域内不同景观类型所代表的生态系统自然属性的损失程度	$R_i = E_i\cdot V_i$	
景观生态风险指数	ERI	表示不同景观类型受到干扰时的生态损失大小	$\mathrm{ERI} = \sum_{i=1}^{n}\frac{A_{ki}}{A_k}R_i$	ERI为i景观生态风险指数；n 为景观类型的数量；A_{ki}为研究区第k个风险小区内景观类型i的面积；A_k为研究区第k个风险小区的总面积

通过地统计分析得到昆明市各评价单元的 ERI 指数。将 ERI 值赋值到风险评价单元的中心点，通过克里金插值得出研究区的 ERI 空间分布图。采用自然断点法将景观生态风险分为 5 个等级，分别为低风险区（ERI≤0.065）、中低风险区（0.065<ERI≤0.130）、中风险区（0.130<ERI≤0.195）、中高风险区（0.195<ERI≤0.260）、以及高风险区（ERI>0.260）[25−26]。

2.3　景观格局构建

在本研究使用 2020 年昆明市景观生态风险的结果作为构建生态网络的基础数据，通过 ENVI 5.3 构建 MSPA 模型识别研究区域的生态源地，将林地、草地、灌木地、湿地及水体作为一级类，耕地及建设用地分为二级类。基于 Conefor 2.6 对 MSPA 提取核心区，利用面积排序，市域选取 dPC 大于 1 的斑块作为生态源地，自然保护区斑块分散且面积较小，选取 dPC 大于 0.1 的斑块作为自然保护区生态源地。

通过 Linkage mapper 使用核心生态源地数据和阻力面数据来绘制核心区域之间的最低成本联系，以确定研究区域内的生态廊道。

根据前人研究[27−29]，考虑到昆明市地形多变的特征以及对研究区内陆生野生动物的保护，从景观生态、地形坡度和距离 3 个方面，选取了 7 个阻力因子，包括景观生态风险、植被覆盖度、土地利用、高程、坡度、与道路距离和与河流距离。并根据于婧等[30]的研究将这些因子划分为 5 个等级，赋予不同的阻力值，以便更全面地测算阻力值，并结合昆明市的生态环境状况，以期达到最佳的生态效果。通过层次分析法来确定各个阻力因子的重要性。根据德尔菲法以及各阻力因子的重要程度，合理确定阻力因子权重[31]，生态阻力因子分级及权重值见表 2，再使用 ArcGIS 空间分析方法进行多因子加权叠加，得到综合阻力面。

阻力值模型计算公式如下：

$$\mathrm{MCR} = f_{\min}\sum_{j=n}^{i=m} D_{ij}\cdot R_{ij} \tag{1}$$

式中：MCR 为最小累积阻力值；$f_{\min}$ 表示生态过程中与 MCR 的正相关关系；D_{ij} 为源地 j 到目标源地 i 的距离；R_i 表示源地 i 的阻力分值。

表 2 生态阻力面分级及权重表

Table 2 Ecological resistance surface grading and weight

类型	阻力因子	等级/阻力值	权重
景观生态	生态风险	低风险/1；中低风险/2；中/3；中高风险/4；高风险/5	0.20
	植被覆盖度	(0.32, 1]/1；(0.24, 0.32]/2；(0.16, 24]/3；(0.08, 0.16]/4；(0, 0.08]/5	0.25
	土地利用	林地、灌木地/1；草地/2；耕地/3；湿地、水体/4；建设用地/5	0.10
地形坡度	高程/m	(695, 1 300]/1；(1 300, 1900]/2；(1900, 2 500]/3；(2 500, 3 100]/4；(3 100, 4 305]/5	0.10
	坡度/(°)	(0, 7]/1；(7, 14]/2；(14, 21]/3；(21, 28]/4；(28, 79.94]/5	0.10
距离	距道路距离	(2000, ∞]/1；(1 500, 2000]/2；(1 000, 1 500]/3；(500, 1 000]/4；(0, 500]/5	0.12
	距河流距离	(4 000, ∞]/1；(3 000, 4 000]/2；(2000, 3 000]/3；(1 000, 2000]/4；(0, 1 000]/5	0.08

3 结果与分析

3.1 生态风险评价

3.1.1 生态风险评估

由图 1 和表 3 可知，近 20 a 昆明市生态风险分布情况及景观生态安全总体趋势。低生态风险区在 2000 年与 2010 年是风险等级中占最大面积的区域，至 2020 年可看出其区域面积逐年减少的趋势，尤其 2010 年至 2020 年大幅减少。中低生态风险区呈增加趋势，且在 2020 年风险等级中所占比重最大。中生态风险区域呈“V”型变化，主要分布于滇池周边、牛岗山、牛角山范围及昆明市西南角。中高生态风险区呈先降后增趋势，滇池区域及昆明中部较集中。高生态风险区域面积在 2000—2010 年相近，在 2020 年增加明显。中低生态风险区面积在 2000—2010 年小范围增加，2010—2020 年面积增加明显，可看出东川区、寻甸回族自治县及石林彝族自治县的中低风险区有较显著的扩大。2010—2020 年，随着城市发展的推进，低生态风险区减少较显著，中低生态风险区增加 2 635.73 km^2，中生态风险区、中高生态风险区及高生态风险区分别增加 218.15、67.01、85.13 km^2。

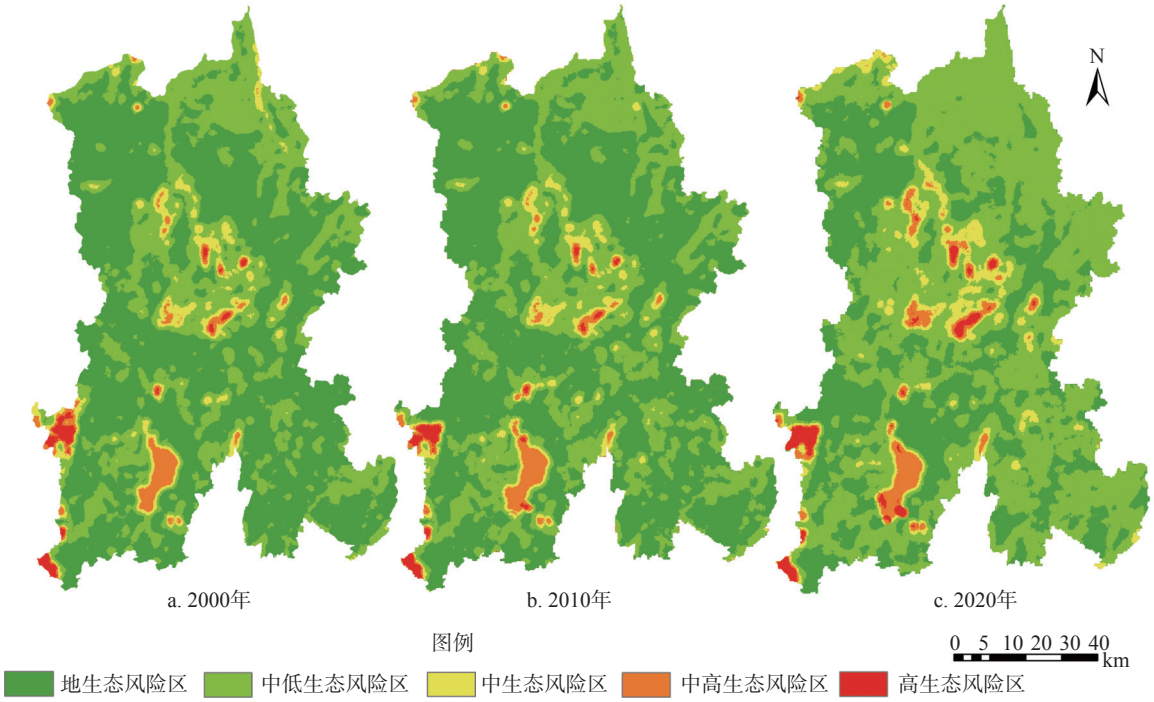


图 1 2000—2020 年昆明市景观生态安全空间格局

Fig. 1 Spatial pattern of landscape ecological security in Kunming City from 2000 to 2020

综上，从空间维度分析，昆明市景观生态风险格局以低生态风险区和中低生态风险区占比较大，但中低生态风险区及高生态风险区增长较明显；结合时间维度来看，2000—2010 年在退耕还林、退田还湖的政策影响下，整体生态环境产生了积极影响，大量的荒山荒地得到了治理和恢

复，提高植被覆盖率，以及增加生态系统的稳定性，但 2010—2020 年城市扩张与建设导致景观生态安全格局不稳定，是影响景观生态安全格局不可忽视的原因。

表 3　昆明市景观生态安全区统计表

Table 3　Statistics of landscape ecological security area in Kunming City

生态风险等级	2000年		2010年		2020年	
	面积/km^2	占比/%	面积/km^2	占比/%	面积/km^2	占比/%
低生态风险区	15 441.98	59.70	14 840.46	57.38	6 991.05	33.26
中低生态风险区	8 506.51	32.89	9 200.22	35.57	11 835.95	56.30
中生态风险区	1 150.56	4.45	1 078.78	4.17	1 296.93	6.17
中高生态风险区	560.62	2.17	552.54	2.14	619.55	2.95
高生态风险区	206.50	0.80	193.52	0.75	278.65	1.33

3.1.2　生态风险空间关联

由图 2 可知，昆明市景观生态安全指数的莫兰指数分别为 0.5249、0.5904 和 0.5239，在 2000 年、2010 年和 2020 年的研究期间均大于 0，显著性水平 P<0.05，且 Z 得分>2.58，离散呈度为集聚分布。这表明研究区的景观生态风险指数与土地用转变呈显著正相关，具有聚集分布特征。

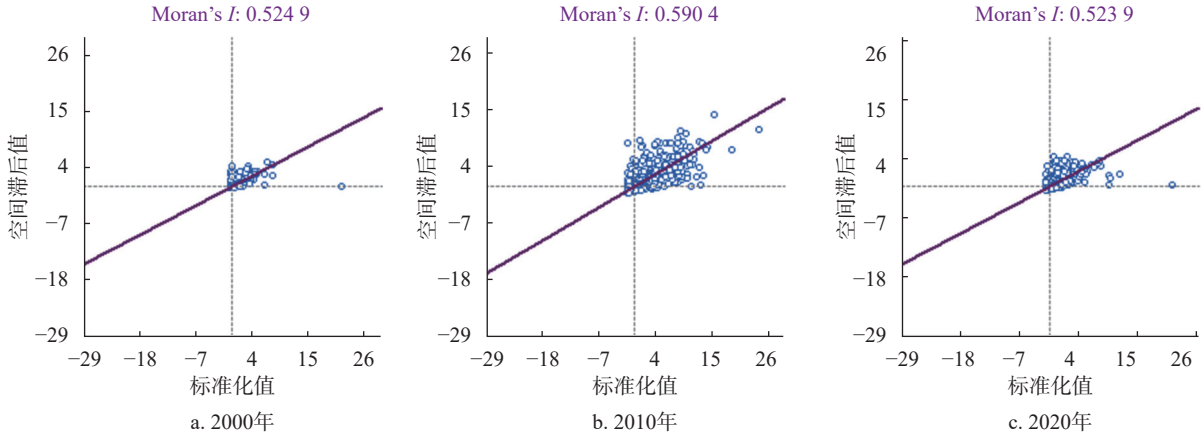


图 2　2000—2020 年昆明市景观生态风险 Moran's *I* 散点图

Fig. 2　Moran's *I* scatter plot of landscape ecological risk in Kunming City from 2000 to 2020

由图 3 可知，P 值呈减少趋势，尤其非常显著区域在 20 a 间减少范围较大，较显著区域与显著区在 2000—2010 年减少范围较小，在后 10 a 其区域范围明显减少。LISA 显著性水平图上显著区空间聚集，说明其空间自相关性较高。

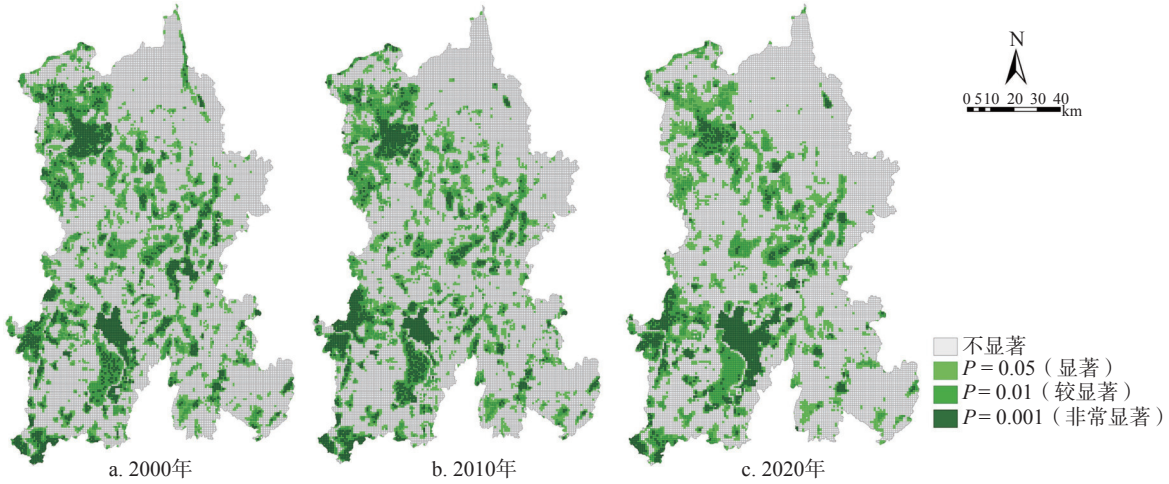


图 3　2000—2020 年昆明市景观生态风险 LISA 显著性水平

Fig. 3　LISA significant distribution of landscape ecological risk in Kunming City from 2000 to 2020

由图4可知，昆明市景观生态安全的空间聚类图中高-高聚类区和低-低聚类区较显著。从局部自相关来看，“高-高”聚类区与“低-低”聚类区的面积占比在3个时期内逐渐减少；“低-高”聚类区、“高-低”聚类区与“不显著”聚类区呈先增后减趋势。从空间分布来看，“高-高”聚类区与高生态风险区、“低-低”聚类区与低生态风险区的空间分布相似。LISA聚类结果验证检验了昆明市的生态风险空间分布的聚类区域，同时，气候变化、外来物种入侵及人类活动的影响，致使生态风险的集中性在提高。

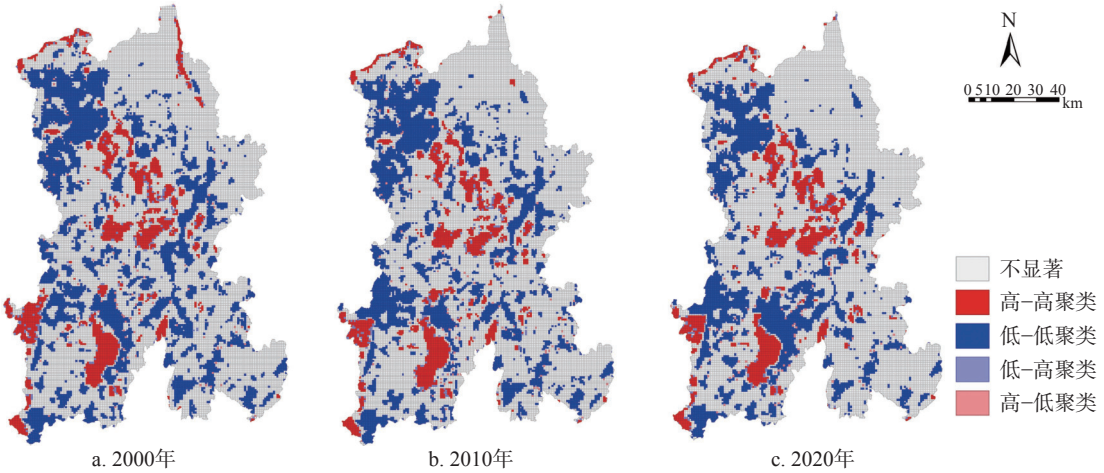


图4 2000—2020年昆明市景观生态风险LISA聚类图

Fig. 4 LISA cluster diagram of landscape ecological risk in Kunming City from 2000 to 2020

3.2 生态网络构建

3.2.1 生态源地识别

选取生态保有量较高且生境质量较高的斑块作为生态源地，不仅可以保证斑块中物种的生存及发展，还可以保障整个生态网络的功能及结构联接[32]。在通过dPC筛选后，市域共有23个生态源地（表4），总面积为2304.14 km^2，占昆明市总面积的10.96%。由图5可见，市域生态源地主要集中在昆明市北部及西南部，东南部缺失。市域生态源地面积偏大，与之对应的dPC相对较小，表明斑块内部破碎化程度较高，连通性较差，生境质量较低。

全市共有18个自然保护区生态源地（表5），总面积为1809.21 km^2，占自然保护区总面积的68.47%，滇池是生态源地较集中区域，生态质量较好。

总体来说，昆明市生态源地分布不均，不同源地间的景观连通性差异较大。研究区北部和西南部生态质量较高，中部斑块规模较小，景观连通度较低，西部与东南部斑块缺失，需要加强中部、西部及东南部的生态基础建设，提升斑块完整性。在人为因素影响下，自然保护区破碎度大，动物的栖息地连通性较差，生态质量较低，对此，增加市域绿地面积，提升自然保护区生态环境，依据自然保护区内生态系统演化规律，制定更加科学的保护措施。促进生态系统的健康发展，实现自然保护区的生态保护目标。

表4 市域生态源地连通性重要指数

Table 4 Probability index of ecological source connectivity in Kunming City

序号	面积/km^2	dPC	序号	面积/km^2	dPC
1	742.8951	47.46	13	26.0964	3.60
2	271.2006	27.06	14	36.6390	3.49
3	276.9867	24.11	15	23.8725	3.34
4	137.6523	8.09	16	50.6736	3.17
5	35.7858	6.08	17	53.8110	3.12
6	36.0567	5.82	18	124.5231	2.09
7	88.5951	5.42	19	48.0285	2.05
8	40.3101	5.05	20	25.1487	1.73
9	29.7252	4.96	21	38.6676	1.57
10	27.5562	4.65	22	32.5512	1.33
11	103.9986	4.41	23	26.5473	1.16

12	26.8164	3.62	

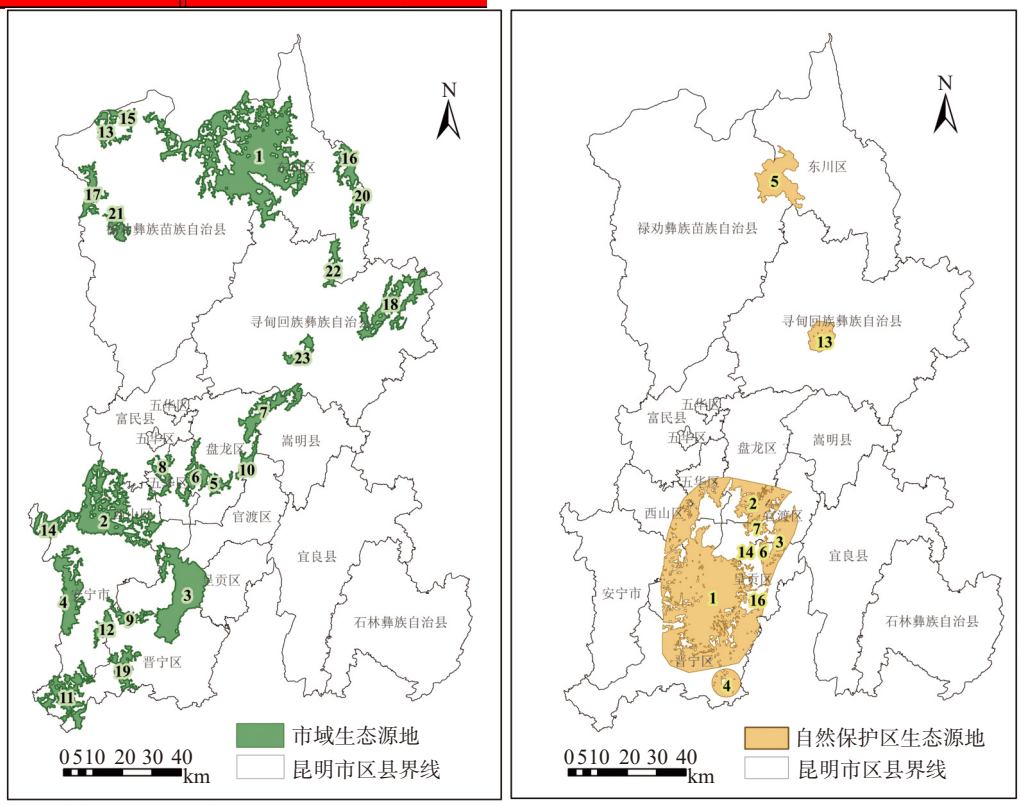


图 5　生态源地分布图

Fig. 5　Distribution of the ecological sources

表 5　昆明市自然保护区生态源地连通性重要指数

Table 5　Probability index of ecological source connectivity in nature reserves of Kunming City

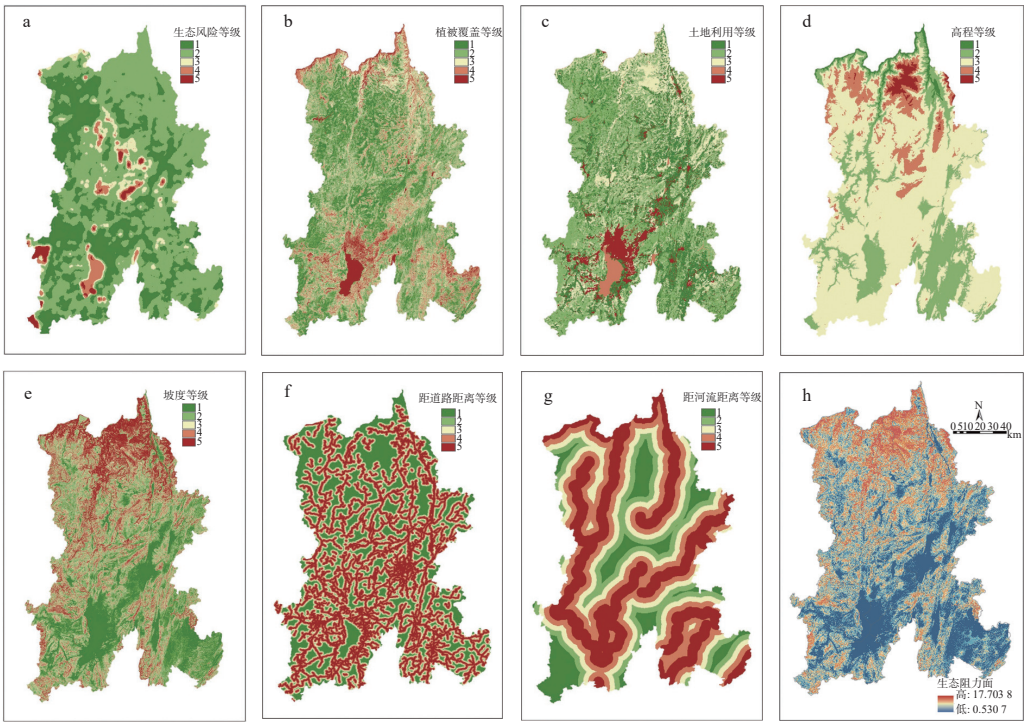
序号	面积/km^2	dPC	序号	面积/km^2	dPC
1	1216.35	95.12	10	0.22	0.23
2	157.55	18.27	11	0.12	0.22
3	112.69	11.20	12	0.05	0.22
4	66.54	6.43	13	71.23	0.21
5	165.69	1.16	14	3.63	0.17
6	6.90	0.64	15	1.00	0.15
7	4.18	0.52	16	0.00	0.13
8	2.20	0.25	17	0.36	0.11
9	0.19	0.23	18	0.32	0.11

3.2.2　阻力面构建

各阻力因子空间分布见图 6a ~ g，运用 ArcGIS 将阻力因子加权叠加分析，阻力分值为 0.5307 ~ 17.7038，结果如图 6h 所示，昆明市南部、东南部阻力值较低，中部低阻力值呈狭长性分散状；北部阻力值较高且较集中，从东南部往东北部分析，阻力值呈“低—高—低—高”分布，从植被覆盖、高程、坡度、距河流距离等阻力因素的连续面状方向基本相符。

3.2.3　生态廊道分析

通过 MCR 模型构建 52 条一般生态廊道、33 条自然保护区生态廊道（图 7），这些廊道是生态源地之间的主要物种迁移廊道。在研究区内，一般生态廊道分布在研究区的西南、中部和北部地区，这些地区植被面积大，尤其是昆明市的北部，那里良好的地理条件为植物提供了充足的阳光和水，适合物种生存。自然保护区廊道集中于滇池区域，呈南北连接状，促进昆明的自然保护区的生态流通。从图中可以看出，研究区域的东南部地区没有生态源地及廊道，这是因为研究区东南部地区的植被连通性低和城市区域阻隔植被分布，如宜良县与石林彝族自治县建成区呈东北—西南走向，阻断植被连通性导致廊道缺失。将两类廊道以“千层饼”模式叠加可知，重叠廊道有两类廊道各一条，交叉廊道集中于昆明市中部，为市域与自然保护区间生态源地物种交流提供明确的建设范围。



a. 生态风险阻力值等级分布图；b. 植被覆盖阻力值等级分布图；c. 土地利用阻力值等级分布图；d. 高程阻力值等级分布图；e. 坡度阻力值等级分布图；f. 距道路距离阻力值等级分布图；g. 距河流距离阻力值等级分布图；h. 阻力面空间分布图。

图 6　阻力因子空间分布图

Fig. 6　Spatial distribution of drag factors

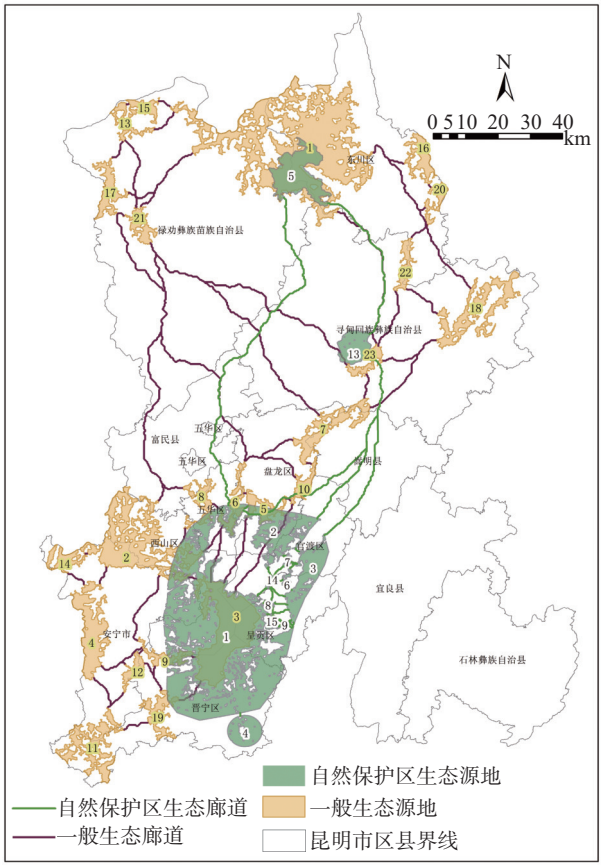


图 7　生态廊道分布图

Fig. 7　Distribution of ecological corridor

3.3　景观格局优化

市域生态廊道呈西北—东南走向、东北—西南走向，且廊道与廊道之间空间差异较大；自然保护区廊道中，距离较长的廊道呈南北走向，距离较短的廊道呈东南走向。两类廊道有重叠交叉现象，重叠廊道说明其生态条件优异，有较好的生态功能，交叉廊道说明生态聚集性较好，应增加绿地建设，加强野生动迁徙和栖息地的连接。根据阻力面及生态廊道分析的结果，将景观格局划分为生态廊道建设区、生态廊道管控区、生态廊道修复区及生态廊道保育区（图 8），其中生态廊道建设区主要分布在昆明市东南部，且无生态源地分布，生态廊道建设区的需求最为迫切，它对维持昆明市的生态系统结构连通性以及功能连通性都具有重要意义。生态廊道管理区呈东北—西南走向，含有 4 个生态源地，分布于昆明市中部，对市域生态格局起到连接作用，因此该地应加强对生态环境的重点管控，加强连接生态廊道分布区和新建区的管控，增加植被覆盖度，提升生态连通性。生态廊道修复区土地类型丰富，含林地、水体及大量湿地，含有 8 个生态源地，生态源地较多，廊道交互性强，但生态阻力较高，阻碍了陆域动物至滇池的迁徙通道，应加强推进滇池周边湿地生态重建和水生植被恢复为

核心的生态修复工程。生态廊道保育区位于昆明市北部，含有 2 块生态源地，且生态源地面积较大，林地较集中，是市域内高程最高地区，植被覆盖度较好，生境质量高，因此该区应控制人为因素对自然生态的干扰，减少与生态保护无关的开发活动，避免对生物生存环境造成影响[33]。

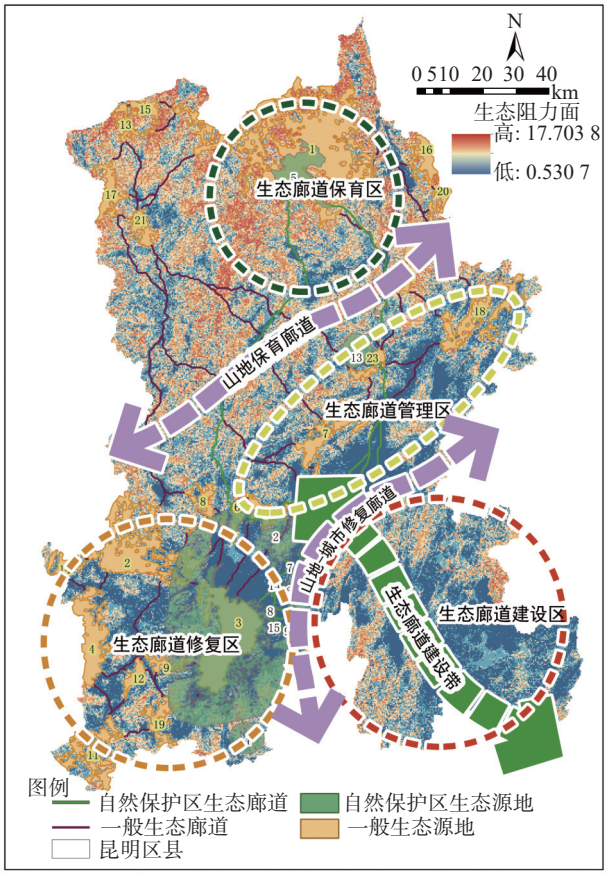


图 8　昆明市生态安全格局

Fig. 8　Ecological security pattern of Kunming City

昆明市高程差异大，地形丰富，河流及山谷可提供物种迁移的廊道作用[34]，同时考虑到环境保护和城市发展之间的矛盾，本研究提出山地城市生态廊道调整方案：生态廊道建设区增设路上式生态廊道及生态隧道，宜良县及石林彝族自治县建成区增加道路绿地与街头绿地，提高生态连通性；生态廊道管控区增加自然景观保护区；生态廊道修复区增设湿地教育基地，加强对环境保护的宣传；生态廊道保育区实施封山育林，建设自然保护区，提高人们的环境意识。

4　结论与讨论

4.1　讨论

2000—2020 年昆明市生态风险水平总体呈上升趋势。但每个风险水平的空间分布都有较大差异，生态风险在北部低、南部和中部高。生态风险的空间分布与区域自然条件和社会经济条件密切相关[35]。与 2000 年相比，2010 年高风险和中高风险区减少，这些变化是由于自 2000 年以来，这些地区在实施退耕还林建设、植树造林和水环境管理等生态举措方面取得了良好进展。2010 年昆明市中高生态风险区、高生态风险区的面积到 2020 年明显增加，可能是经济发展导致建设用地持续增加，并伴有高生态风险。本研究的生态风险空间分布与刘可暄等[36] 在密云水库流域建立的生态风险空间分布有差异，其主要原因是昆明市为海拔较高的山地城市，因此在空间分布上呈现“中间高四周低”的分布规律。

本研究通过连通性重要指数提取生态源地，与 Li 等[24] 将“重要性–敏感度–连通性”同时考虑识别生态源地相比，对生态源地质量方面的研究不够深入。自然保护区植被覆盖较好，生境质量好，物种较多，因此，在后续研究中，选择生态源地应加上生物多样性、物种流向路径等生境质量因素，从而更全面的为陆生野生动物选择适宜生存的生态源地。

在生态网络建设方面，其他研究发现，影响区域综合抵抗的主要有自然因素、人类活动和地形因素。本研究的结果与其他学者的结果进行比较，哈力木拉提·阿布来提等[37] 的研究表明，乌鲁木齐市的生态网络在沙漠、荒地以及丘陵山区分布集中，与本研究山地纵横分布，东南部廊道缺失相似，说明地形因素对生态网络的构建有较大影响。

未来在生态保护方面，应加强生态环境监测和数据采集，及时了解生态系统的变化和问题；推动生态修复和保护项目，重点保护受威胁的物种和生态系统；制定并严格执行环境保护法规和政策。

4.2　结论

2020 年昆明市景观生态风险空间差异明显，生态风险高值分布于中部、西部及滇池南部，高风险区总面积为 278.65 km^2，低、中低、中、中高、高生态风险占比分别为 33.26%、56.30%、6.17%、2.95%、1.33%，中低风险区占比最高，高生态风险占比最低，高风险区分布于寻甸回族彝族自治州东部、安宁县东部、呈贡区南部，该区域耕地较多，建设用地、耕地、林地交错分布，受人为影响后景观损失度较高。高风险逐渐侵蚀中风险及中低风险区，应逐步改善城市环境，控制耕地扩张及湖水缩减，提升生态安全水平。

昆明市范围内一般生态源地共23个，主要分布在市域北部、西南部，总面积2 304.14 km^2，占市域的10.96%；一般生态廊道52条。全市自然保护区生态源地共18个，总面积1 809.21 km^2，占自然保护区总面积的68.47%，自然保护区生态廊道33条。生态源地与廊道呈局部集中，整体分散，分布不均的空间分布格局。

依据空间安全格局，具体提出生态廊道建设区、生态廊道管控区、生态廊道修复区及生态廊道保育区等功能等规划分区，并对每个区域提出修复策略，可为保护昆明市国家重点保护陆生野生动物提供参考，为昆明市生态发展空间提供科学依据。

[参 考 文 献]

[1] Zhao Y Y, Kasimu A, Liang H W, et al. Construction and restoration of landscape ecological network in Urumqi city based on landscape ecological risk assessment [J]. Sustainability, 2022, 14(13): 8154.

[2] Sinha S, Chakraborty S, Goswami S. Ecological footprint: an indicator of environmental sustainability of a surface coal mine [J]. Environment, Development and Sustainability, 2017, 19(3): 807−824.

[3] Gong J, Cao E J, Xie Y C, et al. Integrating ecosystem services and landscape ecological risk into adaptive management: insights from a western mountain-basin area, China [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 281: 111817.

[4] Ai J W, Yu K Y, Zeng Z, et al. Assessing the dynamic landscape ecological risk and its driving forces in an island city based on optimal spatial scales: Haitan Island, China [J]. Ecological Indicators, 2022, 137: 108771.

[5] Wei S M, Pan J H, Liu X. Landscape ecological safety assessment and landscape pattern optimization in arid inland river basin: take Ganzhou district as an example [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2020, 26(3): 782−806.

[6] Loucks O L. Looking for surprise in managing stressed ecosystems [J]. BioScience, 1985, 35(7): 428−432.

[7] Barnthouse L W, Suter G W, Bartell S M. Quantifying risks of toxic chemicals to aquatic populations and ecosystems [J]. Chemosphere, 1988, 17(8): 1487−1492.

[8] Hunsaker C T, Graham R L, Suter G W, et al. Assessing ecological risk on a regional scale [J]. Environmental Management, 1990, 14(3): 325−332.

[9] Walmsley A. Greenways: multiplying and diversifying in the 21st century [J]. Landscape and Urban Planning, 2006, 76(1/2/3/4): 252−290.

[10] Ye H, Yang Z P, Xu X L. Ecological corridors analysis based on MSPA and MCR model—a case study of the tomur world natural heritage region [J]. Sustainability, 2020, 12(3): 959.

[11] 汪勇政, 李久林, 顾康康, 等. 基于形态学空间格局分析法的城市绿色基础设施网络格局优化: 以合肥市为例 [J]. 生态学报, 2022, 42(5): 2022−2032.

[12] 董亚坤, 王钰, 曾维军. 基于最小累积阻力模型的洱海流域上游面源污染“源—汇”风险格局研究 [J]. 水土保持通报, 2022, 42(6): 166−175.

[13] 杨学龙, 叶秀英, 赵小敏, 等. 基于MSPA与MCR的生态廊道构建及优化研究: 以南昌市新建区为例 [J]. 地域研究与开发, 2023, 42(3): 85−91.

[14] 苗雪, 金京, 冷从斌, 等. 基于景观格局的石林彝族自治县景观生态风险评价 [J]. 中国城市林业, 2024, 22(1): 170−176.

[15] Wang J L, Shao J A, Wang D, et al. Identification of the “source” and “sink” patterns influencing non-point source pollution in the Three Gorges Reservoir Area [J]. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(10): 1431−1448.

[16] 曾真, 艾婧文, 陈凌艳, 等. 山地城市生境质量时空演变及地形梯度效应研究: 以三明市区为例 [J]. 南京师大学报（自然科学版）, 2023, 46(1): 100−109.

[17] Jin X X, Wei L Y, Wang Y, et al. Construction of ecological security pattern based on the importance of ecosystem service functions and ecological sensitivity assessment: a case study in Fengxian County of Jiangsu Province, China [J]. Environment, Development and Sustainability, 2021, 23(1): 563−590.

[18] 云南省统计局. 2022年云南统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2022.

[19] 何咪, 何萍, 赵琳. 昆明城市化与局地气候的耦合关系研究 [J]. 云南地理环境研究, 2022, 34(3): 41−50.

[20] 张绍辉, 马山俊, 曾昭朝, 等. 昆明市国家重点保护陆生野生动物分布现状与保护策略 [J]. 林业调查规划, 2023, 48(1): 56−63.

[21] 杜军, 赵胜朝, 邱士可, 等. 2000—2015年豫西黄土丘陵区土地利用变化及景观生态风险评价 [J]. 水土保持研究, 2021, 28(1): 279−284, 291.

[22] 乔斌, 颜玉倩, 张婷华, 等. 基于土地利用变化的西宁市景观生态风险识别及优化策略 [J]. 生态学杂志, 2023, 42(8): 2020−2031.

[23] 卢远, 苏文静, 华璀, 等. 左江上游流域景观生态风险评价 [J]. 热带地理, 2010, 30(5): 496−502.

[24] Li Y M, Zhao J Z, Yuan J, et al. Constructing the ecological security pattern of Nujiang prefecture based on the framework of "importance-sensitivity-connectivity" [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(17): 10869.

[25] 尉芳, 刘京, 夏利恒, 等. 基于LUCC的陕西渭北旱塬

区景观生态风险评价 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1963−1974.

[26] Guo B, Zang W Q, Luo W. Spatial-temporal shifts of ecological vulnerability of Karst Mountain ecosystem-impacts of global change and anthropogenic interference [J]. Science of the Total Environment, 2020, 741: 140256.

[27] Wang Z Y, Shi P J, Zhang X B, et al. Research on landscape pattern construction and ecological restoration of Jiuquan city based on ecological security evaluation [J]. Sustainability, 2021, 13(10): 5732.

[28] Yang Y P, Chen J J, Lan Y P, et al. Landscape pattern and ecological risk assessment in Guangxi based on land use change [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(3): 1595.

[29] Li Y Y, Zhang Y Z, Jiang Z Y, et al. Integrating morphological spatial pattern analysis and the minimal cumulative resistance model to optimize urban ecological networks: a case study in Shenzhen City, China [J]. Ecological Processes, 2021, 10(1): 63.

[30] 于婧, 汤昇, 陈艳红, 等. 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 [J]. 生态学报, 2022, 42(4): 1290−1299.

[31] 张继平, 乔青, 刘春兰, 等. 基于最小累积阻力模型的北京市生态用地规划研究 [J]. 生态学报, 2017, 37(19): 6313−6321.

[32] Decout S, Manel S, Miaud C, et al. Connectivity loss in human dominated landscape: operational tools for the identification of suiTab habitat patches and corridors on amphibian's population [J]. The Columbia Joumal of World Business, 2010, 28(2): 110−111.

[33] 任红玉, 周旭, 张迪, 等. 快速城市化过程中喀斯特山区城镇生态风险变化: 以贵阳市花溪区为例 [J]. 贵州师范大学学报（自然科学版）, 2018, 36(5): 16−23.

[34] Naiman R J, Decamps H, Pollock M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity [J]. Ecological Applications, 1993, 3(2): 209−212.

[35] 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.

[36] 刘可暄, 王冬梅, 魏源送, 等. 密云水库流域多尺度景观生态风险时空演变趋势 [J]. 生态学报, 2023, 43(1): 105−117.

[37] 哈力木拉提·阿布来提, 阿里木江·卡斯木, 祖拜旦·阿克木. 基于形态学空间格局分析法和 MCR 模型的乌鲁木齐市生态网络构建 [J]. 中国水土保持科学（中英文）, 2021, 19(5): 106−114.

（责任编辑　陆　驰）