基于MSPA-MCR模型的云南省文山州荒野网络时空演变研究

王 庶，张 云，李远航
（西南林业大学 园林园艺学院，云南 昆明 650224）

摘 要：［目的］系统刻画云南省文山州荒野网络廊道-夹点-障碍点格局及其时空演变特征，为文山州国土空间开发、生态分区管控及荒野保护策略制定提供科学参考。［方法］用荒野制图方法分析2005年、2015年和2025年的荒野景观格局，用形态学空间格局分析（MSPA）识别荒野源地，用最小阻力模型（MCR）计算荒野源地的最小阻力面，用电路理论提取荒野廊道、夹点及障碍点。［结果］2005—2025年文山州高质量荒野与荒野源地均呈“先降后升”的阶段性变化；高质量荒野面积由17 327.40 km²降至14 393.89 km²后回升至21 717.11 km²；源地面积由4 737.96 km²降至4 612.14 km²后增至6 330.15 km²。网络连通结构随源地变化同步波动。廊道总长度由11 698.80 km降至6 532.42 km后增至22 324.80 km，但障碍点面积持续扩张，面积增幅为355.54 km²，说明阻力高值区扩展，连通性退化风险上升。［结论］文山州荒野网络总体呈“先收缩，后恢复”的阶段性演变，生态保护宜采取“源地优先—廊道保障—瓶颈治理”的分级策略：严格保护核心源地；以高通行潜力廊道作为修复主线；对夹点与障碍点集聚区开展重点整治与管控，降低通道阻滞风险并稳定区域连通格局。

关键词： MSPA-MCR模型；荒野网络；时空演变；云南省文山州
文献标识码： A **文章编号：** 1000-288X（2026）04-0195-13 **中图分类号：** X171.1

文献参数： 王庶，张云，李远航.基于MSPA-MCR模型的云南省文山州荒野网络时空演变研究[J].水土保持通报，2026，46（4）：195-207. Wang Shu, Zhang Yun, Li Yuanhang. Spatiotemporal evolution of wilderness network in Wenshan Prefecture, Yunnan Province based on MSPA-MCR model [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2026, 46(4): 195-207.

DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2026.04.018 **CSTR：32312.14.stbctb.2026.04.018**

Spatiotemporal evolution of wilderness network in Wenshan Prefecture, Yunnan Province based on MSPA-MCR model

Wang Shu, Zhang Yun, Li Yuanhang
（*College of Landscape Architecture and Horticulture, Southwest Forestry University, Kunming, Yunnan* 650224, *China*）

Abstract: [Objective] The corridor-pinch point-barrier pattern of the wilderness network in Wenshan Prefecture, Yunnan Province and its spatiotemporal evolution characteristics were systematically characterized in order to provide a scientific basis for formulation of territorial spatial development, ecological zoning and control, and wilderness conservation strategy in Wenshan Prefecture. [Methods] Wilderness mapping was used to analyze the wilderness landscape patterns in 2005, 2015, and 2025. Morphological spatial pattern analysis (MSPA) was employed to identify wilderness sources, the minimum cumulative resistance model (MCR) was used to calculate the minimum resistance surfaces of wilderness sources, and circuit theory was applied to extract wilderness corridors, pinch points, and barrier points. [Results] From 2005 to 2025, both high-quality wilderness and wilderness sources in Wenshan Prefecture showed a phased change of "first decreasing and then increasing". The area of high-quality wilderness decreased from 17 327.40 km² to 14 393.89 km² and then increased to 21 717.11 km², while the source area decreased from 4 737.96 km² to 4 612.14 km² and then increased to 6 330.15 km². The

收稿日期：2025-11-24 **修回日期：**2026-02-03 **采用日期：**2026-02-05
资助项目：云南省教育厅科学研究基金项目“‘荒野智慧’下的西双版纳州生物多样性保护策略研究”（2023Y0754）；社科办校级文科专项“云南民族园林文化景观遗产资料整理与研究”（110524005）
第一作者：王庶（2001—），女（彝族），贵州省盘州市人，硕士研究生，研究方向为荒野景观与生态保护。Email：2822457927@qq.com。
通信作者：张云（1973—），男（彝族），云南昆明市人，副教授，主要从事景观规划设计与云南文化景观研究。Email：1136482587@qq.com。

network connectivity structure fluctuated synchronously with changes in sources. The total corridor length decreased from 11 698.80 km to 6 532.42 km and then increased to 22 324.80 km. However, the area of barrier points continued to expand, with an increase of 355.54 km^2, indicating an expansion of high-resistance areas and a growing risk of connectivity degradation. [Conclusion] Overall, the wilderness network in Wenshan Prefecture exhibits a phased evolution of initial contraction followed by restoration. Ecological protection should adopt a hierarchical strategy of "source priority, corridor protection and bottleneck management": strictly protect core sources; prioritize corridors with high movement potential as the main restoration routes; and implement focused remediation and control in areas where pinch points and barrier points are concentrated to reduce corridor blockage risks and stabilize regional connectivity patterns.

Keywords: MSPA-MCR model; wilderness network; spatiotemporal evolution; Wenshan Prefecture, Yunnan Province

荒野是指在自然演替与自然扰动作用下形成的,面积相对完整且人类干扰程度较低的自然区域。它通常具有较高的生态完整性与自然度,并承载生态、社会、文化及精神等多重价值[1]。与以功能管控为主的生态空间类型不同,荒野更强调自然过程的连续性与低人为干扰状态。作为重要的自然空间载体[2],荒野不仅维持关键生态过程与生物多样性格局,也为区域生态系统稳定提供基础。

随着荒野保护与相关研究的发展,国外研究已覆盖全球[3]、国家[4]与地方等[5]多个尺度,国内也开展了国土[6]、省域[7]及区域尺度[8]的荒野研究。已有成果多围绕荒野空间格局与保护现状展开。例如曹越等[6]绘制全国尺度荒野分布图,刘伟一等[7]识别山东省荒野空间格局,Lin等[9]分析三江并流地区荒野分布及保护现状,左翔等[10]在县域尺度探讨荒野格局特征。但现有研究总体偏重荒野格局的静态描述,对荒野斑块之间的连通关系及整体空间结构的系统刻画仍相对不足。

荒野网络概念源于生态网络理论。生态网络通过识别具有关键生态功能的空间单元并构建其连接关系,以维持物种迁移通道与生态过程的连续性[11]。在此框架下,荒野网络进一步将关注对象收敛到低人为干扰背景下的荒野斑块及其连通关系,更强调自然过程在空间上的连续表达。相关研究通常将其界定为由荒野斑块、连接廊道及周边低干扰环境基质共同构成的空间系统[7],旨在缓解栖息地破碎化并提升区域生态过程的稳定性[12]。在技术路径上,荒野网络构建在总体上借鉴生态网络"源地识别—阻力面构建—廊道模拟"的通用范式[13],但其关键在于源地不再泛指生态功能斑块,而是强调低干扰、自然度较高且具有连续性意义的荒野斑块。具体而言,源地识别通常以MSPA等[14]方法提取候选核心斑块,并结合景观连通性指标对候选斑块进行筛选与分级;阻力面构建则以人类干扰与自然度梯度相关因子为基础,通过层次分析法或专家赋权等方式确定因子权重并生成综合阻力面;廊道与关键区识别在此基础上采用最小阻力模型、电路理论等工具开展廊道提取、夹点和障碍点定位[15]。目前,已有学者开展相关实践:曹越等[16]基于荒野度数据结合MCR与电路理论构建大太行荒野网络;Wang X等[17]识别浙江省荒野分布并评估网络连通性;李远航[18]在云南临沧结合MSPA与MCR构建荒野网络并提出保护策略;李健娥[19]、连虎刚等[20]也在不同尺度进行了探索。

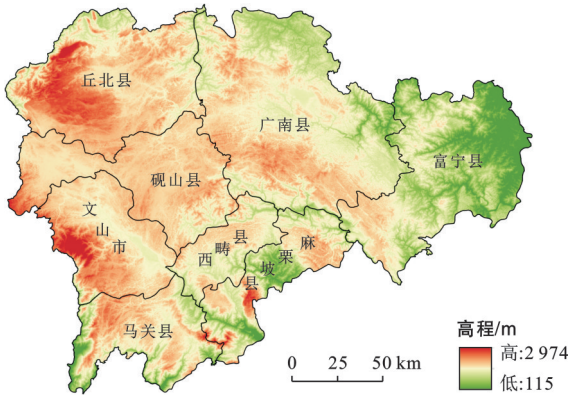
然而,现有荒野网络研究多集中于单一时间节点,难以反映荒野斑块格局及其连通关系在不同阶段的变化特征。忽略时间维度的分析,会弱化对关键荒野源地与廊道功能地位的整体判断,不利于识别生态退化或恢复过程中网络结构的阶段性变化,从而影响保护成效评估与管理决策的科学性。云南省文山壮族苗族自治州(以下简称文山州)位于滇东南喀斯特地貌核心区域,水土流失与石漠化问题较为突出,生态系统脆弱;石漠化过程伴随植被退化与裸岩化,易引发生境破碎化与景观阻力抬升,削弱荒野源地的稳定性并降低廊道连通率。基于此,本文以文山州为研究对象,利用2005年、2015年和2025年三期数据构建多时期荒野网络,系统刻画其廊道-夹点-障碍点格局及其时空演变特征,为文山州及同类地区国土空间开发、生态分区管控及荒野保护策略制定提供科学参考。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

云南省文山州(22°40′—24°48′N,103°35′—106°12′E)位于滇东南,毗邻中国广西地区和越南部分边境地区,总面积3.15×10^4 km^2,辖8县市。地处云贵高原向广西丘陵过渡带,喀斯特地貌广布,地势西北高,东南低,最高海拔2 991 m。作为西南生态屏障区之一,其喀斯特生态系统和生物多样性独特,是珠江、红河水源涵养区及石漠化治理重点区(图1)。境内石漠化面

积超28%,叠加水土流失、地质灾害频发,耕地匮乏与边疆多民族聚居区、革命老区等复合特征,经济发展滞后,是研究喀斯特地貌区荒野网络的一个典型区域。



注:行政区划底图依据审图号为GS(2023)2767号的标准地图制作,底图无修改。下同。

图1　云南省文山州区位和地形图

Fig.1　Location and topography map of Wenshan Prefecture, Yunnan Province

1.2　数据来源

本研究以2005年、2015年和2025年为研究时间节点,所需数据包括土地利用、道路、居民点、人口密度、数字高程(DEM)和水系等多源空间数据。受数据更新周期限制,2025年部分数据尚无同年产品,本文以最近可得年份数据替代,并注明实际年份,作为2025年节点的近似表征。土地利用数据来源于武汉大学发布的FROM-GLC中国30 m分辨率逐年土地覆盖数据集[21],采用其发布的2023年产品作为2025年节点近似。道路数据来源于OpenStreetMap(https://www.openstreetmap.org/)。居民点数据与水系数据来源于中国科学院资源环境数据中心(http://www.resdc.cn/),采用其发布的2024年度产品作为2025年节点近似。人口密度数据来源于WorldPop平台100 m分辨率人口栅格数据(https://hub.worldpop.org/),采用其发布的2024年度产品作为2025年节点近似。数字高程模型(DEM)数据来源于地理空间数据云(https://www.gscloud.cn/),行政区划数据来源于地理监测云平台(https://www.dsac.cn)。所有数据裁剪至研究区范围,并统一投影至WGS-1984-UTM-ZONE-48 N坐标系。为保证多源数据在空间分析中的一致性,栅格数据统一重采样至30 m×30 m分辨率。

2　研究方法

2.1　荒野制图

研究采用荒野制图方法[22]对研究区荒野质量进行定量表征。综合考虑人类活动干扰强度与自然环境完整性两个方面,选取居民点距离、道路距离、人口密度、生物物理自然度以及地形起伏度5个指标构建荒野评价指标体系。其中,居民点距离、道路距离和人口密度用于表征人类活动干扰程度,生物物理自然度与地形起伏度反映自然环境条件及其对人类利用的制约作用。文山州荒野连续谱由5项荒野指标构成,这5项指标有着不同的计算方法和量化指标,需要进行归一化操作以方便后续的荒野连续谱的计算。本研究采用对数函数对文山州5项荒野指标进行统一的归一化处理。根据荒野连续谱的数值区间范围,将研究区划分为4个等级:Ⅰ级荒野[0.01,1.8)、Ⅱ级荒野[1.8,2.3)、Ⅲ级荒野[2.3,2.8)和Ⅳ级荒野[2.8,4.2]。计算公式如下:

$$\mathrm{NI}_i=\frac{\lg(a_i+1)}{\lg(a_{i\max}+1)} \tag{1}$$

式中NI_i是第i项指标归一化后的值,a_i是第i项指标中的取值,$a_{i\max}$是第i项指标中的最大值。在通过归一化后再将所有指标等额分配权重,然后用栅格计算器进行叠加,计算公式如下:

$$\mathrm{WQI}=\sum_{i\in P}\mathrm{NI}_i+\sum_{j\in N}(1-\mathrm{NI}_j) \tag{2}$$

式中WQI是受到人类干扰后的荒野质量指数,n为指标总数,NI_i为第i项指标归一化后的结果。P与N分别为正向和负向指标集合。本研究中P=[居民点距离,道路距离,生物物理自然度,地形起伏度],N=[人口密度]。

2.2　荒野源地的识别

本研究根据文山州荒野质量等级分类结果,将荒野质量较高的三级荒野和四级荒野作为研究前景,将荒野质量较低的一级荒野和二级荒野作为研究背景。在综合考虑研究区规模及数据精度的基础上,将识别后的荒野栅格数据转换为30 m×30 m TIFF二值栅格数据,其空间精度满足MSPA分析及荒野网络构建所需的最小尺度要求。运用Guidos Toolbox 3.0软件,在30 m分辨率条件下对边缘宽度进行了0.5,1,1.5个像元的初步对比分析,并开展MSPA分析以识别核心区、支线、边缘区、岛状斑块、桥接区、环道区、孔隙区、背景8类景观类型。在此基础上,选取核心区面积大于20.23 km^2[23]且连通性指数大于0.05[24]的核心区斑块作为荒野源地,相关阈值参考云南省临沧市荒野网络构建研究[18],并结合文山州核心区斑块面积分布进行综合判断。荒野连通性指数(P_C)计算公式如下。

$$P_C=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}a_i a_j p_{ij}^{*}}{A_L^2} \tag{3}$$

$$D_{PC}=\frac{P_C-P_{C\text{remove}}}{P_C}\times 100\% \quad (4)$$

式中：n为斑块数；a_i和a_j分别为i和j的面积；p_{ij}^*表示i与j之间所有路径概率的最大乘积；A_L^2为景观总面积；P_C值越高，区域斑块的连通度越高，斑块越重要；式中$P_{C\text{remove}}$表示去除该斑块后的可能连接度系数. DPC表示移除斑块对维持景观连通性的重要程度，值越大该斑块贡献越大。

2.3 荒野阻力面的构建

参考西南地区喀斯特地区生态网络与综合阻力面构建的研究经验[25-26]，并结合文山州的实际生态背景及数据可获取性，选取土地利用、人口密度、道路距离、居民点距离、河流距离和高程6项因子构建综合阻力面（表1）。其中，土地利用类型的阻力值参照相关研究确定[18]；其余因子利用GIS软件中的自然断点法划分为5个等级，并依次赋予1～5的阻力值，数值越大表示物种迁移阻力越高。各阻力因子的权重通过层次分析法（AHP）确定，构建判断矩阵并进行一致性检验，结果一致性比率C_R=0.029 8（＜0.1），表明判断矩阵一致性良好。在此基础上，借助ArcGIS栅格计算器进行加权叠加，生成文山州的综合阻力面，其计算公式如下：

$$M_{\text{CR}}=\int\min\sum_{j=n}^{i=m}\left(D_{ij}\times R_I\right) \quad (5)$$

式中：M_{CR}代表最小阻力值，$\int\min$是最小累计阻力与生态过程间的函数关系；D_{ij}指的是荒野源地斑块j到空间像元i的距离；R_i为空间像元i的阻力系数。

表1 荒野源地扩张阻力因子系数及权重

Table 1 Coefficients and weights of resistance factors for wilderness source expansion

阻力因子	权重值	阻力分级赋值				
		1	2	3	4	5
土地利用类型	0.413 6	森林、灌木	水域	草原	农田、裸地	不透水面
距道路距离/m	0.144 5	[8 000,+∞]	[6 000～8 000)	[4 000～6 000)	[2 000～4 000)	[0～2 000)
人口密度/(人·km^{-2})	0.194 9	(0,42]	(42～84]	(84～126]	(126～168]	(168－+∞]
距居民点距离/m	0.108 0	[30 000,+∞]	[25 000～30 000)	[20 000～25 000)	[15 000～20 000)	[0～15 000)
距河流距离/m	0.085 2	[0,2 500)	[2 500～5 000)	[5 000～7 500)	[7 500～10 000)	[10 000－+∞]
高程/m	0.053 9	[1 741,2 974]	[1 437～1 741)	[1 150～1 437)	[775～1 150)	[115～775)

2.4 荒野廊道的提取

荒野廊道作为荒野源地之间物种迁徙与生态过程传导的重要空间通道，在维持区域景观连通性、缓解源地碎片化方面具有关键作用。本研究以识别荒野源地之间潜在的结构性最优连通路径为目标，假定物种在迁移过程中倾向于规避高阻力景观单元，并沿综合阻力较低的路径进行定向移动。在此基础上，选用最小成本路径方法对荒野源地之间的潜在迁移通道进行刻画。具体而言，依托Linkage Mapper与ArcGIS平台，将构建的综合阻力面与识别出的荒野源地进行叠加分析，提取源地之间累计成本最小的连通路径，从而识别研究区荒野廊道的空间分布格局。

2.5 荒野夹点、障碍点的识别

荒野夹点与荒野障碍点分别表征荒野网络中生态流动高度集中的瓶颈区域与对连通性产生显著阻滞作用的关键景观单元。为刻画廊道体系中的潜在多路径扩散格局，本研究引入电路理论：将景观阻力抽象为电阻、潜在生态流动抽象为电流，在不预设单一路径的前提下表征多路径扩散；其中，高电流密度区域通常对应生态流动的瓶颈位置，而对流动产生显著阻滞效应的空间单元可作为潜在障碍点进行识别，为关键节点刻画提供理论依据[27]。

荒野夹点区域的识别基于已提取的荒野廊道，采用Linkage Mapper中的Pinch point模块进行分析。电流密度越高，表明该区域在维持源地间连通性中的结构约束作用越显著。本文以电流密度作为夹点区域生态功能重要性的量化指标，并采用自然断点法将其划分为三级，以反映不同夹点在网络结构中的相对重要程度。荒野障碍点区域的识别采用Linkage Mapper的Barrier Mapper工具，在相同阻力面条件下评估局部景观单元对整体连通性的潜在改善幅度。最大搜索半径（1 000）与最小搜索半径（500）用于限定障碍效应评估的空间尺度范围，步长（500）用于控制尺度离散程度，以在区域尺度下平衡识别精度与计算效率。基于障碍点改善潜力值，采用与夹点区域一致的分级方法进行等级划分，其等级与对生态流动的阻碍作用呈正相关关系。

2.6 荒野网络分析

本研究将廊道的交点视为生态节点，以荒野节点与荒野廊道的点线组合的图形性质评价网络结构，利用网络闭合度α，线点率β，网络连接度γ共3种

网络结构指数系统评估研究区荒野廊道的空间连接特征。其中,网络闭合指数(α指数)用于测度环状结构的发育程度,网络连接度指数(β指数)反映节点间的连接效率,网络连通率(γ指数)则表征整体网络的通达性能[28],计算公式如下:

$$\alpha=\frac{L-V+1}{2V-5} \tag{6}$$

$$\beta=\frac{L}{V} \tag{7}$$

$$\gamma=\frac{L}{3(V-2)} \tag{8}$$

式(6)(7)(8)中,L代表网络的实际连接数;V指代网络中的实际节点数量;α是节点环路占整个网络的比例,其数值处于0到1之间;β指数用于表征节点的平均数量,取值范围在0至3之间;γ指数的含义是网络中节点平均连接数与最大可能连接数的比值,取值在0到1之间。

3　结果与分析

3.1　基于MSPA模型的荒野源地识别及时空演变分析

3.1.1　荒野景观格局时空演变分析

2005、2015年和2025年,文山州高质量荒野(Ⅲ级、Ⅳ级荒野)面积分别为17 327.40 km²,14 393.89 km²和21 717.11 km²,呈现先收缩后恢复的态势;低质量荒野(Ⅰ级、Ⅱ级荒野)则由13 956.51 km²增至16 890.02 km²后回落至9 566.80 km²。空间分布上,高质量荒野更集中于西部老君山国家级自然保护区及南部边境山地,而低质量荒野主要贴近城镇建成区与交通用地分布,表明荒野质量的空间分布与城镇建设、交通用地等人类干扰格局具有较强对应关系。

从水平格局看(图2、图3),2005—2015年低质量荒野扩张与城镇化外扩相伴出现:东部、北部斑块更趋破碎,中部逐渐形成相对连续的低质量带。2015—2025年,在石漠化治理等生态工程推进下,高质量荒野面积回升,但城镇-交通廊道影响较强的片区仍表现为破碎化与边缘化加深,连通性风险并未随面积恢复同步消退。

标准差椭圆结果进一步显示荒野质量分布具有稳定的方向性格局(图4)。Ⅳ级荒野重心长期稳定在南部马关-西畴一带,椭圆呈西北-东南向且形态变化很小,指向生态核心区的相对稳定;Ⅰ级荒野重心始终紧邻文山市等城镇区并高度集聚。相比之下,Ⅱ级荒野重心向西北迁移最为显著,椭圆方向与形态变化也最明显,提示中低质量荒野的空间重组更敏感。

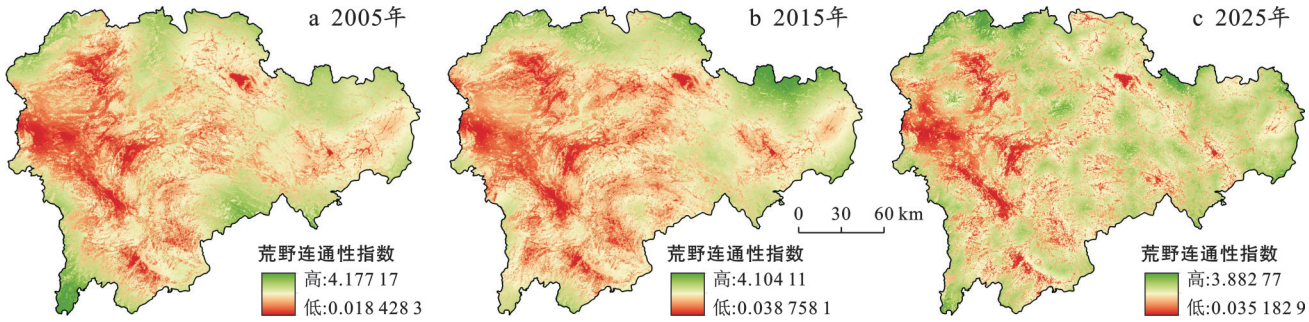


图2　2005—2025年文山州荒野连续谱

Fig.2　Wilderness continuum of Wenshan Prefecture (2005—2025)

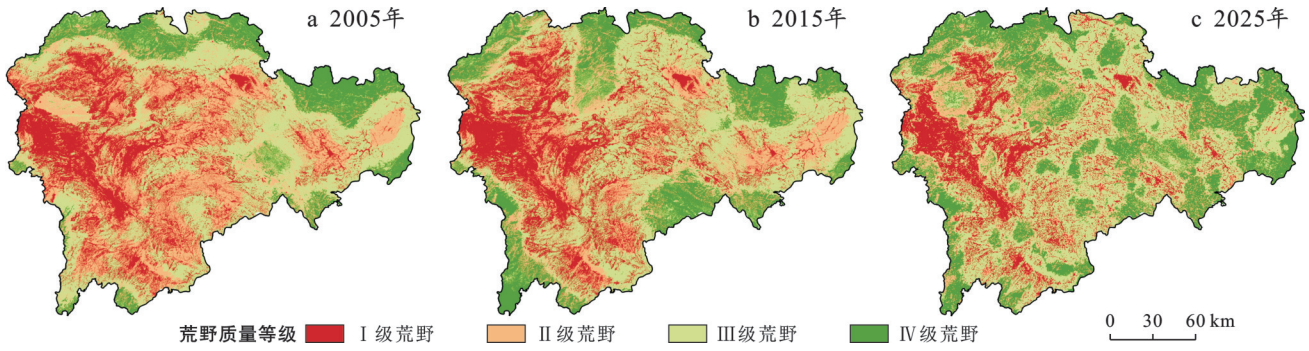


图3　2005—2025年文山州荒野质量等级分类

Fig.3　Classification of wilderness quality grades in Wenshan Prefecture (2005—2025)

从垂直空间分布上看(表2),2005—2025年间,高质量荒野在低海拔(<500 m)与中高海拔地区(1 500—3 000 m)总体呈现“先下降后回升”的阶段性变化,而在中低海拔(500—1 500 m)则表现为较为明显的持续下降趋势。在500—1 500 m海拔段,高质量荒野面积由2005年的10 653.19 km²降至2015年的9 040.09 km²,并在2025年回升至13 467.32 km²。该海拔区间通常对应人类生产生活活动相对集聚的区域,交通基础设施建设、城镇空间扩张与农业规模化开发等过程持续增强,更易造成高质量荒野被侵占与切割,从而加剧斑块破碎化并推动质量等级下降。相应地,同一海拔段内低质量荒野(Ⅰ级、Ⅱ级荒野)面积呈“先增后减”趋势:2005—2015年间在人类扰动加剧背景下,部分生态系统退化,低质量荒野面积增加;2015—2025年间随着退耕还林等生态修复措施推进,低质量荒野面积有所回落。

表2 2005—2025年文山州各等级荒野在不同海拔的分布

Table 2 Distribution of different wilderness grades across different elevations in Wenshan Prefecture (2005—2025)

年份	海拔	Ⅰ级荒野		Ⅱ级荒野		Ⅲ级荒野		Ⅳ级荒野	
		面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
2005	[500)	0.00	0.00	123.55	1.93	373.65	3.23	181.34	3.15
	[500,1 000)	51.77	0.69	902.37	14.09	1 332.97	11.51	1 462.15	25.42
	[1 000,1 500)	338.61	4.48	2 625.04	41.00	5 270.71	45.53	2 587.36	44.98
	[1 500,2 000)	3 565.95	47.21	2 597.24	40.56	4 403.64	38.04	1 244.41	21.64
	[2 000,2 500)	3 510.74	46.48	155.09	2.42	193.84	1.67	246.48	4.29
	[2 500,3 000]	86.11	1.14	0.04	0.00	0.88	0.01	29.97	0.52
2015	[500)	37.83	0.50	141.23	1.51	383.21	3.72	168.45	4.11
	[500,1 000)	367.25	4.89	892.82	9.52	1 420.63	13.81	1 327.37	32.35
	[1 000,1 500)	3 694.19	49.15	3 876.49	41.35	4 344.75	42.22	1 947.34	47.45
	[1 500,2 000)	3 271.05	43.52	4 240.46	45.23	3 830.79	37.23	625.69	15.25
	[2 000,2 500)	145.50	1.94	218.96	2.34	284.85	2.77	34.77	0.85
	[2 500,3 000]	0.03	0.00	4.21	0.04	25.99	0.25	0.05	0.00
2025	[500)	0.00	0.00	0.00	0.00	215.84	1.70	293.25	3.25
	[500,1 000)	29.25	0.56	109.71	2.53	1 568.43	12.34	2 231.29	24.77
	[1 000,1 500)	313.47	6.00	474.66	10.94	5 766.22	45.37	3 901.38	43.33
	[1 500,2 000)	2 709.51	51.83	1 750.59	40.35	4 994.38	39.30	1 315.63	14.60
	[2 000,2 500)	2 143.17	41.00	1 814.50	41.82	162.90	1.28	1 243.73	13.81
	[2 500,3 000]	32.49	0.62	189.45	4.37	1.35	0.01	22.71	0.25

3.1.2 基于MSPA的文山州景观要素识别

借助GuidosToolbox软件开展MSPA分析。为降低尺度设置对景观形态识别结果的影响,本文首先对不同边缘宽度参数的识别效果进行对比。以30 m分辨率栅格为基础,分别设置边缘宽度为0.5,1,1.5个像元开展试算。对比结果显示:当边缘宽度取0.5个像元时,前景斑块被切分得更为细碎,破碎化程度偏高,且部分类型数量偏少,整体代表性不足;当边缘宽度取1个像元时,各类景观类型识别较为完整,空间结构表达更为均衡;当边缘宽度取1.5个像元时,部分荒野斑块出现缺失,核心区面积下降,不利于后续源地识别与网络构建。综合上述对比,本文采用边缘宽度为1个像元的设置用于后续MSPA计算。

基于上述参数设置,MSPA最终识别出核心区、连接桥、边缘区、环岛、支线、孤岛、孔隙与背景等8类景观类型(图5)。其中,核心区面积分别为6 482.79 km²、5 805.14 km²和8 630.82 km²,占比分别为20.72%,18.56%与27.59%,呈“先降后升”的阶段性变化(表3)。核心区主要分布于广南县老君山国家级自然保护区及其周边、马关-麻栗坡边境地带以及丘北普者黑湿地周边等区域,在研究区中部相对较少。连接桥面积分别为5 320.80 km²,4 052.56 km²和6 477.84 km²,占比分别为17.01%,12.95%与20.71%,表明核心斑块之间承担结构连接的骨架成分在中期有所削弱,而在后期明显恢复并加强。边缘区面积分别为2 418.12 km²,2 030.60 km²和3 567.60 km²,占比分别为7.73%,6.49%与11.40%,显示核心与背景之间的过渡带长期存在,并在后期有所增强。环岛面积在2005—2015年略有下降,由456.39 km²降至411.53 km²;在2015—2025年回升至656.01 km²,占比由1.46%变化至2.10%,整体仍

处于低占比水平,提示核心区内部封闭环状结构有所增多,但并未主导整体格局。支线面积分别为1 456.47 km²,1 083.63 km²和1 295.82 km²,占比分别为4.66%,3.46%与4.14%,总体处于相近水平。孤岛与孔隙在三期中占比均相对较低,其中孤岛占比由1.84%(574.20 km²)降至1.37%(427.77 km²),孔隙占比由1.13%(353.59 km²)升至1.78%(558.18 km²),表现为孔隙增加而孤岛减少的差异化变化。与此同时,背景面积分别为14 054.76 km²,16 972.66 km²和9 669.87 km²,占比由44.92%上升至54.25%,并在2025年下降至30.91%,与核心区在后期显著扩张的趋势一致。总体而言,研究区MSPA景观类型组成在2005—2015年呈现核心收缩,背景扩张的格局,而2015—2025年则表现为核心区及其连接结构的同步恢复,景观结构由中期相对松散转向后期更为集聚的形态组合。

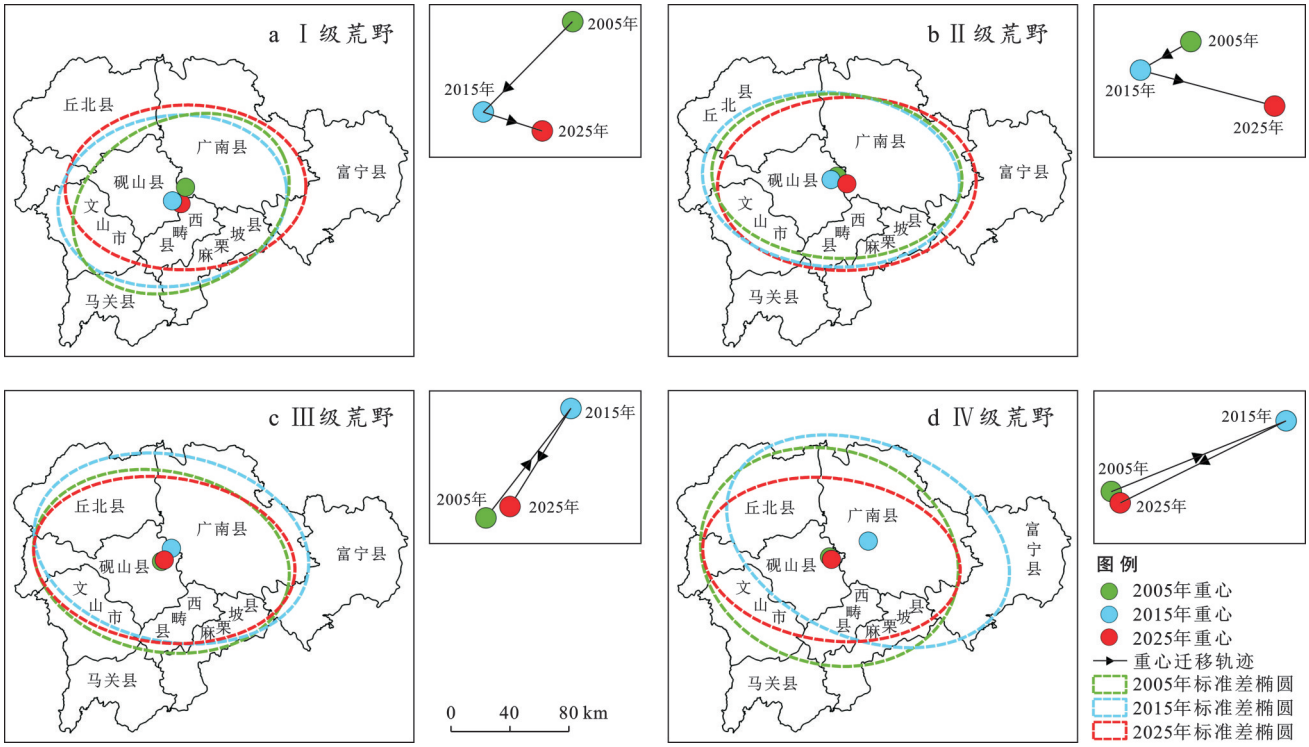


图 4　2005—2025 年文山州荒野质量等级分类标准差椭圆分布图

Fig. 4　Distribution and standard deviational ellipse of wilderness quality grades in Wenshan Prefecture (2005—2025)

表 3　2005—2025 年文山州 MSPA 景观类型内部面积占比

Table 3　Proportional area of MSPA landscape types in Wenshan Prefecture (2005—2025)

景观类型	面积/km²			类型占比/%		
	2005年	2015年	2025年	2005年	2015年	2025年
连接桥	5 320.80	4 052.56	6 477.84	17.01	12.95	20.71
边缘区	2 418.12	2 030.60	3 567.60	7.73	6.49	11.40
背景	14 054.76	16 972.66	9 669.87	44.92	54.25	30.91
环岛	456.39	411.53	656.01	1.46	1.32	2.10
核心区	6 482.79	5 805.14	8 630.82	20.72	18.56	27.59
支线	1 456.47	1 083.63	1 295.82	4.66	3.46	4.14
孤岛	649.17	574.20	427.77	2.08	1.84	1.37
孔隙	445.41	353.59	558.18	1.42	1.13	1.78
总计	31 283.91	31 283.91	31 283.91	100.00	100.00	100.00

3.1.3　荒野源地时空演变

对2005年、2015年和2025年3个时期核心区进行提取和初步筛选,2005年、2015年、2025年面积>20.23 km²的核心区分别为26,20,48个,以连通性作为筛选条件,提取DPC>0.05的斑块,最终得到2005年、2015年、2025年3个时期源地数量为22,13,27个(如图6所示)。

2005—2025年文山州荒野源地数量与面积呈现“先减小、后增加”的趋势。2005—2015年受城镇化快速扩张影响,城镇建设空间挤占生态空间,荒野源地数量与面积呈现明显退化趋势。2015—2025年荒野源地进入增长阶段。研究期间,文山州先后建成老君山国家级自然保护区、文山国家级自然保护区等多个国家级与省级自然保护区,为野生动植物构筑起大面积核心栖息地。同时,依托退耕还林、石漠化治理等生态修复政策,耕地与石漠化土地面积缩减,林地面积持续增加,区域生态环境得以有效改善。

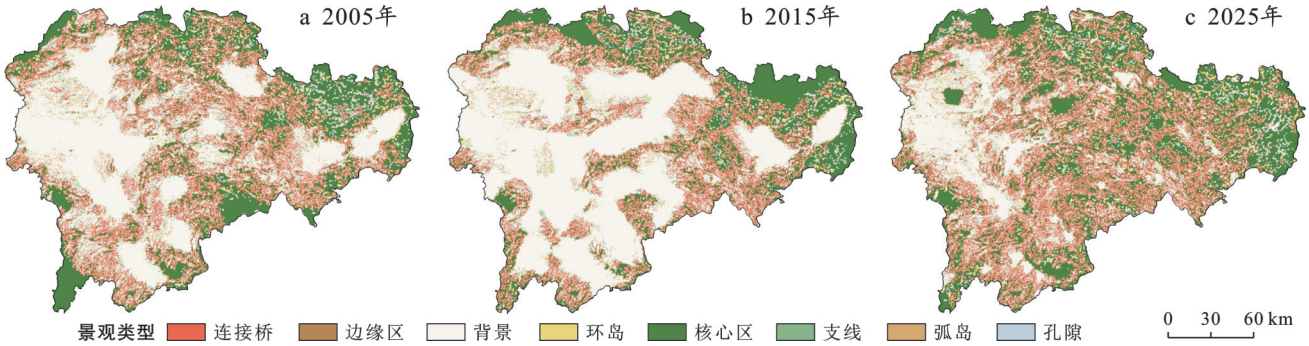


图 5 2005—2025 年文山州 MSPA 景观类型空间分布

Fig.5 Spatial distribution of MSPA landscape types in Wenshan Prefecture (2005—2025)

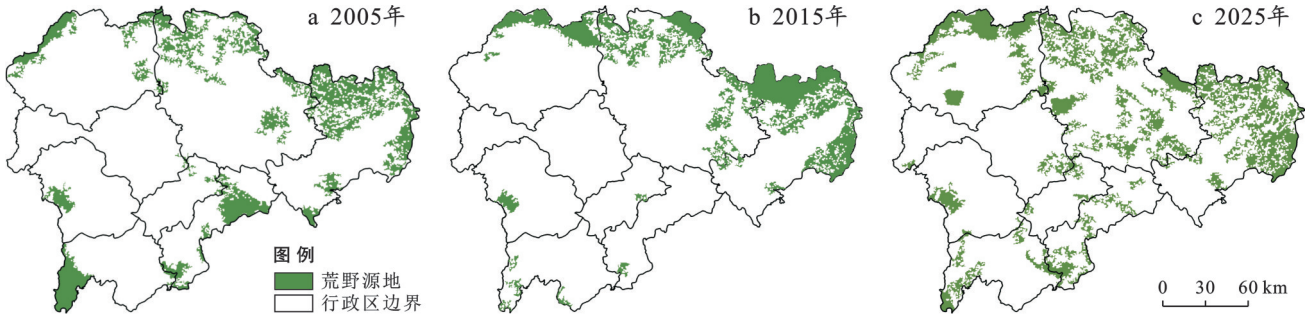


图 6 2005—2025 年文山州荒野源地空间分布

Fig.6 Spatial distribution of wilderness sources in Wenshan Prefecture (2005—2025)

3.2 荒野阻力面构建及时空演变

本研究综合自然与人为要素作为阻力因子,运用层次分析法确定其权重,经加权叠加后采用自然断点法进行五级划分,最终得到文山州 2005,2015 及 2025 年的综合阻力面(图 7)。结果表明,低阻力区主要集中于研究区的南部与北部。多分布于文山州自然保护区以及植被覆盖率高的区域,为物种迁移提供了良好通道。高阻力值区主要集中于受人类活动强烈干扰的区域,土地利用类型多为城市建设用地、交通路网等,增强了对物种迁移和能量流动的空间阻隔。2005—2025 年研究区低与高阻力区的面积呈现此消彼长的变化,前者从 28 519.42 km^2降至 24 082.38 km^2,后者则从 2 739.20 km^2增至 7 124.76 km^2。城市化的快速扩张导致生态用地不断减少,物种迁移受到的阻力增大。2015—2025 年期间,增加的高阻力地区多分布文山州中部等地,多为城镇地区和交通基础设施沿线,低阻力值空间变化范围并不明显,2005—2015 年增加的高阻力地区多集中于砚山县、西畴县和麻栗坡县西南部,文山市、马关县、丘北县中部等地区,低阻力值空间变化范围并不明显。2015—2025 年受到文山州石漠化治理等生态工程实施的影响,西畴县、麻栗坡县和马关县高阻力范围有减小趋势。

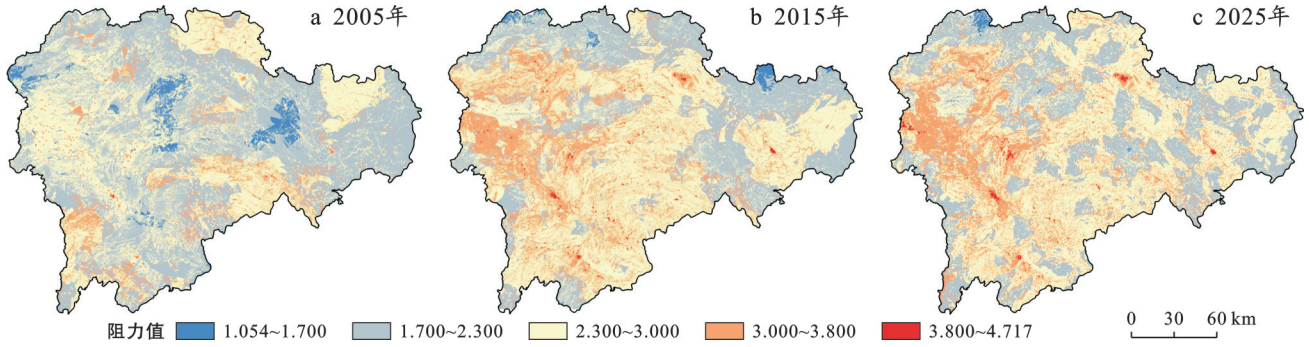


图 7 2005—2025 年文山州综合阻力面空间分布

Fig.7 Spatial distribution of comprehensive resistance surface in Wenshan Prefecture (2005—2025)

3.3 荒野廊道时空演变分析

基于最小累积阻力(MCR)模型与电路理论方法,2005 年、2015 年和 2025 年分别构建荒野廊道 49,26,61 条。

为刻画廊道在维持整体景观连通性中的相对作用,本文借助 Linkage Mapper Toolbox 中的 Centrality Mapper工具计算廊道电流中心度,数值越高表明廊道对网络连通维持的贡献越大。考虑到不同年份网络规模与中心度分布存在差异,本文采用百分位阈值法进行分级:将各年份电流中心度按降序排序,取排名前30%的廊道为重要性廊道,其余为潜在性廊道;当阈值处存在并列值时,将与阈值相等的廊道一并纳入重要性廊道。

从时间变化看,2005年共识别重要性廊道17条、总长度6 927.60 km,潜在性廊道32条,总长度4 771.20 km。2015年重要性廊道减少至8条、总长度为4 742.14 km,较2005年分别减少9条和2 185.46 km;潜在性廊道减少至18条,总长度为1 790.28 km,较2005年分别减少14条和2 980.92 km。总体上,2015年廊道总长度为6 532.42 km,较2005年减少5 166.38 km,廊道要素在数量与长度尺度上表现为收缩。2025年重要性廊道增加至20条、总长度为14 821.20 km,较2015年分别增加12条和10 079.06 km;潜在性廊道增加至41条,总长度为7 503.60 km,较2015年分别增加23条和5 713.32 km。2025年廊道总长度为22 324.80 km,较2015年增加15 792.38 km,廊道网络在数量与长度尺度上呈扩展特征,其中重要性廊道的长度增长更为明显(图8)。

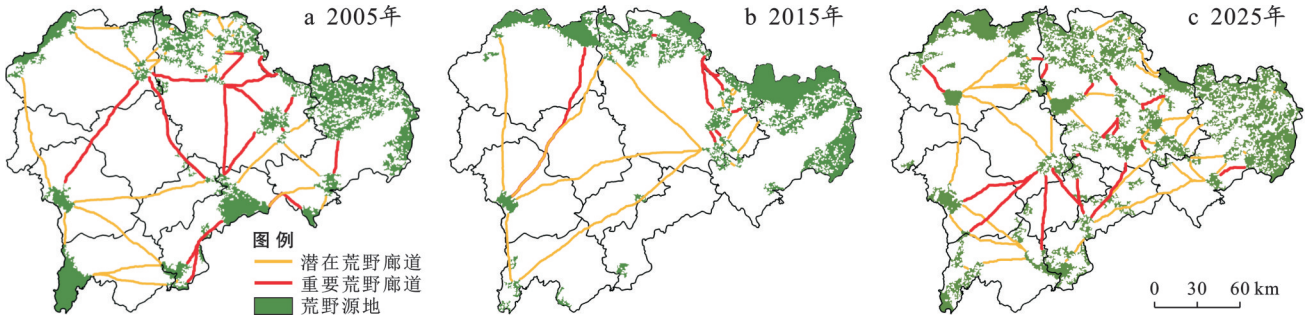


图8　2005—2025年文山州荒野廊道空间分布

Fig.8　Spatial distribution of wilderness corridors in Wenshan Prefecture (2005—2025)

从空间分布来看,2005—2025年廊道分布相对稳定,整体密度呈现"中部集中,边缘稀疏"的格局。2005—2015年受东部和东南部荒野源地减少影响,该区域廊道数量下降但部分长度增加,东北-西南走向廊道有所简化;广南县至马关县新增一条东北-西南向廊道,而广南县至麻栗坡县的西南走向廊道则消失,表明生态阻力上升、源地间连通性削弱。2015—2025年随着中部与东部源地数量恢复,当地廊道数量增加而平均长度缩短,整体密度上升。尤其是砚山县与文山市、马关县、麻栗坡县及广南县之间的廊道显著增加,反映出区域阻力有所下降,生态质量呈改善趋势。

3.4　荒野夹点及障碍点时空演变分析

从时间变化上看,2005—2025年研究区荒野夹点面积整体呈现"先减少,后回升"的变化特征(图9)。2005年夹点总面积为3 462.41 km^2,其中Ⅰ级、Ⅱ级和Ⅲ级夹点面积分别为2 234.94 km^2,1 062.32 km^2和165.15 km^2;同期荒野障碍点总面积为6 857.22 km^2。到2015年,夹点总面积下降至2 784.09 km^2,减少了678.32 km^2。其中Ⅰ级夹点增加至2 585.16 km^2,而Ⅱ级和Ⅲ级夹点则分别缩减至193.40 km^2和5.53 km^2,降幅分别为868.92 km^2和159.62 km^2。这表明重要夹点区域遭到破坏,能够作为物种迁徙落脚点的空间减少,生态障碍点则增加至6 900.88 km^2,连通性阻力增强,整体景观的连通水平下降。进入2025年,荒野夹点总面积回升至3 281.91 km^2,比2015年增加497.82 km^2。其中Ⅰ级夹点减少至2 295.02 km^2,下降290.14 km^2,而Ⅱ级与Ⅲ级夹点则分别上升至883.01 km^2和103.88 km^2,分别增加689.61 km^2和98.35 km^2。高级夹点区面积的增加意味着物种迁徙的关键区域得到一定恢复,但障碍点总面积进一步升至7 212.76 km^2,说明迁徙过程中的阻力持续增强。

从空间分布来看,2005—2025年荒野夹点呈现中部较为核心密集,边缘区稀疏的空间格局,空间范围先减小后扩大,夹点区域均位于荒野廊道附近(图9)。2005年Ⅰ级夹点与障碍点在研究区各县市均有分布,Ⅱ级夹点区域多分布在广南县南部、砚山县及丘北县北部和文山市等地;2015年,麻栗坡县与富宁县Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级夹点与障碍点区域面积均减小;2025年,丘北县、砚山县、麻栗坡县和富宁县Ⅰ级、Ⅱ级夹点区域明显增加,障碍点面积也同比增加(图10),广南县和马关县部分Ⅰ级夹点转换为Ⅱ级夹点。

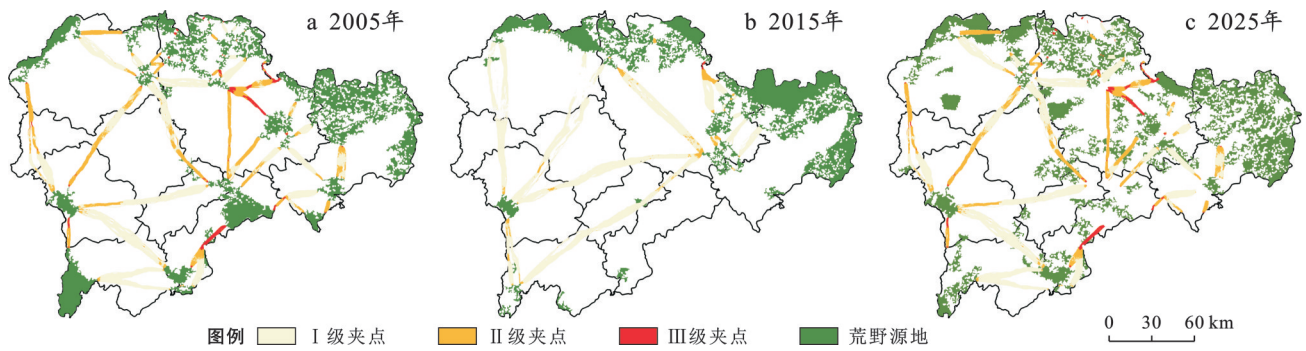


图 9 2005—2025 年文山州荒野夹点空间分布

Fig.9 Spatial distribution of wilderness pinch points in Wenshan Prefecture (2005—2025)

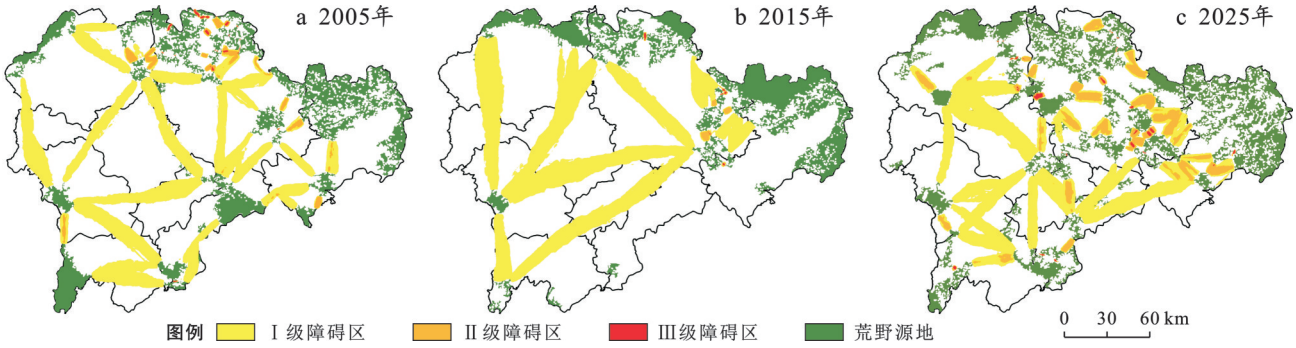


图 10 2005—2025 年文山州荒野障碍区空间分布

Fig.10 Spatial distribution of wilderness barriers in Wenshan Prefecture (2005—2025)

3.5 荒野网络结构时空演变分析

依据研究区荒野源地分布、廊道交汇点识别以及重叠廊道剔除结果，分别统计 2005 年、2015 年、2025 年的网络连线数(L)与节点数(V)。结果显示，2005 年 $L=62$，$V=36$；2015 年 $L=30$，$V=28$；2025 年 $L=83$，$V=70$。相应的网络指数为 2005 年 $\alpha=0.403$，$\beta=1.722$，$\gamma=0.608$；2015 年 $\alpha=0.059$，$\beta=1.071$，$\gamma=0.385$；2025 年 $\alpha=0.104$，$\beta=1.186$，$\gamma=0.407$。

从连通性演变看，2005 年 α 与 γ 值相对较高，说明网络中闭合环路较为常见，荒野源地之间存在较多可替代路径，整体连通性较强；按平均度($2L/V$)估算，节点平均可与约 3.4 个其他节点相连。2015 年 α 显著降低，γ 同步下降，闭合环路减少导致可替代路径不足，网络结构趋于简化，源地间连通性明显减弱，平均度降至约 2.1。到 2025 年，α 与 γ 出现回升，表明闭合环路与连接关系有所恢复，连通性较 2015 年改善；但其 α，γ 仍低于 2005 年，平均度约 2.4，提示网络连通性虽有回升但总体仍未恢复至早期水平。总体而言，2005—2025 年荒野网络连通性呈现“中期减弱、后期回升但未完全恢复”的阶段性特征。

4 讨 论

4.1 荒野网络时空演变及其影响因素分析

2005—2025 年文山州高质量荒野空间格局呈现“先降后升”，源地规模、廊道连通与夹点分布也表现出相应的收缩与恢复。但障碍点面积仍持续扩张，增幅为 355.54 km^2，显示网络虽出现恢复信号，但通道阻滞与局地断裂风险并未同步缓解。

从影响因素看，2005—2015 年网络收缩与城镇扩张、交通廊道快速完善在时空上高度重叠，云桂铁路、广昆高速等线性工程的建设与路网加密，通过空间切割与边缘效应加剧了荒野斑块破碎化，抬升了局地景观阻力；受到建设用地扩张对自然空间挤压的影响，源地完整性下降，廊道连续性变弱，夹点更易集中于少数通道。2015—2025 年网络恢复与云南省及文山州生态保护与修复措施持续加密的阶段在时序上相一致。在省级层面，《云南省生态保护与建设规划(2014—2020 年)》推动退耕还林还草、天然林保护与公益林建设；在州级层面，《文山州石漠化综合治理实施方案》及滇东南山地石漠化综合治理项目(2023—2025 年)等工程相继实施，为植被恢复与阻力降低提供了政策与工程支撑。在此背景下，根据《云南省“十四五”生态退化地区绿色发展实施方案》，文山市、马关县、广南县、西畴县、富宁县被列为喀斯特石漠化重点治理区。县域对比结果显示，重点治理县(市)高质量荒野合计净增约 4 918.98 km^2(约占全州净增量的 66.4%)，其余县域合计净增约 2 488.62 km^2(约占 33.6%)。

总体而言,交通基础设施完善与城镇扩张增加了景观切割和阻力水平,削弱了源地-廊道之间的连接效率,并推动网络收缩。而生态修复与石漠化治理通过提升植被覆盖,改善地类自然属性并降低局地阻力,促进源地与廊道的空间衔接,进而支撑荒野网络结构的恢复与稳定。

喀斯特地貌区生态网络结构比较脆弱,源地受地形约束影响,通常呈现集聚或带状分布特点,且连通结构往往依赖少数关键廊道与节点维系,对城镇扩张与交通廊道等外部扰动更为敏感。黄杰等[29]基于InVEST-MSPA构建文山州单期生态网络,指出源地主要集中于东部高植被覆盖林地区,而西部廊道分布稀疏,连接距离较长且易发生断裂;该结论与本文识别的"源地偏东集聚、重要廊道在中西部相对集中"的空间格局相一致,从侧面支持了本文网络结构识别的合理性。同时,邓馨等[26]在黔西南喀斯特地区基于MSPA-MCR构建生态网络,范春苗等[25]以贵阳市中心城区为例结合形态学空间格局与空间主成分方法识别生态网络结构,凌子燕等[30]针对桂林典型喀斯特湿地采用InVEST-MSPA框架开展生态网络构建;上述研究均以喀斯特地区为对象,侧重在单一时间节点上识别源地-廊道格局并提出结构优化思路。相比之下,本文基于荒野连续谱识别和筛选荒野源地,突出低人为干扰背景下自然斑块的空间连续性,并在此基础上构建2005,2015与2025年多期荒野网络,开展源地-廊道-关键节点要素的对照分析,揭示了文山州喀斯特荒野网络的时空演变特征。

4.2　管控与修复启示

4.2.1　源地优先:荒野源地的保护与提升

荒野源地是区域生物多样性维持与生态系统服务供给的核心载体,其完整性直接影响荒野网络连通结构的稳定性。针对文山州荒野源地破碎化与空间分布不均现象,应优先对已识别出的核心源地实施分区分级管控:对东部、南部自然保护地及其周边高质量荒野斑块,严格限制新增建设与高强度人类活动,保持源地内部生境连续性与自然演替过程;对中部连通性基础较弱、源地尺度偏小且破碎化显著的区域,应以提升源地质量为导向,开展退化生境修复与斑块扩容(如封育恢复、植被补植、干扰减量等),并通过补充小型斑块与节点修复,改善源地间的结构衔接与生境质量,从源头上增强网络的稳定性与韧性。

4.2.2　廊道保障:以高通行潜力廊道为修复主线

荒野廊道承担源地之间生态过程传导与物种迁移扩散的关键功能,是维持区域连通格局的"骨架"。因此,廊道层面的治理应以高通行潜力廊道(高电流密度/高中心度廊道)作为修复与管控主线:在广南县、富宁县与西畴县等区域已形成的短距离重要廊道,应以现状维护为主,避免道路扩建、采挖和建设占用造成通道退化;对连通性较差或受开发威胁较大的潜在廊道,应在国土空间规划与项目准入中落实"廊道保障"要求,预留生态通道、控制沿线扰动强度,并通过植被恢复、边界缓冲带建设等方式逐步提升廊道的结构与功能完整性。对于源地分布稀疏、跨越距离较长的中部地区,可结合地形与用地格局布局生态"踏脚石"(小型栖息地斑块、恢复节点等),形成分段式支撑体系,降低长距离迁徙成本,增强整体连通性。

4.2.3　瓶颈治理:夹点与障碍点集聚区的重点整治与管控

夹点与障碍点反映了荒野网络中生态流动高度集中与通道受阻的关键位置,是影响连通性稳定的"薄弱环节"。文山州夹点区主要集中在砚山县、文山市北部、丘北县西南部和广南县南部,应优先开展空间识别结果的管控落地。应明确夹点边界与缓冲带范围,划定禁止或限制开发区域,避免新增扰动进一步压缩通道宽度;同时在夹点周边增加"踏脚石"与缓冲斑块的配置,分散生态流动压力,提升通道冗余度。障碍点多位于文山市、砚山县等人类活动强度较高区域,建议实施"瓶颈治理"导向的整治措施:在高阻力单元集聚区优先推进生态修复与工程改造(如拆除废弃设施,道路生态化改造,设置动物通道,坡面与植被恢复等),并配合土地利用管控与开发强度约束,降低通道阻滞风险,稳定区域连通格局。

4.3　局限性与未来展望

本研究主要依托GIS技术开展,结果在一定程度上受限于数据精度与可获取性。由于遥感与地理空间数据难以完全刻画研究区植被结构、微地形扰动及人类活动强度等真实生态过程特征,研究结论仍存在一定不确定性。限于研究尺度与数据条件,本文对廊道的表征主要集中于空间位置、数量及长度特征,关于廊道宽度、基质质量与边缘效应等因素对通行功能的影响尚未展开。在阻力面构建中,石漠化过程未作为独立因子或修正项纳入,仅由土地利用与人类干扰因子间接表征,可能低估局地裸岩化对连通性的额外阻滞;同时未开展系统敏感性分析,未来可引入石漠化敏感性数据对阻力面进行修正,并在不同阈值与权重方案下进行交叉对比,结合典型区实测资料,对结论的稳定性与可靠性加以验证。

本文聚焦2005—2025年历史演变规律，未进一步开展未来情景下的动态模拟与预测；后续可结合更高分辨率与时相一致的数据、典型区实地监测与参数扰动检验，并与土地利用情景模型耦合，以模拟不同发展情境下荒野网络的演变趋势，从而提高结论的可靠性与应用价值。

5 结 论

（1）2005—2025年研究区荒野源地规模的演变特征表现为先减后增，其总面积由4 737.96 km^2上升至6 330.15 km^2。在空间分布上呈现边境地区高度集聚，中部区域破碎化的状态。基于此空间格局，研究区中部的生态脆弱带应被视为关键区域，并作为实施生态保护与恢复措施的优先区域。

（2）2005—2025年研究区荒野廊道数量由49条增至61条，但其总长度呈现“先降后升”的阶段性特征：2005年为11 698.80 km，2015年降至6 532.42 km，2025年增至22 324.80 km。空间异质性分析显示，短廊道高连通性区域位于西北部，而长廊道则主要分布于东南部。针对此种分布格局，建议因地制宜，依据廊道长度与空间配置特征采取差异化的生态保护与修复措施。

（3）荒野夹点与障碍点主要沿荒野廊道及其周边分布，夹点呈现“中部密集，边缘稀疏”的空间格局。2005—2025年夹点面积表现为“先减后增”的V字型变化，由3 462.41 km^2降至2 784.09 km^2后回升至3 281.91 km^2。障碍点面积则持续扩张，由6 857.22 km^2增至7 212.76 km^2，净增355.54 km^2，表明高阻力区范围扩大、通道阻滞效应增强，区域连通性退化风险上升。

参考文献(References)

[1] 曹越，张振威，杨锐.生态文明建设背景下的中国荒野保护策略[J].南京林业大学学报(人文社会科学版)，2017，17(4)：93-99.
Cao Yue, Zhang Zhenwei, Yang Rui. Wilderness protection strategies in the context of eco-civilization in China [J]. Journal of Nanjing Forestry University (Humanities and Social Sciences Edition), 2017, 17(4): 93-99.

[2] Ceauşu S, Gomes I, Pereira H M. Conservation planning for biodiversity and wilderness: A real-world example [J]. Environmental Management, 2015, 55(5): 1168-1180.

[3] Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, et al. The human footprint and the last of the wild [J]. BioScience, 2002, 52(10): 891-904.

[4] Radford S L, Senn J, Kienast F. Indicator-based assessment of wilderness quality in mountain landscapes [J]. Ecological Indicators, 2019, 97: 438-446.

[5] Ma Shuang, Long Ying. Mapping potential wilderness in China with location-based services data [J]. Applied Spatial Analysis and Policy, 2020, 13(1): 69-89.

[6] 曹越，龙瀛，杨锐.中国大陆国土尺度荒野地识别与空间分布研究[J].中国园林，2017，33(6)：26-33.
Cao Yue, Long Ying, Yang Rui. Research on the identification and spatial distribution of wilderness areas at the national scale in China's mainland [J]. Chinese Landscape Architecture, 2017, 33(6): 26-33.

[7] 刘伟一.山东省荒野空间格局及保护规划研究[D].山东 青岛：青岛理工大学，2024.
Liu Weiyi. Shandong Province wilderness space pattern and conservation planning study [D]. Qingdao, Shandong: Qingdao University of Technology, 2024.

[8] 许正铎，廖凌云，兰思仁.流域尺度荒野地格局特征与保护空缺分析：以闽江流域为例[J].南京师范大学学报(自然科学版)，2023，46(3)：79-88.
Xu Zhengduo, Liao Lingyun, Lan Siren. Analysis of wilderness areas pattern characteristics and conservation vacancies in the Minjiang River basin [J]. Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition), 2023, 46(3): 79-88.

[9] Lin Shiwei, Wu Ruidong, Hua Chaolang, et al. Identifying local-scale wilderness for on-ground conservation actions within a global biodiversity hotspot [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 25898.

[10] 左翔，彭树芳，彭建松.曲靖市马龙区荒野格局分析[J].西南林业大学学报(自然科学)，2020，40(1)：124-131.
Zuo Xiang, Peng Shufang, Peng Jiansong. The pattern analysis of wilderness in Malong District, Qujing City [J]. Journal of Southwest Forestry University (Natural Sciences), 2020, 40(1): 124-131.

[11] 郭松，张庆泰，崔勇.南宁快城市化区生态网络时空演变及优化研究[J].中国园林，2025，41(6)：125-131.
Guo Song, Zhang Qingtai, Cui Yong. Spatio-temporal evolution and optimization of ecological networks in the rapidly urbanized area of Nanning [J]. Chinese Landscape Architecture, 2025, 41(6): 125-131.

[12] 曹越，杨锐.国际荒野地保护实践评析：基于荒野制图、系统性与连通性的视角[J].中国园林，2020，36(6)：6-12.
Cao Yue, Yang Rui. Research on the international wilderness conservation practices: From the perspectives of wilderness mapping, systematic conservation and connectivity conservation [J]. Chinese Landscape Architecture, 2020, 36(6): 6-12.

[13] 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.
Peng Jian, Zhao Huijuan, Liu Yanxu, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction [J]. Geographical Research, 2017, 36(3):407-419.

[14] 张华瑞,李晓兵,齐鹏.基于MSPA-MCR的祁连山地区生态空间网络识别与优化[J].草原与草坪,2024,44(6):88-100.
Zhang Huarui, Li Xiaobing, Qi Peng. Study on the construction of regional eco-spatial network in Qilian Mountains based on MSPA-MCR [J]. Grassland and Turf, 2024,44(6):88-100.

[15] 狄乾斌,银海杏,陈小龙,等.基于MSPA与电路理论的辽东湾生态安全格局时空演变与优化[J].海洋通报,2025,44(5):741-752.
Di Qianbin, Yin Haixing, Chen Xiaolong, et al. Spatial-temporal evolution and optimization of the ecological security pattern in Liaodong Bay based on MSPA and circuit theory [J]. Marine Science Bulletin, 2025, 44(5):741-752.

[16] Cao Yue, Yang Rui, Carver S. Linking wilderness mapping and connectivity modelling: A methodological framework for wildland network planning [J]. Biological Conservation, 2020,251:108679.

[17] Wang Xiyu, Huang Xinyuan, Guan Jiawen, et al. Construction and optimization of wilderness network connectivity to address landscape fragmentation in Zhejiang Province, China [J]. Journal for Nature Conservation, 2024,81:126703.

[18] 李远航,张云.基于景观连通性的云南省临沧市荒野网络构建[J].应用生态学报,2025,36(4):1233-1243.
Li Yuanhang, Zhang Yun. Wilderness network construction in Lincang City of Yunnan Province, Southwest China based on landscape connectivity [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025,36(4):1233-1243.

[19] 李健娥,余鸿江,张云.基于MSPA-MCR模型的水源保护区荒野网络构建:以昆明市松华坝水源保护区为例[J].昆明理工大学学报(自然科学版),2025,50(1):146-157.
Li Jiane, Yu Hongjiang, Zhang Yun. Construction of wilderness network of water conservation areas based on the MSPA-MCR model: A case study of the Songhuaba water conservation area in Kunming [J]. Journal of Kunming University of Science and Technology (Natural Science), 2025,50(1):146-157.

[20] 连虎刚,刘春芳,倪博文,等.西北干旱区自然保护地体系生态网络构建及优化:以河西走廊为例[J].应用生态学报,2025,36(1):259-270.
Lian Hugang, Liu Chunfang, Ni Bowen, et al. Construction and optimization of ecological network of natural protected areas in the northwestern arid region: A case study of Hexi Corridor [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025,36(1):259-270.

[21] Yang Jie, Huang Xin. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J]. Earth System Science Data, 2021,13(8):3907-3925.

[22] 徐博.怒江州荒野景观保护与开发策略研究[D].云南昆明:西南林业大学,2022.
Xu Bo. Study on protection and development strategy of wilderness landscape in Nujiang Prefecture [D]. Kunming, Yunnan: Southwest Forestry University, 2022.

[23] 曹越,杨锐.中国荒野研究框架与关键课题[J].中国园林,2017,33(6):10-15.
Cao Yue, Yang Rui. The research framework and key issues of Chinese wilderness studies [J]. Chinese Landscape Architecture, 2017,33(6):10-15.

[24] Xu Bo, Zhang Yun, Lin Wenyue. A connectivity modeling and evaluating methodological framework in biodiversity hotspots based on naturalness and linking wilderness [J]. Conservation Science and Practice, 2022, 4(8):e12750.

[25] 范春苗,王志泰,汤娜,等.基于形态学空间格局和空间主成分的贵阳市中心城区生态网络构建[J].生态学报,2022,42(16):6620-6632.
Fan Chunmiao, Wang Zhitai, Tang Na, et al. Construction of ecological network in downtown of Guiyang City based on morphologically spatial pattern and spatially principal component analysis [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(16):6620-6632.

[26] 邓馨,陈永毕,杨霄,等.喀斯特地区生态网络构建及典型区域优化:以黔西南布依族苗族自治州为例[J].西南农业学报,2024,37(6):1349-1360.
Deng Xin, Chen Yongbi, Yang Xiao, et al. Ecological network construction and typical regional optimization in Karst areas: Taking Qianxinan Buyi and Miao Autonomous Prefecture as an example [J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2024, 37(6): 1349-1360.

[27] 赵隆莲,曹广超,闫欣,等.基于In VEST模型和电路理论的生态安全格局识别:以青海省海南藏族自治州为例[J].水土保持通报,2025,45(1):137-146.
Zhao Longlian, Cao Guangchao, Yan Xin, et al. Ecological security pattern identification based on InVEST model and circuit theory: A case study at Hainan Zang Autonomous Prefecture, Qinghai Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025,45(1):137-146.

(下转第 217 页)