科学通报 2026 年 第 71 卷 第 28-29 期: 6779 ~ 6791
循古道尔世纪之路: 中国生物多样性研究与保护探索专辑 论 文
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

人类活动与气候变化背景下西藏非人灵长类分布现状及保护策略

朱宇航[1,2], 刘雨佳[1,2], 王雪宇[1,2], 王瑞云[1,2], 张宇晨[1,2], 李红[1,2], 张宏[3], 王凡[1,2], 李保国[4*], 黎大勇[1,2*]

1. 西华师范大学西南野生动植物资源保护教育部重点实验室, 南充 637009
2. 西华师范大学川金丝猴保护生物学四川省高等学校重点实验室, 南充 637009
3. 西藏自治区林业和草原局野生动植物和湿地资源管理处, 拉萨 850000
4. 西北大学陕西省秦岭珍稀濒危动物保育重点实验室, 西安 710069
* 联系人, E-mail: baoguoli@nwu.edu.cn; 980119lsc@163.com

2025-12-10 收稿, 2026-01-05 修回, 2026-03-12 接受, 2026-03-13 网络版发表
国家自然科学基金(32470509)和西藏自治区林业和草原局项目(GZFCG2023-16205)资助

摘要 全球气候变化与日益加剧的人类活动正深刻重塑青藏高原的生态格局, 区域内的非人灵长类物种的分布与栖息地也面临严峻挑战. 然而, 关于西藏地区非人灵长类物种分布现状的系统性评估, 以及与之相关的栖息地状况和保护成效, 仍然存在空白. 本研究构建了目前覆盖最广的西藏非人灵长类分布数据集, 涵盖区内7种非人灵长类. 在此基础上, 采用集成物种分布模型, 结合InVEST生境质量模型, 定量揭示各物种适宜栖息地格局、主要环境驱动因子及区域保护空缺. 集成模型表现优异(平均AUC=0.998, 平均TSS=0.983), 结果显示气候、地形、植被和人类活动共同决定了物种在区域尺度上的潜在分布. 高质量栖息地主要集中于西藏东南部和南部, 尤其在错那、墨脱和察隅形成连续的核心分布区. 通过积分叠加得到的优先保护区总面积约77711 km^2, 但仅有18个现有自然保护区参与覆盖, 其空间重叠面积约14948 km^2, 仅占优先保护区总面积的19.2%, 大量分布在山南市南缘和林芝市东南缘等区域的高质量适宜栖息地仍位于保护区体系之外. 进一步与西藏拟建国家公园空间布局对比发现, 规划的雅鲁藏布大峡谷、高黎贡山(西藏段)和珠穆朗玛峰国家公园与部分非人灵长类多样性热点具有较高的一致性, 但仍难以完全弥补西藏东南部等关键区域的保护空缺. 本研究系统评估了西藏非人灵长类的栖息地适宜性与保护缺口, 可为青藏高原非人灵长类及其保护地优化布局及国家公园体制下的管理决策提供科学依据.

关键词 非人灵长类, 集成物种分布模型, 分布格局, 保护空缺, 西藏

气候变暖、降水格局改变以及极端气候事件的增多, 正持续重塑物种的生存环境, 迫使许多物种向更高纬度和更高海拔地区迁移, 从而显著增加其灭绝风险[1,2]. 同时, 土地利用变化(如农业扩张、城市化、基础设施建设)也被认为是近几十年来生物多样性丧失的主要驱动之一[3]. 此外, 城市化与道路网络的扩张加剧了栖息地破碎化, 削弱了物种的连通性与群落稳定性[4]. 总体而言, 人类活动与气候变化的协同作用正在重塑物种分布、降低生态系统的冗余性, 并在全球范围内加速动物多样性的丧失[5].

作为与人类亲缘关系最近的生物, 非人灵长类正面临迫在眉睫的灭绝危机, 全世界范围内几乎有60%的灵长类物种被列为易危、濒危或极度濒危[6,7]. 具体到亚洲, 119种灵长类物种有73%受到威胁, 95%的种群受到威胁, 或者没有足够的信息作出有效评估[6,7]. 而中国作为亚洲第二多非人灵长类分布国, 是4亚科7属28

引用格式: 朱宇航, 刘雨佳, 王雪宇, 等. 人类活动与气候变化背景下西藏非人灵长类分布现状及保护策略. 科学通报, 2026, 71: 6779–6791
Zhu Y, Liu Y, Wang X, et al. Non-human primates distribution and conservation strategy in Xizang under human activities and climate change (in Chinese). Chin Sci Bull, 2026, 71: 6779–6791, doi: 10.1360/CSB-2025-5896

© 2026《中国科学》杂志社

种非人灵长类的家园, 其中有36%的物种被认为是特有种, 6种被列为极度濒危物种[8]. 但随着经济发展, 人类活动导致的生境变化正在不断造成对生物多样性和物种生存的负面影响[8~10].

中国西藏位于青藏高原的主体, 不仅是世界屋脊和亚洲多条大河的发源地, 更是全球生物多样性格局中的独特高地. 其极端的高寒环境、显著的海拔梯度以及横断山系的交错地形, 造就了丰富的物种成分、强烈的区系混杂和多个生物进化分化中心[11~13]. 高原生态系统对区域与下游的生态服务功能至关重要, 如水源调节、碳储存、土壤保持与气候缓冲作用等[14]. 然而, 随着人口增长、基础设施建设、道路开垦这些人类干扰和气候变化的加剧, 这些生态系统正承受沉重压力[14~17]. 这使得在这一地区开展有效的生物多样性保护显得尤为紧迫.

尽管中国已在高原地区设立了众多自然保护区, 但已有研究指出, 现有保护体系在覆盖生物多样性热点区、生态系统服务关键区和气候适应关键区方面仍存在空间缺口[13,16,17]. 尤其在西藏, 部分保护区在物种多样性保护与生态服务保障之间存在目标错位, 且在保护力度和管理有效性上尚有提升空间[16]. 值得注意的是, 西藏境内分布有8种非人灵长类, 占据中国非人灵长类约三分之一, 但相关研究相对匮乏[18]. 目前在西藏共发现8种非人灵长类动物, 包含2科5属. 分别是猴科猕猴属的猕猴(*Macaca mulatta*)、熊猴(*M. assamensis*)、白颊猕猴(*M. leucogenys*)和藏南猕猴(*M. munzala*), 仰鼻猴属的滇金丝猴(*Rhinopithecus bieti*), 长尾叶猴属的喜山长尾叶猴(*Semnopithecus schistaceus*), 乌叶猴属的戴帽叶猴(*Trachypithecus pileatus*)和长臂猿科白眉长臂猿属的西白眉长臂猿(*Hoolock hoolock*). 本次调查未发现西白眉长臂猿, 暂无其具体分布信息. 根据现有调查与文献汇总, 西藏非人灵长类各物种种群数量差异明显: 猕猴种群规模最大, 约17815只, 在区内分布最广; 熊猴约3570只, 属中等种群规模; 白颊猕猴种群数量约为1000~1500只, 藏南猕猴约1000只, 喜山长尾叶猴约1300只, 均已属于相对有限的小种群; 滇金丝猴数量700~800只, 戴帽叶猴种群数量不足500只, 西白眉长臂猿仅约450只, 其中数种已呈现典型的小种群和局域种群特征, 对栖息地丧失、破碎化及人为干扰尤为敏感. 这些物种不仅涵盖了多样的分类单元, 反映出复杂的生态适应与进化特征, 而且其多数种群规模有限、分布呈破碎化格局, 受人类干扰和气候变化影响尤为敏感. 作为高海拔地区的典型代表, 这些非人灵长类的存续对于维系中国乃至亚洲非人灵长类的整体多样性和演化潜力具有不可替代的价值. 然而, 目前各物种的分布格局与保护现状尚未厘清, 亟需开展系统性的研究与评估.

物种分布模型(species distribution model, SDM)能够推算各灵长类动物的当前分布格局, 但使用任一的单一模型都存在局限性. 随着输入数据发生变化, 单一模型的性能也可能变得不稳定[19,20]. 因此, 集成物种分布模型(ensemble SDM)往往能够在不同算法结果的互补中获得更高的预测精度[21]. 然而, 集成物种分布模型本身仅基于物种与环境变量的相关性进行预测, 缺乏对生境质量与土地覆盖实际状况的考量, 这在一定程度上可能导致预测结果与实际情况偏离[22]. 在缺乏足够物种分布数据的情况下, 可以通过投资生境质量模型对景观上的生境退化程度和生境质量水平进行定量评估, 从而补充对生物多样性的解释[22]. 将生境质量评价结果与物种分布模型相结合, 能够有效克服单一模型的局限性, 获得更加可靠的保护研究成果[23~25]. 这也能更好地确立基于生态系统服务功能的理论优先保护区域, 为管理的实际决策提供有效的参考依据[22].

基于以上分析, 本研究拟针对西藏非人灵长类: (1) 阐明其空间分布格局和潜在适宜栖息地; (2) 划分优先保护区, 明确保护空缺范围; 旨在为西藏灵长类多样性及其栖息地的保护与管理提供科学依据.

1 研究地点与方法

1.1 研究区域

西藏位于北纬26°52′~36°32′、东经78°24′~99°06′, 面积约120万km^2(图1). 北部为高原山系, 南部为雅鲁藏布江山谷, 东南部呈南北向峡谷地貌, 海拔由西北5000 m以上递降至东南4000 m以下. 其中85.1%的陆地面积都处在海拔4000 m之上[26]. 西藏气温和降水均呈由东南向西北递减的格局, 区域内分布着大量河流与湖泊. 植被类型同样随地理梯度变化明显, 从东南向西北依次过渡为森林、草甸、草原、荒漠及高山植被. 同时西藏也是全球生物多样性保护的重要热点区域之一[27].

根据西藏生态环境与林草部门公布的数据, 西藏设立自然保护地102处, 总面积460061.41 km^2, 其中各级自然保护区共47个包括: 11个国家级保护区、12个

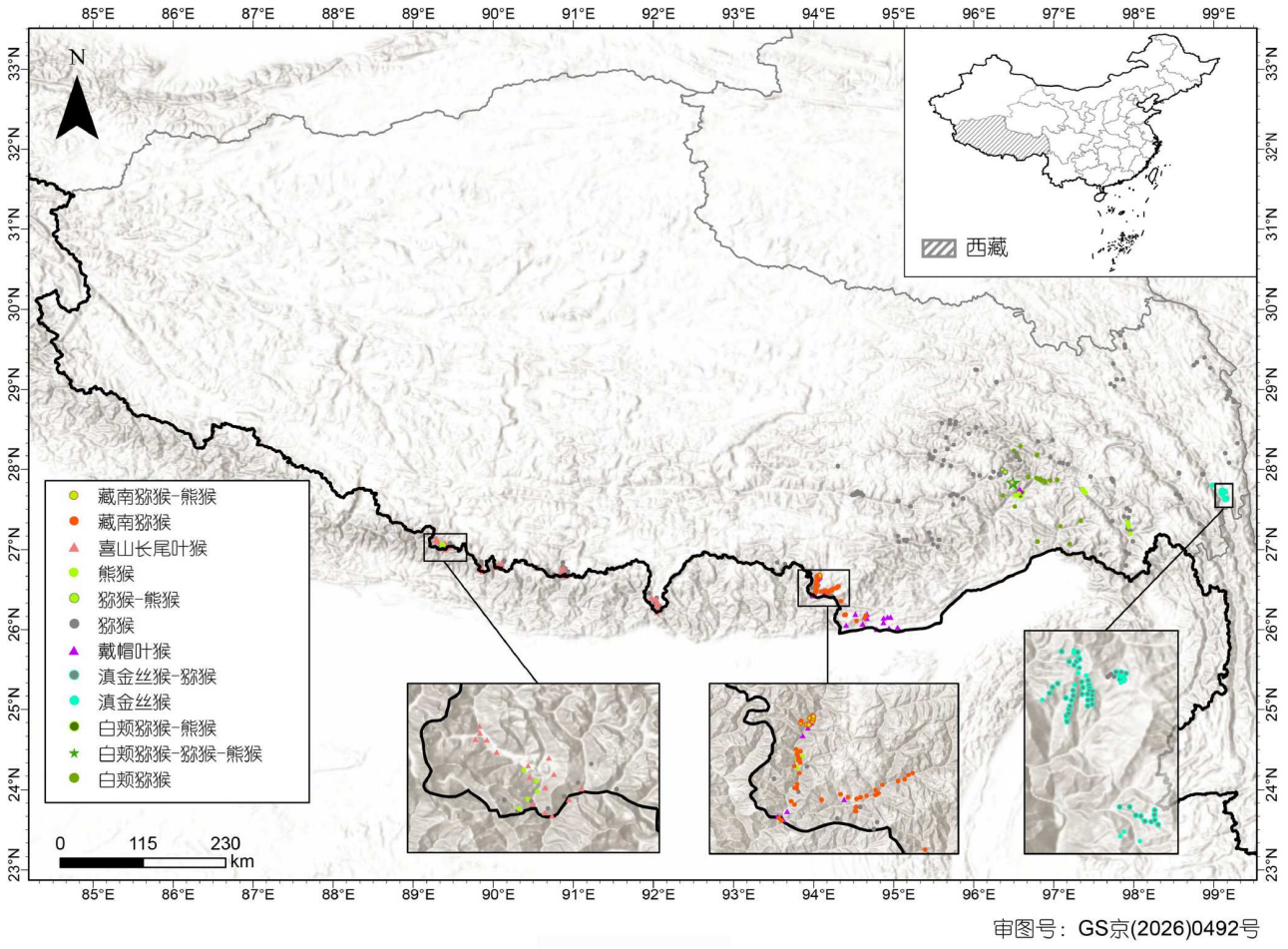


图 1 研究区域及各非人灵长类物种分布点位
Figure 1 Study area and occurrence records of non-human primate species

省级保护区和24个地市县级保护区，总面积达41.22万km^2, 占全区土地总面积的34.35%, 在全国位居第一.

1.2 物种分布点位收集和环境变量选择

物种位点数据来源于所在研究团队红外相机、样线调查、访问调查、文献资料、考察报告、出版图书, 以及GBIF(https://www.gbif.org/)和IUCN(https://iucn.org/)数据库获得的公开点位数据.

红外相机数据来源于团队2020~2024年在西藏不同时间段安放的257台红外相机，涉及区域：芒康县、左贡县、米林市、朗县、桑日县、加查县、八宿县、墨脱县. 监测区采用1 km×1 km网格化处理，红外相机布设在林间开阔地、山脊、兽道、水源地附近及其他猴群可能出现的地方. 红外相机设置为连续拍摄3张照片加录制1段10 s的视频, 拍摄间隔设置为1 s. 每季度更换一次电池和内存卡. 后期通过人工识别比对确认并命名照片中出现的非人灵长类.

同期还开展了样线调查，样线长度均在3 km以上. 直接记录和收集非人灵长类的粪便、取食、活动等痕迹，并记录其发生的时间和GPS点位. 本研究共获取1080条样线，调查到灵长类分布县域：芒康县、左贡县、八宿县、波密县、察隅县、墨脱县、米林市、八宜区、加查县、桑日县、错那市、定日县、聂拉木县、吉隆县.

在调查期间，研究团队访问了一线野生动物保护工作人员15人，包括当地护林员、保护区管理人员及林业和草原局相关工作人员. 还包括当地居民、外来务工人员共计300人. 访问内容大致为：对应区域内有无非人灵长类活动、目击或是听说、非人灵长类活动的具体区域和该事件的发生时间. 后期剔除物种分布

信息不能明确的访问记录，只保留具有明确分布信息的. 调查到灵长类分布县域包括: 芒康县、察隅县、波密县、墨脱县、错那市(县级市)、洛扎县、亚东县、定结县、定日县、聂拉木县.

研究共选择29个环境变量，涵盖地形、气候、植被和人为干扰四类环境变量(表S1). 其中，在地理空间数据云平台(https://www.gscloud.cn/)获得数字高程数据，再利用ArcGIS Pro获得地形变量坡度、坡向. 气候变量来源于WorldClim(https://worldclim.org/)平台公开的19个生物气候变量. 归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)和人为干扰变量放牧强度数据集，从国家生态科学数据中心(https://www.nesdc.org.cn/)获取，植被类型数据来源于资源环境科学数据平台(https://www.resdc.cn/). 人类影响指数(Human Influence Index, HII)数据来自美国国家航空航天局(National Aeronautics and Space Administration, NASA)的社会经济数据和应用中心. 土地覆盖类型数据在Zenodo网站(https://zenodo.org/)获得. 将获得的道路、水系数据利用Arcgis领域分析中的近邻分析获得道路和水系的距离. 采用ArcGIS Pro对环境变量图层进行掩膜和重采样，获得统一象元、边界和坐标的图层，地理和投影坐标为WGS_1984_UTM_Zone_45N，栅格大小为1 km×1 km(象元1000).

1.2.1 非人灵长类分布预测

在R平台上使用BIOMOD2软件包(版本3.5.1)对西藏几种灵长类动物的当前适宜栖息地进行建模[28]，在BIOMOD2中测试十种建模算法，并选择表现更好的模型用于集成预测，分别为: 广义线性模型(generalized linear model, GLM)、广义提升模型(generalized boosting model, GBM)、分类树分析(classification tree analysis, CTA)、广义加性模型(generalized additive model, GAM)、人工神经网络(artificial neural network, ANN)、表面范围包络模型(surface range envelope, SRE)、灵活判别分析(flexible discriminant analysis, FDA)、多元自适应回归样条(multivariate adaptive regression splines, MARS)、随机森林(random forest, RF)以及最大熵模型(maximum entropy model, MAXENT). 为确保建模结果的稳健性，针对每个物种采用最优模型组合进行50次重复计算预测，每次划分80%的数据用于训练，20%的数据用于测试模型性能[28]. 模拟结果的性能通过两个指标进行评估: 曲线下面积(area under curve, AUC)和真实技能统计量(true skill statistic, TSS). AUC值的范围在0到1之间，数值越接近1说明预测精度越高. 具体而言, AUC值在0.9~1.0表示预测性能极高; 0.8~0.9表示精度很强; 0.7~0.8表示精度可接受; 而低于0.5则表示预测失败[29].

1.2.2 非人灵长类生境评价

灵长类栖息地质量分析需要整合多种指标和建模方法，以定量评估生态系统所提供的多样化效益. 使用InVEST模型以评估西藏灵长类生境质量. 采用InVEST模型中的生境质量(HQ)模块，该模块以土地利用类型数据为基础，分析该模块基于土地利用数据，结合威胁源对生境斑块的干扰强度及生境适宜性，对生境质量进行综合评价[22,30]，我们咨询专家意见选取威胁源的权重及相对敏感度(表S2和S3).

1.2.3 模型整合与分析

将物种分布模型得到的预测结果在ArcGIS 10.8中进行叠加，得到西藏灵长类空间分布格局，并使用最优TSS阈值作为各个物种适宜分布区和非适宜分布区的分类标准，随后使用自然断点法将各适宜区划分为高、中、低三类.

将InVEST模型输出的生境质量评价结果分为高、中、低和极低四类，其中高质量区和中质量区定义为优质生境区域，剩余区域作为非优先生境区域.

依据物种分布栖息地、生境质量及现有保护区进行积分叠加，划定西藏灵长类动物生境保护的空间优先分区(已在保护区内，物种适宜且生境质量高)和优先保护空缺(保护区外的高质量适宜区，需优先纳入保护).

2 研究结果

2.1 分布预测及空间分布

采用BIOMOD2平台中的十种物种分布建模方法进行分析. 各非人灵长类的TSS平均值为0.983，最低值为0.921，而AUC平均值为0.998，最低值为0.989(表1).

对于猕猴，GBM、GAM、MARS和RF为其集成模型组合; 对于熊猴，GBM、CTA、FDA和RF为其集成模型组合; 对于白颊猕猴，GBM、CTA、FDA和RF为其集成模型组合; 对于藏南猕猴，GBM、FDA、MARS和RF为其集成模型组合; 对于滇金丝猴，GBM、GAM、FDA和RF为其集成模型组合; 对于喜山长尾叶猴，GBM、FDA、RF和MAXENT为其集成模型组合; 对于戴帽叶猴，GBM、FDA、MARS和RF为其集成模

表 1 物种分布模型评估结果及主要影响因子[a)]

Table 1 Evaluation of species distribution models (SDMs) and key environmental drivers

物种名	物种出现点位数	模型采用点位数	适宜栖息地面积(km^2)	TSS	ROC	主要环境因子
猕猴	283	195	80242	0.921	0.989	NDVI
熊猴	54	45	7021	0.997	1	bio1
白颊猕猴	36	32	13537	0.997	0.999	dem
藏南猕猴	51	46	2934	0.991	0.998	dem
滇金丝猴	69	35	527	0.992	0.999	dem
喜山长尾叶猴	44	44	636	0.999	1	dem
戴帽叶猴	28	28	20114	0.983	0.998	clcd

a) ROC, 受试者工作特征曲线; NDVI, 归一化植被指数

型组合(表S4, 图S1).

在西藏, 七种非人灵长类的适宜栖息地空间格局存在明显差异(表1, 图2). 猕猴主要分布于林芝市、昌都市及山南市南部和日喀则市南缘, 适宜栖息地面积约80242 km^2; 熊猴以林芝市和山南市南部为核心分布区, 并延伸至日喀则市南部及昌都市东南缘, 适宜栖息地约7021 km^2; 白颊猕猴主要集中于林芝市的墨脱县、察隅县、巴宜区及山南市东南部, 适宜栖息地约13537 km^2; 藏南猕猴仅见于山南市错那市西南部, 适宜栖息地约2934 km^2; 滇金丝猴局限于昌都市芒康县境内的芒康滇金丝猴国家级自然保护区, 适宜栖息地约527 km^2; 喜山长尾叶猴分布于日喀则市吉隆县、聂拉木县、定日县、定结县和亚东县等靠近边境的破碎斑块, 适宜栖息地约636 km^2; 戴帽叶猴主要分布在山南市错那市、隆子县以及林芝市墨脱县、巴宜区和察隅县, 适宜栖息地面积约20114 km^2(表S5).

各物种对于环境变量响应情况各不相同(表1, 图3和图S2), 猕猴的主导环境变量是归一化植被指数因子, 熊猴的主导环境变量是年均温因子, 白颊猕猴、藏南猕猴、滇金丝猴和喜山长尾叶猴的主导环境变量都是海拔因子, 戴帽叶猴的主导环境变量是土地覆盖类型因子.

我们通过叠加各个灵长类动物的适宜栖息地得到西藏灵长类丰富度分布格局(图4), 非人灵长类优先保护区主要集中在东南部气候温湿、森林密布的区域, 如山南市南部(错那、洛扎、隆子、加查)及林芝市南缘(波密、墨脱、察隅南部)等地.

2.2 生境评价

InVEST模型结果表明针对灵长类动物的西藏生境质量范围在0~0.9, 质量等级为高(0.7~0.9)、中(0.499~0.699)、低(0.1~0.399)、极低(0~0.099)(图5(a)). 西藏非人灵长类的优质生境主要分布在西南部地区, 尤其集中于错那、墨脱和察隅三县. 优质生境(生境质量等级高和中)的面积达385221 km^2, 主要集中在西藏的东部和西南部, 其中东部的优质生境呈现出破碎斑块化, 相比于东南部的连通性大斑块生境, 也是不利于灵长类动物生存的.

2.3 优先适宜生境

为了得到非人灵长类的优先适宜生境, 我们积分叠加物种适宜栖息地(图5(b))和InVEST模型的结果, 重点关注优先保护区和优先保护空缺(图5(c)). 结果显示, 优先保护区总面积约77711 km^2, 占总体潜在栖息地(101682 km^2)的76.4%, 即约23.6%的区域为低质量或受干扰生境被剔除后, 剩余高适宜栖息地总体集中但存在破碎化.

2.4 保护空缺分析

为评估现有保护体系对西藏非人灵长类栖息地的覆盖成效并识别潜在的保护空缺, 我们对优先保护区与现有自然保护区进行比较, 得到目前西藏非人灵长类的保护空缺(图6). 结果显示, 优先保护区中仅有18个现有自然保护区参与覆盖, 空间重叠面积约14948 km^2, 占优先保护区总面积的19.2%(表S6). 现有保护区体系对非人灵长类核心分布区的覆盖度相对较高, 尤其是雅鲁藏布大峡谷、珠穆朗玛峰及芒康滇金丝猴等国家级自然保护区, 有效保护了部分关键种群和高质量森林栖息地. 然而, 山南市南部(错那、洛扎、隆子、加查等县)及林芝市南缘(波密、墨脱、察隅南部)仍存在明显的保护空缺, 构成当前保护体系的薄弱环节.

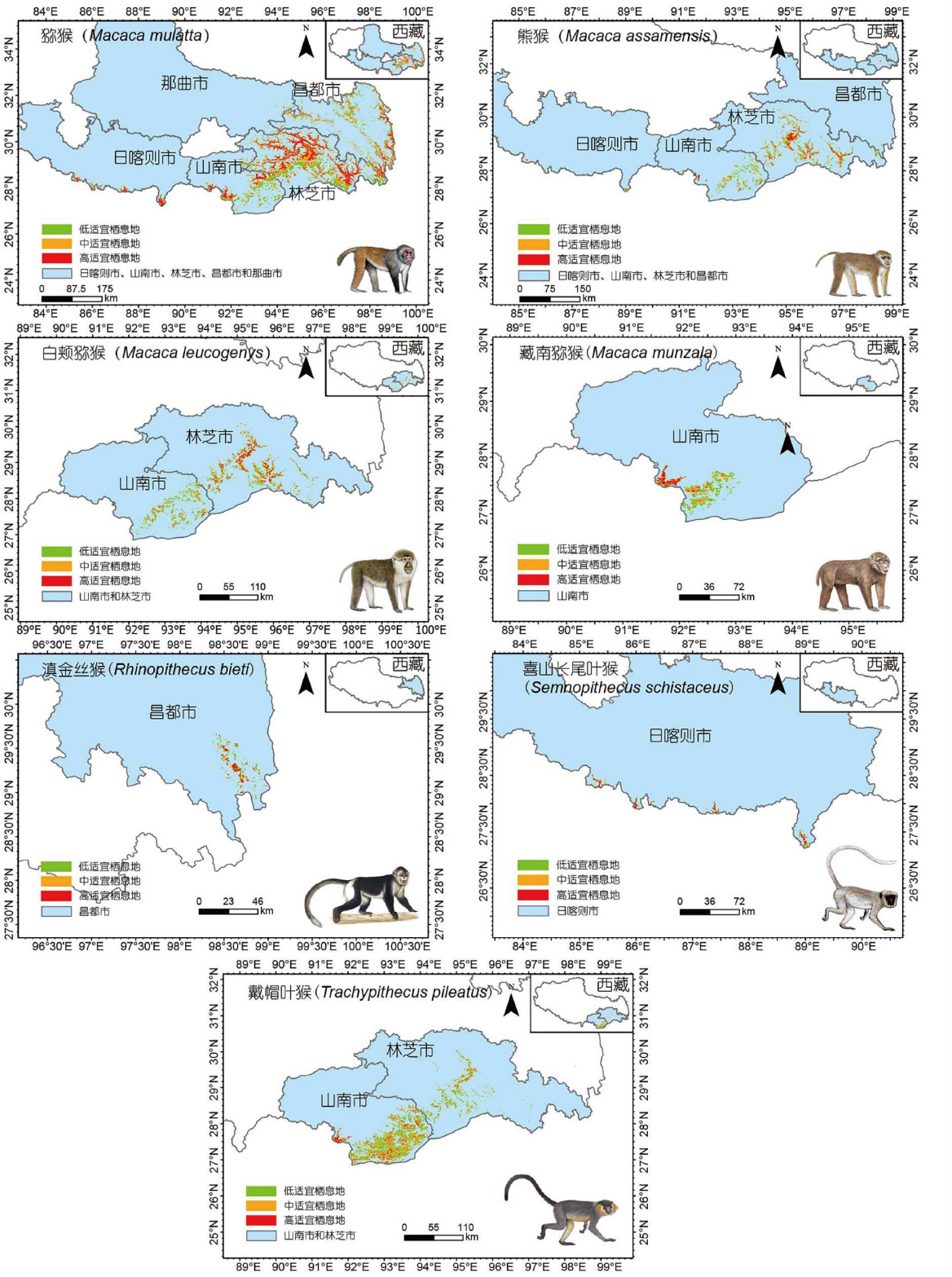


图 2 西藏非人灵长类适宜栖息地分布图. 图中猴类画像出自斯蒂芬·D.纳什手绘插图, 来自《世界灵长类图鉴》(董贵信等编著, 商务印书馆, 2025)

Figure 2 Habitat suitability of non-human primates in Xizang. The monkey illustrations in the figure are hand-drawn by Stephen D. Nash and are reproduced from Primate Atlas of the World (Compiled and written by Guixin Dong et al., The Commercial Press, 2025)

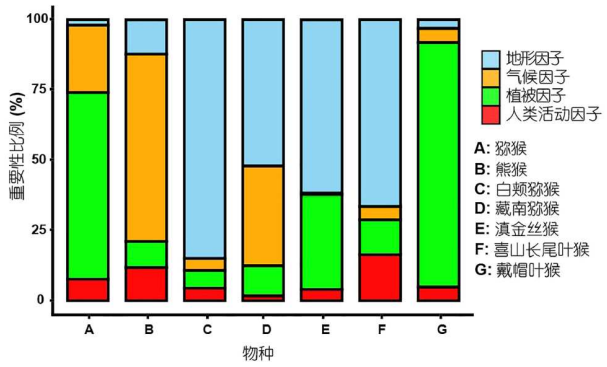


图 3 各物种各类环境变量重要性
Figure 3 Relative importance of environmental variables for each species

3 讨论

灵长类动物是动物界中仅次于啮齿目和翼手目的第三大进化程度高且具有多样性的类群；非人灵长类作为人类的近亲，不仅是热带、亚热带和温带生态系统的重要组成部分，也在民族与宗教文化中发挥着不可替代的作用[6,31,32]. 西藏是中国非人灵长类动物多样性最丰富的地区之一[33]，包括青藏高原东南缘在内的西南地区是中国乃至东亚灵长类多样性与保护的关键区域[34]. 然而, 目前仅有一个保护区被明确划定用于保护非人灵长类动物(芒康滇金丝猴国家级自然保护区)[35]. 这表明对于该地区的非人灵长类动物的保护关注是有限的. 核对过往已有种群记录, 猕猴、熊猴、滇金丝猴种群数量均呈增长趋势, 地方保护成效较好.

本研究对西藏非人灵长类的空间分布和栖息地质量进行了综合分析，考虑了自然条件和人类活动对于非人灵长类的潜在分布的影响，提高了西藏非人灵长类多样性热点和保护空缺识别的准确性. 西藏地区现在正在经历城市化发展，自然栖息地的减少和破碎化问题日益严重, 尤以偏远地区更是如此, 这些区域往往还缺乏关于濒危和稀有物种分布的信息[36,37].

在物种分布模型结果中，7种非人灵长类表现出由不同类型环境因子“主导”的格局，猕猴和戴帽叶猴受

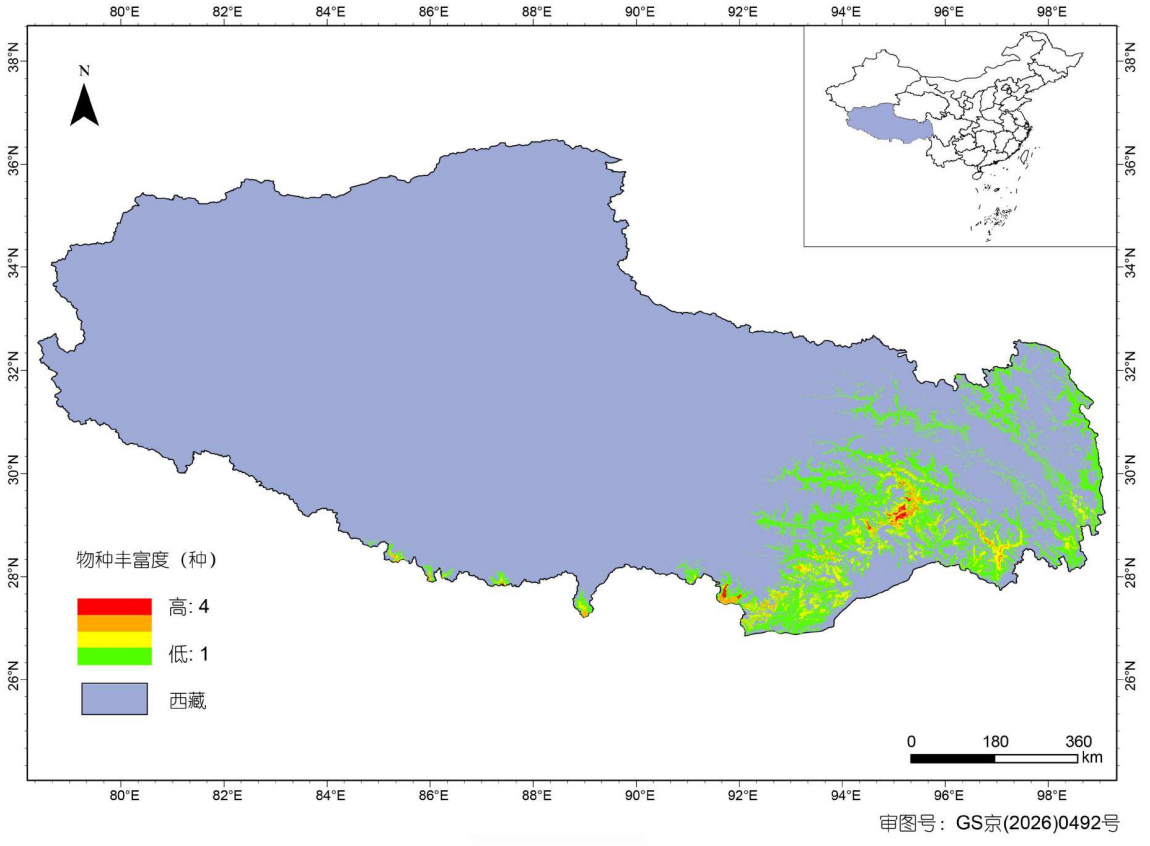


图 4 西藏非人灵长类丰富度分布格局
Figure 4 Species richness patterns of non-human primates in Xizang

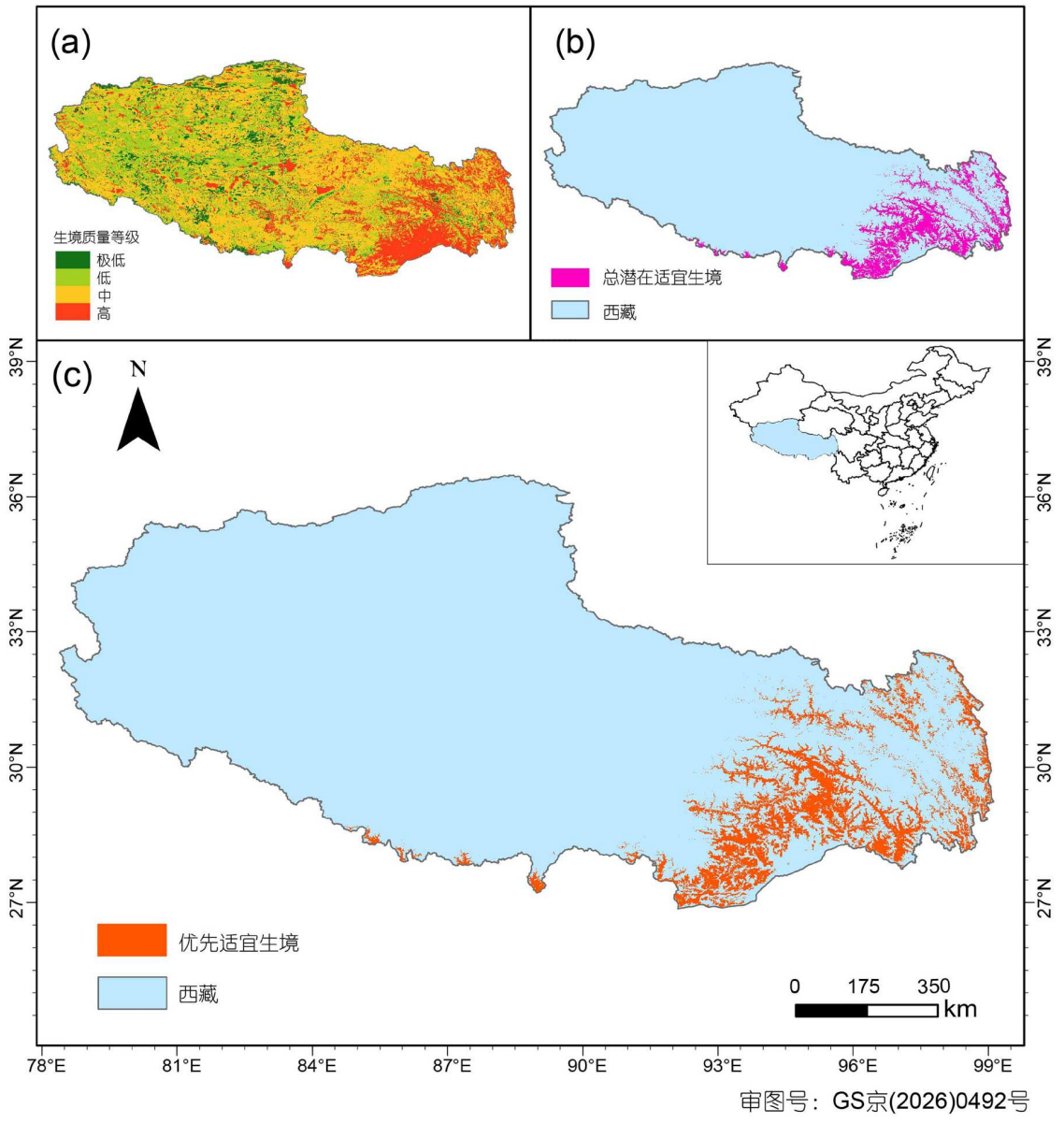


图 5 西藏优先适宜栖息地及生境质量图
Figure 5 Priority suitable habitats and habitat quality in Xizang

植被条件驱动, 熊猴主要受生物气候因子限制, 白颊猕猴、藏南猕猴、滇金丝猴和喜山长尾叶猴则以地形因子为主.

具体而言, 猕猴受植被归一化指数影响, 这是因为猕猴是典型的林缘物种, 更常在森林和林缘区域活动, 早有研究证实了同为猕猴属的日本猕猴(*M. fuscata*)对于森林边缘的利用占其栖息地选择的比重显著[38], 此外, 早期基于无线电跟踪的栖息地利用研究也证实猕猴群体在各种背景下更常在森林和林缘区域活动, 相比于开放或农用地, 其对森林连续性与边缘资源依赖更强[39]. 白颊猕猴和藏南猕猴对海拔的响应, 更多可能反映它们生态位的偏好和垂直生态位的分化, 藏南猕猴主要分布在2000~3500 m的高海拔森林区域[40], 白颊猕猴分布在稍低海拔区(1000~2700 m), 说明这种海拔响应不仅是统计上的变量贡献, 更反映了物种对垂直生态位的选择和适应性. 滇金丝猴对于海拔的响应则体现出滇金丝猴作为典型高山非人灵长类的生态学特征[41]. 喜山长尾叶猴分布于约1800~4000 m的海拔林

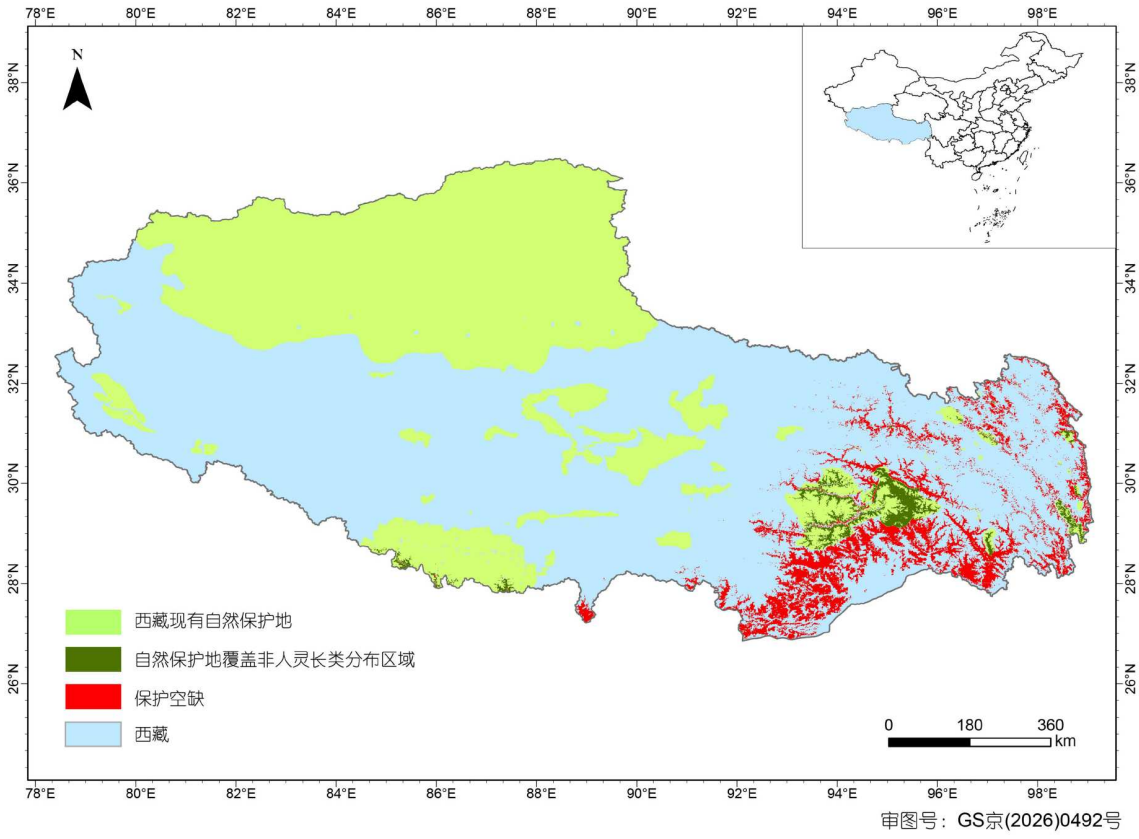


图 6 西藏非人灵长类保护空缺图
Figure 6 Conservation gaps for non-human primates in Xizang

带，其较广泛的海拔分布反映了物种本身的生态耐受范围. 戴帽叶猴对土地利用类型的响应反映了其高度依赖森林植被觅食和栖息的生态习性[42]. 熊猴响应年均温，气候会影响食果性、食叶性和食虫性 灵长类物种，因为它们的食物供应与水果或昆虫发育的分布有关[43].

需要强调的是，本研究基于统一的空间分辨率和区域尺度开展建模，而各物种的分布点位密度、采样充分性以及生态学特征并不相同，因此这类“主导因子”的结果更适合被理解为在当前尺度下，不同环境梯度对物种潜在分布的相对贡献差异，而不宜简单上升为对单一物种生态位机制的精确结论[44~46].

从整体上看，地形、生物气候和植被因子共同刻画了西藏大尺度的环境异质性，并在区域尺度上共同约束了非人灵长类的潜在分布范围；人类活动相关因子在模型中的贡献率整体较低，更可能反映的是：在当前空间尺度、数据精度和开发强度背景下，自然环境梯度仍然是决定物种分布的首要约束，而非简单忽略人类干扰对种群的实际影响. 尽管本研究结果中人类活动因子的影响不是主要的，但放牧和道路对于非人灵长类热点地区的干扰仍很严重[27,47]. 目前西藏东南部没有任何保护区，但已被确定为保护两栖动物多样性的重要地点[48,49]，它也是关键调节生态系统服务的一个重要领域[36,50]. 因此，在该地区受到更严重的人类活动干扰之前，需要进行研究来评估这些保护需求.

西藏现有保护区只覆盖了本研究的优先保护区的一小部分，存在着较大的保护空缺，其中工布省级保护区、雅鲁藏布江大峡谷国家级自然保护区和珠峰国家级自然保护区等覆盖区域属多样性热点区，起到了重要的庇护作用. 国家级自然保护区占比最大，行政管理水平最高，这表明那些覆盖的优先保护区的保护状况相对良好.

从国家公园体制建设的视角来看，本研究识别的非人灵长类多样性热点和保护空缺，与西藏未来保护地体系的空间规划存在重要的契合. 根据国家林草局印发的《国家公园空间布局方案》(https://www.for-

estry.gov.cn/c/www/ze/29773.jhtml), 西藏目前规划设立5个国家公园: 新设雅鲁藏布大峡谷和高黎贡山(西藏段)国家公园, 并通过整合与扩展现有保护地设立羌塘、冈仁波齐—玛旁雍错和珠穆朗玛峰国家公园. 其中, 雅鲁藏布大峡谷、高黎贡山(西藏段)和珠穆朗玛峰国家公园的规划范围, 与本研究指出的部分非人灵长类高质量栖息地和多样性热点区在空间上具有较高的一致性, 有望在国家公园正式设立和分区管控优化后, 能为非人灵长类多样性提供更有效的保护. 扩大的保护地不仅将更多优先区域纳入保护管理之下, 还能把保护重要自然生态系统的完整性与原真性这一目标更近一步[50].

与已纳入保护区体系的区域相比, 西藏东南部及日喀则市的亚东县仍存在若干未被覆盖的保护空缺. 其中, 西藏东南部的空缺呈破碎化、斑块化分布, 建议以现有保护地为核心节点, 通过“核心—缓冲—廊道”的辐射式布局提升连通性与覆盖度. 相较之下, 亚东县境内灵长类物种丰富度较高且优先保护地重叠度大, 但目前仍为未来规划体系中的明显空白, 建议将其列入中短期优先纳入范围.

不同功能类群的非人灵长类在对威胁因子的敏感性上存在显著差异, 这意味着, 即便优先保护区在空间上重叠, 不同物种在管理措施与保护优先级上的侧重点也应有所区分. 值得注意的是, 本研究识别出的非人灵长类优先栖息地, 特别是山南南缘和林芝东南缘, 与以往针对两栖类多样性和生态系统服务的优先区评估结果在空间上高度重叠[48], 表明该区域很可能是“多类群、多功能”的综合保护热点. 与其为不同类群分别新划若干零散保护地, 不如在这些区域优先推动统一规划和一体化管理, 以提高保护投入的整体收益.

研究数据集主要来自实地调查监测数据和可靠的公开在线平台, 涵盖了大部分物种的重要分布区域. 尽管并未对所有物种的分布区域进行全面调查, 但这也在侧面反映出西藏非人灵长类的分布范围较小, 相关记录较为有限. 这导致部分物种的建模结果未能获得足够的样本量, 未来需要通过更多的调查研究来丰富这些基础生物学信息.

4 结论

西藏是中国非人灵长类多样性的重要堡垒, 但生态系统极为脆弱. 青藏高原生态系统有着在高海拔、低温、低氧和强辐射条件下维持脆弱平衡的特点[51]. 遭受道路、旅游或放牧等干扰之后, 其恢复周期长、风险不可逆, 这使得灵长类对生境完整性和连通性的依赖尤为突出.

自然环境梯度仍是当前尺度下决定非人灵长类动物分布的主导因素, 人类干扰效应在局部地区表现突出. 地形、生物气候和植被因子共同塑造了西藏非人灵长类的潜在分布格局. 人类活动因子在模型中的贡献率相对较低, 更可能反映出西藏整体开发强度尚低、环境梯度强烈的背景, 而非人类干扰“不重要”. 结合野外调查, 放牧扩张、道路穿越和局地旅游开发已在部分热点区域对栖息地质量和连通性构成明显威胁, 小种群隔离和遗传退化风险不容忽视.

现有自然保护地体系对灵长类优质栖息地覆盖不足, 藏区东南部和亚东县是突出的保护空缺. 优先保护区仅有少数自然保护区参与覆盖, 重叠面积不足总优先区的五分之一, 大量高适宜度栖息地仍分布在保护区体系之外. 规划的国家公园与灵长类多样性热点具有一定空间重叠, 但仍难完全弥补保护空缺, 亟需在国家公园边界优化和自然保护地体系整合中引入灵长类优先栖息地信息.

西藏非人灵长类保护需要从单一物种转向景观尺度、跨境协同与社区共管. 鉴于西藏复杂的地形–气候双重隔离效应和边境线漫长的跨境生态格局, 单一保护区或单一行政区难以有效管理. 未来保护工作应在区域生态安全和国际合作的框架下, 突出“核心栖息地–生态廊道–缓冲地带”的景观格局优化, 并通过与周边国家和省区的联合监测、跨境协作及社区共管机制, 提升西藏非人灵长类及其生境的整体保护效能.

参考文献

1 Thomas C D, Cameron A, Green R E, et al. Extinction risk from climate change. Nature, 2004, 427: 145–148

2 Chen I C, Hill J K, Ohlemüller R, et al. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science, 2011, 333: 1024–1026

3 Cardinale B J, Duffy J E, Gonzalez A, et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature, 2012, 486: 59–67

4 Seto K C, Güneralp B, Hutyra L R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. Proc Natl

Acad Sci USA, 2012, 109: 16083–16088
5 Harfoot M B J, Johnston A, Balmford A, et al. Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. Nat Ecol Evol, 2021, 5: 1510–1519
6 Estrada A, Garber P A, Rylands A B, et al. Impending extinction crisis of the world's primates: why primates matter. Sci Adv, 2017, 3: e1600946
7 Estrada A, Garber P A, Mittermeier R A, et al. Primates in peril: the significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. PeerJ, 2018, 6: e4869
8 Li B, Li M, Li J, et al. The primate extinction crisis in China: immediate challenges and a way forward. Biodivers Conserv, 2018, 27: 3301–3327
9 Liu J. China's road to sustainability. Science, 2010, 328: 50
10 Ren G, Young S S, Wang L, et al. Effectiveness of China's National Forest Protection Program and nature reserves. Conservation Biol, 2015, 29: 1368–1377
11 Bai-ping Z, Xiao-dong C, Bao-lin L, et al. Biodiversity and conservation in the Tibetan Plateau. J Geogr Sci, 2002, 12: 135–143
12 Bai D F, Chen P J, Zhou W X, et al. Assessment of habitat suitability of the snow leopard (*Panthera uncia*) in Qomolangma National Nature Reserve based on MaxEnt modeling. Zool Res, 2018, 39: 373–386
13 Li Y, Li C, Zhou W, et al. Identification of conservation priority areas on the Qinghai-Xizang Plateau considering habitat, biodiversity, ecosystem services, and human well-being. J Environ Manage, 2025, 393: 127113
14 Li Y, Xu R, Yang K, et al. Contribution of Tibetan Plateau ecosystems to local and remote precipitation through moisture recycling. Glob Change Biol, 2023, 29: 702–718
15 Jiang M, Zhao X, Wang R, et al. Assessment of conservation effectiveness of the Qinghai-Xizang Plateau nature reserves from a human footprint perspective with global lessons. Land, 2023, 12: 869
16 Xu K, Wang X, Wang J, et al. Effectiveness of protection areas in safeguarding biodiversity and ecosystem services in Xizang Autonomous Region. Sci Rep, 2022, 12: 1161
17 Ji J, Yu Y, Zhang Z, et al. Notable conservation gaps for biodiversity, ecosystem services and climate change adaptation on the Tibetan Plateau, China. Sci Total Environ, 2023, 895: 165032
18 Li B G, Zhang H, Li M, et al. Assessment of habitat suitability of the snow leopard. Zool Res-Diversity Conserv, 2024, 1: 66–74
19 Gan T, He Z, Xu D, et al. Modeling the potential distribution of *Hippophae rhamnoides* in China under current and future climate scenarios using the biomod2 model. Front Plant Sci, 2025, 16: 1533251
20 Grimmett L, Whitsed R, Horta A. Presence-only species distribution models are sensitive to sample prevalence: evaluating models using spatial prediction stability and accuracy metrics. Ecol Model, 2020, 431: 109194
21 Di Febbraro M, Bosso L, Fasola M, et al. Different facets of the same niche: integrating citizen science and scientific survey data to predict biological invasion risk under multiple global change drivers. Glob Change Biol, 2023, 29: 5509–5523
22 Yang H, Zhang H, Wang Y, et al. Urban bird diversity conservation plan based on the MaxEnt model and InVEST model: a case study of Jinan, China. Ecol Indic, 2025, 174: 113463
23 Jeong A, Kim M, Lee S. Analysis of priority conservation areas using habitat quality models and MaxEnt models. Animals, 2024, 14: 1680
24 Wang F, Yuan X, Sun Y, et al. Species distribution modeling based on MaxEnt to inform biodiversity conservation in the Central Urban Area of Chongqing Municipality. Ecol Indic, 2024, 158: 111491
25 Liu R, Kong H, Wang Q, et al. Identify priority protected areas for biodiversity conservation adapting to future climate and land cover changes. Ecol Indic, 2025, 170: 113068
26 Yao T, Thompson L G, Mosbrugger V, et al. Third Pole Environment (TPE). Environ Dev, 2012, 3: 52–64
27 Li S, Wu J, Gong J, et al. Human footprint in Xizang: assessing the spatial layout and effectiveness of nature reserves. Sci Total Environ, 2018, 621: 18–29
28 Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, et al. BIOMOD–a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography, 2009, 32: 369–373
29 Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecol Model, 2006, 190: 231–259
30 Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Front Ecol Environ, 2009, 7: 4–11
31 Estrada A, Garber P A, Gouveia S, et al. Global importance of Indigenous Peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. Sci Adv, 2022, 8: eabn2927
32 Guy Cowlishaw, Dunbar R I M. Primate Conservation Biology. Chicago: University of Chicago Press, 2000
33 Fan P F, Ma C, Fan P F, et al. Extant primates and development of primatology in China: publications, student training, and funding. Zool Res, 2018, 39: 249–254
34 Zhang H, Lu J, Tang S, et al. Southwest China, the last refuge of continental primates in East Asia. Biol Conserv, 2022, 273: 109681
35 Xiang Z F, Huo S, Wang L, et al. Distribution, status and conservation of the black-and-white snub-nosed monkey *Rhinopithecus bieti* in Xizang.

Oryx, 2007, 41: 525–531
36 Li S, Zhang H, Zhou X, et al. Enhancing protected areas for biodiversity and ecosystem services in the Qinghai-Xizang Plateau. EcoSyst Services, 2020, 43: 101090
37 Ye C, Wang S, Wu X, et al. Targeted synergistic priorities for conserving biodiversity, carbon, and water on the Qinghai-Tibetan Plateau. Earths Future, 2025, 13: e2024EF004802
38 Ebihara H, Takatsuki S. Human effects on habitat use of Japanese macaques (*Macaca fuscata*): importance of forest edges. Mammal Study, 2021, 46: 131
39 Imaki H, Koganezawa M, Maruyama N. Habitat selection and forest edge use by japanese monkeys in the Nikko and Imaichi area, Central Honshu, Japan. Biosphere Conserv Nat Wildlife Humans, 2006, 7: 87–96
40 Sinha A, Datta A, Madhusudan M D, et al. Macaca munzala: a new species from Western Arunachal Pradesh, Northeastern India. Int J Primatol, 2005, 26: 977–989
41 Yongcheng L, Tai Z, Li X, et al. Status and conservation strategy of the Yunnan snub-nosed monkey. Biodiv Sci, 1996, 4: 145–152
42 Chetry D, Ahmed T. *Trachypithecus phayrei*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2021
43 Liu X J. Effect of food nutrient content on food selection of Assamese macaque (in Chinese). Master Thesis. Guilin: Guangxi Normal University, 2016 [刘秀菊. 食物营养成分含量对熊猴食物选择的影响. 硕士学位论文. 桂林: 广西师范大学, 2016]
44 Elith J, Leathwick J R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annu Rev Ecol Evol Syst, 2009, 40: 677–697
45 Guisan A, Graham C H, Elith J, et al. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. Diversity Distributions, 2007, 13: 332–340
46 Wisz M S, Hijmans R J, Li J, et al. Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity Distributions, 2008, 14: 763–773
47 McKinney T. Primates in fragmented habitats. Annu Rev Anthropology, 2025, 54: 201
48 Chen Y, Zhang J, Jiang J, et al. Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. Diversity Distributions, 2017, 23: 146–157
49 Xu W, Wu Y H, Zhou W W, et al. Hidden hotspots of amphibian biodiversity in China. Proc Natl Acad Sci USA, 2024, 121: e2320674121
50 Xu W, Xiao Y, Zhang J, et al. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. Proc Natl Acad Sci USA, 2017, 114: 1601–1606
51 Liu J, Xin Z, Huang Y, et al. Climate suitability assessment on the Qinghai-Xizang Plateau. Sci Total Environ, 2022, 816: 151653

补充材料

表S1 物种分布模型选择变量表
表S2 各项威胁对生境质量的最大作用距离及其权重
表S3 不同土地覆盖类型的生境适宜性及对威胁因素的相对敏感性
表S4 物种分布模型单一模型TSS结果
表S5 西藏非人灵长类的分布与种群现状统计表
表S6 非人灵长类优先保护区覆盖的现有西藏保护体系表
图S1 物种分布模型单一模型ROC与TSS结果图
图S2 物种环境变量重要性组图

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “人类活动与气候变化背景下西藏非人灵长类分布现状及保护策略”

Non-human primates distribution and conservation strategy in Xizang under human activities and climate change

Yuhang Zhu[1,2], Yujia Liu[1,2], Xueyu Wang[1,2], Ruiyun Wang[1,2], Yuchen Zhang[1,2], Hong Li[1,2], Hong Zhang[3], Fan Wang[1,2], Baoguo Li[4*] & Dayong Li[1,2*]

[1] *Key Laboratory of Southwest China Wildlife Resources Conservation (Ministry of Education), China West Normal University, Nanchong 637009, China*
[2] *Key Laboratory of Conservation Biology of Rhinopithecus Roxellana at China West Normal University of Sichuan Province, Nanchong 637009, China*
[3] *Wildlife and Wetland Resources Management Division, Xizang Forestry and Grassland Bureau, Lhasa 850000, China*
[4] *Shaanxi Key Laboratory for Animal Conservation, Northwest University, Xi'an 710069, China*
* Corresponding authors, E-mail: baoguoli@nwu.edu.cn; 980119lsc@163.com

Non-human primates represent a key component of montane forest ecosystems in Xizang, yet their regional distribution patterns, environmental determinants, and conservation status remain poorly understood. In this study, we conduct a region-wide assessment of the spatial distribution of non-human primates across Xizang, examine the environmental gradients shaping their suitable habitats, and evaluate the extent to which these habitats are covered by existing and planned conservation networks. We compiled multi-source occurrence records for seven primate species from camera trapping, line-transect surveys, interviews, published literature, and online databases. Using these data, we developed ensemble species distribution models and integrated them with an InVEST-based habitat quality assessment to identify priority habitats and potential conservation gaps at the regional scale. First, our results show that suitable habitats for non-human primates are highly concentrated rather than evenly distributed across Xizang. High-suitability and high-quality habitats cluster in the warm, humid mountain forests of southern and southeastern Xizang—particularly around Cuona, Longzi, Motuo, Bomi, and Chayü. In contrast, most of the northern plateau supports little or no suitable habitat, and several species such as *Rhinopithecus bieti*, *Macaca munzala*, and *Semnopithecus schistaceus* are confined to narrow, fragmented bands along the international border. Second, the ensemble models performed very well overall and revealed both common and species-specific environmental controls. At the regional scale, topographic, bioclimatic variables, and vegetation structure jointly define the main envelope of primate distributions, while human disturbance variables contribute relatively little to model performance. However, different species are dominated by different facets of this environmental template: vegetation-related variables are most influential for *M. mulatta* and *Trachypithecus pileatus*, climatic factors for *M. assamensis*, and topographic gradients for *M. leucogenys*, *M. munzala*, *Rhinopithecus bieti*, and *Semnopithecus schistaceus*. Given the shared spatial resolution and heterogeneous data quality across species, these dominant factors should be interpreted as relative contributions to potential distributions at this scale rather than definitive mechanisms of species' ecological niches. Third, integrating species distribution models with habitat quality mapping highlights substantial conservation gaps. After excluding low-quality and heavily degraded areas, we identified about 77711 km^2 of priority habitat for non-human primates, but only 18 existing nature reserves overlap with these areas, covering roughly 14,948 km^2—less than one-fifth of the primate priority habitat. While some hotspots inside the Yarlung Tsangpo Grand Canyon, Qomolangma, and the Mangkam *Rhinopithecus bieti* National Nature Reserve are relatively well protected, large high-quality areas in the southern margin of Shannan, the southeastern margin of Linzhi, and Yadong County remain outside the current reserve system and are only partially captured by planned national parks. These patterns suggest that effective conservation of non-human primates in Xizang will require landscape-scale planning that complements national parks with new or expanded local reserves, ecological corridors, and community-based management, especially in southeastern Xizang and other identified gap areas.

non-human primates, ensemble species distribution model, distribution patterns, conservation gap, Xizang

doi: 10.1360/CSB-2025-5896