

大别山区国家级自然保护区对白冠长尾雉的保护作用

田姗^{①②#} 王宇^{①#} 李建强^① 徐基良^{①*}

① 北京林业大学生态与自然保护学院 北京 100083; ② 中科北纬(北京)科技有限公司 北京 100043

摘要: 建立自然保护区是保护生物多样性的有效措施之一,在维持和保护生态系统、自然资源、景观等方面发挥着重要作用。近20年来,我国的自然保护区网络和土地利用情况发生了显著变化。白冠长尾雉(*Syrnaticus reevesii*)是我国特有濒危雉类,评估大别山区白冠长尾雉重要分布区域内自然保护区及土地利用类型的变化对该物种的生存至关重要。本研究通过野外调查,结合地理信息系统、物种分布模型及保护空缺分析方法,评估了近20年来大别山区国家级自然保护区对白冠长尾雉栖息地的保护成效。大别山区国家级自然保护区及周边区域的道路长度和建筑用地面积在2018—2019年相较于2001—2002年呈现增长趋势。2001—2002年,白冠长尾雉适宜栖息地的主要影响因素为距农田、铁路及国道的距离,而2018—2019年则主要为海拔和距风电塔的距离。同时,2018—2019年间,白冠长尾雉适宜栖息地在大别山区国家级自然保护区内的占比呈下降趋势。这些结果表明,大别山区的国家级自然保护区正受到人类足迹扩张的影响,平衡保护与周边经济和社会发展的矛盾成为自然保护区管理工作的重要挑战。未来的自然保护区规划和管理需要深入了解珍稀濒危物种的生态需求,合理规划自然保护区的功能区,以提高保护效果,确保自然与人类活动的可持续共存。

关键词: 人类足迹; 白冠长尾雉; 保护空缺分析; 土地利用类型; 大别山区; 国家级自然保护区

中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2025) 02-171-11

Protective Effect of Dabie Mountain National Nature Reserves on the Reeves's Pheasant

TIAN Shan^{①②#} WANG Yu^{①#} LI Jian-Qiang^① XU Ji-Liang^{①*}

① School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083;

② China Natural-harmony Blueprint Technology Co., Ltd., Beijing 100043, China

Abstract: [Objectives] Establishing nature reserves is not only an effective measure for biodiversity conservation but also plays a crucial role in maintaining and protecting ecosystems, natural resources and

基金项目 国家自然科学基金项目 (No. 32470525);

* 通讯作者, E-mail: xujiliang@bjfu.edu.cn;

共同第一作者 田姗, 女, 博士; 研究方向: 野生动物生态学、自然保护区管理; E-mail: doriatshan@163.com;

王宇, 男, 硕士研究生; 研究方向: 鸟类生态学; E-mail: Luckytitwy@bjfu.edu.cn.

收稿日期: 2024-05-26, 修回日期: 2024-09-22 DOI: 10.13859/j.cjz.202424129 CSTR: 32109.14.cjz.24129

landscapes. Over the past two decades, significant changes have occurred in China's network of nature reserves and land use. Reeves's Pheasant *Syrmaticus reevesii* is an endangered species that is endemic to China. Assessing changes in protected areas and land use types within the important distribution area of the Reeves's Pheasant in the Dabie Mountains is vital for the survival of this species. **[Methods]** This study combines field surveys with Geographic Information Systems (GIS), species distribution models, and gap analysis methods to evaluate the effectiveness of national nature reserves in protecting the habitat of Reeves's Pheasant in the Dabie Mountains over the past two decades. **[Results]** The lengths of roads and areas of building area within and around the national nature reserves in the Dabie Mountains showed an increasing trend from 2001—2002 to 2018—2019 (Figs. 2, 3). In 2001—2002, the primary influencing factors on suitable habitats for Reeves's Pheasant were distances to farmland, railways, and national roads, whereas in 2018—2019, elevation and distances to wind turbines became more prominent factors. Moreover, during 2018—2019, there was a declining trend in the proportion of suitable habitat for Reeves's Pheasant within the national nature reserves in the Dabie Mountains (Fig. 5, Table 4). **[Conclusion]** The findings indicate that the national nature reserves in the Dabie Mountains are being affected by the expansion of the human footprint, highlighting the challenge of balancing conservation with economic and social development in reserve management. Future planning and management of nature reserves should prioritize a deep understanding of the ecological needs of endangered species, rational zoning of reserve functions, and enhancement of conservation effectiveness to ensure sustainable coexistence between nature and human activities.

Key words: Human footprint; Reeves's Pheasant; Conservation gap analysis; Land use type; Dabie Mountains; National nature reserve

保护生物多样性最有效的措施之一是建立自然保护区 (Pack et al. 2016)。自然保护区在维持和保护生态系统、自然资源、景观及生物多样性等方面发挥了重要作用 (Xu et al. 2019)。已有许多研究对自然保护区的管理有效性进行了评估。早期的研究将受威胁物种的种群生存力作为评估保护区有效性的指数 (Zhang et al. 2007, Hatfield et al. 2018), 也有研究单独将栖息地变化、丧失和退化的轨迹作为保护区的绩效指标 (Hockings 2006, Azizi et al. 2016)。然而, 这些研究多集中在物种本身或栖息地质量等单一方面, 导致物种的空间分布动态和保护评价无法在大尺度上展开 (李迪强等 2000)。实际上, 自然保护区管理成效评估不仅需要分析物种在自然保护区内能够长期存活的种群数量, 还需要衡量外界环境对物种栖息地的威胁 (Newmark 1996)。许多自然保护区由于管理不当或分析不足, 未能充分认

识到外界环境对物种及其栖息地的潜在威胁, 这与自然保护区长期保护自然的目标不符 (Zhou et al. 2017)。

白冠长尾雉 (*Syrmaticus reevesii*) 为中国特有濒危雉类, 隶属鸡形目 (Galliformes) 雉科 (Phasianidae) (郑光美等 1998), 是国家一级重点保护野生动物, 被 IUCN 评为易危 (Vulnerable) 级。白冠长尾雉曾广泛分布于我国中部地区, 属于典型的森林鸟类 (郑光美等 1998)。然而, 由于人为干扰和滥捕猎杀等原因, 其现存分布范围已大幅萎缩, 分为东、西两大部分区域 (Zhou et al. 2015)。白冠长尾雉在东部的分布区主要位于我国安徽、河南和湖北三省交界的大别山地区。相对于其在我国分布的西部区域, 大别山区白冠长尾雉的分布更为集中 (郑光美 2015, Tian et al. 2020)。截至 2019 年底, 大别山区共有 9 个国家级自然保护区, 其中包括河南省的高乐山国家级自然保护区、

鸡公山国家级自然保护区、董寨国家级自然保护区、连康山国家级自然保护区和河南大别山国家级自然保护区，总面积为 815.10 km²；安徽省的古井园国家级自然保护区、金寨天马国家级自然保护区和鹞落坪国家级自然保护区，总面积为 491.18 km²；湖北省的湖北大别山国家级自然保护区，总面积为 160.48 km²。

已有研究表明，近些年来白冠长尾雉的种群仍呈明显的下降趋势（Zhou et al. 2015）。即使在自然保护区内，其野生种群数量仍以每十年 20% 的速度下降，并且其分布范围也在急剧缩小（Zhou et al. 2015, 2017）。依据我国西部大开发战略及中部振兴战略，我国西部大开发重点工程把重点投向西部地区铁路、公路等重大基础设施建设领域。《促进中部地区崛起“十三五”规划》中明确指出，到 2020 年中部地区常住人口城镇化率达到 58% 左右，并大力实施交通网络建设。白冠长尾雉分布较为集中的大别山区均位于这两个规划区域中。物种的分布、种群规模和生存状况反映了它们所依赖的栖息地质量及保护状况（张正旺等 2003）。为了解白冠长尾雉的保护状况，迫切需要探讨在道路、居民区等城市化快速发展的背景下，白冠长尾雉种群生存状况及当前自然保护区对该物种的保护成效。

空缺分析法（gap analysis, GAP 分析）是一种评估自然保护区或其他保护地与所需保护目标之间差距、确定保护地管理的优先事项，并指导保护工作规划和实施的方法（Cano et al. 2014）。GAP 分析通常以对物种栖息地需求的评估为基础，通过考虑景观格局的变化、栖息地丧失以及气候变化等因素，对比物种栖息地范围与现有保护区范围，评估保护区系统实现保护目标的程度（Sharafi et al. 2012）。该分析有助于评估保护状况和保护需求，为保护工作的规划和实施提供指导。本研究利用地理信息系统软件及预测模型，分析近 20 年来大别山区国家级自然保护区及周边区域白冠长尾雉的空间分布特征及人为影响等数据，以期更好地了

解国家级自然保护区对白冠长尾雉的保护有效性，并为未来的自然保护区管理提供建议。

1 研究方法

1.1 大别山区国家级自然保护区内白冠长尾雉种群密度

本研究基于已知的白冠长尾雉历史分布位点，结合地形特征，确定了在大别山区的研究区域。采用样线法对大别山区的 9 个国家级自然保护区内白冠长尾雉的种群数量进行了调查。在调查区域中随机设置 850 ~ 3 600 m 长的样线，样线的单侧宽定为 50 m，使用两步路户外助手（版本：6.5.2.11）进行坐标定位。样线实际长度因调查时间、步行速度、天气情况和调查人员身体情况等因素而有所调整。调查徒步进行，步行速度一般为 1.2 ~ 1.5 km/h。在每条样线内，对观察到的所有白冠长尾雉的个体、羽毛、巢址和扑羽声等痕迹进行记录。相隔 300 m 以上的记录被认为是不同的独立个体（Zhou et al. 2015）。根据样线调查获得的数据计算各个调查地点白冠长尾雉的相对种群密度（ D ）： $D = N/A$ ，式中， N 为发现的白冠长尾雉个体数量（ind）， A 为调查区域的面积（m²），即样线长度与样线两侧宽度的乘积。

1.2 大别山区国家级自然保护区及周边人类足迹分析

国家级自然保护区边界的数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心（<http://www.resdc.cn>），我们参照中国生态环境部（<http://www.mee.gov.cn>）公布的数据，并通过 ArcGIS 10.4 将国家级自然保护区的边界及功能区图进行了数字化处理。人类足迹主要包括风力发电塔（以下简称“风电塔”）、道路及建筑用地，这些数据分别以点、线、面的形式呈现。道路数据主要包括铁路、高速公路、国道、省道、公路以及乡间道路，主要基于高德地图，并参考中国交通现状图和美国地质调查局陆地卫星 8 号遥感影像融合数据（<https://www.gscloud.cn>），通过对 2000 年及 2017 年的道路数据进行数字化

处理获得。建筑用地主要包括城镇用地、农村居民点、矿地及机场等建筑用地。2000 年及 2017 年建筑用地数据来自中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>), 并结合灯光指数 (<http://www.ngdc.noaa.gov>), 统计建筑用地变化情况。大别山区风电塔建设始于 2004 年, 至今已在湖北麻城、大悟县仙居顶以及河南新县等地安装并投入使用。根据野外实地调查记录、GoogleEarth 及两步路户外助手来记录 2019 年风电塔的分布位点及海拔等信息。由于获得的人类足迹数据时间为 2000 年及 2017 年, 所以与本研究对白冠长尾雉实际调查时间相匹配, 且与上下文内容相一致, 本文将 2000 年及 2017 年人类足迹数据分别记为 2001—2002 年及 2018—2019 年。

采用缓冲分析方法, 以自然保护区界为起点, 向外扩充 1 km 和 5 km 的范围, 获取自然保护区周边区域。其中, 自然保护区 1 km 范围与自然保护区边界相邻, 处于缓冲地带; 自然保护区 5 km 范围的面积跟保护区面积相近且自然环境较为一致, 有助于减少空间变量异质性的影响 (周春发 2016)。

通过对比 2001—2002 年和 2018—2019 年国家级自然保护区内、自然保护区及周边 1 km 以及自然保护区及周边 5 km 范围内的人类足迹数据, 分析不同时期国家级自然保护区及周边人类足迹变化情况。

1.3 适宜栖息地分布评估

根据 Sanderson 等 (2002) 绘制人类足迹图时的 4 个指标, 本研究改进了人类足迹背景下大别山区白冠长尾雉适宜栖息地分布的评估因素, 并分为以下 3 组。

第一组与地形因素有关, 包括海拔、坡度和坡向。数据来源于数字高程模型 (digital elevation model, DEM)。从网站 (<http://srtm.csi.cgiar.org/>) 下载了 90 m 分辨率的 STRM DEM 数据集 (检索日期: 2019 年 5 月 9 日), 利用 ArcGIS 提取坡度和坡向数据。

第二组为人类足迹因素, 主要包括居民区等人类设施数据以及与道路、铁路、风电塔

距离。将记录到的风电塔位点 (经纬度点) 在 ArcMap10.4 中进行矢量化, 并计算与风电塔的欧氏距离。然后利用 DEM 数据进行掩膜提取, 使其与其他因素范围、分辨率保持一致。

第三组主要包括土地覆被数据, 如与农田、林地、湿地等的距离, 2000 年土地利用数据来自 GLC30 信息服务数据库 (<http://www.globallandcover.com>, 检索于 2019 年 3 月 16 日)。2017 年的土地覆被来自清华大学团队的全球土地覆盖的精细分辨率观测与监测数据库 (finer resolution observation and monitoring of global land cover, FROM-GLC, <http://data.ess.tsinghua.edu.cn/>, 检索于 2019 年 4 月 15 日)。

MaxEnt 模型共选取了 13 个因子, 对 2001—2002 年和 2018—2019 年两个时期白冠长尾雉适宜栖息地分布进行建模 (表 1)。

1.4 GAP 分析及功能区划有效性评估

为了解现有国家级自然保护区的功能区对白冠长尾雉栖息地保护的有效性, 本研究将国家级自然保护区的功能区图与白冠长尾雉适宜栖息地进行叠加, 然后计算国家级自然保护区各功能区内的适宜栖息地面积百分比, 对比分析变化情况。

1.5 数据分析

对比 2003—2005 年 (张晓辉 2004, 刘阳 2006) 与 2018—2019 年间大别山区国家级自然保护区内白冠长尾雉种群密度, 2001—2002 年与 2018—2019 年间适宜栖息地分布及自然保护区及周边人类足迹的差异性, 分析不同时间段内的变化趋势。当数据符合正态分布时, 采用配对 *t* 检验分析数据的差异性; 当不符合正态分布时, 采用 Wilcoxon signed-rank 检验。 $P < 0.05$ 表示差异显著, $P < 0.01$ 表示差异极显著。数据分析在 SPSS 21.0 (IBM, 美国) 中进行。

2 结果

2.1 大别山区国家级自然保护区白冠长尾雉种群密度

对白冠长尾雉种群密度进行分析发现,

表 1 白冠长尾雉适宜栖息地评估的模型变量

Table 1 Environmental variables used in models of the distribution of *Syrnaticus reevesii*

分类 Category	变量 Variable	描述 Description of the variable
地形因素 Topography	海拔 Altitude	平均垂直高度, 90 m 分辨率 Average vertical height, 90 m resolution
	坡度 Slope	基于数字高程模型 (DEM) 的坡度 Slope based on digital elevation model (DEM)
	坡向 Aspect	基于数字高程模型的坡向 Aspect based on DEM
人类足迹因素 Human footprint	到国道的距离 Distance to national road	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近国道的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest national road within the study area based on DEM
	到省道的距离 Distance to provincial road	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近省道的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest provincial road within the study area based on DEM
	到高速公路的距离 Distance to expressway	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近高速公路的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest expressway within the study area based on DEM
	到铁路的距离 Distance to railway	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近铁路的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest railway within the study area based on DEM
	到风电塔的距离 Distance to wind-tower	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近风电塔的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest wind-tower within the study area based on DEM
	到人类设施的距离 Distance to artificial surfaces	基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近人类设施的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest artificial surfaces within the study area based on DEM
	土地覆被因素 Land cover	土地利用类型 Land use types
到农田的距离 Distance to cropland		基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近农田的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest cropland within the study area based on DEM
到林地的距离 Distance to forest land		基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近林地的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest forest land within the study area based on DEM
到湿地的距离 Distance to wetland		基于数字高程模型的研究范围内任何一点到最近湿地的欧氏距离 (m) Euclidean distance (m) from any point to the nearest wetland within the study area based on DEM

2018—2019 年在河南董寨国家级自然保护区, 白冠长尾雉的现存种群密度最高 (12.01 ind/km²)。其次是河南连康山 (8.37 ind/km²) 和安徽金寨天马 (7.17 ind/km²) 国家级自然保护区 (图 1)。与 2003—2005 年相比, 2018—2019 年大别山区的国家级自然保护区内白冠长尾雉种群密度显著下降 ($t_8 = 4.412$, $P < 0.01$), 种群平均密度由 2003—2005 年间的 10.03 ind/km² 下降为 2018—2019 年间的 5.03 ind/km² (图 1)。

2.2 大别山区国家级自然保护区及周边人类足迹变化

通过分析大别山区国家级自然保护区及周边不同时期道路的总长度, 发现 2018—2019

年自然保护区内 ($Z = -6.717$, $P < 0.001$)、自然保护区及周边 1 km ($Z = -7.827$, $P < 0.001$) 以及自然保护区及周边 5 km 范围 ($Z = -11.562$, $P < 0.001$) 的道路长度均比 2001—2002 年呈现极显著增长趋势 (表 2, 图 2)。

与 2001—2002 年相比, 2018—2019 年自然保护区内 ($Z = -0.627$, $P > 0.05$)、自然保护区及周边 1 km 范围 ($Z = -0.426$, $P > 0.05$)、自然保护区及周边 5 km 范围 ($Z = -1.061$, $P > 0.05$) 内建筑用地面积也呈现一定增长趋势 (表 2, 图 3)。农村居民点是主要建筑用地类型, 其中 2001—2002 年及 2018—2019 年自然保护区内面积分别占建筑用地总面积的 74.85%

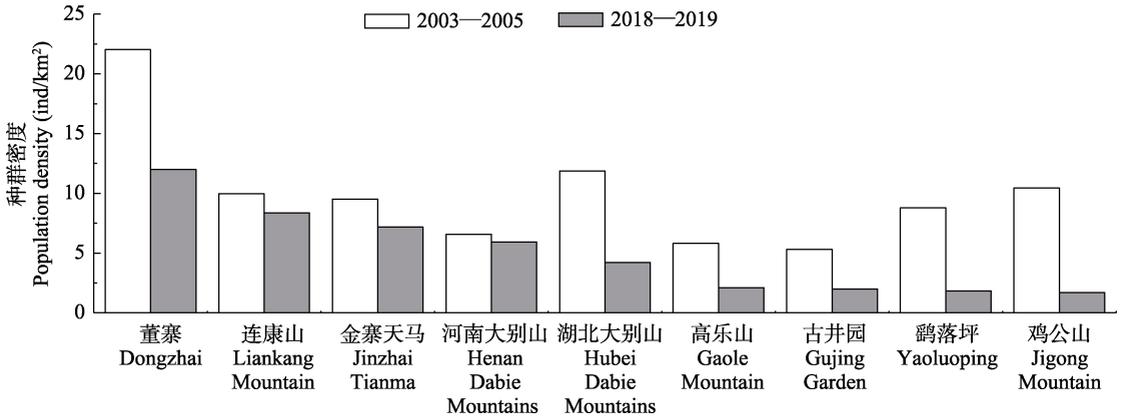


图 1 大别山区国家级自然保护区内前期（2003—2005 年，张晓辉 2004，刘阳 2006）和后期（2018—2019 年，本研究）白冠长尾雉的种群密度比较

Fig. 1 Comparison of population density of *Syrmaticus reevesii* in the national nature reserves in Dabie Mountains at the earlier (2003—2005, Zhang 2004, Liu 2006) and later (2018—2019, this research) stages

表 2 2001—2019 年间大别山区国家级自然保护区及周边区域人类足迹增长百分比 (%)

Table 2 Percentage increase in human footprint in national nature reserves and surrounding areas of the Dabie Mountains from 2001 to 2019 (%)

	自然保护区内 Nature reserve	自然保护区及周边 1 km 范围 Nature reserve and surrounding area within 1 km	自然保护区及周边 5 km 范围 Nature reserve and surrounding area within 5 km
道路 Roads	166.12	156.76	168.71
建筑用地 Buildings	60.76	74.22	87.06

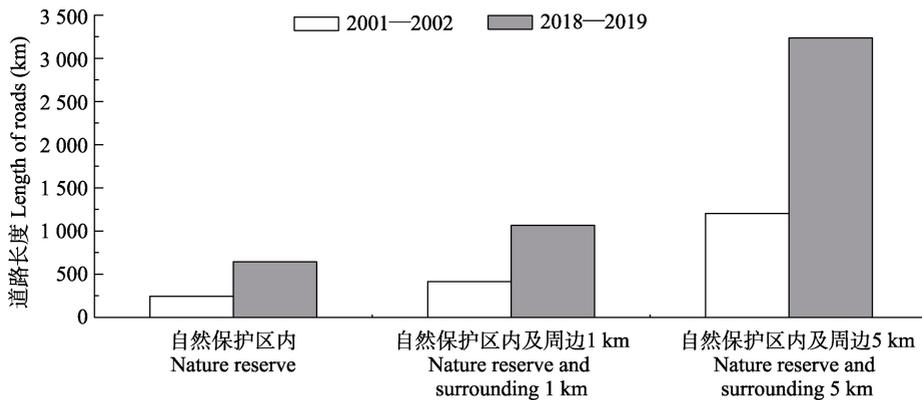


图 2 不同时期大别山区国家级自然保护区及周边区域道路长度变化

Fig. 2 Changes in the length of roads in the national nature reserves and surrounding areas in different periods of Dabie Mountains

和 66.68%。自然保护区及周边 5 km 范围内建筑用地面积增长迅速，其中城镇用地增长了 132%，矿地及机场等用地增长了近 11 倍(10.91

倍)，总面积达到 16.82 km²。从道路和建设用地的增长速度可以看出，相较于周边地区，保护区内白冠长尾雉栖息地的破坏速度比周围

低，保护区有效避免了白冠长尾雉栖息地遭受更严重的破坏（图 3）。

2.3 大别山区国家级自然保护区内白冠长尾雉适宜栖息地变化

2001—2002 年和 2018—2019 年模型的受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic curve, ROC)下方的面积大小(area under curve, AUC)分别为 0.880 和 0.908 (图 4)，模型拟合效果良好。从模型分析结果看，2001—2002 年间，影响白冠长尾雉适宜栖息地的主要因素为与农田(24.94%)、铁路(23.69%)以及国道的距离(16.64%)，而 2018—2019 年间，主要因素转变为海拔(32.53%)和与风电塔的距离(28.10%)。

在人类足迹的影响下，近 20 年来大别山区白冠长尾雉适宜栖息地的分布面积减少了 637.72 km² (图 5)。其中，河南省的适宜分布面积下降最为显著，下降幅度达到 15.92%，呈现最严重的下降趋势(表 3)。

将白冠长尾雉适宜栖息地与大别山区各个国家级自然保护区的功能区进行叠加分析，在 2018—2019 年间，白冠长尾雉适宜栖息地在大别山区国家级自然保护区内的面积占比为 15.00%，与 2001—2002 年的 23.42% 相比，呈下降趋势，有约 85% 的适宜栖息地分布在保护区外。此外，近 20 年来，白冠长尾雉适宜栖息

地在大别山区国家级自然保护区内的面积占比为 15.00%，与 2001—2002 年的 23.42% 相比，呈下降趋势，有约 85% 的适宜栖息地分布在保护区外。此外，近 20 年来，白冠长尾雉适宜栖息

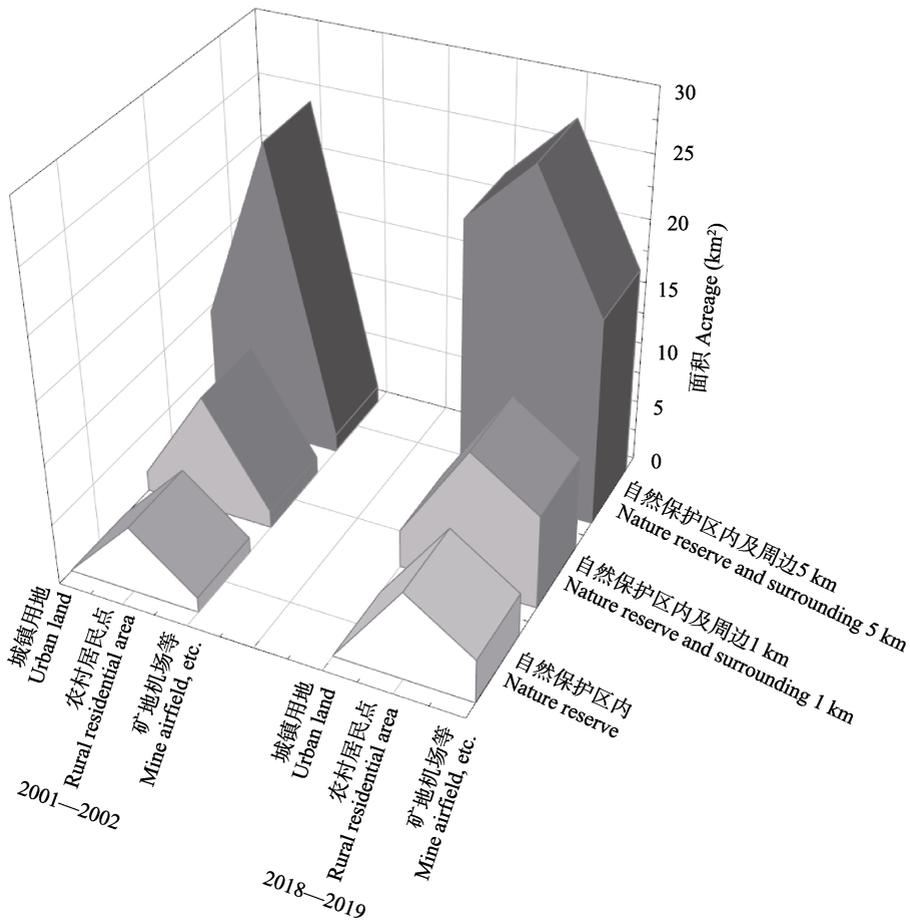


图 3 不同时期大别山区国家级自然保护区及周边区域建筑用地变化

Fig. 3 Changes in the area of buildings in the national nature reserves and surrounding area of Dabie Mountains in different periods

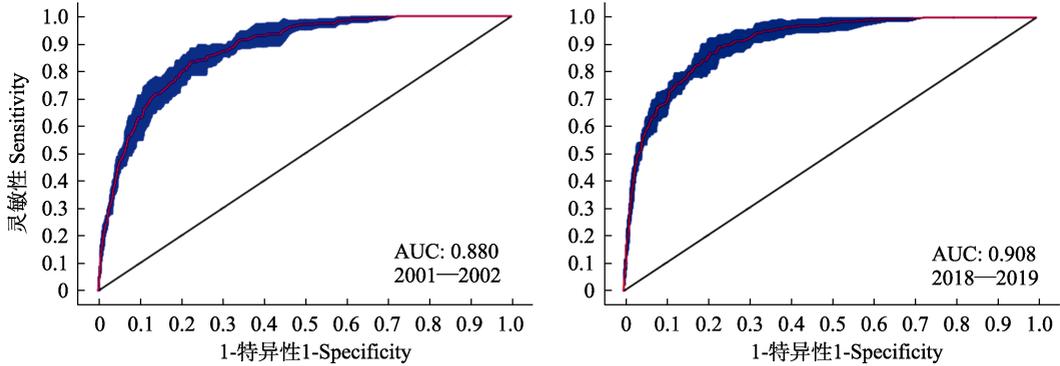
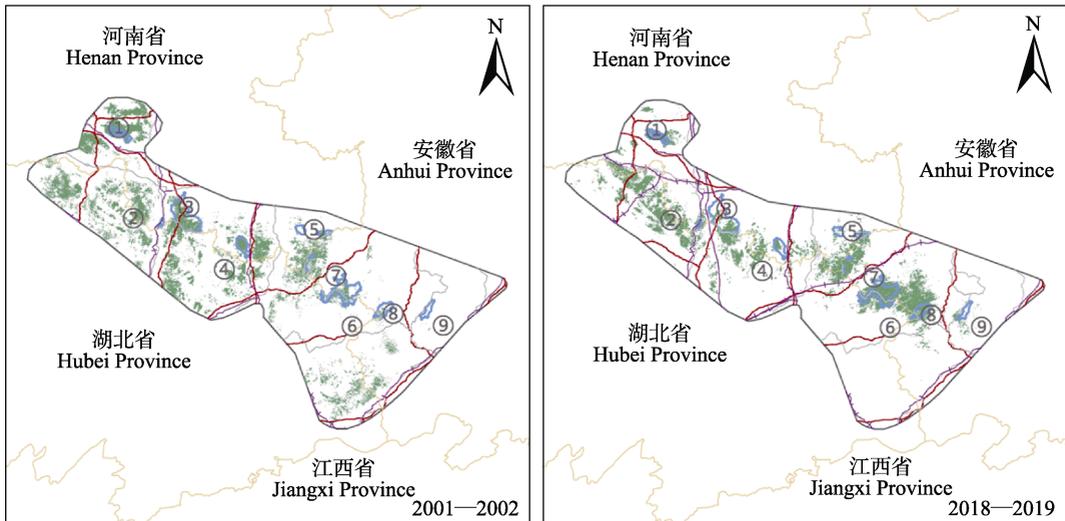


图 4 2001—2002 年及 2018—2019 年的受试者工作曲线与曲线下面积 (AUC)

Fig. 4 Receiver operating characteristic (ROC) curves for the periods 2001—2002 and 2018—2019, including the area under the curve (AUC)



- ① 高乐山 Gaole Mountain ② 鸡公山 Jigong Mountain ③ 董寨 Dongzhai ④ 连康山 Liankang Mountain
- ⑤ 河南大别山 Henan Dabie Mountains ⑥ 湖北大别山 Hubei Dabie Mountains
- ⑦ 金寨天马 Jingzhai Tianma ⑧ 鹞落坪 Yaoluoping ⑨ 古井园 Gujing Garden

- 白冠长尾雉适宜栖息地 Suitable habitat of *Syrmaticus reevesii*
- 大别山区 Dabie mountains
- 省界 Provincial boundaries
- 国家级自然保护区 National nature reserves
- 铁路 Railway
- 国道 National road
- 高速公路 Expressway

图 5 2001—2002 年和 2018—2019 年大别山区白冠长尾雉适宜栖息地及国家级自然保护区分布图

Fig. 5 The distribution of suitable habitat of *Syrmaticus reevesii* and national nature reserves in Dabie Mountains in 2001—2002 and 2018—2019

地在大别山区国家级自然保护区的核心区、缓冲区和实验区的面积比例均显著下降(核心区: $t_8 = 3.656, P < 0.01$; 缓冲区: $Z = -2.521, P <$

0.05 ; 实验区: $t_8 = 3.514, P < 0.05$) (表 4)。相较于核心区和缓冲区, 实验区内的适宜栖息地比例更高。

表 3 不同时期大别山区不同省份的白冠长尾雉适宜栖息地比例 (%)

Table 3 Proportion of suitable habitats for *Syrnaticus reevesii* in different provinces of Dabie Mountains in different periods (%)

省份 Provinces	年度 Year	
	2001—2002	2018—2019
安徽 Anhui	10.92	31.54
河南 Henan	41.10	25.18
湖北 Hubei	47.98	43.28

表 4 不同时期大别山区国家级自然保护区不同功能区内适宜栖息地比例 (%)

Table 4 Proportion of suitable habitats for *Syrnaticus reevesii* in different function zones of the national nature reserves of Dabie Mountains in different periods (%)

功能区 Function zones	年度 Year	
	2001—2002	2018—2019
核心区 Core zone	6.83	4.85
缓冲区 Buffer zone	4.96	3.16
实验区 Experimental zone	11.63	6.99
合计 Total	23.42	15.00

3 讨论

3.1 白冠长尾雉种群密度的变化

近年来,我国对野生动物,尤其是珍稀濒危物种的保护管理和执法力度进一步加强(周天福等 2005)。然而,本研究发现大别山区国家级自然保护区内白冠长尾雉种群数量仍然处于下降状态,这可能与当前自然保护区保护管理措施有关(Zhou et al. 2015)。野生动物栖息地具有尺度性,在不同地理尺度上,其受影响的因素存在不同(周春发 2016)。像白冠长尾雉这样典型的森林鸟类,在分布区尺度上森林覆盖率的增加可能对其有利(Xu et al. 2007, Zhou et al. 2017)。然而,在局部尺度上,如单个自然保护区或者某一适宜栖息地斑块中,其栖息地可能更多地受到微生境因素的影响

(Zhou et al. 2017)。白冠长尾雉是典型的森林鸟类,加上该物种尾羽较长等特性,林下较为空旷的栖息地更有利于其活动和觅食。而自然保护区,特别是国家级自然保护区有着严格的管理要求(Xu et al. 2012),导致保护区内森林及林下植被生长过于郁闭,反而不适宜白冠长尾雉的生存(Zhou et al. 2017),有可能迫使其逐步向林下植被稀疏的区域迁移,甚至离开保护区范围,从而在一定程度上削弱了自然保护区对其栖息地的保护成效。因此,对于自然保护区内白冠长尾雉及其栖息地来说,在尽可能控制人类足迹渗透和扩大的同时,保护管理工作需要依据环境变化和物种的实际生存状况进行适当的调整,针对白冠长尾雉的栖息地需求,实施科学的人工干预措施,优化其栖息地,从微生境尺度提高其生存适宜性(Zhou et al. 2017),从而促进白冠长尾雉种群的恢复和壮大。

3.2 白冠长尾雉适宜栖息地的变化

目前,约 85% 的白冠长尾雉适宜栖息地不在大别山区国家级自然保护区网络之内。虽然这些国家级保护区以外的白冠长尾雉适宜栖息地有可能部分分布于其他保护区域(如地方自然保护区和林场等),但相较于国家级自然保护区,这些地区通常缺乏严格的资源管理制度(Xu et al. 2007),保护成效也相对较低(Xu et al. 2016)。例如,在湖北省的天台山和花山林场,白冠长尾雉的记录相对较频繁,但这两个区域都缺乏强有力的保护政策,其保护力度较弱。与此前有分布的历史文献资料记载相比,此次调查中的小涧冲林场、永平林场和蕲春县等地均未记录到白冠长尾雉的个体或痕迹,表明这些区域未能有效地保护白冠长尾雉。

有研究表明,白冠长尾雉的适宜分布范围有向高海拔移动的趋势(Tian et al. 2020)。由于物种丰富度存在随海拔梯度的增加而减少的趋势,而高海拔区域气候变异较大,只有少数耐受幅度较宽且具有较大分布区域的物种才能适应高海拔生存(Hortal et al. 2013)。这种变化

趋势对分布区狭窄、栖息地要求严格、扩散能力有限和生态幅偏窄的白冠长尾雉来说,使其生存受到极大威胁。因此,在未来自然保护区的管理工作中,在条件可能的情况下,将一些非自然保护区内的适宜栖息地纳入自然保护区范围,可以更好地将物种种群及其栖息地同时进行保护。

3.3 大别山区自然保护区对白冠长尾雉的保护成效与保护空缺

目前,大别山区已经建立了9个国家级自然保护区,对白冠长尾雉进行了针对性的保护。从本研究中观察到的人类足迹在自然保护区及其周边区域的渗透情况来看,自然保护区内白冠长尾雉栖息地的破坏速度比周围地区低。这表明大别山区国家级自然保护区在一定程度上避免了白冠长尾雉栖息地受到更严重的破坏,对该物种的保护起到了积极的作用。

当前,我国自然保护区的功能区划主要采用核心区、缓冲区和实验区三区划分。根据我国《自然保护区条例》规定,核心区和缓冲区禁止进行任何采伐活动。通过对不同的功能区采取不同的管理策略,明确各功能区的主要目标,来保障自然保护区的健康持续发展,实现对生物多样性的保护(Ma et al. 2009)。然而,由于功能区划方法和技术条件的限制,大多数现有的自然保护区保护现状可能不是最佳状态。一些研究发现,目前的自然保护区分区管理模式很难确保保护成效(Ma et al. 2009, 呼延俊奇等 2014)。本研究结果发现,实验区内最适宜栖息地比例最高,且各功能区内的适宜栖息地比例呈现显著下降趋势,这说明白冠长尾雉的优先保护区域与国家级自然保护区的功能区存在不匹配情况,这进一步印证了当前自然保护区的功能分区存在局限性。因此,为了更好地保护物种,自然保护区管理不仅应该考虑合理的功能分区,也应同时考虑物种的种群数量及其栖息地环境,以便更科学和高效地利用自然保护区的资源。

参 考 文 献

- Azizi A, Malakmohamadi B, Jafari H. 2016. Land use and land cover spatiotemporal dynamic pattern and predicting changes using integrated CA-Markov model. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 2(3): 223–234.
- Cano L S, Pacheco C, Refoyo P, et al. 2014. Geographical and environmental factors affecting the distribution of wintering black storks *Ciconia nigra* in the Iberian Peninsula. *Journal of Avian Biology*, 45(5): 514–521.
- Hatfield J H, Orme C D L, Banks-Leite C. 2018. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4): 215–220.
- Hockings M, Stolton S, Leverington F. 2006. *Evaluating Effectiveness: A Framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas*. 2nd ed. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 105 pp.
- Hortal J, Carrascal L M, Triantis K A, et al. 2013. Species richness can decrease with altitude but not with habitat diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(24): E2149–E2150.
- Ma Z, Li B, Li W, et al. 2009. Conflicts between biodiversity conservation and development in a biosphere reserve. *Journal of Applied Ecology*, 46(3): 527–535.
- Newmark W D. 1996. Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conservation Biology*, 10(6): 1549–1556.
- Pack S M, Ferreira M N, Krithivasan R, et al. 2016. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. *Biological Conservation*, 197: 32–39.
- Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, et al. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10): 891–904.
- Sharafi S M, Moilanen A, White M, et al. 2012. Integrating environmental gap analysis with spatial conservation prioritization: a case study from Victoria, Australia. *Journal of Environmental Management*, 112: 240–251.
- Tian S, Xu J, Wang Y. 2020. Human infrastructure development drives decline in suitable habitat for Reeves's pheasant in the

- Dabie Mountains in the last 20 years. *Global Ecology and Conservation*, 22: e00940.
- Xu J, Melick D R. 2007. Rethinking the effectiveness of public protected areas in southwestern China. *Conservation Biology*, 21(2): 318–328.
- Xu J, Zhang Z, Liu W, et al. 2012. A review and assessment of nature reserve policy in China: advances, challenges and opportunities. *Oryx*, 46(4): 554–562.
- Xu W, Li X, Pimm S L, et al. 2016. The effectiveness of the zoning of China's protected areas. *Biological Conservation*, 204: 231–236.
- Xu W, Pimm S L, Du A, et al. 2019. Transforming protected area management in China. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(9): 762–766.
- Zhang Y, Zheng G. 2007. A population viability analysis (PVA) for Cabot's Tragopan (*Tragopan caboti*) in Wuyanling, south-east China. *Bird Conservation International*, 17(2): 151–161.
- Zhou C, Xu J, Zhang Z. 2015. Dramatic decline of the Vulnerable Reeves's pheasant *Syrnaticus reevesii*, endemic to central China. *Oryx*, 49(3): 529–534.
- Zhou C, Zhao Y, Connelly J W, et al. 2017. Current nature reserve management in China and effective conservation of threatened pheasant species. *Wildlife Biology*, 2017: wlb.00258.
- 呼延俊奇, 肖静, 于博威, 等. 2014. 我国自然保护区功能分区研究进展. *生态学报*, 34(22): 6391–6396.
- 李迪强, 宋延龄. 2000. 热点地区与GAP分析研究进展. *生物多样性*, 8(2): 208–214.
- 刘阳. 2006. 白冠长尾雉 (*Syrnaticus reevesii*) 雌鸟活动区及扩散行为的无线电遥测研究. 北京: 北京师范大学硕士学位论文.
- 张晓辉. 2004. 白冠长尾雉 (*Syrnaticus reevesii*) 的繁殖行为与繁殖生境研究. 北京: 北京师范大学博士学位论文.
- 张正旺, 丁长青, 丁平, 等. 2003. 中国鸡形目鸟类的现状与保护对策. *生物多样性*, 11(5): 414–421.
- 郑光美. 2015. 中国雉类. 北京: 高等教育出版社.
- 郑光美, 王岐山. 1998. 中国濒危动物红皮书: 鸟类. 北京: 科学出版社.
- 周春发. 2016. 白冠长尾雉保护优先区域多尺度识别和管理评价. 北京: 北京林业大学博士后出站报告.
- 周天福, 莫运明, 谢志明. 2005. 广西黑颈长尾雉种群数量调查研究. *沿海企业与科技*, (10): 49–50.