

喀斯特地区生态安全格局构建与演变分析

富丽^{1,2}, 彭双云^{1,2}, 龚陆平¹, 黄帮梅³, 马崇玲^{1,2}, 朱紫怡^{1,2}

(1. 云南师范大学地理学部, 昆明 650500; 2. 西部资源环境地理信息技术教育部
工程研究中心, 昆明 650500; 3. 昆明市第十中学, 昆明 650011)

摘要: [目的] 以珠江源区典型喀斯特区域为研究对象, 旨在构建合理的生态安全格局, 分析1990—2020年生态安全格局的演变规律, 为加强喀斯特地区生物多样性保护和生态修复提供科学支撑。[方法] 基于生态系统服务重要性和生态敏感性评价, 结合MSPA、MCR和重力模型等方法, 构建1990—2020年珠江源区生态安全格局, 并分析其时空演变特征。[结果] 1) 曲靖市南部与文山州交界处生态源地集中分布, 玉溪市西部、昆明市与曲靖市及红河州交界处, 红河州南部及曲靖市东北部呈散落分布。1990—2020年, 生态源地面积呈先增后减趋势, 2000年达到最大。2) 综合阻力面呈现出明显的空间异质性, 1990—2020年高阻力区面积和范围不断扩大。3) 1990年和2000年识别出55条生态廊道, 2010年和2020年减少至45条。重要生态节点主要分布在曲靖市、玉溪市和红河州交界处等生态敏感区。4) 珠江源区生态安全格局的整体结构与河流走向一致, 但受人类活动影响, 南盘江流域生态安全格局脆弱。[结论] 城市化进程、土地利用变化和人类活动强度增加是影响珠江源区生态安全格局演变的主要因素。未来应重点关注关键生态源地保护、生态廊道修复与建设、发展生态友好型产业, 以及建立完善的生态监测网络, 以提高喀斯特生态系统的稳定性和可持续性。

关键词: 生态安全格局; 喀斯特地区; 生态系统服务重要性; 生态敏感性评价; 最小累积阻力模型; 珠江源区

中图分类号: X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)02-0218-12

Analysis of the Construction and Evolution of Ecological Security Patterns in Karst Areas

FU Li^{1,2}, PENG Shuangyun^{1,2}, GONG Luping¹, HUANG Bangmei³, MA Dongling^{1,2}, ZHU Ziyi^{1,2}

(1. Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming 650500, China; 2. GIS Technology Engineering Research
Centre for West China Resources and Environment of Educational Ministry, Kunming 650500, China;
3. Kunming No.10 Middle School, Kunming 650011, China)

Abstract: [Objective] Taking the Pearl River source region, a typical karst area, as the research object, this study aimed to construct a reasonable ecological security pattern, analyze the evolution of the ecological security pattern from 1990 to 2020, and provide scientific support for strengthening biodiversity conservation and ecological restoration in karst regions. [Methods] Based on the evaluation of ecosystem service importance and ecological sensitivity, in combination with methods such as MSPA, MCR, and the gravity model, the ecological security pattern of the Pearl River source region from 1990 to 2020 was constructed, and its spatial-temporal evolution characteristics were analyzed. [Results] 1) Ecological sources were concentrated in the southern part of Qujing City and the border with Wenshan Prefecture, while they were scattered in the western part of Yuxi City, the border of Kunming City with Qujing City and Honghe Prefecture, the southern part of Honghe Prefecture, and the northeastern part of Qujing City. From 1990 to 2020, the area of ecological sources showed a trend of increasing first and then decreasing, and reaching a maximum in 2000. 2) The comprehensive resistance surface exhibited

收稿日期: 2024-08-17

修回日期: 2024-10-22

录用日期: 2024-10-30

网络首发日期(www.cnki.net): 2024-11-19

资助项目: 国家自然科学基金项目(42261073, 41971369, 42261037); 云南省中青年学术和技术带头人后备人才项目(202305AC160083, 202205AC160014); 云南省重大科技专项(202202AD080010); 云南省基础研究面上项目(202401AT070103); 云南省基础研究专项重点项目(202201AS070024, 202001AS070032)

第一作者: 富丽(1994—), 女, 硕士研究生, 主要从事生态环境与城市地理信息系统研究。E-mail: fuli_1282391934@163.com

通信作者: 彭双云(1978—), 男, 博士, 教授, 主要从事生态环境与城市地理信息系统研究。E-mail: frankmei@126.com

http://stbxb.alljournal.com.cn

obvious spatial heterogeneity, and the area and range of high-resistance zones had been continuously expanding from 1990 to 2020. 3) In 1990 and 2000, 55 ecological corridors were identified, which decreased to 45 in 2010 and 2020. Important ecological nodes were mainly distributed in ecologically sensitive areas such as the border of Qujing City, Yuxi City, and Honghe Prefecture. 4) The overall structure of the ecological security pattern in the Pearl River source region was consistent with the direction of rivers, but due to human activities, the ecological security pattern in the Nanpan River Basin was fragile. [Conclusion] Urbanization, land use change, and increased intensity of human activities are the main factors affecting the evolution of the ecological security pattern in the Pearl River source region. In the future, focus should be placed on protecting key ecological sources, restoring and constructing ecological corridors, developing eco-friendly industries, and establishing a comprehensive ecological monitoring network to improve the stability and sustainability of the karst ecosystem.

Keywords: ecological security pattern; karst region; ecosystem service importance; ecological sensitivity evaluation; minimum cumulative resistance model; Pearl River source region

Received: 2024-08-17

Revised: 2024-10-22

Accepted: 2024-10-30

Online(www.cnki.net): 2024-11-19

喀斯特地区,以其独特的地形地貌和脆弱的生态环境,在全球生态系统中占据着重要地位。其地表崎岖破碎,地下溶洞发育,形成独特的生态系统和生物多样性热点^[1]。随着城市化进程的加快和人口的急剧增长,喀斯特地区面临着日益严峻的生态环境挑战。森林砍伐、农业扩张、石漠化加剧、水土流失严重等问题导致生境破碎化,严重威胁着物种生存和生态系统稳定^[2]。喀斯特地区生态系统对气候变化和极端事件的响应也较为敏感,进一步加剧其生态风险^[3]。在此背景下,构建合理的生态安全格局成为喀斯特地区应对全球变化和人类活动影响、维护生态系统健康与完整性的重要举措。

国家层面上,党的十八大报告也将“生态安全格局构建”提升至国家战略层面,强调要将其融入经济、政治、文化和社会建设的全过程^[4]。2020年发布的《市级国土空间总体规划编制指南(试行)》^[5]进一步强调构建连续、完整、系统的生态保护格局的重要性,为区域生态安全格局的构建提供政策支持和指导。因此,科学、系统地评估生态安全格局现状,识别关键的生态源地、廊道和节点,并构建完整、连续、稳定的生态安全格局,不仅有助于维护区域生态系统健康,增强防灾减灾能力,实现人与自然和谐共生,也为区域生态文明建设提供坚实的基础^[6]。

生态安全格局(ecological security pattern, ESP)构建是维护生态过程平衡与生态系统稳定性的关键手段^[5]。构建ESP主要包括生态源地提取、生态阻力面构建和生态廊道识别3个关键环节。生态源地,作为区域内提供高生态服务价值和强生态功能的斑块,构成物种迁徙和扩散的关键起点^[7]。提取生态源地的方法主要有直接识别法、多指标叠加分析法、综

合指标体系评估法及形态学空间格局分析法等^[8-9]。生态阻力面的构建则反映物种在景观中迁移扩散的阻力程度,方法包括专家打分法、数据参数化、结构方程模型应用,以及基于生境质量评价等^[10]。提取生态廊道的主要方法包括最小累积阻力模型(minimum cumulative resistance, MCR)和电路理论模型^[11]。

目前,ESP构建方法已经在多个区域得到广泛应用。例如,在城市地区,学者们^[12]利用综合指标体系评估法识别生态源地,结合土地利用数据构建阻力面,应用MCR模型提取生态廊道,形成城市生态安全格局。在农业区域,研究者^[13]通过直接识别法和多指标叠加分析法提取农田生态系统的关键生态源地,利用数据参数化方法构建生态阻力面,识别重要的农田生态廊道。在森林生态系统,有学者^[14]采用形态学空间格局分析法识别森林斑块中的生态源地,基于生境质量评价构建生态阻力面,利用电路理论模型模拟物种在森林中的潜在迁移路径。然而,在喀斯特地区,由于其独特的地形地貌特征和生态系统脆弱性,生态安全格局的构建方法仍需进一步探索。喀斯特地区地形破碎,生境质量高,物种多样性丰富,但同时也面临石漠化、土壤侵蚀等生态问题。传统的生态源地识别方法和阻力面构建方法难以充分考虑喀斯特地区的特殊性^[15]。因此,亟须结合喀斯特地貌特征和生态系统规律,优化生态安全格局构建方法。由于历史上的早期开发、人口密集和严重的土地荒漠化,自然资源承受巨大压力,人地关系紧张,生态系统脆弱。珠江源区民族多样,矿产资源丰富,经济的开发对当地生态环境构成巨大压力。针对此现状,本文以珠江源区这一典型喀斯特区域为研究对象。首先,在综合考虑喀斯特地貌和生态

环境特征的基础上,整合生态系统服务评估和生态敏感性分析,结合 MSPA 方法优化生态源地识别;其次,应用 MCR 模型和重力模型提取生态廊道,识别生态节点,从而构建生态安全格局;最后,分析 1990—2020 年珠江源区生态安全格局的演变规律,揭示喀斯特生态系统的时空动态变化特征,为加强喀斯特地区生物多样性保护和生态修复提供科学支撑。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

珠江作为我国三大河流之一,发源于滇东高原的马雄山,流经 6 个省区,全长 2 214.4 km,年平均流量达到 $3.4 \times 10^{11} \text{ m}^3$,仅次于长江,居中国第二,被誉为“南国母亲河”。其源区($25^{\circ}30' \sim 26^{\circ}26' \text{N}$, $103^{\circ}45' \sim 104^{\circ}23' \text{E}$)位于我国八大江河源头区中唯一的人口高度聚集区域,包括曲靖市、昆明市、玉溪市、红河州和文山州等 5 个行政区(图 1)。该区地质构造复杂,喀斯特地貌广泛,占地面积超过 1/2。地形以山地丘陵为主,地形起伏大,土质疏松。由于历史上的早期开发、人口密集和严重的土地荒漠化,自然资源承受巨大压力,人地关系紧张,生态系统脆弱。珠江源区气候特征为亚热带季风气候,夏季湿润多雨,冬季干燥。土壤类型以山原红壤和石灰土为主,植被以半湿润常绿阔叶林和针叶林为主。社会经济方面,该区域民族多样,矿产资源丰富,但经济发展对生态环境构成压力。

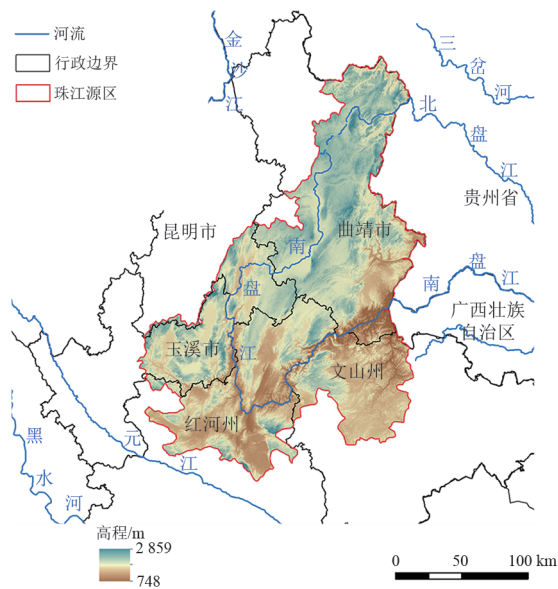


图 1 研究区概况

Fig. 1 Overview map of the study area

1.2 数据来源

选用测绘、遥感、气象、土壤等多源数据,基准分辨率 30 m。具体数据来源于 8 个方面:1)土地利用

数据(GLC_FCS30)来源于地球大数据科学与工程数据共享服务系统(<https://data.casearth.cn/sdo/detail/5fbc7904819aec1ea2dd7061>)。从该平台获取珠江源区 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年共 4 期的土地利用数据。2)数字高程模型(DEM)采用地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>)提供的 GDEM V2。3)气象数据(年平均温度和降水)来源于中国气象科学数据共享服务网(<https://data.cma.cn/>),本文将日气温数据和日降水数据处理成年气温数据和年降水数据。具体地,以 10 a 为时间间隔,计算 1990 年(1986—1995 年)、2000 年(1996—2005 年)、2010 年(2006—2015 年)、2020 年(2011—2020 年)的年平均降雨量。4)NPP/VIRS 夜间灯光数据采集来自科罗拉多矿业大学学术网站(https://eogdata.mines.edu/nighttime_light/annual/v21/)。选取 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年相对应的夜间灯光数据对阻力面进行修正。5)年平均水分蒸散量数据来源于 NASA 的 8 d 合成 MOD16A2 数据产品(<https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v061/>),以 10 a 为时间间隔,计算 1990 年(1986—1995 年)、2000 年(1996—2005 年)、2010 年(2006—2015 年)、2020 年(2011—2020 年)的年平均水分蒸散量。6)土壤数据来源于世界土壤数据库 HWSO(<https://www.fao.org/soils-portal/>)。7)遥感数据来源于 GEE 云平台,使用 Landsat 影像数据集计算 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年的归一化差分植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI),并生成影像数据。8)基础地理信息数据均由云南省自然资源厅提供。

2 研究方法

2.1 生态源地识别

本文提出一种综合考虑生态系统服务重要性、生态敏感性和景观斑块空间连通特性的生态源地提取方法。首先,利用 InVEST 模型的多个模块分别计算水源涵养、生境质量、碳储量等生态系统服务功能指标及石漠化敏感性和水土流失敏感性等生态敏感性指标,识别出生态系统服务高值区和生态敏感区;然后,采用 MSPA 方法对研究区的土地利用数据进行空间格局分析,提取不同类型的景观斑块。MSPA 核心区通常具有较高的生态适宜性和生物多样性,连通性和稳定性也较强,能够为物种提供关键的栖息地。为确保 InVEST 模型和 MSPA 方法的有效耦合,采取的策略为:首先,InVEST 模型输出的各项生态系统服务功能指标可为 MSPA 方法提取的核心区斑块提供量化的生态功能依据。通过对比分析 InVEST 模型识别的生态系统服务高值区与 MSPA

方法提取的核心区,筛选出同时满足生态功能重要性和景观连通性的关键斑块。其次,InVEST模型评估的石漠化敏感性和水土流失敏感性等指标,有助于识别生态环境脆弱、亟待保护的区域。将这些生态敏感区与MSPA方法提取的连通性稳定斑块进行叠加分析,进一步确定重要生态源地。在此基础上,利用MSPA方法和Conefor软件计算景观连通性,筛选出dPC指数>0.1的斑块,以保障生态源地在维持景观连通性方面的关键作用。最后,运用空间叠加分析,将InVEST模型识别的生态系统服务高值区和生态敏感区与MSPA方法提取的高连通性斑块进行耦合,获得最终的生态源地。通过这种多步骤、多指标的耦合方法,既考虑生态系统服务的重要性和敏感性,又保障景观连通性,从而提高生态源地识别的科学性和可靠性。

2.1.1 生态系统服务重要性和生态敏感性评价 生态源地是构建生态安全格局的重要基础和核心组成部分,是指在一定区域内具有重要生态功能、生态价值较高、生态系统较为完整的自然区域。本文聚焦于云南省珠江源区典型的喀斯特地貌区域,依据其独特的生态系统服务功能与生态敏感性特征,综合考虑数据的可获取性和客观性等原则,选取5项关键指标,包括反映生态系统服务重要性的生境质量、水源涵养和碳储量3项指标,以及反映生态敏感性的石漠化敏感性和土壤侵蚀敏感性2项指标,以识别生态源地。

1) 水源涵养

采用InVEST模型Water Yield模块^[16-17],公式为:

$$Y_{ij} = \left(1 - \frac{AET_i}{P_i}\right) P_i \quad (1)$$

式中: Y_{ij} 为第*j*种土地利用类型栅格单元*i*的年降水量,mm; AET_i 为第*j*种土地利用类型栅格单元*i*的实际蒸散量,mm; P_i 为第*j*种土地利用类型栅格单元*i*的年降水量,mm。

2) 生境质量

采用InVEST模型Habitat Quality模块^[18],公式为:

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right] \quad (2)$$

式中: Q_{xj} 为土地利用类型*j*中栅格*x*的生境质量指数; H_j 为土地利用类型*j*的生境适宜性,相对生境适宜性得分值为0~1; k 为半饱和常数; z 为常数; D_{xj} 为土地利用类型*j*中斑块*x*的生境威胁水平,计算公式为

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\omega_r / \sum_{r=1}^R \omega_r \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (3)$$

式中: D_{xj} 为土地利用类型*j*中栅格*x*的生境退化度; R 为威胁因子个数; Y_r 为*r*威胁栅格图上的一组栅格; ω_r 为威胁因子权重; r_y 为栅格*y*的威胁因子值; i_{rxy} 为栅格*y*的威胁因子*r*对生境栅格*x*的影响程度; β_x 为威胁因子的可达性水平; S_{jr} 为生境类型*j*对威胁因子*r*的敏感性。

3) 碳储存

采用InVEST模型Carbon模块^[19-20],公式为:

$$C_{\text{total}} = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{soil}} + C_{\text{dead}} \quad (4)$$

式中: C_{total} 为研究区总碳储量,t/hm²; C_{above} 为地上部分碳储量,t/hm²; C_{below} 为地下部分碳储量,t/hm²; C_{dead} 为死亡有机碳储量,t/hm²。

4) 石漠化敏感性

根据生态环境部发布的《生态保护红线划定指南》^[21],石漠化敏感性评估指标体系由碳酸岩出露面积百分比、地形坡度和植被覆盖度3个因子构成。公式为:

$$S_i = \sqrt[3]{D_i \times P_i \times C_i} \quad (5)$$

式中: S_i 为评估区域*i*的石漠化敏感性指数; D_i 、 P_i 、 C_i 分别为评估区域*i*的碳酸岩出露面积百分比、地形坡度和植被覆盖度。

5) 水土流失敏感性

采用通用土壤侵蚀模型^[22-23],公式为:

$$RUSLE = RKLSCP \quad (6)$$

式中: $RUSLE$ 为土壤侵蚀量,t/(hm²·a); R 为降水侵蚀性因子,(MJ·mm)/(hm²·h·a); K 为土壤可蚀性因子,t/(hm²·a); LS 为坡长坡度因子; C 为植被覆盖和管理因子; P 为土壤保持措施因子。

2.1.2 基于MSPA的生态源地识别 形态学空间格局分析(MSPA)是一种用于计算景观形态格局的方法,通过对栅格图像进行腐蚀、膨胀、开闭运算等数学处理,提取出7类景观类型^[24]。本文选取MSPA分析结果的核心区来提取生态源地斑块,核心区生态适宜性高,生物多样性良好,能够为物种提供较大的栖息地,具有较高的连通性和稳定性。研究选取珠江源区1990年、2000年、2010年和2020年4期土地利用栅格数据,将森林和水域作为前景,其余作为背景,进行二值化处理后导入Guidos Toolbox软件进行MSPA分析。在景观连接度指数的选择上,选择斑块连通的重要性指数(dPC),利用Conefor软件计算MSPA分析结果的前50个重要核心斑块的dPC值,dPC值越大,斑块连通性越强。

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (7)$$

$$dPC = \frac{PC - PC'}{PC} \times 100\% \quad (8)$$

式中: n 为研究区的斑块总数; a_i 与 a_j 分别为 i 与 j 的斑块面积; p_{ij}^* 为斑块 i 和 j 之间最大的路径连通性; PC 为删除该斑块后的景观(可能)连通性指数。

2.2 生态阻力面构建

2.2.1 阻力因子与阻力值构建

在参考前人^[25]研究

表 1 阻力因子与阻力值

Table 1 Resistance factor and resistance value

阻力因子	分级标准	阻力值	权重	阻力因子	分级标准	阻力值	权重
归一化植被指数	-0.992~0.440	9	0.053 4	土地利用类型	农田	40	0.248 0
	-0.440~0.011	7			森林	1	
	-0.011~0.097	5			灌木、草地	2	
	0.097~0.206	3			水域、湿地	5	
	0.206~0.992	1			裸地	30	
距道路距离/m			0.073 9		不透水表面	50	0.236 3
	<500	9			<7	1	
	500~1 000	7			7~14	3	
	1 000~1 500	5			14~23	5	
	1 500~2 000	3			23~33	7	
地形起伏度/m	2 000~3 000	1	0.262 4	坡度/(°)	33~83	9	0.126 0
	<13	1			748~1 375	1	
	13~26	3			1 375~1 664	3	
	26~42	5			1 664~1 899	5	
	42~67	7			1 899~2 114	7	
	67~479	9			2 114~2 859	9	

2.2.2 阻力面修正 人类活动的无序扩张对生态系统稳定性和生物多样性构成严重威胁。传统的阻力面构建方法,如基于地形地貌、植被指数及道路距离等,存在一定的主观性,无法全面反映人类活动的影响。为更准确评估人类活动对生态过程的阻碍作用,许多学者尝试引入不同的空间数据对生态阻力面进行修正,如杨彦昆等^[26]利用景观连接度指数对重庆三峡库区阻力面进行修正;黄苍平等^[27]采用夜间灯光数据对厦门同安区阻力面进行优化;杜雨阳等^[28]和祝玲^[29]等于地表湿润度指数对阻力面进行校正。其中,夜间灯光数据作为一种有效反映人类活动强度的指标,在阻力面修正研究中得到广泛应用。因此,本研究利用夜间灯光数据通过极差法对其逆向归一化后修正阻力面,公式为:

$$L_i = \frac{L_{\max} - L}{L_{\max} - L_{\min}} \quad (9)$$

$$R_i^* = R_i \times L_i \quad (10)$$

式中: L_i 为归一化后的夜间灯光指数; L 为归一化前

成果的基础上,结合研究区的生态环境问题,选取土地利用类型、高程、坡度、距道路距离、归一化植被指数和地形起伏度等作为阻力因子。为量化这些因子对生态过程的阻力大小,首先采用自然间断点法对各因子进行分级并赋值;然后,利用熵权法计算每个阻力因子的权重,以反映它们在综合阻力中的重要性。各阻力因子的分级结果和权重见表 1。

各栅格单元的夜间灯光指数; $L_{\max}$ 与 $L_{\min}$ 为归一化前夜间灯光指数的最大值和最小值; R_i^* 为夜间灯光指数归一化后修正的栅格单元阻力值。

2.3 生态廊道识别

本文基于获得的生态源地和阻力面数据,采用 MCR 模型提取潜在生态廊道,并通过重力模型对提取的廊道进行分级。MCR 模型通过计算源地之间阻力最小的路径,识别出连接不同生态源地、阻力相对较小的区域作为生物迁移和基因交流的潜在通道。重力模型则考虑源地之间的空间距离和重要性属性,计算源地之间的相互作用强度,评估廊道的重要程度。最终,根据重力模型结果,将提取的生态廊道划分为重要生态廊道和一般生态廊道 2 个等级。

2.3.1 MCR 模型 MCR 模型是由 KNAAPEN 等^[30]提出的一种评估景观连通性的方法。该模型以“源”为起点,计算物种在迁移过程中穿越不同阻力景观单元时所克服的最小累积阻力值,并由此生成最小

累积阻力面。MCR 模型综合考虑源地分布、空间距离和阻力基面 3 个方面的因素,反映研究区内物种在迁移过程中穿越不同景观斑块的难易程度,为识别潜在的生态廊道提供重要依据,公式为:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} R_i) \tag{11}$$

式中:MCR 为最小累积阻力值; f 为一个未知的单调递增函数; D_{ij} 为从面源污染源 j 到景观单元 i 的空间距离; R_i 为景观单元 i 对运动过程的阻力系数。

2.3.2 重力模型 重力模型是一种用于定量描述空间对象之间作用强度和依存关系的方法,广泛应用于分析地理空间中研究对象的相互关系^[31]。本文利用重力模型构建生态源区之间的相互作用矩阵,量化评估生态源区之间的相互作用强度,并结合研究区实际情况,识别生态廊道的重要性。根据重力模型构建的相互作用矩阵,将廊道划分为重要生态廊道和一般生态廊道 2 个等级,公式为:

$$G_{ij} = \frac{N_i N_j}{D_{ij}^m} = \frac{\left[\frac{1}{p} \times \ln(S_i) \right] \left[\frac{1}{p} \times \ln(S_j) \right]}{\left[\frac{L_{ij}}{L_{\max}} \right]^2}$$
$$= \frac{L_{\max}^2 \times \ln(S_i S_j)}{L_{ij}^2 p_i p_j} \tag{12}$$

式中: G_{ij} 为斑块 i 与 j 的相互作用强度大小; N_i 和 N_j 为斑块 i 与 j 的权重系数大小; D_{ij} 为斑块 i 与 j 的潜在廊道标准化阻力值大小; P_i 为斑块 i 的整理阻力值大小; S_i 为斑块 i 的面积; L_{ij} 为斑块 i 与 j 的潜在廊道的累积阻力数值; $L_{\max}$ 为研究区内所有廊道的阻力最大值。

3 结果与分析

3.1 珠江源区生态重要性和生态敏感性评价

图 2 和图 3 分别为采用自然断点法分级的生态系统服务重要性和生态敏感性的评价结果。

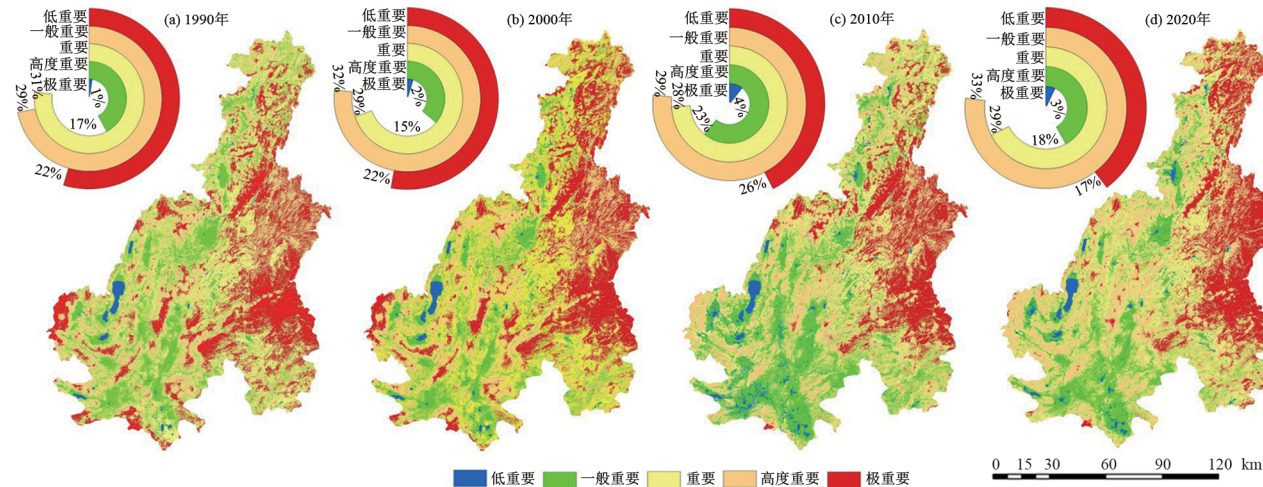


图 2 生态系统服务重要性评价
Fig. 2 Assessment of ecosystem service important

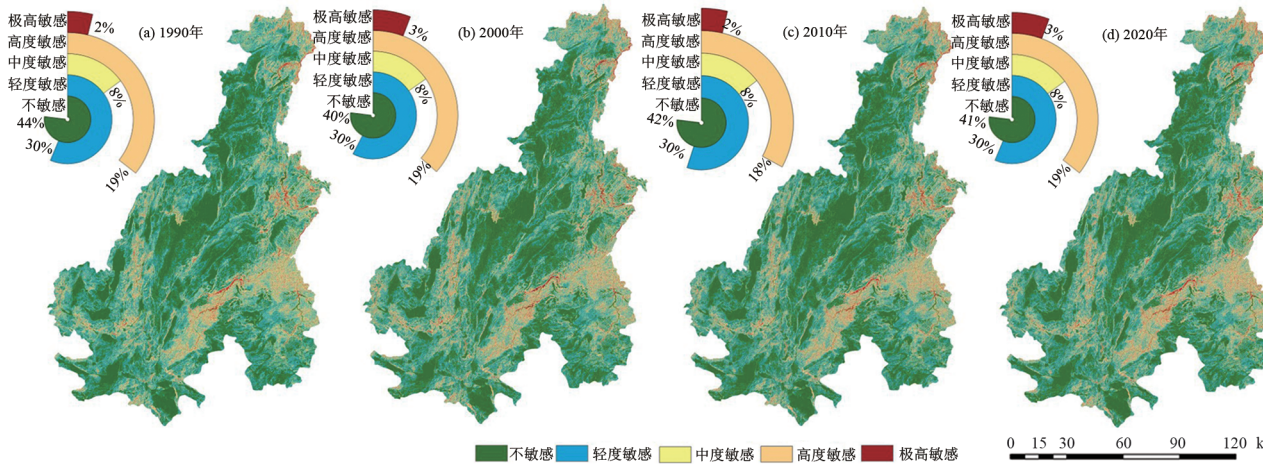
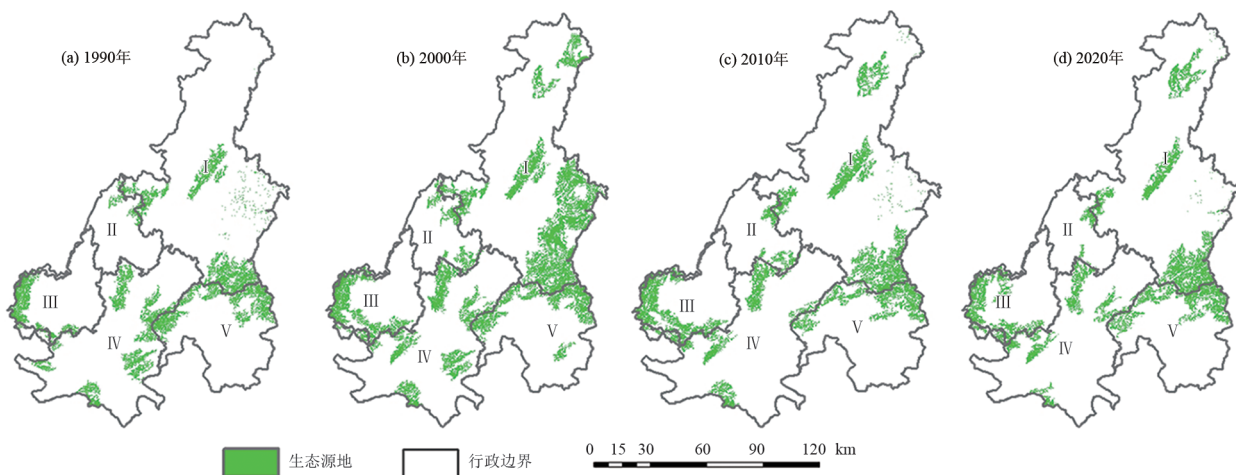


图 3 生态环境敏感性评价
Fig. 3 Assessment of eco-environment sensitivity
<http://stbcbx.alljournal.com.cn>

从空间分布格局来看,生态系统服务重要区域主要集中在研究区的东部和东北部。该区域毗邻南盘江河流水源,拥有丰富的水资源、生物资源和矿产资源,为生物群落提供良好的栖息环境(图2)。生态敏感性高值区域则呈现出沿南盘江南段集中分布的态势。该区域地势相对较低,地质条件复杂,易受洪涝灾害的影响。同时,该区域也是人类活动频繁的区域,对外界干扰表现出极高的敏感性(图3)。从时间动态来看,1990—2020年,生态系统服务重要区和生态敏感区的变化幅度相对较小。生态系统服务极重要区呈增长趋势,从1990年的1%增长至2020年的3%,并在2010年达到峰值4%;高度重要和重要区域的占比总体变化不大,最低值出现在2000年(44%),最高值出现在2010年(51%)。相比之下,生态敏感区的变化较为平稳,中度和轻度敏感区几乎没有变化,而不敏感区的比例逐渐下降,从1990年的44%降至2020年的41%;极高和高敏感性区域的比例基本稳定在21%,表明1990—2020年研究区的生态环境虽然受到一定程度的人为干扰,但总体上仍保持相对稳定的状态。



注:图中I、II、III、IV、V分别属于曲靖市、昆明市、玉溪市、红河州和文山州。

图4 生态源地分布

Fig. 4 Distribution ecological source region

3.2.2 阻力面识别 阻力面的空间分布呈明显的区域差异(图5),文山州南部和东部、曲靖市交界处及玉溪市西侧等地区为低阻力区,而曲靖市内和红河州低地势处则表现为高阻力区。这种高低阻力分布格局主要受到源区地形和南、北盘江河流水系的影响。从时间变化(图6)来看,1990—2020年极低阻力区面积在不断减少,从1990年最高值88.2%到2020年减少到70%,缩减18.2%;而其余阻力区均呈增加趋势,其中低阻力区增幅最

3.2 珠江源区生态安全格局构建

3.2.1 生态源地识别 1990—2020年,滇中地区生态源地的空间分布呈现显著差异(图4)。曲靖市南部及与文山州交界处生态源地分布集中,而玉溪市西部、昆明市与曲靖市及红河州交界处、红河州南部及曲靖市东北部则呈现散落分布,破碎化程度较高。各州市中,曲靖市生态源地面积最大,主要聚集于东南部靠近南盘江北侧,该区域水资源、生物资源和矿产资源丰富,为生物提供良好的栖息环境。玉溪市西侧生态源地沿市边界环绕分布,以林地为主,邻近抚仙湖等湖泊,生态系统服务价值高。红河州南部和曲靖市中部及北侧也有零星生态源地分布,均邻近河流,植被覆盖度高,适宜物种生存。时间变化方面,1990—2020年生态源地面积呈先增后减趋势,分别在1990年为5 010 km²,2000年达到最大,为8 278 km²,在2010年减小到5 599 km²,到2020年进一步减少到5 455 km²。各期生态源地空间分布和形态相似,仅少数斑块存在差异。曲靖市、昆明市和红河州的生态源地面积变化趋势一致,均在2000年达到最大;玉溪市和文山州则分别在2010年和2000年达到最大值。曲靖市东北部在1990年未有生态源地分布,而2000年后出现少量斑块。

大,达12.4%,极高阻力区增幅最为显著,扩大4.5倍。这一变化主要归因于区域快速城镇化和经济发展过程中,大规模铁路、公路等基础设施建设增强区域可达性,推动经济发展。随着时间推移,铁路、公路网络日益密集,人类活动范围和城镇建设不断扩大,对物种生存和能量流动构成一定的威胁。到2020年,持续的基础设施扩建和人类活动范围的增加对区域生态环境造成一定程度的压力。

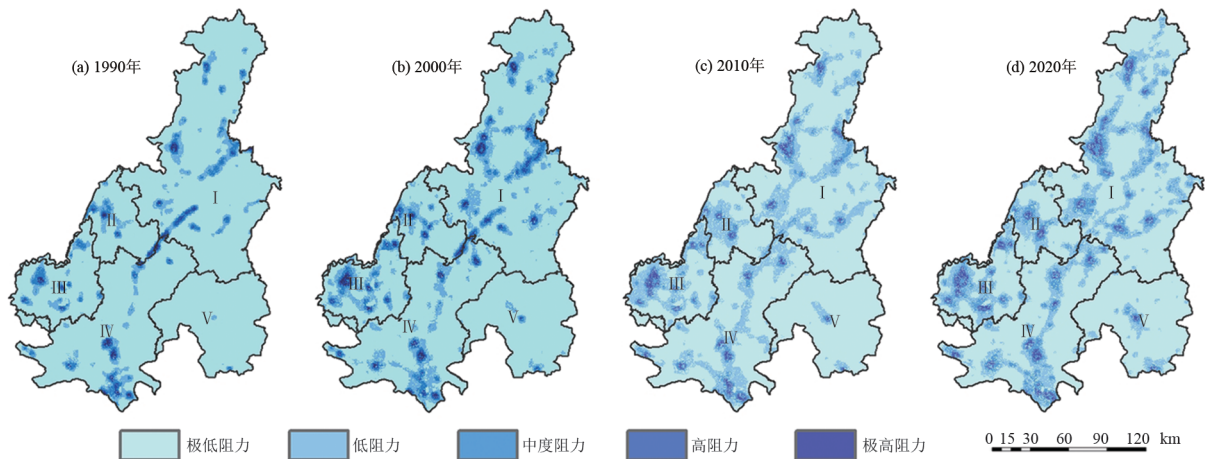


图 5 修正后阻力面空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of the revised resistance surface

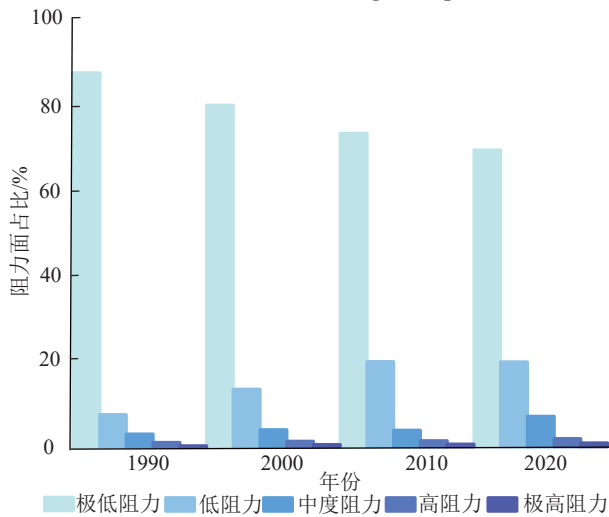


图 6 阻力面占比变化

Fig. 6 The proportion of resistance surface changes

3.2.3 生态廊道与生态节点识别 生态廊道在维护生物多样性和生态安全中扮演关键角色。从图 7 可以看出,1990 年和 2000 年识别出 55 条生态廊道,2010 年和 2020 年减少至 45 条,呈树网状分布。此类廊道主要

由林地、灌木、草地和水域构成,多沿北盘江、南盘江走向。红河州和曲靖市交界处缺乏生态廊道,主要因为该区域林地和草地稀少,农田和建设用地较多,地势高且土壤贫瘠,水土流失严重。本文将重要生态廊道交点定义为重要生态节点,一般生态廊道交点定义为一般生态节点。重要生态节点主要分布在曲靖市、玉溪市和红河州交界处等地,这些高生态敏感性区域对物种迁移和能量流动至关重要,应重点保护。时间序列分析显示,重要生态节点数量在 1990—2000 年增加,之后逐渐减少,2000 年达到峰值且分布最复杂。流域东北部节点稀少,景观连通性差,需优化生态网络。重要生态廊道分布受生态源地影响,主要集中在珠江源区边缘,促进源地间物质能量交流,缓解分布不均问题。1990—2020 年,极低阻力区域面积最大。1990 年植被覆盖良好,生态环境优越;2020 年极高阻力面积最大,快速城镇化威胁生物栖息地,阻碍物种迁移。总体来看,珠江源区大部分地区仍适宜生物生存和物种迁移,但需警惕城镇化带来的生态压力。

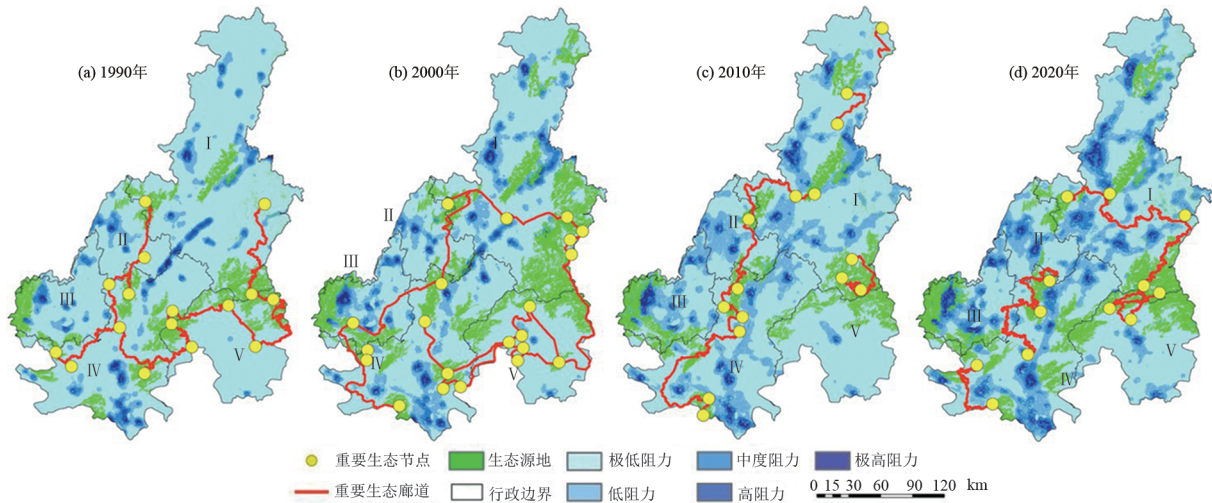


图 7 重要生态廊道和生态节点分布

Fig.7 Distribution of important ecological corridors and ecological nodes
<http://stbcbx.alljournal.com.cn>

3.3 珠江源区生态安全格局演变

基于对珠江源区 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年 4 期生态网络的时空演变分析发现,该区域生态源地、廊道和节点的空间分布呈明显的时空差异(图 8)。1990—2020 年,该区域生态源地的空间分布总体相似,但局部存在明显差异。东北部地区的生态源地呈逐渐扩张趋势,而曲靖市东侧毗邻贵州省的地区在 2000 年出现连续斑块分布。重要生态廊道的数量、总长度、平均长度和最长廊道长度均呈显著的时间变化,2000 年达到最大值,而后呈逐渐下降趋势。生态节点的空间分布差异显著,1990 年珠江源区东北部的生态节点数量较少,而文

山州中西部地区则显示出生物多样性较高的特征,重要生态节点分布密集。总体来看,2000 年的重要生态节点数量最多,而 2010 年和 2020 年相对较少。生态网络的总体结构呈树网状分布,从东北部向西南方向延伸,并在关键节点处分叉形成多个分支,2000 年的生态网络结构最为复杂,廊道分布最为密集。珠江源区的生态源地斑块、生态节点和生态廊道的空间分布与北盘江和南盘江的流向大体一致。由于人类活动的影响,该区域的生态安全格局显得较为脆弱。特别是在南盘江流域,人口密度较高,导致该区域的阻力面值相对较高,生态敏感性强,生态环境较为脆弱。

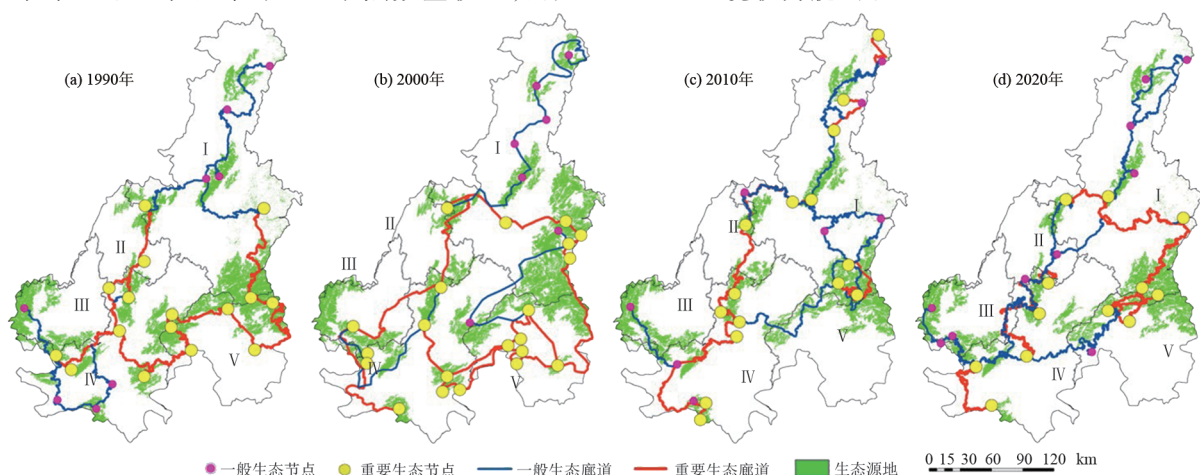


图 8 生态安全格局分布

Fig. 8 Distribution of the ecological security pattern

4 讨论

喀斯特地区以岩溶地貌为主要特征,具有地下隐蔽空间发育、生境破碎化程度高、生态环境脆弱等显著特点,给生态安全格局的构建带来新的挑战^[32]。传统的生态源地识别方法,如仅基于景观连通性分析的 MCR 模型或基于面积和形状指数的 MSPA,往往侧重于景观格局特征,忽略生态系统功能和生态过程的重要性^[4-6]。本文从多维度考量生态系统,将 InVEST 模型对生态系统服务重要性(包括水源涵养、生境质量、碳储量等)和生态敏感性(石漠化敏感性和土壤侵蚀敏感性)的评估与 MSPA 方法对景观连通性的分析相结合,构建更适用于喀斯特地区的生态源地识别框架。此方法全面考虑生态系统的功能价值、生态敏感性及景观空间连通特性,减少单一因素分析可能带来的偏差,能够更准确地识别出生态源地,更好地适应喀斯特地区复杂的生态环境。本文以珠江源区典型喀斯特区域为研究区,基于上述生态源地识别框架,并综合运用 MCR 模型和重力模型等方法,构建珠江源区 1990—2020 年的生态安

全格局,并分析其时空演变特征。

生态源地识别结果表明,曲靖市东南部是维持区域物种多样性和生态系统服务的关键区域。1990—2020 年生态源地破碎化趋势明显,斑块数量和密度不断下降,可能与城市化和土地利用变化密切相关,对生物多样性保护构成潜在威胁。1990—2020 年,珠江源区城镇用地面积快速增长,侵占大量的自然生态空间,导致生境破碎化加剧。同时,公路、铁路等交通基础设施的建设也对生态廊道的连通性构成阻隔。作为云南省重要的农业产区,珠江源区耕地面积不断扩张,尤其是在生态脆弱区进行的不合理开垦,加剧水土流失和石漠化等生态问题,对生态安全格局的稳定性构成威胁。阻力面分析显示,1990—2020 年,高阻力区面积不断扩大,表明人类活动对区域生态过程的阻碍作用日益增强。喀斯特地区复杂的地形地貌和水文特征,使得生态过程受人类干扰更为敏感。近年来,珠江源区大力发展旅游业、生物医药等特色产业,传统农业和工业比重下降,产业结构的调整一方面减轻对自然资源的过度开发压力;另一方面,也为生态保护和修复提供经济

基础。旅游开发如果缺乏科学规划,也可能对生态环境造成破坏。生态廊道和节点的时空变化进一步揭示区域生态连通性面临的挑战。1990—2020年,生态廊道数量和长度呈下降趋势,重要廊道的消失可能导致关键生境丧失,进而影响生物多样性维持。城市扩张和交通建设是导致生态廊道破碎化的主要原因^[33]。除人类活动的直接影响外,生态保护政策的实施和气候变化也是影响珠江源区生态安全格局的重要因素。1998年以来,珠江源区先后实施天然林保护、退耕还林、石漠化综合治理等一系列生态保护工程,在遏制生态退化、促进生态恢复方面发挥重要作用。生态安全格局的整体演变特征表明,2000年前后是珠江源区生态网络结构最为完整的时期,而近年来生态连通性不断下降。变化趋势与区域社会经济快速发展阶段相吻合。随着城市化进程的加快,土地利用格局发生剧烈变化,对区域生态系统服务功能和生物多样性保护构成严峻挑战。本研究结果与已有研究结论基本一致,如吴可欣等^[34]研究发现,近20年来珠江源区生境质量呈下降趋势,生态环境脆弱性加剧;杨雪等^[35]研究发现,城市建设用地的增加是导致该区域生态环境质量下降的重要原因,均表明珠江源区生态安全格局面临着严峻挑战。

基于以上分析,本研究建议未来珠江源区生态保护和国土空间规划应重点关注的主要方面为:1)优先保护曲靖市东南部关键生态源地,划定生态保护红线,严格管控人类活动。建立健全生态保护红线监管体系,构建“天空地一体化”生态监测网络,加强部门间的协调配合,利用卫星遥感、无人机等先进技术手段,对生态保护红线区域进行动态监测,并制定相应的奖惩机制,确保红线划定的有效执行。2)加强南盘江和北盘江沿岸生态廊道建设,减少对廊道的阻隔。可采取建设生态廊道缓冲带、恢复植被、建设野生动物通道等措施,提高廊道的连通性和稳定性。3)珠江源区既是生态脆弱区,也是贫困集中区。建立“生态保护+扶贫”协同机制,既可以实现生态保护的目标,又能促进当地经济发展和居民脱贫致富,具有双赢的可行性。具体措施包括:发展生态旅游,将生态保护与旅游产业相结合,带动当地经济发展;发展特色生态农业,推广有机农业、林下经济等模式,提高农产品附加值,增加农民收入;开展生态补偿,对参与生态保护的农户进行经济补偿,提高其参与生态保护的积极性。

本研究在生态安全格局构建方法和喀斯特地区应用方面取得一定进展,但在生态过程与格局的关联分析、情景模拟和优化等方面仍需深化。未来研

究应综合考虑全球变化和人类活动影响,探索气候变化和极端事件对生态安全格局的影响机制,加强生态安全格局研究与生态系统管理和决策支持系统的融合,为区域生态文明建设提供更直接的科技支撑。

5 结论

1)珠江源区生态源地主要分布在曲靖市南部及与文山州交界处,呈集中分布与散落分布并存的特征。1990—2020年,生态源地面积呈先增后减趋势,2000年达到最大值。源地的空间分布和形态相对稳定,但局部区域存在明显变化。

2)研究区阻力面呈明显的空间异质性,低阻力区主要分布在文山州南部和东部、曲靖市交界处及玉溪市西侧,而高阻力区集中在曲靖市内和红河州低地势处。1990—2020年,高阻力区面积和范围不断扩大,反映人类活动对生态过程的干扰程度逐渐增强。

3)生态廊道呈树网状分布,主要沿北盘江、南盘江走向。重要生态节点集中分布在曲靖市、玉溪市和红河州交界处等生态敏感性高的区域。1990—2020年,生态廊道数量从55条减少到45条,重要生态节点数量呈现先增后减的趋势,2000年达到峰值。

4)珠江源区生态安全格局的整体结构与北盘江和南盘江的流向基本一致。由于人类活动的影响,特别是在南盘江流域,生态安全格局呈现出脆弱性。

参考文献:

- [1] 白晓永,冉晨,陈敬安,等.中国喀斯特生态系统健康诊断的方法、进展与展望[J].科学通报,2023,68(19):2550-2568.
BAI X Y, RAN C, CHEN J A, et al. Methods, progress and prospect for diagnosis of karst ecosystem health in China: An overview [J]. Chinese Science Bulletin, 2023,68(19):2550-2568.
- [2] LEAL F W, AZEITEIRO U M, BALOGUN A L, et al. The influence of ecosystems services depletion to climate change adaptation efforts in Africa [J]. Science of the Total Environment, 2021,779:e146414.
- [3] WANG Y, PAN J H. Building ecological security patterns based on ecosystem services value reconstruction in an arid inland basin: A case study in Ganzhou District, NW China [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 241: e118337.
- [4] 闫玉玉,孙彦伟,刘敏.基于生态安全格局的上海国土空间生态修复关键区域识别与修复策略[J].应用生态学报,2022,33(12):3369-3378.
YAN Y Y, SUN Y W, LIU M. Identification and resto-

- ration strategy of key areas for territorial space ecological restoration in Shanghai, China based on ecological security pattern [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(12): 3369-3378.
- [5] 黄烈佳, 杨鹏. 基于机器学习的武汉城市圈土地生态安全格局识别与优化策略[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(7): 862-869.
- HUANG L J, YANG P. Identification and optimization of land ecological security pattern in Wuhan metropolitan area based on machine learning [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(7): 862-869.
- [6] KANG J M, ZHANG X, ZHU X W, et al. Ecological security pattern: A new idea for balancing regional development and ecological protection. A case study of the Jiadong Peninsula, China [J]. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 26: e01472.
- [7] LI L, HUANG X J, WU D F, et al. Optimization of ecological security patterns considering both natural and social disturbances in China's largest urban agglomeration [J]. *Ecological Engineering*, 2022, 180: e106647.
- [8] 王静怡. 黄河流域中段生态源地识别与生态廊道构建 [J]. *河南科技*, 2024, 43(11): 106-111.
- WANG J Y. Identification of ecological source and construction of ecological corridor in the middle reaches of the Yellow River basin [J]. *Henan Science and Technology*, 2024, 43(11): 106-111.
- [9] CIMON-MORIN J, POULIN M. Setting conservation priorities in cities: Approaches, targets and planning units adapted to wetland biodiversity and ecosystem services [J]. *Landscape Ecology*, 2018, 33(11): 1975-1995.
- [10] 李晖, 易娜, 姚文璟, 等. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划 [J]. *生态学报*, 2011, 31(20): 5928-5936.
- LI H, YI N, YAO W J, et al. Shangri-La County ecological land use planning based on landscape security pattern [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(20): 5928-5936.
- [11] DAI L, LIU Y B, LUO X Y. Integrating the MCR and DOI models to construct an ecological security network for the urban agglomeration around Poyang Lake, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 754: e141868.
- [12] YUAN Y, BAI Z K, ZHANG J N, et al. Increasing urban ecological resilience based on ecological security pattern: A case study in a resource-based city [J]. *Ecological Engineering*, 2022, 175: e106486.
- [13] 刘敏, 曹蕾, 杨学亮, 等. 应对暴雨灾害的乡村生态空间韧性网络构建路径与优化策略: 以北京佛子庄乡为例 [J/OL]. *中国农业资源与区划*, 1-21 [2024-10-22]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3513.S.20240716.1150.026.html>.
- LIU M, CAO L, YANG X L, et al. Construction path and optimization strategy of rural ecological spatial resilience network to cope with rainstorm disasters: A case study of Fozizhuang Township, Beijing [J/OL]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 1-21 [2024-10-22]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3513.S.20240716.1150.026.html>.
- [14] DUAN J Q, CAO Y, LIU B, et al. Construction of an ecological security pattern in Yangtze River delta based on circuit theory [J]. *Sustainability*, 2023, 15(16): e12374.
- [15] 李月, 刘静兰, 李静静, 等. 基于生态廊道识别的喀斯特流域生态安全格局构建: 以贵州南明河流域为例 [J/OL]. *环境科学*, 1-23 [2024-10-22]. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202404038>.
- LI Y, LIU J L, LI J J, et al. Construction of an ecological security pattern in karst watersheds based on ecological corridor identification: A case study of the Nanming River basin in Guizhou [J/OL]. *Environmental Science*, 1-23 [2024-10-22]. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202404038>.
- [16] DONOHUE R J, RODERICK M L, MCVICAR T R. Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model [J]. *Journal of Hydrology*, 2012, 436: 35-50.
- [17] LI M Y, LIANG D, XIA J, et al. Evaluation of water conservation function of Danjiang River basin in Qinling Mountains, China based on InVEST model [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 286: e112212.
- [18] WEI Q Q, ABUDUREHEMAN M, HALIKE A, et al. Temporal and spatial variation analysis of habitat quality on the PLUS-InVEST model for Ebinur Lake basin, China [J]. *Ecological Indicators*, 2022, 145: e109632.
- [19] 侯芳, 王克勤, 宋娅丽, 等. 滇中亚高山典型森林生态系统碳储量及其分配特征 [J]. *生态环境学报*, 2018, 27(10): 1825-1835.
- HOU F, WANG K Q, SONG Y L, et al. Carbon storage and distribution in typical forest ecosystems in subalpine of middle Yunnan Province [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(10): 1825-1835.
- [20] 胡忠宇, 苏建兰, 龙勤, 等. 云南省天然林碳储量和碳密度动态变化探析 [J]. *林业资源管理*, 2022(4): 45-53.
- HU Z Y, SU J L, LONG Q, et al. Analysis on the changing tendency of carbon sequestration and carbon density of natural forests in Yunnan Province [J]. *Forest Resources Management*, 2022(4): 45-53.
- [21] 刘春霞, 李月臣, 杨华, 等. 三峡库区重庆段生态与环境敏感性综合评价 [J]. *地理学报*, 2011, 66(5): 631-642.
- LIU C X, LI Y C, YANG H, et al. RS and GIS-based assessment for eco-environmental sensitivity of the Three Gorges Reservoir area of Chongqing [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2011, 66(5): 631-642.

- [22] 蔡崇法,丁树文,史志华,等.应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究[J].水土保持学报,2000,14(2):19-24.
CAI C F, DING S W, SHI Z H, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed [J]. Journal of Soil Water Conservation, 2000, 14(2): 19-24.
- [23] 刘斌涛,宋春风,史展,等.西南土石山区水平梯田的水土保持措施因子[J].中国水土保持,2015(4):36-39.
LIU B T, SONG C F, SHI Z, et al. Factors of soil and water conservation measures for horizontal terraces in southwest rocky mountain areas [J]. Soil and Water Conservation in China, 2015(4): 36-39.
- [24] SOILLE P, VOGT P. Morphological segmentation of binary patterns [J]. Pattern Recognition Letters, 2009, 30(4): 456-459.
- [25] 魏伟,颜耀文,魏晓旭,等.基于CLUE-S模型和生态安全格局的石羊河流域土地利用优化配置[J].武汉大学学报(信息科学版),2017,42(9):1306-1315.
WEI W, XIE Y W, WEI X X, et al. Land use optimization based on CLUE-S model and ecological security scenario in Shiyang River basin [J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2017, 42(9): 1306-1315.
- [26] 杨彦昆,王勇,程先,等.基于连通度指数的生态安全格局构建:以三峡库区重庆段为例[J].生态学报,2020,40(15):5124-5136.
YANG Y K, WANG Y, CHENG X, et al. Establishment of an ecological security pattern based on connectivity index: A case study of the Three Gorges Reservoir Area in Chongqing [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(15): 5124-5136.
- [27] 黄苍平,尹小玲,黄光庆,等.厦门市同安区生态安全格局构建[J].热带地理,2018,38(6):874-883.
HUANG C P, YIN X L, HUANG G Q, et al. Construction of ecological security pattern of Tong'an District, Xiamen City [J]. Tropical Geography, 2018, 38(6): 874-883.
- [28] 杜雨阳,王征强,于庆和,等.基于生境质量模型和电路理论的区域生态安全格局构建:以秦岭(陕西段)为例[J].农业资源与环境学报,2022,39(5):1069-1078.
DU Y Y, WANG Z Q, YU Q H, et al. Construction of a regional ecological security pattern based on a habitat quality model and circuit theory: A case study of the Qinling Mountains (Shaanxi section) [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2022, 39(5): 1069-1078.
- [29] 祝玲,林爱文,陈飞燕.基于生态敏感性和生态系统服务价值的生态安全格局构建与优化[J].国土与自然资源研究,2019(3):58-63.
ZHU L, LIN A W, CHEN F Y. Construction and optimization of ecological security pattern based on ecological sensitivity and ecosystem service value [J]. Territory and Natural Resources Study, 2019(3): 58-63.
- [30] KNAAPEN J P, SCHEFFER M, HARMS B. Estimating habitat isolation in landscape planning [J]. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1-16.
- [31] 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.
WU J S, ZHANG L Q, PENG J, et al. The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13): 4125-4133.
- [32] 陈裕婵,张正栋,万露文,等.五华河流域非点源污染风险区和风险路径识别[J].地理学报,2018,73(9):1765-1777.
CHEN Y C, ZHANG Z D, WAN L W, et al. Identifying risk areas and risk paths of non-point source pollution in Wuhua River basin [J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(9): 1765-1777.
- [33] GU Y Y, LIN N F, YE X, et al. Assessing the impacts of human disturbance on ecosystem services under multiple scenarios in Karst areas of China: Insight from ecological conservation red lines effectiveness [J]. Ecological Indicators, 2022, 142: e109202.
- [34] 吴可欣,税伟,薛成旨,等.珠江源区生境质量对土地利用变化的时空响应[J].应用生态学报,2023,34(1):169-177.
WU K X, SHUI W, XUE C Z, et al. Spatiotemporal responses of habitat quality to land use changes in the source area of Pearl River, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2023, 34(1): 169-177.
- [35] 杨雪,李益敏,赵娟珍,等.云南省生态环境质量与生态修复区识别[J].水土保持通报,2024,44(2):277-290.
YANG X, LI Y M, ZHAO J Z, et al. Ecological environmental quality and identification of ecological restoration areas in Yunnan Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024, 44(2): 277-290.