

DOI: 10.20103/j.stxb.202412103037

刘洁茹, 陈飞, 张鑫, 张杰京, 樊辉. 中老缅跨境区域亚洲象生境网络识别. 生态学报, 2025, 45(16): - .

Liu J R, Chen F, Zhang X, Zhang J J, Fan H. Habitat network identification of Asian elephants in the China-Laos-Myanmar transboundary region. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(16): - .

中老缅跨境区域亚洲象生境网络识别

刘洁茹^{1,2}, 陈飞^{1,2,3,4}, 张鑫^{1,2}, 张杰京^{3,4}, 樊辉^{1,2,*}

1 云南大学国际河流与生态安全研究院, 昆明 650091

2 云南省国际河流与跨境生态安全重点实验室, 昆明 650091

3 国家林业和草原局亚洲象研究中心, 昆明 650031

4 国家林业和草原局西南调查规划院, 昆明 650031

摘要: 生境破碎化已严重威胁全球野生动物的生存, 识别生境网络并恢复生境连通性是应对这一全球性挑战的重要手段。然而, 现有的生境网络识别与连通性研究多受限于行政界线, 忽视了生物多样性丰富的跨境地区在生境网络连通中的重要作用, 难以遏制全球生境破碎化导致的生物多样性下降。因此, 识别跨境地区生境网络以提升生境连通性成为推动生物多样性跨境保护的迫切需求。以中老缅跨境区域为例, 基于 10 m 空间分辨率土地利用/覆被和亚洲象分布现状等数据, 采用生境适宜性指数(Habitat suitability index, HSI)模型, 评价亚洲象(*Elephas maximus*)生境适宜性; 利用蚁群算法将高质量生境斑块判识为亚洲象生态源地, 结合最小累计阻力模型提取亚洲象生态廊道, 识别出考虑/不考虑中国境外生境情景下的亚洲象生境网络, 利用网络闭合度(α)、线点率(β)、网络连接度(γ)对不同情景下生境网络进行定量评价, 并分析两者差异及对中国云南境内亚洲象生境网络规划的影响。结果表明: (1) 若考虑境外生境, 单位生态源地面积的亚洲象承载量更高(2.31—2.43 头/10² km²), 整体网络连通性更佳, 其 α 、 β 和 γ 指数分别为 0.63—0.66、2.13—2.19 和 0.76—0.78; 若不考虑境外生境, 为有效践行昆-蒙框架“3030”保护目标, 中国境内保护地面积需扩增, 会导致网络的闭合环路与源地间可选路径减少(α 指数由 0.48 降为 0.42)、网络结构趋单一(β 指数由 1.76 降为 1.67)和网络连通率降低(γ 指数由 0.67 降为 0.63)。(2) 中老缅跨境区域亚洲象生境格局与种群分布空间错配明显; 中国境内最适与较适生境在研究区内占比为 23.01%, 但栖息了区域内 90% 以上的现有亚洲象种群。生境网络识别对比结果发现, 突破国界局限, 构建跨境亚洲象生境网络更有利于适宜生境的优化配置与合理利用, 保障生境连通性稳健提升。

关键词: 生境适宜性; 生境网络; 跨境保护; 亚洲象; 中老缅跨境区域

Habitat network identification of Asian elephants in the China-Laos-Myanmar transboundary region

LIU Jieru^{1,2}, CHEN Fei^{1,2,3,4}, ZHANG Xin^{1,2}, ZHANG Jiejing^{3,4}, FAN Hui^{1,2,*}

1 Institute of International Rivers and Eco-Security, Yunnan University, Kunming 650091, China

2 Yunnan Key Laboratory of International Rivers and Transboundary Eco-security, Yunnan University, Kunming 650091, China

3 Asian Elephant Research Center of National Forestry and Grassland Administration, Kunming 650031, China

4 Southwest Survey and Planning Institute of National Forestry and Grassland Administration, Kunming 650031, China

Abstract: Habitat fragmentation poses a significant threat to global wildlife, making the identification of habitat networks and the restoration of habitat connectivity crucial strategies to address this urgent global crisis. However, most existing research on habitat network identification and connectivity is often based on administrative boundaries, which tends to

基金项目: 国家自然科学基金项目(41971239); 澜湄合作中老跨境亚洲象栖息地质量评估项目(10216922110000009022); 云南大学第三届专业学位研究生实践创新项目(ZC-23235224); 云南省高层次科技人才及创新团队选拔专项-技术创新人才培养对象项目(202405AD350055)

收稿日期: 2024-12-10; **网络出版日期:** 2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fanhui@ynu.edu.cn

overlook the crucial role of biodiversity-rich transboundary regions in sustaining habitat connectivity over broader ecological scales. As a consequence, such an approach frequently falls short in effectively mitigating the ongoing global biodiversity loss caused by increasing habitat fragmentation. Therefore, the identification and establishment of habitat networks that consider transboundary regions has become an increasingly urgent and essential task in global conservation planning. In this study, we selected the activity area of Asian elephants (*Elephas maximus*) in the China-Laos-Myanmar transboundary region as a case study. Using 2020 land cover data, we applied a Habitat Suitability Index (HSI) model to assess habitat suitability for Asian elephants. High-quality habitat patches were identified as ecological source areas using the Ant Colony Optimization (ACO) algorithm, and ecological corridors were extracted using the Minimum Cumulative Resistance (MCR) model. Finally, we compared habitat networks for Asian elephants under two scenarios: one considering habitats outside China and one excluding them, to examine how these networks are connected, highlight their differences, assess their implications for domestic conservation efforts, and explore potential strategies for improving connectivity. The results showed that (1) when habitats outside China are included, the carrying capacity per unit of ecological source area (2.31—2.43 elephants/ 10^2 km²) and the overall network connectivity (α index: 0.63—0.66, β index: 2.13—2.19, γ index: 0.76—0.78) were high, indicating that the overall network connectivity is better. In contrast, excluding habitats outside China simplifies the network structure (β index: 1.76—1.67), reduced connectivity (γ index: 0.67—0.63), and limited corridor and source area options (α index: 0.48—0.42), which could have detrimental effects on long-term population viability. (2) There was a clear spatial mismatch between the habitat pattern and the distribution of the Asian elephant population. Optimal and suitable habitats within the study area comprised 23.01% of the region but supported over 90% of the local elephant population. The findings suggested that developing a transboundary habitat network that spanned national boundaries was critical for optimizing the allocation and effective use of suitable habitats. This would enhance habitat connectivity and support the long-term conservation of Asian elephants.

Key Words: habitat suitability; habitat network; transboundary conservation; Asian elephant; China-Laos-Myanmar transboundary region

生境破碎化已对全球生物多样性构成严重威胁^[1]。近几十年来,生境破碎化导致全球生物多样性水平降低了 13%—75%^[2]。尽管各国均致力于实现联合国《生物多样性公约》(CBD)爱知目标,但在阻止生境破碎化方面进展甚微^[3]。世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)2023 年公布的红色名录显示,全球有超过 4 万个物种正面临着灭绝的风险^[4]。生境网络通过连接物种生存所需的生境斑块,可有效遏制生境破碎化,提升生境连通性,促进物种之间交流和扩散,缓解生物多样性丧失^[5]。

生境网络识别包括生态源地提取与廊道识别。相关研究多以自然保护区为生态源地,或采用智能提取算法(如蚁群算法、粒子群算法等)基于生态系统重要性指数识别出生态源地^[6]。生态廊道的识别主要基于景观阻力方面,应用最小累计阻力模型^[7]、电路理论模型^[8]等。尽管有关生境网络识别的方法很多样,但在实际应用时却忽略了大型陆栖物种通常会跨境迁移或扩散以维持种群安全的情况^[9]。故目前大多数生境网络的识别与优化多受制于行政边界^[10—11],难以发挥生境网络的潜力^[12—13],构建的生境网络对物种生境连通性提升有限,无法有效遏制生境破碎化导致的全球生物多样性降低。因此,在跨境地区构建生境网络以提升生境连通性,是缓解生境破碎化对生物多样性威胁所亟待解决的问题^[14]。

亚洲象(*Elephas maximus*)被 IUCN 列为濒危物种,是中国国家一级重点保护野生动物,也是亚洲热带森林生态系统的重要旗舰物种,对维持区域生物多样性具有重要意义^[15]。然而,受生境破碎化的影响^[16—20],当前亚洲象生境连通性不足^[5],种群间基因交流受阻,全球数量锐减^[15]。在此背景下,近几十年来中国云南亚洲象数量扩增至约 360 头^[21],因生境和食物需求增长,亚洲象远距离^[22]或跨境迁移^[23]频发,仅限于中国云南境内的亚洲象国家公园规划和生态廊道建设,亦难以满足亚洲象种群扩增至对生境与食物的需求,可能会直接

威胁中国云南亚洲象种群的长期生存。因此,本研究结合亚洲象种群分布与生境适宜性,利用蚁群算法和最小累计阻力模型识别亚洲象生境网络,对比分析在考虑/不考虑中国云南境外生境情景下的生境网络差异,以期为中国云南境内亚洲象生境网络构建与优化提供科学支撑。

1 研究区概况

研究区为中老缅跨境区域(图 1),总面积 $1.37 \times 10^5 \text{ km}^2$;其中,中国、老挝和缅甸境内面积分别为 $5.56 \times 10^4 \text{ km}^2$ (40.57%)、 $3.70 \times 10^4 \text{ km}^2$ (27.00%) 和 $4.44 \times 10^4 \text{ km}^2$ (32.43%)。研究区地势起伏大,海拔范围为 222—3187 m;年降水量为 1078—1873 mm,属季风气候。研究区内主要土地利用/覆被类型有森林、稀疏植被、橡胶林、耕地、建筑用地、裸地以及水体等。

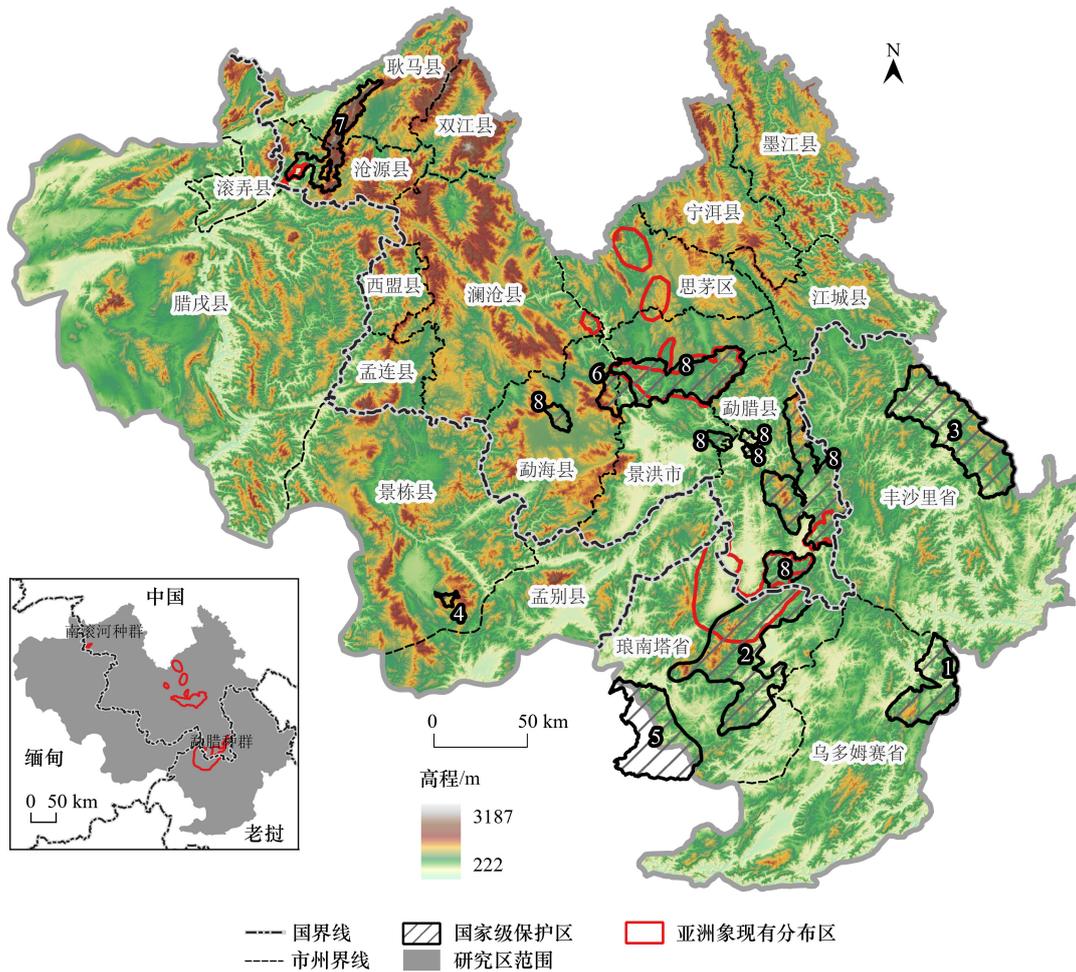


图 1 研究区概况及亚洲象分布区

Fig.1 Map of the study area and distribution of Asian elephants

图中亚洲象分布区数据源于世界自然保护联盟 (International Union for Conservation of Nature, IUCN) <https://www.iucnredlist.org/>;1—8 为国家级保护区:1,Phou Hi Phi;2,Nam Ha;3,Phou Daen Din;4,Loimwe;5,Nam Kan;6,西双版纳纳板河流域;7,南滚河;8,西双版纳

研究区中国境内约有 360 头野生亚洲象,分布于西双版纳傣族自治州(景洪市、勐腊县和勐海县)、普洱市(思茅区、江城县、澜沧县、宁洱县和景谷县)和临沧市(沧源县)3 个州市的 9 个县[21]。其中,勐腊亚洲象种群为跨境种群,与老挝种群交流频繁[24];南滚河亚洲象种群曾属于中缅跨境种群,但目前已成孤立小种群[25],因其地理位置偏远,近 60 年来与国内其它种群无交流;20 世纪 80 年代以前,曾与缅甸种群存在交流,但因橡胶种植等人因素,导致境内外种群地理隔绝[18]。

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

使用的数据包括:土地利用/覆被(Land use/land cover, LULC)(2020年)、地形、归一化差异植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)(2020年)、多年(1970—2000年)平均降水量、道路等数据。LULC数据来源于Esri Land Cover^[26],其空间分辨率为10 m,在本研究区内涵盖森林、稀疏植被、耕地、建筑用地、裸地、水体6个LULC类型。因初始LULC分类系统中未包含橡胶林,本研究利用2020年2月(橡胶树落叶期)和3月(橡胶树新叶期)云量小于15%的Sentinel-2影像,分别计算归一化燃烧比(Normalized Burn Ratio, NBR);其中,落叶期采用最小值合成,新叶期采用最大值合成。基于橡胶林物候的NBR差值法^[27],提取了研究区内的橡胶林分布,橡胶林提取的总体精度为89%。采用按LULC类型分层抽样方法,结合Google EarthTM高空间分辨率遥感影像识别3248个样本点,运用混淆矩阵方法评估研究区内涵盖橡胶林类型的LULC精度,计算出的总体精度为83%。然后,依据亚洲象对不同LULC类型的偏好分别赋值(表1),最小值为0,最大值为10^[28]。地形数据为ALOS-PALSAR DEM数据,空间分辨率为12.5 m;2020年NDVI数据基于当年云量小于10%的Sentinel-2影像分别计算NDVI后,再采用中值合成方法生成;降水量数据来自WorldClim数据库^[29],为1970—2000年的年降水量平均值;道路数据来自OpenStreetMap。对上述所有数据进行地理编码后,利用最邻近法(Nearest Neighbor)重采样至10 m空间分辨率。亚洲象分布范围数据源于IUCN红色名录^[15],中国境内亚洲象出现点数据来源包括:景洪市林草局及国家林业和草原局亚洲象研究中心提供的野外监测点位数据;2018年云南省临沧市沧源县南滚河流域野外调查样线,并整合冯利民等^[30]、郎学东等^[31]、陈明勇团队^[32]的样线调查数据、亚洲象活动痕迹样点、红外相机监测数据以及无人机监测数据;已发表论文中提供的亚洲象历史出现点分布图像^[33—35],经地理配准并矢量化后提取亚洲象出现点。

表1 基于亚洲象偏好的土地利用/覆被类型赋值^[28]

Table 1 Land use/cover type assignments based on Asian elephant preferences

土地利用/覆被类型 Land use/cover type	亚洲象偏好结果 Asian elephant preferences	描述 Description
森林 Tree	10	亚洲象自然栖息地,既提供了庇护场所,又是其食物的主要来源。
稀疏植被 Rangeland	8	虽然食物资源较为丰富,但庇护条件相对较差,仅能部分满足亚洲象的生存需求。
水体 Water	5	为亚洲象提供了必要的饮水资源,是其日常活动的重要组成部分,但缺乏食物和庇护条件。
耕地 Crops	3	能够提供一定的食物资源,但庇护条件不足,且人类活动频繁,往往成为人象冲突的高发区域,对亚洲象的生存可能产生负面影响。
橡胶林 Rubber	3	人工种植林,虽能提供庇护,但无法满足食物需求。
裸地 Bare ground	1	植被和植物资源匮乏,无法满足亚洲象的基本生存和生活需求。
建筑用地 Built area	0	人类活动的主要区域,完全不适合亚洲象生存和生活。

2.2 研究方法

2.2.1 亚洲象生境适宜性评价

亚洲象的生境选择主要受气候、地形、地表覆盖和人为干扰的影响^[36]。为了客观且全面地识别相关生境评价因子,本文基于荟萃分析对文献数据库中有关亚洲象生境适宜性的相关文献进行检索,并统计亚洲象生境评价因子^[16],结合相关性分析和方差膨胀因子筛选生境评价因子。最终,保留了16个能够反映亚洲象生境偏好的评价因子。由于境外亚洲象活动点观测数据较少,本研究采用HSI模型计算亚洲象生境适宜性指数^[37],其计算公式为:

$$HSI = \sum_{i=1}^n w_i f_i \quad (1)$$

式中, f_i 为第 i 个评价因子, w_i 为第 i 个因子的权重, n 为评价因子数量。综合层次分析法与熵权法计算各因子权重。首先, 利用层次分析法量化评价生境因子, 层次结构目标层为亚洲象生境适宜性, 准则层为气候因子、地形因子、地表覆被因子和干扰因子, 指标层为生境适宜性评价因子(表 2); 其次, 采用熵权法确定指标权重, 以各指标的信息熵来反映其在系统中的无序度和信息量, 从而确定各指标的重要性。最终, 将两种方法所得权重加权平均, 确定各评价因子的综合权重(图 2)。采用自然断点法, 将亚洲象生境分为最适生境(0.42—1), 较适生境(0.37—0.42), 边际生境(0.29—0.37) 和非生境(0—0.29) 4 个等级。为验证 HSI 结果的可靠性, 基于已有的亚洲象出现点位提取其对应的生境适宜性指数。统计显示(图 3), 高适宜性区域与出现点一致, 表明基于 HSI 评价的生境适宜性结果可靠且合理。

表 2 生境评价因子及处理方式

Table 2 Habitat suitability assessment factors and their processing methods

类型 Type	生境适宜性评价因子 Habitat evaluation factors	处理方式 Processing method
气候因子 Climate factors	降水	正向指标; 归一化
地形因子 Topographic factors	海拔	负向指标; 归一化
	坡度	负向指标; 归一化
	坡向	正向指标; 重分类后归一化: 10-南、9-东南、8-平地、8-东、6-东被、5-西南、5-西北、3-西、1-北
	坡位	正向指标; 采用地形位置指数: 将坡位分为: 1-山脊、2-上坡位、3-中坡位、4-缓坡、5-下坡位、6-山谷, 并归一化
	地表粗糙度	负向指标; 归一化
地表覆被因子 Land cover factors	土地利用/覆被	正向指标; 按亚洲象偏好分类后归一化
	归一化差异植被指数	正向指标; 归一化
	到森林距离	负向指标; 计算欧氏距离后归一化
	森林频率	正向指标; 焦点统计后归一化
	到河流距离	负向指标; 计算欧氏距离后归一化
	灌草丛频率	正向指标; 焦点统计后归一化
干扰因子 Disturbing factors	到建筑距离	正向指标; 计算欧氏距离后归一化
	到道路距离	正向指标; 计算欧氏距离后归一化
	到耕地距离	正向指标; 计算欧氏距离后归一化
	耕地频率	逆向指标; 焦点统计后归一化

2.2.2 基于蚁群算法的生态源地识别

采用蚁群算法进行生态源地识别^[38]。本研究设置了两个目标函数: 生境效用函数和空间紧凑性函数。其中, 生境效用函数考虑生境分布与物种实际分布的差异, 将生境适宜性指数与距亚洲象分布区的距离分别赋予 0.8 和 0.2 的权重, 进行加权求和, 以引导生态源地向高适宜性且邻近亚洲象分布区的区域集中。空间紧凑性函数则用于优化生态源地的空间布局, 使其呈现紧凑有序的格局。总目标函数公式如下:

$$U_{\text{goal}} = w_e S_e + w_c P_c \quad (2)$$

式中, U_{goal} 为总目标函数, S_e 为生境效用函数, P_c 为空间紧凑性函数 $P_c = \frac{\sqrt{A}}{L}$, A 为源地总面积, L 为源地周长, 考虑到生境适宜性和生境斑块的完整性对于亚洲象的生存同样重要, w_e 与 w_c 权重均设为 1。蚁群数量(即拟提取的生态源地像元数量)的输入值分别为研究区面积的 18%、20%、25% 和 30%^[39], 网格边长设为 500 m, 总迭代次数设为 1000; 每个生态源地占比方案重复运行 10 次, 取总目标函数最高值作为最终结果, 以上过程通过 GeoSOS 软件实现^[38]。考虑中国境内亚洲象旱季活动区域范围面积为 35.67 km²^[40], 故剔除源地面积小于 35.67 km² 的斑块, 并填补生态源地内的空缺斑块, 使总生态源地面积接近拟提取生态源地面积。

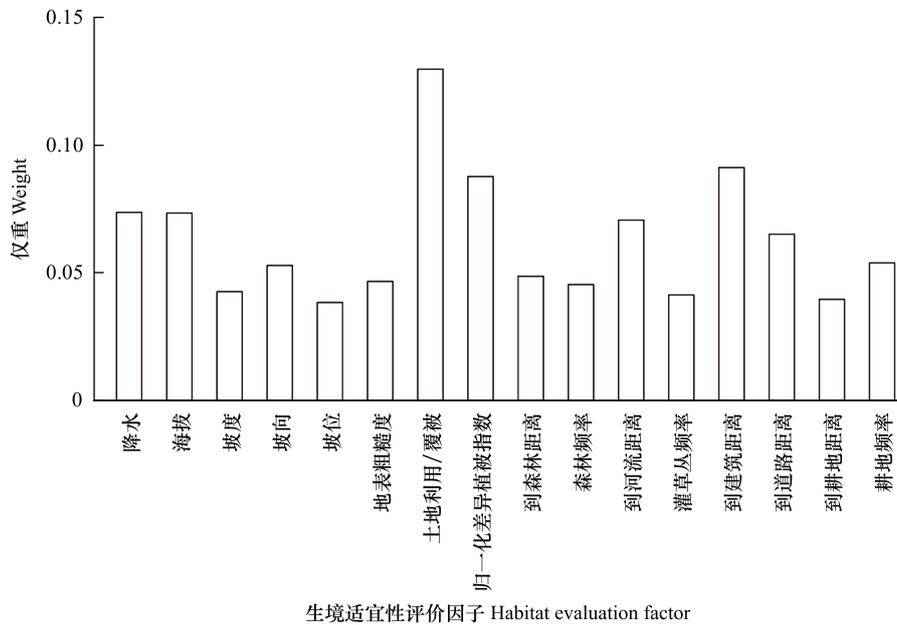


图2 生境适宜性评价因子最终权重

Fig.2 Resultant weights of habitat suitability assessment factors

2.2.3 基于MCR的生态廊道提取

采用最小累计阻力模型 (Minimum Cumulative Resistance Model, MCR) [41] 提取生态廊道,公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (3)$$

式中, f 是未知的正函数, 反映空间中某一点的最小阻力与其到所有源的距离及景观基面特征的正相关关系; D_{ij} 为源点 j 到空间单元 i 的距离, R_i 表示空间单元 i 的阻力系数。以生境适宜性倒数作为阻力面, 获取源到目标斑块的最小成本路径, 剔除穿越生态源地的重复性廊道后, 得到目标生态廊道。依据中国境内亚洲象旱季活动区域范围面积 35.67 km^2 [40], 计算出亚洲象扩散距离中值为 42 km , 公式 [42] 如下:

$$\text{扩散距离中值} = (7 \times \sqrt{\text{家域面积}}) \quad (4)$$

当廊道长度小于扩散距离中值为短廊道, 大于扩散距离中值为长廊道, 短廊道表明亚洲象利用该廊道扩散的概率较高 [43]。

2.2.4 生境网络评价

采用景观连接度评价生态源地重要性 [43], 公式如下:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (5)$$

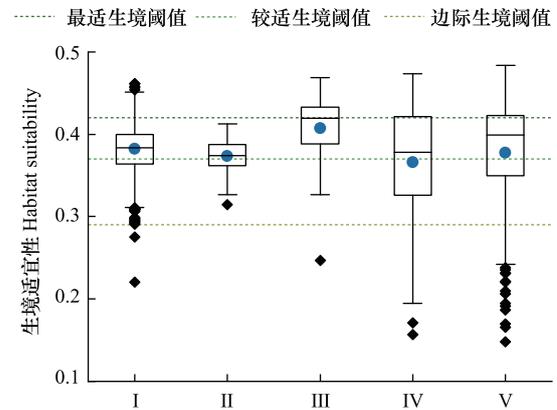


图3 在亚洲象出现点处采样的生境适宜性指数箱型图

Fig.3 Boxplots of habitat suitability index values sampled at the occurrence points of Asian elephants

I—V 对应 5 个来源: I, 景洪市林草局及国家林业和草原局亚洲象研究中心提供的野外监测点位数据; II, 2018 年云南省临沧市沧源县南滚河流域野外调查样线, 并整合冯利民等 [30]、郎学东等 [31]、陈明勇团队 [32] 的样线调查数据、亚洲象活动痕迹样点、红外相机监测数据以及无人机监测数据; III, 胡哲畅 [34]; IV, 何馨成 [35]; V, 金延飞 [33]

$$dPC = \frac{PC - PC_{\text{remove}}}{PC} \times 100 \quad (6)$$

式中, n 为斑块总数; a_i, a_j 为斑块 i, j 的面积; p_{ij}^* 表示物种在斑块 i, j 之间扩散的最大概率; A_L 为景观总面积。 $0 < PC < 1$, 随着景观连接度的增加而增加。 PC_{remove} 表示从景观中剔除该斑块后的 PC 值, dPC 表示剔除斑块对维持景观连通性的重要程度, 其值越大则该斑块对整体景观的贡献越大。

采用重力模型计算出两个生态斑块间的相互作用强度, 以此评判生态斑块间生态廊道的重要性^[44]:

$$G_{ab} = \frac{N_a \times N_b}{D_{ab}^2} = \frac{L_{\text{max}}^2 \times \ln S_a \times \ln S_b}{L_{ab}^2 \times P_a \times P_b} \quad (7)$$

式中, G_{ab} 为斑块 a 与 b 之间的相互作用强度; P_a 和 P_b 分别为斑块 a 和 b 的阻力值; S_a 和 S_b 分别为斑块 a 和 b 的面积; L_{ab} 分别为斑块 a 和 b 间生态廊道的累积阻力值; L_{max} 为全部生态廊道累积阻力的最大值。 G_{ab} 值越大, 则表明廊道越重要。

将生态源地中心点视为生态节点。基于图论法^[44], 利用网络闭合度 α 、线点率 β 、网络连接度 γ 这 3 种网络结构指数定量描述网络结构的闭合程度、复杂程度和连通程度。各指数计算公式如下:

$$\alpha = \frac{L - V + 1}{2V - 5} \quad (8)$$

$$\beta = \frac{L}{V} \quad (9)$$

$$\gamma = \frac{L}{3(V - 2)} \quad (10)$$

式中, L 表示廊道数, V 表示节点数, α 指数值域为 $[0, 1]$, 值越大表示网络中闭合环路越多; β 指数值域 $[0, 3]$, 值越大表示网络结构越复杂; γ 指数值域 $[0, 1]$, 值越大表示网络连通率越高。

3 结果与分析

3.1 中老缅跨境区域亚洲象生境适宜性

由图 4 可知, 中老缅跨境区域内亚洲象最适生境面积为 $2.82 \times 10^4 \text{ km}^2$ (20.58%), 较适生境与边际生境面积分别为 $5.77 \times 10^4 \text{ km}^2$ (42.11%) 和 $3.15 \times 10^4 \text{ km}^2$ (23.02%)。最适生境与较适生境主要分布在中老、老缅边境沿线, 中国云南的西双版纳自然保护区和老挝的 Nam Ha、Nam Kan、Phou Daen Din 自然保护区; 边际生境主

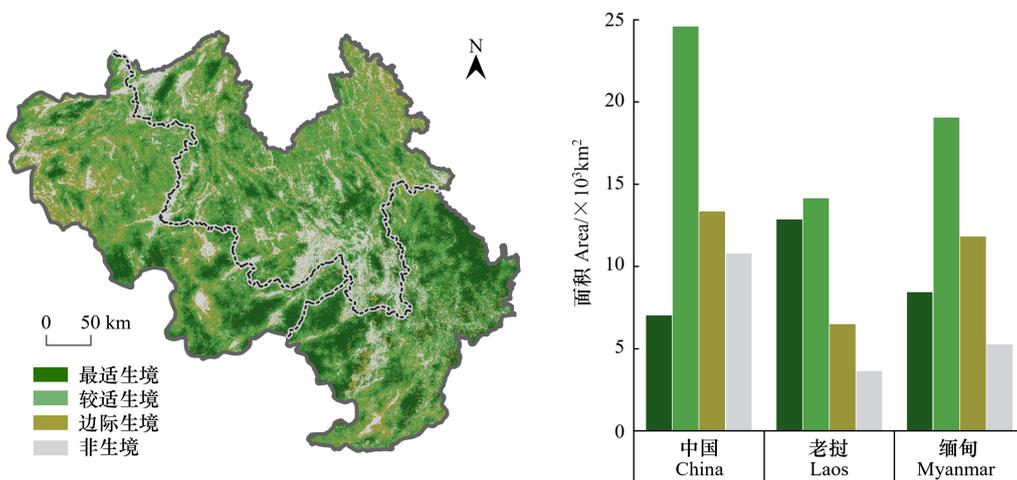


图 4 生境适宜性分布及各生境类别面积

Fig.4 Habitat suitability distribution and area of each habitat type

要分布于研究区北部的中国境内。分国别来看,最适生境面积在老挝境内的为最多,达 $1.28 \times 10^4 \text{ km}^2$,较适生境面积在中国境内的为最多,达 $2.45 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。

3.2 中老缅跨境区域亚洲象生境适宜性

如图 5 所示,随着生态源地占比增加,其源地内的最适生境的占比减少,而边际生境和非生境的占比增大。

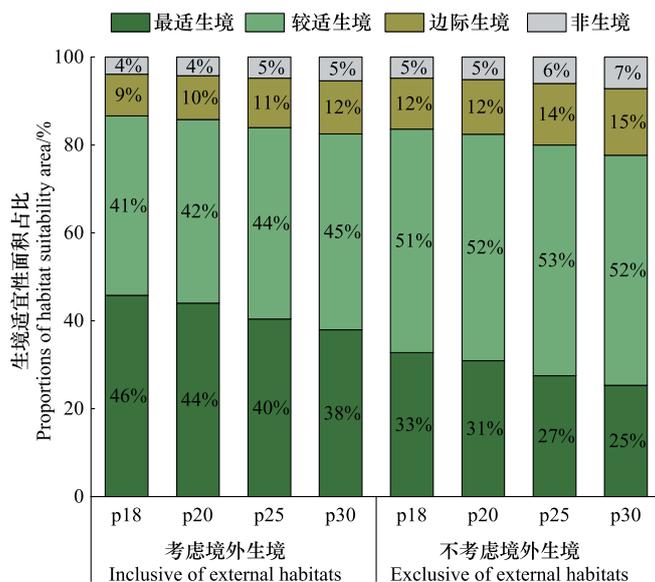


图 5 考虑/不考虑境外生境情境下生态源地内各类生境适宜性等级面积占比

Fig.5 Proportions of areas with different habitat suitability levels in ecological source areas under scenarios inclusive or exclusive of external habitats

p18、p20、p25 和 p30 分别为选取 18%、20%、25% 和 30% 的研究区面积作为生态源地

图 6 表明,若考虑境外生境,中国境内的生态源地主要分布在普洱的思茅区,以及西双版纳的景洪市、勐海县和勐腊县,中老跨境生态源地位于西双版纳勐腊县与老挝琅南塔省和丰沙里省接壤的区域,该区域是勐腊亚洲象种群的主要分布区。中缅跨境生态源地位于临沧市的沧源县与缅甸滚弄县和腊戍县的接壤的区域,该区域是南滚河亚洲象种群的主要分布区。在生态廊道方面,中缅跨境生态源地与中国境内生态源地之间的廊道多为长廊道,仅当生态源地占比增至 30% 时,普洱市澜沧县新增多个生态源地,从而可通过短廊道连接中缅生态源地。而中老跨境生态源地与中国境内生态源地的生态廊道为短廊道。

若不考虑境外生境,生态源地主要集中在普洱的思茅,西双版纳的景洪市、勐海县和勐腊县。在生态源地占比增至 30% 时,临沧市的沧源县和耿马县的生态源地与中国境内其余地区的生态源地之间出现短廊道。

3.3 不同情景下生境网络质量评价结果

3.3.1 生态源地及廊道重要性评价

图 7 表明,若考虑境外生境,位于中老跨境区域的生态源地斑块及西双版纳普洱的生态源地斑块 dPC 更高,随生态源地占比增加,中缅跨境区域的生态源地斑块 dPC 逐渐增高;若不考虑境外生境,位于西双版纳普洱的生态源地斑块 dPC 最高。考虑/不考虑境外生境的重要生态廊道差异较大。若考虑境外生境,则连接中老跨境斑块的短廊道及我国西双版纳和普洱处生态源地群的短廊道 G_{ab} 更大,重要性较高。若不考虑境外生境,则西双版纳普洱斑块附近的短廊道 G_{ab} 更大,重要性更高。

3.3.2 不同情境下生境网络整体评价

由图 8 可知,在考虑境外生境时中国境内廊道长度及生态源地面积均更大。在考虑境外生境时,生态源

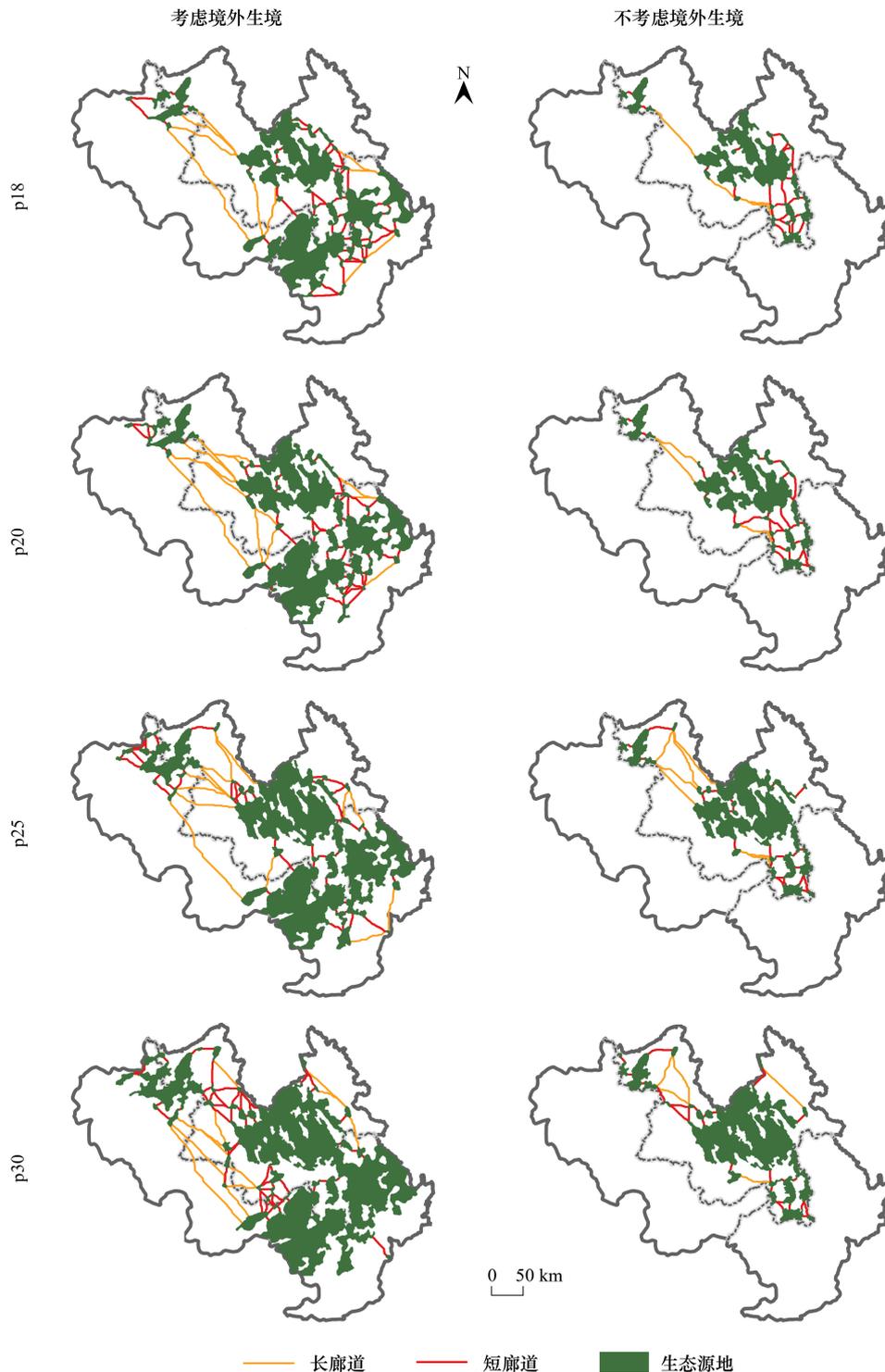


图 6 考虑/不考虑境外生境情景下的亚洲象生境网络

Fig.6 Asian elephant habitat network under scenarios inclusive or exclusive of external habitats

p18、p20、p25 和 p30 分别为选取 18%、20%、25% 和 30% 的研究区面积作为生态源地

地的环境承载力(即每 100 km²生态源地面积所能承载的亚洲象数量)更大。若考虑境外生境,网络结构指数均随着生态源地占比增加而增大,其 α 指数为 0.63—0.66, β 指数为 2.13—2.19, γ 指数为 0.76—0.78。而若不考虑境外生境,网络结构指数均随着生态源地占比增加而减少, α 指数由 0.48 降为 0.42, β 指数由 1.76 降为

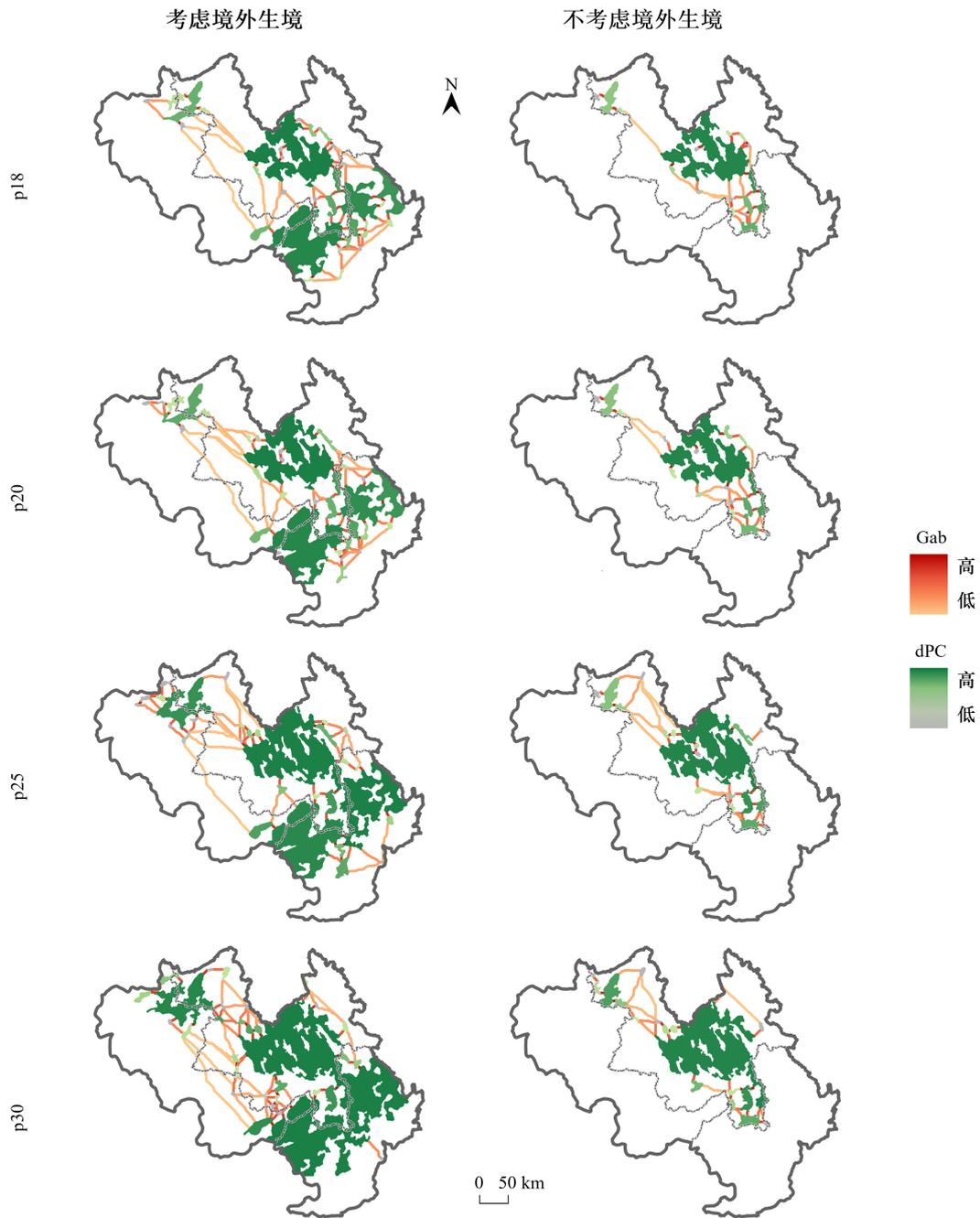


图7 考虑/不考虑境外生境情景下亚洲象生态源地及廊道重要性

Fig.7 Importance of Asian Elephant ecological source areas and corridors under scenarios inclusive or exclusive of external habitats

p18、p20、p25 和 p30 分别为选取 18%、20%、25% 和 30% 的研究区面积作为生态源地。Gab: 斑块 a 与 b 之间廊道的相互作用强度; dPC: 斑块对维持景观连通性的重要程度

1.67, γ 指数由 0.67 降为 0.63。

4 讨论与结论

4.1 讨论

(1) 考虑境外生境的亚洲象生境网络构建: 研究结果表明, 在考虑境外生境的情况下, 构建亚洲象生境网

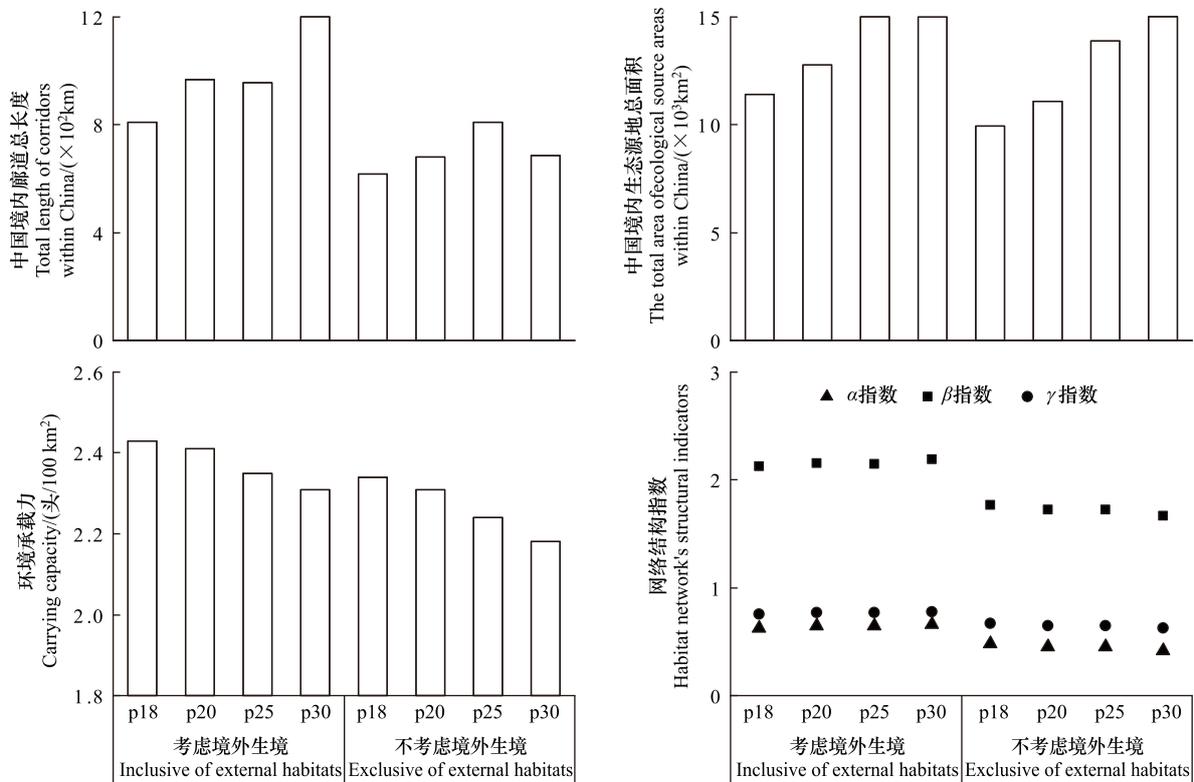


图 8 考虑/不考虑境外生境情境下生境网络评价结果

Fig.8 Habitat network assessment results under scenarios inclusive or exclusive of external habitats

p18、p20、p25 和 p30 分别为选取 18%、20%、25% 和 30% 的研究区面积作为生态源地

络能够提高生态源地的环境承载力和网络结构指数,从而提升网络的整体连通性。生境网络连通性是确保物种扩散和基因流动的关键,增强连通性可维持基因多样性,避免种群孤立化^[5]。勐腊亚洲象种群的主要活动区位于中老跨境斑块,该区域森林覆盖率高且人类活动较少,为亚洲象提供了庇护场所和食物来源^[28]。源地重要性结果显示,优先保护这一跨境斑块对维持网络连通性和种群跨境活动至关重要^[45]。然而,南滚河亚洲象种群因人为干扰和橡胶林扩张,导致中缅边境天然林减少^[18],从地理上阻断了中缅亚洲象种群之间的交流。加之南滚河亚洲象种群活动区与中国境内其余种群相距较远,形成了孤立小种群^[25]。已有研究证实,种群灭绝的可能性与其孤立性正相关^[46],因此,南滚河亚洲象种群的保护迫在眉睫。建立走廊被认为是解决亚洲象种群隔离问题的最有效方法之一^[36]。研究发现,在考虑境外生境时,南滚河生态源地一方面可以通过短廊道与缅甸的生态源地连接,以扩大南滚河亚洲象种群的分布,另一方面还可以通过扩大生态源地占比至 30% 实现与境内源地的连接,提升生境网络的连通性。相比之下,不考虑境外生境时的网络,尽管扩大生态源地占比有利于连接斑块,但网络结构更趋单一,无法有效提升网络的整体连通性。根据昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架的保护目标要求,2030 年保护至少 30% 的陆地、内陆水域以及沿海和海洋区域^[47]。从生态系统完整性视角出发^[48],考虑境外生境构建的生境网络连通性更高,有利于在开展亚洲象保护的同时有效践行昆-蒙框架目标。因此,为维持亚洲象种群的长期稳定与安全,构建亚洲象生境网络时应考虑境外生境,提升生境网络连通性。

(2) 加强亚洲象跨境保护以缓解种群生境空间错配问题:研究显示,在中老缅跨境区域,中国、老挝、缅甸的最适和较适生境面积占比分别为 23.01%、19.67% 和 20.01%。目前研究区内,中国云南境内亚洲象数量已达至 360 头^[21],老挝区域约为 32 头^[23],而缅甸区域则未有亚洲象分布的报道。这反映出亚洲象种群分布与生境分布之间存在空间上的错配。这种空间错配导致物种生境利用率降低,限制了亚洲象的扩散与生存,加

剧物种种群的隔离与灭绝风险^[49]。造成这种错配的主要原因是栖息地破碎化导致的连通性下降^[49],其根本原因是三国保护力度的差异。中国在保护亚洲象方面采取了有力的措施。一方面,通过建立跨境保护区、完善食源地建设等举措^[23,50-51],改善亚洲象生存环境;另一方面,大型动物重新定居不仅取决于其环境是否适宜,还取决于人类与它们共存的意愿^[52]。为此,当地政府为受野象肇事影响的居民提供了经济补偿^[50],促成国内居民对亚洲象的态度总体较为正面,为亚洲象保护创造了有利的社会环境。这些举措使中国云南境内亚洲象数量稳步提升^[21],消失多年后的勐腊种群重现且活动范围扩大^[53]。相比之下,境外的亚洲象保护形势却较为严峻。在老挝北部,尽管中老联合保护使得沿边跨境保护区内生境质量改善^[54],但因边民的亚洲象保护意识不足,人为生境破碎化和盗猎等问题仍然突出^[23,54]。此外,缅甸北部地区长期的武装冲突导致执法不力加剧了野生动物非法贸易和偷猎^[55],影响亚洲象种群的生存与繁衍。本文研究结果表明,中国境内研究区最适与较适生境的占比仅为 23.01%,却栖息着该区域 90% 以上的现有亚洲象种群。这种单一依赖中国的强保护措施虽扩增了种群的数量,却严重制约着当地经济的快速发展,甚至引发生态与社会风险(如 2021 年亚洲象北迁事件)^[22],难以作为长久解决方案。因此,若无法促使研究区内各国分担保护责任,充分利用现有生境提升连通性,形成统一的跨境生境网络,将威胁着亚洲象的长期生存^[5]。当前,中老已初步探索了跨境区域合作保护机制,并建立了联合保护区^[23]。作为中国“一带一路”倡议的重要合作伙伴,中、老、缅三国已就生物多样性保护达成共识^[56],共同促进跨境区域协同发展与亚洲象保护,消除区域发展不平衡所引起的亚洲象保护空间错配。在此情景下,应考虑境外生境的生境网络优化,提升生境连通性,促进亚洲象种群保护与区域社会经济协同发展。

4.2 结论

生境网络在遏制生境破碎化和保护生物多样性等方面发挥着重要作用,识别生境网络、连接破碎斑块可为物种保护与迁移提供科学支撑。在此背景下,本研究对比分析了考虑/不考虑境外生境的中老缅跨境区域亚洲象生境网络特征及其差异,得出以下结论:

(1) 考虑境外生境的网络整体连通性更好、网络结构更加复杂,闭合环路、源地间可选路径和网络连通率均优于不考虑境外生境的网络,且单位生态源地面积的亚洲象承载量更高。不考虑境外生境时,扩大境内生态源地保护面积会导致网络质量降低。

(2) 研究区内仍存在尚存大量未利用的亚洲象生境,亚洲象生境格局与种群分布空间错配明显。中国境内最适与较适生境在研究区内占比为 23.01%,但栖息了区域内 90% 以上的现有亚洲象种群;缅甸境内区域拥有大量亚洲象生境,目前却无亚洲象分布。为充分利用亚洲象生境资源,需要加强跨境保护,适当恢复中老缅生态源地及廊道,提升连通性以便利亚洲象扩散。

参考文献 (References):

- [1] Chase J M, Blowes S A, Knight T M, Gerstner K, May F. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature*, 2020, 584 (7820): 238-243.
- [2] Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, Davies K F, Gonzalez A, Holt R D, Lovejoy T E, Sexton J O, Austin M P, Collins C D, Cook W M, Damschen E I, Ewers R M, Foster B L, Jenkins C N, King A J, Laurance W F, Levey D J, Margules C R, Melbourne B A, Nicholls A O, Orrock J L, Song D X, Townshend J R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 2015, 1 (2): e1500052.
- [3] CBD. Global Biodiversity Outlook 5. (2020-08-18) [2024-02-26]. <https://www.cbd.int/gbo5>.
- [4] IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. (2023-12-11) [2024-04-29]. <https://www.iucn.org/resources/conservation-tool/iucn-red-list-threatened-species>.
- [5] Davidar P, Sharma R, de Silva S, Campos-Arceiz A, Goossens B, Puyravaud J P, Habib B, De R, Wong E P, Neupane D, Othman N B, Goyal S P. Connect elephant habitats in Asia. *Science*, 2023, 379(6634): 765.
- [6] 李权荃, 金晓斌, 张晓琳, 韩博, 李寒冰, 周寅康. 基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与评价. *生态学报*, 2023, 43(4): 1461-1473.

- [7] Kong F H, Yin H W, Nakagoshi N, Zong Y G. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*, 2010, 95(1/2): 16-27.
- [8] McRae B H, Dickson B G, Keitt T H, Shah V B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 2008, 89(10): 2712-2724.
- [9] Mason N, Ward M, Watson J E M, Venter O, Runtting R K. Global opportunities and challenges for transboundary conservation. *Nature Ecology & Evolution*, 2020, 4(5): 694-701.
- [10] 王伟, 田瑜, 常明, 李俊生. 跨界保护区网络构建研究进展. *生态学报*, 2014, 34(6): 1391-1400.
- [11] Wang Y H, Zhang C C, Qiu L, Yang B, Dai Q. Gaps in mammal conservation in China: an analysis with a framework based on minimum area requirements. *Global Change Biology*, 2023, 29(18): 5224-5239.
- [12] 吴未, 刘壮壮, 申立冰. 跨区域视角下苏锡常地区白鹭生境网络优化. *生态学报*, 2020, 40(9): 2953-2963.
- [13] Thornton D H, Wirsing A J, Lopez-Gonzalez C, Squires J R, Fisher S, Larsen K W, Peatt A, Scraftford M A, Moen R A, Scully A E, King T W, Murray D L. Asymmetric cross-border protection of peripheral transboundary species. *Conservation Letters*, 2018, 11(3): e12430.
- [14] Liu J J, Yong D L, Choi C Y, Gibson L. Transboundary frontiers: an emerging priority for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 2020, 35(8): 679-690.
- [15] Williams C, Tiwari S K, Goswami V R, De Silva S, Kumar A, Baskaran N, Yoganand K, Menon V. *Elephas maximus*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2020.
- [16] 张鑫, 尹文萍, 谢菲, 樊辉, 陈飞. 元江-李仙江流域亚洲象生境适宜性评价——基于荟萃分析和遥感大数据分析. *生态学报*, 2022, 42(12): 5067-5078.
- [17] 张杰京, 陈飞, 谢菲, 张鑫, 尹文萍, 樊辉. 亚洲象生境长时序变化及其对人象冲突的影响——基于融合 MaxEnt 与 HSI 模型的生境适宜性评价方法. *生态学报*, 2023, 43(9): 3807-3818.
- [18] 吴得卿, 魏建华, 樊辉. 南滚河流域土地利用变化对亚洲象生境的影响. *生态学报*, 2021, 41(16): 6476-6485.
- [19] Neupane D, Kwon Y, Risch T S, Johnson R L. Changes in habitat suitability over a two decade period before and after Asian elephant recolonization. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 22: e01023.
- [20] Sharma P, Panthi S, Yadav S K, Bhatta M, Karki A, Duncan T, Poudel M, Acharya K P. Suitable habitat of wild Asian elephant in western terai of Nepal. *Ecology and Evolution*, 2020, 10(12): 6112-6119.
- [21] 国家林业和草原局. 云南野生亚洲象种群数量增至 360 头左右. (2022-07-21) [2024-10-13]. <http://www.forestry.gov.cn/c/www/dzwzbh/100655.jhtml>.
- [22] 尹文萍, 张鑫, 谢菲, 樊辉, 陈飞. 野象北移事件舆情演化及其影响机制. *地球信息科学学报*, 2023, 25(4): 794-808.
- [23] 召玉龙, 李有寿, 李金华, 王利繁, 刘生强, 吉旭, 张忠员. 中老边境跨境区域亚洲象联合保护探究. *林业调查规划*, 2023, 48(2): 97-100, 187.
- [24] 许海龙, 刀莉, 刘生强, 余东莉. 勐腊自然保护区亚洲象活动的时空规律及保护建议. *林业调查规划*, 2019, 44(4): 179-183.
- [25] 汤永晶, 王志胜, 蒋桂莲, 郑璇, 黄元, 李正玲, 陈明勇. 云南南滚河流域亚洲象种群动态分析. *林业建设*, 2019(6): 97-102.
- [26] Karra K, Kontgis C, Statman-Weil Z, Mazzariello J C, Mathis M, Brumby S P. Global land use/land cover with Sentinel 2 and deep learning//// 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS. July 11-16, 2021. Brussels, Belgium. IEEE, 2021: 4704-4707.
- [27] Fan H, Fu X H, Zhang Z, Wu Q. Phenology-based vegetation index differencing for mapping of rubber plantations using landsat OLI data. *Remote Sensing*, 2015, 7(5): 6041-6058.
- [28] 张立. 中国亚洲象保护研究. 北京: 科学出版社, 2018.
- [29] Fick S E, Hijmans R J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 2017, 37(12): 4302-4315.
- [30] 冯利民, 王志胜, 林柳, 杨绍兵, 周宾, 李春华, 熊友明, 张立. 云南南滚河国家级自然保护区亚洲象种群旱季生境选择及保护策略. *兽类学报*, 2010, 30(1): 1-10.
- [31] 郎学东, 彭明春, 王崇云, 李永杰, 段禾祥, 李晓华, 江望高. 南滚河流域亚洲象生境质量现状评价. *云南大学学报: 自然科学版*, 2008, 30(4): 415-423.
- [32] 王方, 郑璇, 马杰, 王智红, 刘宇, 姚冲学, 李正玲, 陈明勇. 无人机技术在中国野生亚洲象调查研究及监测中的应用. *林业建设*, 2019(6): 38-44.
- [33] 金延飞. 西双版纳亚洲象栖息地适宜度评价及生态廊道规划[D]. 北京: 北京师范大学, 2010.
- [34] 胡哲畅. 勤养——普洱种群亚洲象栖息地利用及其与社区共存[D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- [35] 何馨成. 近 50 年西双版纳人象关系演变研究[D]. 昆明: 云南大学, 2013.
- [36] Sukumar R. *The living elephants: evolutionary ecology, behavior, and conservation*. New York: Oxford University Press, 2003.

- [37] Nyimbili P H, Erden T. A hybrid approach integrating entropy-AHP and GIS for suitability assessment of urban emergency facilities. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2020, 9(7): 419.
- [38] 黎夏, 李丹, 刘小平. 地理模拟优化系统(GeoSOS)及其在地理国情分析中的应用. *测绘学报*, 2017, 46(10): 1598-1608.
- [39] Di Minin E, Toivonen T. Global protected area expansion: creating more than paper parks. *BioScience*, 2015, 65(7): 637-638.
- [40] 张立, 王宁, 王宇宁, 马利超. 云南思茅亚洲象对栖息地的选择与利用. *兽类学报*, 2003, 23(3): 185-192.
- [41] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 1992, 23(1): 1-16.
- [42] Bowman J, Jaeger J A G, Fahrig L. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 2002, 83(7): 2049-2055.
- [43] Saura S, Pascual-Hortal L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 83(2/3): 91-103.
- [44] Linehan J, Gross M, Finn J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning*, 1995, 33(1/2/3): 179-193.
- [45] Wang L, Yang B, Bai Y, Lu X Q, Corlett R T, Tan Y H, Chen X Y, Zhu J G, Liu Y, Quan R C. Conservation planning on China's borders with Myanmar, Laos, and Vietnam. *Conservation Biology*, 2021, 35(6): 1797-1808.
- [46] Pimm S L, Diamond J, Reed T M, Russell G J, Verner J. Times to extinction for small populations of large birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1993, 90(22): 10871-10875.
- [47] CBD. COP15: nations adopt four goals, 23 targets for 2030 in landmark UN Biodiversity agreement. (2022-12-19) [2024-02-26]. <https://www.cbd.int/article/cop15-cbd-press-release-final-19dec2022>.
- [48] 欧阳志云, 杜傲, 徐卫华, 臧振华, 唐小平, 邓毅, 苏杨, 崔国发, 庄优波, 马俊杰, 曹辉. 完善体制机制, 高质量建设国家公园. *国家公园(中英文)*, 2024(10): 605-612.
- [49] Bluhm H, Diserens T A, Engleder T, Heising K, Heurich M, Janík T, Jirků M, Klich D, König H J, Kowalczyk R, Kuijper D, Mačlanko W, Michler F U, Neumann W, Oeser J, Olech W, Perzanowski K, Ratkiewicz M, Romportl D, Šálek M, Kueimmerle T. Widespread habitat for Europe's largest herbivores, but poor connectivity limits recolonization. *Diversity and Distributions*, 2023, 29(3): 423-437.
- [50] 杨南, 王斌, 甘忠莉, 文芒才, 杨雄显. 西双版纳国家级自然保护区保护管理策略与成效探析. *林业建设*, 2022(5): 1-5.
- [51] 唐小平, 欧阳志云, 蒋亚芳, 马炜, 徐卫华, 陈尚, 刘增力. 中国国家公园空间布局研究. *国家公园(中英文)*, 2023(1): 1-10.
- [52] Mech L D, Isbell F, Krueger J, Hart J. Gray Wolf (*Canis lupus*) recolonization failure: a Minnesota case study. *The Canadian Field-Naturalist*, 2019, 133(1): 60-65.
- [53] 吕婷, 郑璇, 朱高凡, 汤永晶, 蒋桂莲, 李正玲, 陈明勇. 西双版纳勐腊亚洲象种群数量动态分析. *林业建设*, 2019(6): 91-96.
- [54] 陈飞, 张杰京, 王利繁, 熊朝永, 樊辉. 中国和老挝跨境区域亚洲象生境时空变化及保护成效. *生态学报*, 2024, 44(22): 10222-10233.
- [55] Nijman V, Shepherd C R. Trade in tigers and other wild cats in Mong La and Tachilek, Myanmar: A tale of two border towns. *Biological Conservation*, 2015, 182: 1-7.
- [56] 中华人民共和国外交部. 推动共建丝绸之路经济带和 21 世纪海上丝绸之路的愿景与行动. (2015-03-28) [2024-05-07]. https://www.fmprc.gov.cn/wjb_673085/zjg_673183/gjjs_674249/gjzyhygk_674253/ydyflh_692140/zywj_692152/201503/t20150328_10410165.shtml.