



• 研究报告 •

西南山地有蹄类栖息地利用率变化及环境影响：以关坝村红外相机监测为例

冯杰^{1#}, 李彦知^{1#}, 王书理¹, 李岚曦¹, 丁鹏飞¹, 吕冰薇¹, 孟吉², 史湘莹^{1,3*}, 李雪阳^{1,4*}

1. 山水自然保护中心, 北京 100871; 2. 平武县关坝流域自然保护中心, 四川绵阳 622574; 3. 北京大学国家发展研究院, 北京 100871; 4. 北京大学生命科学学院, 北京 100871

摘要: 作为森林生态系统的关键组分, 山地有蹄类在维持生物多样性和生态系统功能方面具有重要作用。有蹄类的长期种群动态及其对人类活动的响应规律, 尤其在大型食肉动物缺位的区域, 仍缺乏长期监测和深入理解。本案例研究区域在中国西南山地、岷山山脉南部的绵阳市平武县关坝村(2019–2023年), 该地区因历史原因已无大型食肉动物分布, 有蹄类更可能受到环境资源和人类活动干扰制约。通过布设25个红外相机网格开展长期红外相机监测, 本研究重点分析了中华斑羚(*Naemorhedus griseus*)、小鹿(*Muntiacus reevesi*)、毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*)、野猪(*Sus scrofa*)、四川羚牛(*Budorcas tibetanus*) 5种常见有蹄类的栖息地利用率年际变化及占域率影响因素。结果发现, 除野猪外的其余4种有蹄类都表现出栖息地利用率和相对多度增长趋势, 其中四川羚牛的占域率从0.12 (2019年)提升至0.74 (2023年)。人类活动对不同物种的影响存在差异: 在单季节占域模型中, 仅四川羚牛在多个年份受距道路距离的正向影响显著(权重 $w = 0.92, 1.00, 0.52$), 且均为距道路越远占域率越高。不同年份影响各有蹄类占域率的关键环境协变量存在类型和显著程度的差异, 表明不同年份的环境资源压力应存在差异, 有蹄类可以调整对不同类型栖息地的利用。本研究补充了大型食肉动物缺失区域有蹄类的种群变化动态, 探究了环境因素对有蹄类占域率的影响规律, 为西南山地生态系统的适应性管理提供了科学依据。

关键词: 有蹄类; 占域模型; 西南山地; 红外相机; 种群动态

冯杰, 李彦知, 王书理, 李岚曦, 丁鹏飞, 吕冰薇, 孟吉, 史湘莹, 李雪阳 (2026) 西南山地有蹄类栖息地利用率变化及环境影响: 以关坝村红外相机监测为例. 生物多样性, 34, 25261. doi: 10.17520/biods.2025261; cstr: 32101.14.biods.2025261.

Feng J, Li YZ, Wang SL, Li LX, Ding PF, Lü BW, Meng J, Shi XY, Li XY (2026) Dynamics of ungulate habitat use and their environmental drivers in the Southwest Mountains: A camera trap monitoring case study from Guanba. Biodiversity Science, 34, 25261. doi: 10.17520/biods.2025261; cstr: 32101.14.biods.2025261.

Dynamics of ungulate habitat use and their environmental drivers in the Southwest Mountains: A camera trap monitoring case study from Guanba

Jie Feng^{1#}, Yanzhi Li^{1#}, Shuli Wang¹, Lanxi Li¹, Pengfei Ding¹, Bingwei Lü¹, Ji Meng², Xiangying Shi^{1,3*}, Xueyang Li^{1,4*}

1 Shan Shui Conservation Center, Beijing 100871, China

2 Guanba Basin Conservation Center, Mianyang, Sichuan 622574, China

3 National School of Development, Peking University, Beijing 100871, China

4 School of Life Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

ABSTRACT

Aims: Mountain ungulates are crucial components of forest ecosystems, playing a significant role in sustaining biodiversity and ecological functions. However, understanding of ungulate population dynamics based on systematic

收稿日期 Received: 2025-07-06; 接受日期 Accepted: 2026-01-20

基金项目: 蚂蚁森林关坝保护地项目和火溪河流域综合保护与发展项目 Supported by the Ant Forest Guanba Protection Site Project and the Huoxi River Basin Comprehensive Protection and Development Project

共同第一作者 Co-first authors

* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: lixueyang@pku.edu.cn; xiangying.shi@pku.edu.cn

<https://www.biodiversity-science.net>

long-term monitoring, and their long-term responses to human activities remain limited, especially in areas where large carnivores are absent. This study aims to investigate the interannual changes of site use and the environmental factors influencing the occupancy of common ungulates in a region historically lacking large carnivores.

Methods: We conducted long-term monitoring by deploying 25 infrared camera grids in Guanba Village, Pingwu County, Mianyang City, located in the southern Minshan Mountains of Southwest China (2019–2023). We focused on analyzing the interannual changes of site use and the factors affecting the occupancy rate for five common ungulate species: Chinese goral (*Naemorhedus griseus*), Reeves's muntjac (*Muntiacus reevesi*), tufted deer (*Elaphodus cephalophus*), wild boar (*Sus scrofa*), and takin (*Budorcas tibetanus*).

Results: The findings revealed that four of the five monitored ungulate species (excluding wild boar) exhibited an increasing trend in both site use rate and relative abundance index. Notably, the occupancy rate of takins increased from 0.12 in 2019 to 0.74 in 2023. Model averaging of single-season occupancy models indicated that the impact of human activities varied across species: only takins were significantly and positively influenced by distance to roads across several years (weights of environmental variables, $w = 0.92, 1.00, \text{ and } 0.52$ in respective years), consistently showing a preference for areas further from roads. The key environmental covariates affecting occupancy varied by species types and year, suggesting that ungulates flexibly adjust their habitat use in response to shifting environmental resource pressures.

Conclusion: This study provides a supplement to the population dynamics of ungulates in areas where large carnivores are absent and explores the patterns of environmental factors influencing ungulate occupancy rates. The results offer a scientific basis for the adaptive management of mountain ecosystems in Southwest China.

Key words: ungulates; occupancy model; Southwest Mountains; camera trap; population dynamics

山地有蹄类是森林生态系统的重要组成部分,通过啃食、踩踏、排便、传播种子等行为,可影响森林群落结构、食物链能量循环和生态系统功能,被认为是生态系统的基石物种(Ramirez et al., 2018)。有蹄类种群通常受到两个方向的共同调控:一方面是“自下而上”(bottom-up)的调控,即受植被的质量、数量和可利用性等资源因素影响(McNaughton, 1976; Pierce et al., 2012);另一方面是“自上而下”(top-down)的调控,主要指顶级捕食者对有蹄类产生的直接或间接控制作用(Ripple & Beschta, 2008; Laundré et al., 2010)。与此同时,人类活动也对这两个通路产生着影响。一方面,通过土地利用变化、农业扩张和城市化等方式直接改变植被资源;另一方面,通过对捕食者种群的干预(捕猎、基础设施建设等),影响了“自上而下”的调控链条(Muhly et al., 2013)。研究表明,人类的干扰(如徒步、放牧等)可以像天敌一样影响有蹄类的行为,甚至在某些情况下,其影响强度超过了大型捕食者(Ciuti et al., 2012)。

在全球生物多样性丧失的背景下,大型食肉动物在许多区域已普遍退缩或消失(Wolf & Ripple, 2017),我国亦面临类似的情况(Li et al., 2020)。在顶级捕食者长期缺位的生态系统中,有蹄类种群所承受的“自上而下”调控显著减弱,其种群动态更可能受到资源限制和人类活动干扰的共同影响。然而,

这种调控结构的改变将会对有蹄类种群动态产生何种影响,不同有蹄类对这些影响因素又是如何响应的,只有在长期连续监测中才能被可靠识别。而现阶段,国内有蹄类的研究主要集中在短期的时空分布、食性、活动节律、栖息地分析等方面(郑荣泉和鲍毅新, 2004; 李建亮等, 2020; 蒙秉顺等, 2023)。相较之下,针对大型食肉动物缺失背景下,有蹄类种群多年动态变化及其驱动因素的研究仍然较为匮乏,这在一定程度上制约了对有蹄类受资源限制和人类干扰影响强度和机制的理解。

我国西南山地地区因历史人为活动,多种顶级捕食者的分布与种群减少甚至消失(Li et al., 2020)。西南山地地区海拔高差大、生境多样、地理位置特殊,生物多样性极为丰富,是全球25个生物多样性热点地区之一(Myers et al., 2000),这里栖息着丰富的野生有蹄类物种,包括四川羚牛(*Budorcas tibetanus*)、中华斑羚(*Naemorhedus griseus*)、野猪(*Sus scrofa*)、小麂(*Muntiacus reevesi*)、毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*)、水鹿(*Rusa unicolor*)、岩羊(*Pseudois nayaur*)、中华鬣羚(*Capricornis milneedwardsii*)等(田佳等, 2021),生态保护价值高。在此开展长期有蹄类监测研究,有助于揭示在捕食者缺位条件下,有蹄类种群栖息地利用的年际变化特征,及其对资源条件和人类活动干扰的响应规律,从而为制定有效的野生动物管理和

生态系统恢复策略提供科学参考。

四川省绵阳市平武县关坝村位于西南山地岷山山脉南部，本研究基于关坝村的红外相机长期监测数据，回答两个主要科学问题：(1)自监测以来，关坝村常见的5种有蹄类的种群变化动态；(2)识别影响有蹄类占域的关键环境因素。本研究旨在描述大型食肉动物缺位的背景下，有蹄类在栖息地利用上的年际波动规律，并探讨其对环境资源变化与人类干扰的响应特征，从而为该区域野生动物的长期监测计划与保护管理策略的制定提供基础科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域位于四川省绵阳市平武县关坝村，属于岷山山脉南麓，经纬度范围在32.49°–32.58° N, 104.55°–104.65° E之间。关坝村属于亚热带山地湿润季风气候，气候温和、四季分明，拥有典型的温带山地森林生态系统，海拔由低到高分布着常绿阔叶林、落叶阔叶林和针叶林等植被类型。关坝村东北部毗邻唐家河国家级自然保护区，东南邻老河沟自然保护区，南面为余家山县级自然保护区，西面是小河沟省级自然保护区，周边区域是大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)、川金丝猴(*Rhinopithecus roxellana*)、四川羚牛等珍稀保护动物的栖息地(肖梅等, 2025)。由于历史性打猎、森林砍伐等原因，该区域有蹄类种群受到了较大影响。直到2010年，当地打猎现象仍然较为频繁，从2016年开始，关坝村开展定期巡护行动，加大了生态保护力度，并将关坝村范围划定为平武县关坝沟流域自然保护小区，自主实施保护措施。2021年，该保护小区被纳入大熊猫国家公园四川片区(图1)。本研究在保护小区范围内开展，面积约40.3 km²。

1.2 研究方法

1.2.1 红外相机布设与数据识别

从2018年开始，在关坝村按照每2 km²面积划分监测网格，共计25个网格，调查海拔范围约1,100–3,400 m。在每个网格内选取合适的位点安装相机，总计设置25个相机位点开展长期监测(图2)，本研究基于连续多年的红外相机数据进行分析。相机布设在兽道、水源地或动物标记点，距离地面垂

直高度约50–80 cm处，布设时清除镜头前的树枝、杂草等遮挡物。由于地形可达性等因素，编号为GB10和GB11的相机位点布设在同一网格中；部分位点在某些时段架设了两台临近的相机相互补充。各网格相机位点间的平均距离为958 m，最小间距均在500 m以上(544–1,616 m)。相机设置为“拍照 + 视频”模式，触发时连拍3张照片及30 s视频，触发间隔为0 s，全天24 h工作。当地的巡护队每隔3–4个月回收一次红外相机，并根据相机工作情况对相机位点进行短距离的调整。

物种鉴定参考《中国兽类野外手册》(Smith和 解焱, 2009)，在digiKam 7.0中将物种标签写入媒体元数据，在R 4.3中利用camtrapR程序包提取物种捕获记录(包含物种名称、记录位点、记录时间等相关信息)，按同一物种在同一位点每30 min内的记录作为一次独立捕获，统计物种独立捕获次数，并使用最常见的每100个工作日物种的独立捕获次数计算物种相对多度(陈立军等, 2019)，作为研究区域的兽类本底信息。

1.2.2 占域模型分析

为解决引言中提到的两个主要科学问题，本研

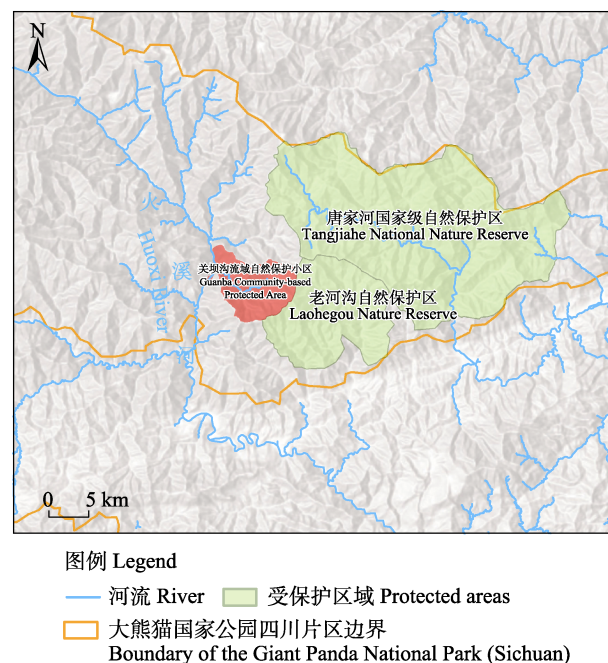


图1 四川省平武县关坝沟流域自然保护小区地理位置示意图

Fig. 1 The location of Guanba Community-based Protected Area, Pingwu County, Sichuan Province

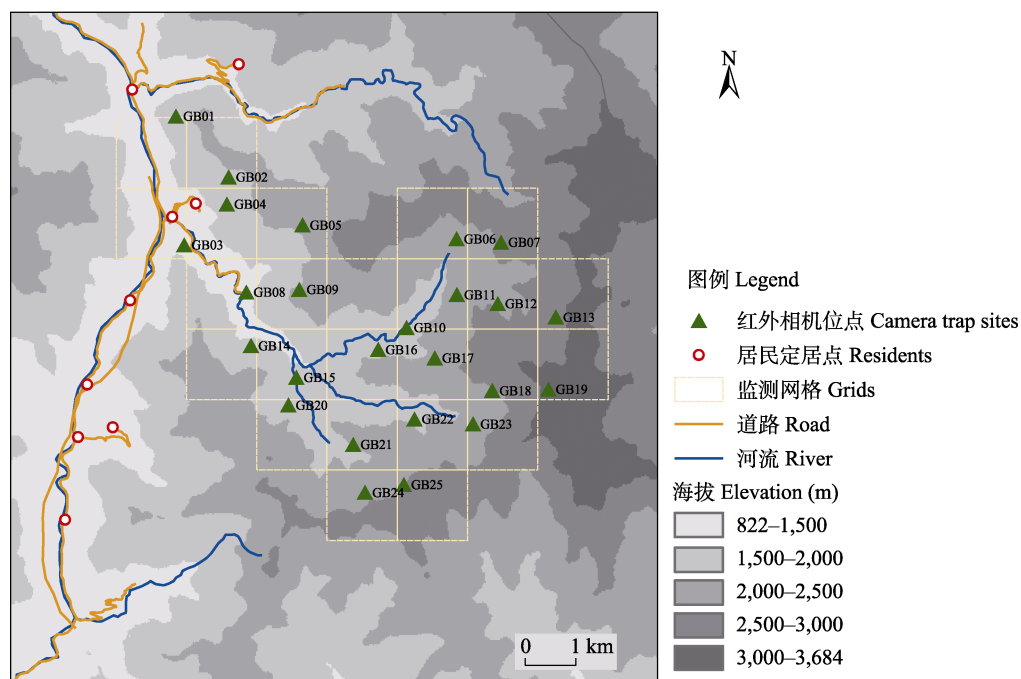


图2 四川省平武县关坝沟流域自然保护区网格化红外相机监测示意图

Fig. 2 The grids of infrared-camera monitoring in Guanba Community-based Protected Area, Pingwu County, Sichuan Province

究采用占域模型进行分析, 红外相机监测结合占域模型分析, 可以便捷有效地评估野生动物的分布与动态变化。占域模型最早由MacKenzie等(2002)提出, 通过重复探测, 估算物种单次探测率, 从而估算物种占据某斑块的概率, 并根据不同斑块的环境特征, 研究物种空间占域率的环境影响因素。多季节占域模型引入建群率(γ)和局部灭绝率(ϵ)两个参数, 结合对同一探测区域不同季节的重复调查, 可对种群动态进行评估。建群率即初始调查时未被占域的调查单元在后续调查季节间被成功占据的概率, 反映物种的扩散能力和栖息地连通性; 局部灭绝率即初始调查时被占域区域在后续季节间不再占域的概率, 反映种群的局部脆弱性和栖息地质量。

占域模型的基本假设之一是种群闭合, 即在重复探测期间, 调查单元的占域状态保持不变。然而, 对于年度尺度的数据分析来说, 调查单元的物种状态往往难以保持完全闭合。在这种情况下, 模型估算的参数占域率不再严格代表物种“占据”该位点的概率, 而应被理解为物种对该位点的“栖息地利用率”, 即物种在研究时段内出现在该位点的概率 (MacKenzie et al., 2006)。

在初步建模中, 引入环境协变量对于各参数进

行模拟时模型不收敛, 其原因是模型参数和协变量过多。因而本研究选择针对研究问题分别建模: 第一个科学问题关注有蹄类的年际间变化, 建立不引入环境变量的多季节占域模型, 使用全年的数据纳入模型, 因而模型获得的结果为每年的建群率、局部灭绝率和栖息地利用率; 第二个科学问题关注环境变量如何影响有蹄类的占域率, 按年建立单季节模型, 为了符合种群闭合假设和避免季节间波动, 每年选取一个季度的数据建模, 获得各环境因素对占域率的影响。根据相机工作时长及工作位点的数量, 选取每年4–6月的有蹄类红外相机记录进行分析, 4–6月是植物生长季节, 有蹄类更活跃。

本研究筛选出5种相对多度高的有蹄类进行分析, 包括中华斑羚、毛冠鹿、小鹿、野猪和四川羚牛。由于相机从2018年6月开始布设, 2018年布设总时长短, 为保证调查努力一致, 本研究选取了关坝村2019–2023年全年完整的红外相机数据来分析有蹄类的年际栖息地利用率动态变化。在R 4.3中利用camtrapR程序包, 以10天作为一个探测周期, 分别统计每个周期内各位点有无探测到目标物种, 探测到记录为1, 没有探测到记录为0, 相机未工作记录为NA, 建立目标物种的探测历史。其中某些位点有

两台相近相机的, 选择工作时长更长、探测次数更多的相机记录。将每年的探测历史作为一个探测季节, 使用unmarked程序包中的colect函数建立物种多季节模型, 得到物种每年的建群率和局部灭绝率, 并使用Weir等(2009)的方法计算物种每年的栖息地利用率。

构建单季节模型分析环境因素对占域率的影响时, 本研究使用了每年4–6月的数据, 数据准备方法同多季节模型。在单季节模型的探测概率协变量上, 将每个周期内相机工作天数作为探测率的协变量建立模型, 与零模型对比, 如果赤池信息量准则(Akaike information criterion, AIC)差值小于2, 选择零模型作为后续纳入占域率协变量建模的基本模型; 如果大于2, 选AIC更小的作为基本模型。以往文献显示, 岷山地区有蹄类的占域率受到海拔高度、地形因素、距水源距离、距道路距离的影响(韩一敏等, 2024; 龚翠凤等, 2025), 对不同植被类型的取食偏好也可能影响有蹄类的占域率; 人类活动也可能通过多种途径影响野生有蹄类占域率, 包括直接的活动影响, 及家养有蹄类(家牛、家羊)的潜在竞争。最终, 本研究在基本模型的基础上, 在占域率协变量上引入了海拔、崎岖度、坡度、栖息地类型、家畜的红外相机相对多度、距河流距离、距村落距离、距道路距离来进行分析, 各变量来源及处理方式见附录1。将所有环境变量标准化之后进行Pearson相关性分析, 对于相关系数大于0.6的环境变量, 考虑到各个变量单独建模时模型的收敛情况以及尽可能保留更多变量信息, 最后保留了崎岖度、坡度、距河流距离、距道路距离、常绿阔叶林占比、落叶阔叶林占比和2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度一共7个环境变量。对于5个有蹄类物种数据分别测试各个变量组合, 去除不收敛的模型后, 按照AIC值对模型进行排序, 选取与最优模型AIC差值小于4的模型进行平均, 得到每年有蹄类的平均占域率以及环境因子对有蹄类占域率的影响(Burnham & Anderson, 2002)。选取AIC小于4的模型, 将含有相同环境协变量的模型的权重相加, 作为该环境变量的权重, 这反映了该环境变量对目标物种占域率的影响程度, 其中权重大于0.5说明该环境变量的影响程度显著(MacKenzie et al., 2006)。

2 结果

2019–2023年间, 在关坝村共调查28,151个相机工作日, 平均每年工作日累计超过5,600个, 食肉动物除黑熊(*Ursus thibetanus*)记录相对较多外(红外相机相对多度: 0.28–0.72), 金猫(*Catopuma temminckii*)、豹猫(*Prionailurus bengalensis*)、黄喉貂(*Martes flavigula*)的记录次数较少(各年份红外相机相对多度均在0.20以下), 以大型有蹄类为食的顶级捕食者缺失。有蹄类包括中华斑羚、毛冠鹿、小鹿、野猪、四川羚牛、林麝(*Moschus berezovskii*)、中华鬣羚7种, 其中5种较常见: 2019–2023年间, 中华斑羚的独立探测数为2,185, 朴素占域率(也即观测到目标物种的位点数占总调查位点数的比例)为0.68–0.92, 相对多度指数为6.04–10.09; 毛冠鹿的独立探测数为894, 朴素占域率为0.32–0.68, 相对多度指数为1.86–4.90; 小鹿的独立探测数为754, 朴素占域率为0.20–0.48, 相对多度指数为0.89–4.99; 野猪的独立探测数为430, 朴素占域率为0.32–0.68, 相对多度指数为0.27–2.91; 四川羚牛的独立探测数为418, 朴素占域率为0.32–0.60, 相对多度指数为0.64–3.24。其余物种记录信息见附录2。

2.1 有蹄类栖息地利用率年际间变化

多季节占域模型结果显示, 不同有蹄类每年的栖息地利用率及动态存在差别(图3)。其中, 中华斑羚多年的栖息地利用率都处于较高水平(> 0.65), 各年份间建群率(0.53–1.00)均高于灭绝率(0.00–0.17), 表明中华斑羚在研究区域内有扩散趋势和稳定的栖息地利用水平。小鹿和毛冠鹿的利用率波动增长: 小鹿的栖息地利用率偏低(0.24–0.49), 各年份间建群率(0.00–0.21)和局部灭绝率(0.00–0.21)较接近; 毛冠鹿的栖息地利用率波动较大(0.13–0.69), 其中2021年降低较多, 2020–2021年间也呈现出局部灭绝率(0.70)明显大于建群率(0.00); 野猪的栖息地利用率较高(0.48–0.70), 其动态过程呈现出建群与局部灭绝的频繁转换, 表现在建群率和局部灭绝率的数值相对大小趋势在年份间不稳定; 四川羚牛的栖息地利用率也有增加的趋势(0.32–0.66), 除2020–2022年外, 其余年份均为建群率高于局部灭绝率。各有蹄类建群率及局部灭绝率信息见附录3。

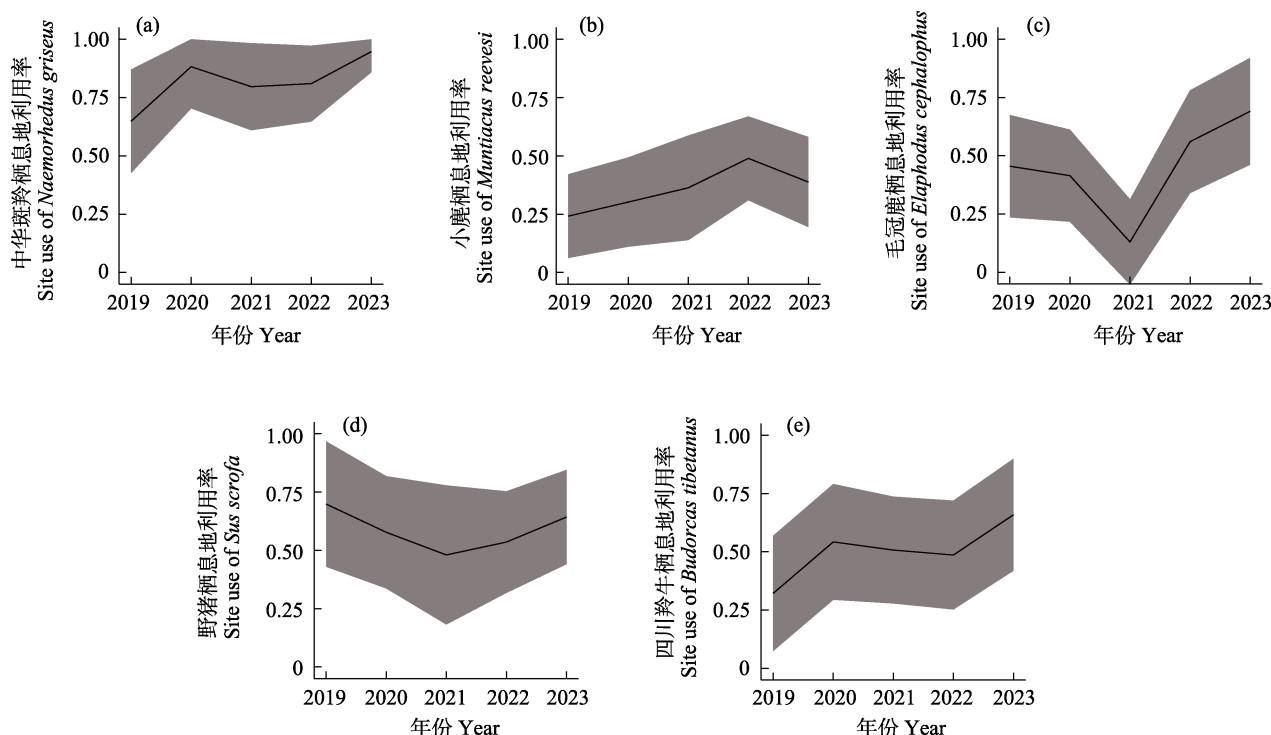


图3 四川省平武县关坝沟流域自然保护区5种常见有蹄类2019–2023年每年的栖息地利用率及95%置信区间(灰色区域所示)
Fig. 3 The site use and 95% confidence interval (indicated by the gray area) of five common ungulate species in Guanba Community-based Protected Area, Pingwu County, Sichuan Province, from 2019 to 2023

2.2 环境因素对有蹄类占域率的影响

分析表明, 环境因素对不同有蹄类占域率的影响存在差异, 各物种的具体分析结果分述如下。

(1)中华斑羚。统计中华斑羚每年的单季节占域模型结果发现, 中华斑羚每年4–6月的平均占域率(0.80–0.98)和探测率(0.37–0.50)稳定。在影响占域率的环境协变量中, 距河流距离、距道路距离、常绿阔叶林占比和坡度参与了各个年份的模型平均。其中, 2019年距道路距离的权重较大($w = 0.66$), 为正向影响(影响系数 $\beta = 1.59 \pm 1.35$), 也即距离道路越远, 占域率越高; 2023年坡度的权重大($w = 0.72$), 为负向影响($\beta = -2.25 \pm 1.66$), 也即坡度越高, 占域率越低。其余年份各环境变量对占域率的影响程度不显著(表1, 各有蹄类模型平均情况详见附录4)。

(2)小鹿。小鹿每年的占域率偏低(0.01–0.47); 除2019年外(0.90), 探测率稳定在0.30–0.38。距道路距离、常绿阔叶林占比、落叶阔叶林占比、坡度、崎岖度参与了各个年份的模型平均(表1)。距道路距离在2020年、2021年和2023年对小鹿占域率有显著

影响($w = 0.93$ 、0.50、0.92), 且均为负向影响($\beta = -3.21 \pm 2.76$ 、 -1.11 ± 0.90 、 -2.39 ± 1.68), 也即距离道路越远, 占域率越低; 此外, 崎岖度、落叶阔叶林占比在2023年影响显著, 权重占比分别为0.68、0.57, 崎岖度为负向影响($\beta = -4.53 \pm 3.53$), 也即崎岖度越高, 占域率越低, 落叶阔叶林占比影响倾向不明显($\beta = -5.67 \pm 5.81$)。

(3)毛冠鹿。毛冠鹿每年的探测率较为稳定(0.24–0.47), 占域率波动较大(0.09–0.75)。除2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度外, 其余环境因子每年都参与了模型平均, 分析环境因子对占域率的影响, 发现2019、2020年常绿阔叶林占比对其有显著影响($w = 0.97$ 、0.97), 且偏向正向影响($\beta = 2.13 \pm 1.34$ 、 3.81 ± 3.70); 落叶阔叶林占比在2019年影响较大($w = 0.67$), 影响倾向不明显($\beta = -5.79 \pm 6.36$); 2020年, 距河流距离对其有显著影响, 但影响方向不明显($w = 0.68$, $\beta = 4.60 \pm 4.75$); 2022年距道路距离的影响程度较大($w = 0.52$), 为负向影响($\beta = -3.52 \pm 2.66$), 也即距离道路越远, 占域率越低(表1)。

表1 2019–2023年每年单季节占域模型平均得到的各有蹄类物种占域率、探测率、环境因子影响参数及权重(*表示权重超过0.5)
Table 1 The occupancy, detection probability of ungulate species, β coefficients and weights of environmental variables (* represents weight > 0.5) from 2019 to 2023

物种 Species		年份 Year				
		2019	2020	2021	2022	2023
中华斑羚 <i>Naemorhedus griseus</i>	占域率 Occupancy	0.80 ± 0.25	0.98 ± 0.06	0.96 ± 0.09	0.97 ± 0.10	0.97 ± 0.07
	探测率 Detection probability	0.38 ± 0.06	0.50 ± 0.04	0.43 ± 0.05	0.37 ± 0.04	0.48 ± 0.04
	距河流距离 Distance to river	0.75 ± 1.12	3.80 ± 4.74	1.56 ± 2.83	3.94 ± 4.34	1.22 ± 1.45
	距道路距离 Distance to road	1.59 ± 1.35*	0.96 ± 1.29	1.16 ± 0.95	3.55 ± 3.94	-1.32 ± 2.06
	常绿阔叶林占比 Proportion of evergreen broad-leaved forest	0.16 ± 0.92	-1.68 ± 1.95	-1.55 ± 2.30	1.72 ± 1.86	-0.71 ± 1.30
	落叶阔叶林占比 Proportion of deciduous broad-leaved forest	-2.17 ± 2.75	4.31 ± 7.07	-0.74 ± 2.10	—	1.61 ± 4.51
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	-0.65 ± 0.85	—	—	-4.24 ± 6.61	—
	坡度 Slope	1.55 ± 1.24	1.44 ± 1.65	-3.94 ± 3.37	0.39 ± 1.28	-2.25 ± 1.66*
	崎岖度 Vector ruggedness measure	3.85 ± 3.62	3.12 ± 3.16	1.07 ± 1.41	1.59 ± 3.03	—
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	—	—	—	-0.90 ± 1.68	1.79 ± 2.68
小鹿 <i>Muntiacus reevesi</i>	占域率 Occupancy	0.02 ± 0.09	0.01 ± 0.05	0.16 ± 0.13	0.47 ± 0.16	0.06 ± 0.12
	探测率 Detection probability	0.90 ± 0.20	0.38 ± 0.09	0.34 ± 0.10	0.31 ± 0.06	0.30 ± 0.07
	距河流距离 Distance to river	—	-1.09 ± 1.47	0.10 ± 1.10	-0.68 ± 0.87	-0.08 ± 1.38
	距道路距离 Distance to road	-1.01 ± 1.33	-3.21 ± 2.76*	-1.11 ± 0.90*	-0.92 ± 0.76	-2.39 ± 1.68*
	常绿阔叶林占比 Proportion of evergreen broad-leaved forest	2.21 ± 2.20	0.70 ± 1.58	0.15 ± 0.82	0.11 ± 0.77	-0.76 ± 1.08
	落叶阔叶林占比 Proportion of deciduous broad-leaved forest	-6.06 ± 9.58	2.00 ± 2.03	0.18 ± 1.44	-0.77 ± 0.96	-5.67 ± 5.81*
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	—	—	—	-0.90 ± 1.68	1.79 ± 2.68
	坡度 Slope	0.20 ± 1.04	2.93 ± 3.42	1.26 ± 1.16	-0.18 ± 0.71	0.59 ± 1.06
	崎岖度 Vector ruggedness measure	-3.54 ± 3.98	-5.75 ± 6.84	-1.67 ± 2.05	1.15 ± 1.49	-4.53 ± 3.53*
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	—	—	—	—	—
毛冠鹿 <i>Elaphodus cephalophus</i>	占域率 Occupancy	0.18 ± 0.33	0.27 ± 0.16	0.09 ± 0.11	0.75 ± 0.31	0.64 ± 0.20
	探测率 Detection probability	0.30 ± 0.06	0.47 ± 0.08	0.46 ± 0.11	0.24 ± 0.06	0.33 ± 0.06
	距河流距离 Distance to river	-0.47 ± 0.99	4.60 ± 4.75*	0.82 ± 1.45	-0.36 ± 1.19	0.41 ± 0.77
	距道路距离 Distance to road	0.23 ± 1.04	-0.41 ± 1.00	-1.22 ± 0.95	-3.52 ± 2.66*	-0.69 ± 0.72
	常绿阔叶林占比 Proportion of evergreen broad-leaved forest	2.13 ± 1.34*	3.81 ± 3.70*	1.33 ± 1.32	0.50 ± 0.75	-0.11 ± 0.70
	落叶阔叶林占比 Proportion of deciduous broad-leaved forest	-5.79 ± 6.36*	0.66 ± 0.95	-3.09 ± 4.00	-0.65 ± 1.57	2.63 ± 3.50
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	0.11 ± 0.90	—	—	—	—
	坡度 Slope	-0.91 ± 2.09	0.73 ± 0.87	0.42 ± 1.07	0.80 ± 1.08	-0.56 ± 0.71
	崎岖度 Vector ruggedness measure	1.47 ± 1.85	2.15 ± 1.85*	-0.43 ± 1.38	0.46 ± 0.86	-1.25 ± 1.65
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	—	—	—	—	—
野猪 <i>Sus scrofa</i>	占域率 Occupancy	0.81 ± 0.35	0.02 ± 0.06	—	0.58 ± 0.26	0.41 ± 0.12
	探测率 Detection probability	0.17 ± 0.05	0.30 ± 0.09	—	0.17 ± 0.05	0.38 ± 0.07
	距河流距离 Distance to river	-2.66 ± 3.18	-1.35 ± 1.56	—	0.10 ± 0.97	-0.52 ± 0.57
	距道路距离 Distance to road	-0.43 ± 0.80	-2.58 ± 2.24*	—	-1.75 ± 1.26*	-0.32 ± 0.55
	常绿阔叶林占比 Proportion of evergreen broad-leaved forest	0.70 ± 1.41	0.42 ± 1.35	—	—	0.05 ± 0.55
	落叶阔叶林占比 Proportion of deciduous broad-leaved forest	4.63 ± 6.20	-5.07 ± 4.49*	—	-0.70 ± 1.62	-0.09 ± 0.87
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	—	—	—	—	—

表1 (续) Table 1 (continued)

物种 Species		年份 Year				
		2019	2020	2021	2022	2023
野猪 <i>Sus scrofa</i>	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	–	–	–	–	0.26 ± 0.48
	坡度 Slope	–1.65 ± 2.00	1.02 ± 0.96	–	–1.62 ± 1.98	–0.29 ± 0.49
	崎岖度 Vector ruggedness measure	–0.41 ± 1.47	–4.37 ± 6.61	–	–1.69 ± 2.14	–0.15 ± 0.48
四川羚牛 <i>Budorcas tibetanus</i>	占域率 Occupancy	0.12 ± 0.14	0.07 ± 0.22	0.04 ± 0.13	0.32 ± 0.27	0.74 ± 0.46
	探测率 Detection probability	0.24 ± 0.10	0.21 ± 0.08	0.19 ± 0.05	0.18 ± 0.07	0.21 ± 0.06
	距河流距离 Distance to river	0.04 ± 1.41	0.57 ± 1.76	1.48 ± 3.26	1.55 ± 1.81	–1.76 ± 2.55
	距道路距离 Distance to road	2.58 ± 1.92*	–	6.63 ± 5.65*	1.25 ± 1.46	1.49 ± 1.38*
	常绿阔叶林占比 Proportion of evergreen broad-leaved forest	–0.68 ± 0.94	–1.06 ± 0.86*	0.17 ± 1.49	–0.34 ± 1.18	–2.72 ± 3.49*
	落叶阔叶林占比 Proportion of deciduous broad-leaved forest	0.35 ± 1.80	–6.71 ± 8.09*	–	–3.14 ± 1.85*	–1.78 ± 3.52
	2019–2023年每年家畜的红外相机相对多度总和 Pooled relative abundance index (RAI) of livestock from 2019 to 2023	–	–	–	–	0.34 ± 1.11
	坡度 Slope	0.69 ± 1.07	0.81 ± 1.10	–0.03 ± 1.18	1.95 ± 2.16	–0.19 ± 1.08
	崎岖度 Vector ruggedness measure	0.79 ± 0.93	0.08 ± 0.87	–1.62 ± 1.95	2.08 ± 3.26*	0.50 ± 2.97

(4)野猪。2021年由于4–6月野猪的探测次数太少,难以建模,因此分析其他年份野猪的占域模型结果,可以看出2019–2023年间野猪的探测率较为稳定(0.17–0.38),占域率除2020年外(0.02),其余年份处于较高水平(0.41–0.81)。2020年和2022年的距道路距离对野猪的占域的影响显著($w = 1.00$ 、 0.89),偏向负向影响($\beta = -2.58 \pm 2.24$ 、 -1.75 ± 1.26),也即距道路越远,占域率越低;落叶阔叶林占比在2020年影响显著($w = 0.83$),偏向负向影响($\beta = -5.07 \pm 4.49$);2019年和2023年各环境因素的影响均不显著(表1)。

(5)四川羚牛。四川羚牛2019–2021年的占域率较低(0.04–0.12),2022年有所增加(0.32),而在2023年则高达0.74,每年的探测率则较稳定(0.18–0.24)。分析每年影响四川羚牛占域率的环境因素发现,距道路距离在2019年、2021年、2023年的影响程度显著($w = 0.92$ 、 1.00 、 0.52),且均为正向影响($\beta = 2.58 \pm 1.92$ 、 6.63 ± 5.65 、 1.49 ± 1.38),也即距道路越远,四川羚牛占域率越高(表1)。

3 讨论

从2019–2023年的红外相机监测结果来看,关坝村的兽类种群以有蹄类为主,中小型食肉动物捕

获次数少,未监测到以大型有蹄类为主要猎物的大型食肉动物。关坝村位于岷山山脉,岷山其他区域的研究也呈现了相似的情况,例如四川雪宝顶国家级自然保护区、四川唐家河国家级自然保护区的红外相机监测显示,保护区内的兽类以四川羚牛、野猪、中华斑羚等有蹄类为主,食肉动物种类少且相对多度较低,大型食肉动物如豹(*Panthera pardus*)、狼(*Canis lupus*)等近些年在岷山地区未有记录(姬云瑞等, 2021; 田佳等, 2021; 肖梅等, 2025)。在此情况下,野生有蹄类的种群动态应主要受食源和人类活动影响。

从2019–2023年的多季节占域模型结果来看,关坝村的中华斑羚、小鹿、毛冠鹿、四川羚牛都表现出了栖息地利用率波动上升的趋势,而野猪则在降低后回升,总体表现平稳,与红外相机相对多度所呈现的趋势一致。当物种家域面积小于等于监测网格面积时,其占域率可以反映其种群大小(Linden et al., 2017)。从以往文献发现,在中国台湾的研究中,小鹿家域范围的95%置信区间为 $0.4\text{--}1.4\text{ km}^2$ (McCullough et al., 2000),通过粪便DNA计算的浙江山区小鹿家域面积约 $0.4\text{--}1.8\text{ km}^2$ ^①;中华斑羚、

① 龚堃 (2016) 基于粪便分子生物学的小鹿个体识别及家域研究. 硕士学位论文, 浙江师范大学, 浙江金华。

毛冠鹿的家域面积相关研究较少, 内蒙古赛罕乌拉国家级自然保护区利用颈圈数据估计的中华斑羚家域为 $0.07\text{--}0.5\text{ km}^2$ (Yin et al., 2024), 毛冠鹿和小鹿同属小型鹿类, 食性相近, 所以推测, 关坝村的中华斑羚、小鹿、毛冠鹿的活动范围小于监测网格面积(2 km^2)的可能性较大。虽然因数据所限, 本研究未能直接通过多季节占域模型获得占域率变化, 但栖息地利用率与红外相机相对多度一致的上升趋势, 显示了中华斑羚、小鹿、毛冠鹿很有可能在2019–2023年间经历了种群增长。而野猪家域面积较大, 从几十到几百平方公里不等(王文等, 2007; Jánoska et al., 2018), 四川羚牛的家域个体差异较大(官天培等, 2015), 因此其占域率只能反映野猪和四川羚牛种群对关坝这片区域的利用率。在调查期间, 四川羚牛栖息地利用率平稳增加, 而野猪栖息地利用率有波动, 但前后相比较为一致。由于二者经常集群活动, 而群体数量并未反映在占域率和相对多度中, 后续应该采用更多元化的方法来监测四川羚牛和野猪种群, 比如样线调查、痕迹调查、粪堆计数、DNA检测等(Engeman et al., 2013)。

单季节占域模型结果显示, 影响5种有蹄类占域率的环境变量在年际间表现出动态转换和波动性, 不同有蹄类对人类活动干扰和栖息地资源的响应存在差异。在2019–2023年间, 中华斑羚占域率的主导因素从2019年的距道路距离转向2023年的坡度, 且距道路距离从最初的正向影响转为了负向影响, 也即从距离道路越近, 占域率越低转为越高。这样的变化反映出中华斑羚的占域率限制因素从人为干扰转向栖息地环境, 且应对人类活动干扰有一定容忍度。毛冠鹿的主导因素也从常绿阔叶林占比(2019、2020年)转移至距道路距离(2022年), 且距道路距离影响也为负向, 也即靠近道路的区域占域率高。

在人类活动环境协变量中, 距道路距离对5种有蹄类均有影响, 但其影响方向及影响程度的年际波动较大。距道路距离对中华斑羚、小鹿、野猪和毛冠鹿的占域率在近年来有显著的负向影响, 也即越靠近道路占域率反而越高; 而四川羚牛对道路的排斥(正向影响)在2019、2021和2023年均显著。在该区域大型食肉动物缺失的背景下, 道路可从两个途径共同影响有蹄类: 一方面, 道路上频繁的人类

活动可能会“自上而下”产生影响, 使有蹄类回避(阿卜杜赛麦提·买尔迪亚力等, 2022), 例如四川羚牛对道路的排斥, 但因保护行动的开展, 部分有蹄类也可能会逐渐适应道路周边的人类活动。另一方面, 道路周边的植被因频繁干扰通常为演替早期的植物种类, 这种植被类型的特殊性影响了有蹄类的食源, 从而可“自下而上”地影响有蹄类的活动; 以往研究中, 在广食性有蹄类中观察到了此种现象(Wirth et al., 2008)。由于本研究中距道路距离和海拔高度相关程度较高(相关系数 > 0.6), 该结果可能也受到了不同有蹄类对不同海拔高度栖息地偏好的影响。要进一步验证这些猜想, 也需要补充更多的道路两侧植被信息, 及有蹄类的食性信息。

将多季节与单季节占域模型的结果结合来看, 可初步推测野生有蹄类栖息地利用率的变化规律和制约因素。人类活动可能限制有蹄类活动扩张范围: 多季节占域模型显示四川羚牛占域率从0.04大幅度增至0.74, 结合单季节占域模型中其对道路的持续回避, 表明其利用率增长可能主要发生在远离人类活动干扰的区域。资源限制与潜在适应策略: 毛冠鹿在2019–2021年栖息地利用率持续降低, 2020–2021年间局部灭绝率陡增(0.70), 结合2020年模型中“常绿阔叶林占比”和“距河流距离”等资源驱动特征, 推测该阶段波动可能受关键生境资源数量的制约; 而随后2022年其利用率恢复且关键影响因子转向“距道路距离”(负向影响), 且2019–2022年间该变量参数绝对值持续增加, 这一转变可能反映了毛冠鹿在资源压力或保护背景下, 表现出了对人类干扰区域更高的行为适应性, 从而通过拓宽生态位来维持种群利用水平。但考虑到本研究缺乏对于气候及保护行动相关变量的分析, 以上两点推测有待后续补充相关数据进一步研究支撑。

有蹄类种群的潜在增长, 表明关坝村的生态保护起到了一定成效, 对于未来该地区食肉动物的恢复来说有一定正向作用。但现阶段由于缺少食肉动物的控制, 且人类活动的影响对除四川羚牛外的有蹄类均不显著, 如果有蹄类增长过快, 可能会加剧当地的人兽冲突。比如野猪, 由于喜食庄稼、繁殖能力强, 对人有一定的攻击性, 近些年来, 在华南山区、西南山地、陕西秦岭、东北林区等都有广泛的肇事记录, 对当地的农业造成了较大的经济损失

(王亚辉等, 2023); 毗邻关坝的四川唐家河国家级自然保护区在1999年的栖息地调查中发现, 四川羚牛、野猪的遇见率是最高的, 且对周边农作物造成了很大的损害(冉江洪等, 2002); 关坝村的野猪、四川羚牛等也有损害庄稼的记录, 因此后续对于野猪、四川羚牛等容易造成人兽冲突的物种, 需要加强种群监测, 掌握更多样化的种群信息, 弄清种群数量、分布的时空变化, 从而有针对性地为以后的野生动物保护行动、人兽冲突措施等提供科学指导。

ORCID

冯杰  <https://orcid.org/0000-0003-2680-6080>

史湘莹  <https://orcid.org/0000-0003-4017-7495>

李雪阳  <https://orcid.org/0000-0003-1873-9439>

参考文献

- Abudusaimaiti M, Wang Y, Tao SC, Kong YP, Wang H, Lü Z (2022) Research status and challenges of road impacts on wildlife in China. *Biodiversity Science*, 30, 22209. (in Chinese with English abstract) [阿卜杜赛麦提·买尔迪亚力, 王云, 陶双成, 孔亚平, 王昊, 吕植 (2022) 我国道路对野生动物影响研究的现状与挑战. *生物多样性*, 30, 22209.]
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Chen LJ, Shu ZF, Xiao ZS (2019) Application of camera-trapping data to study daily activity patterns of Galliformes in Guangdong Chebaling National Nature Reserve. *Biodiversity Science*, 27, 266–272. (in Chinese with English abstract) [陈立军, 束祖飞, 肖治术 (2019) 应用红外相机数据研究动物活动节律——以广东车八岭保护区鸡形目鸟类为例. *生物多样性*, 27, 266–272.]
- Ciuti S, Northrup JM, Muhly TB, Simi S, Musiani M, Pitt JA, Boyce MS (2012) Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PLoS ONE*, 7, e50611.
- Engeman RM, Massei G, Sage M, Gentle MN (2013) Monitoring wild pig populations: A review of methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 8077–8091.
- Gong CF, Wei W, Luo G, Han YM, Wu PC, He MN, Min QY, Fu Q, Chen P (2025) Spatial distribution and coexistence of ungulates in Chongzhou Area of Giant Panda National Park. *Biodiversity Science*, 33, 24260. (in Chinese with English abstract) [龚翠凤, 韦伟, 罗概, 韩一敏, 吴鹏程, 何梦楠, 闵清悦, 付强, 陈鹏 (2025) 大熊猫国家公园崇州片区有蹄类动物空间分布及共存关系. *生物多样性*, 33, 24260.]
- Guan TP, Ge BM, Chen LM, You ZQ, Tang ZH, Liu H, Song YL (2015) Home range and fidelity of Sichuan takin. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 1862–1868. (in Chinese with English abstract) [官天培, 葛宝明, 谌利民, 游章强, 唐中海, 刘昊, 宋延龄 (2015) 四川羚牛的家域与忠诚度. *生态学报*, 35, 1862–1868.]
- Han YM, Xiao M, He MN, Li MF, Hou R, Wu PC, He F, Chen LM, Hu J, Chen P (2024) The activity rhythm and space utilization among six species of ungulates in Tangjiahe National Nature Reserve, Sichuan, China. *Acta Theriologica Sinica*, 44, 598–610. (in Chinese with English abstract) [韩一敏, 肖梅, 何梦楠, 李明富, 侯蓉, 吴鹏程, 何芳, 谌利民, 胡杰, 陈鹏 (2024) 唐家河国家级自然保护区同域分布六种偶蹄类动物的活动节律与空间利用. *兽类学报*, 44, 598–610.]
- Jánoska F, Farkas A, Marosán M, Fodor JT (2018) Wild boar (*Sus scrofa*) home range and habitat use in two Romanian habitats. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 14, 51–63.
- Ji YR, Tao Y, Li CL, Li DQ, Zhao D, Liu F (2021) Using camera traps to survey mammals and birds in Sichuan Xuebaoding National Nature Reserve. *Biodiversity Science*, 29, 805–810. (in Chinese with English abstract) [姬云瑞, 陶义, 李昌林, 李迪强, 赵定, 刘芳 (2021) 利用红外相机调查四川雪宝顶国家级自然保护区鸟类和兽类多样性. *生物多样性*, 29, 805–810.]
- Laundré JW, Hernández L, Ripple WJ (2010) The landscape of fear: Ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal*, 3, 1–7.
- Li JL, Li JQ, Wang L, Pei PZ, Ma DH, Zhuo MY, Bao XK (2020) The analysis on activity rhythms of several ungulates in extreme arid desert region based on infrared camera data. *Acta Theriologica Sinica*, 40, 120–128. (in Chinese with English abstract) [李建亮, 李佳琦, 王亮, 裴鹏祖, 马东辉, 嵯孟雅, 包新康 (2020) 基于红外相机技术分析极早荒漠有蹄类动物的活动节律. *兽类学报*, 40, 120–128.]
- Li S, McShea WJ, Wang DJ, Gu XD, Zhang XF, Zhang L, Shen XL (2020) Retreat of large carnivores across the giant panda distribution range. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1327–1331.
- Linden DW, Fuller AK, Royle JA, Hare MP (2017) Examining the occupancy–density relationship for a low-density carnivore. *Journal of Applied Ecology*, 54, 2043–2052.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248–2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press, San Diego.
- McCullough DR, Pei KCJ, Wang Y (2000) Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' muntjacs in Taiwan. *Journal of Wildlife Management*, 64, 430–441.
- McNaughton SJ (1976) Serengeti migratory wildebeest:

- Facilitation of energy flow by grazing. *Science*, 191, 92–94.
- Meng BS, Huang XL, Xie B, Wang WX, Huang JC, Zhang T, Ran JC, Zhang MM (2023) Distribution of suitable habitat for ungulates in Fanjingshan National Nature Reserve, Guizhou Province. *Acta Theriologica Sinica*, 43, 664–675. (in Chinese with English abstract) [蒙秉顺, 黄小龙, 谢波, 王维熙, 黄继池, 张涛, 冉景丞, 张明明 (2023) 贵州梵净山国家级自然保护区有蹄类动物适宜栖息地分布. *兽类学报*, 43, 664–675.]
- Muhly TB, Hebblewhite M, Paton D, Pitt JA, Boyce MS, Musiani M (2013) Humans strengthen bottom-up effects and weaken trophic cascades in a terrestrial food web. *PLoS ONE*, 8, e64311.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Pierce BM, Bleich VC, Monteith KL, Bowyer RT (2012) Top-down versus bottom-up forcing: Evidence from mountain lions and mule deer. *Journal of Mammalogy*, 93, 977–988.
- Ramirez JJ, Jansen PA, Poorter L (2018) Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. *Forest Ecology and Management*, 424, 406–419.
- Ran JH, Liu SY, Sun ZY, Liu SC, Wang HJ, Liu XG, He WH (2002) Main associated animals in giant panda habitat in Qingchuan County, Sichuan. *Sichuan Journal of Zoology*, 21, 50–52. (in Chinese) [冉江洪, 刘少英, 孙治宇, 刘世昌, 王鸿加, 刘小庚, 何万红 (2002) 四川青川县大熊猫栖息地主要伴生哺乳动物调查. *四川动物*, 21, 50–52.]
- Ripple WJ, Beschta RL (2008) Trophic cascades involving cougar, mule deer, and black oaks in Yosemite National Park. *Biological Conservation*, 141, 1249–1256.
- Smith AT, Xie Y (2009) *A Guide to the Mammals of China*. Hunan Education Press, Changsha. (in Chinese) [Smith AT, 解焱 (2009) *中国兽类野外手册*. 湖南教育出版社, 长沙.]
- Tian J, Zhu SY, Zhang XF, He LW, Gu XD, Guan TP, Li S (2021) The diversity of large- and medium-sized terrestrial mammals and birds in the Giant Panda National Park: A meta-analysis based on camera-trapping data. *Biodiversity Science*, 29, 1490–1504. (in Chinese with English abstract) [田佳, 朱淑怡, 张晓峰, 何礼文, 古晓东, 官天培, 李晟 (2021) 大熊猫国家公园的地栖大中型鸟兽多样性现状: 基于红外相机数据的分析. *生物多样性*, 29, 1490–1504.]
- Wang W, Zhang J, Ma JZ, Liu HB (2007) Analysis on wild boars home ranges in south Lesser Khingan Mountains. *Acta Theriologica Sinica*, 27, 257–262. (in Chinese with English abstract) [王文, 张静, 马建章, 刘海波 (2007) 小兴安岭南坡野猪家域分析. *兽类学报*, 27, 257–262.]
- Wang YH, Yang AX, Yang QY, Kong XB, Fan H (2023) Spatiotemporal characteristics of human–boar conflicts in China and its implications for ecosystem “anti-service”. *Acta Geographica Sinica*, 78, 163–176. (in Chinese with English abstract) [王亚辉, 杨邀郁, 杨庆媛, 孔祥斌, 樊辉 (2023) 中国人–野猪冲突时空特征及对生态系统“反服务”的启示. *地理学报*, 78, 163–176.]
- Weir L, Fiske IJ, Royle JA (2009) Trends in anuran occupancy from northeastern states of the North American Monitoring Program. *Herpetological Conservation and Biology*, 4, 389–402.
- Wirth R, Meyer ST, Leal IR, Tabarelli M (2008) Plant herbivore interactions at the forest edge. In: *Progress in Botany*, Vol. 69 (eds Lüttge U, Beyschlag W, Murata J), pp. 423–448. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Wolf C, Ripple WJ (2017) Range contractions of the world’s large carnivores. *Royal Society Open Science*, 4, 170052.
- Xiao M, Wang H, He F, Cai LJ, Li MF, Yang X, Chen LM, Li SQ (2025) Camera-trapping survey of wild mammals and birds in Tangjiahe National Nature Reserve, Sichuan Province. *Journal of Sichuan Forestry Science and Technology*, 46(1), 11–21. (in Chinese with English abstract) [肖梅, 王红, 何芳, 蔡丽君, 李明富, 杨旭, 谌利民, 李生强 (2025) 利用红外相机监测四川唐家河国家级自然保护区鸟兽多样性. *四川林业科技*, 46(1), 11–21.]
- Yin YQ, Tang SP, Teng Y, Han ZY, Wu LJ, Gao FL, Bao WD (2024) A pilot study on home range of female Chinese goral (*Naemorhedus griseus*): Exploring GPS tracking data in a cliff landscape. *Journal of Forest Research*, 29, 123–129.
- Zheng RQ, Bao YX (2004) Study methods and procedures for ungulate food habits. *Acta Ecologica Sinica*, 24, 1532–1539. (in Chinese with English abstract) [郑荣泉, 鲍毅新 (2004) 有蹄类食性研究方法及其研究进展. *生态学报*, 24, 1532–1539.]

(责任编辑: 申小莉 责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

<https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2025261>