

DOI: 10.5846/stxb201406131225

青菁, 胥池, 杨彪, 杨志松, 齐敦武, 杨旭煜, 古晓东, 戴强. 小相岭山系大熊猫廊道规划. 生态学报, 2016, 36(4): - .

Qing J, Xu C, Yang B, Yang Z S, Qi D W, Yang X Y, Gu X D, Dai Q. Corridor design for the giant panda in the Xiaoxiangling Mountains. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): - .

小相岭山系大熊猫廊道规划

青菁^{1,2}, 胥池³, 杨彪⁴, 杨志松^{1,*}, 齐敦武⁵, 杨旭煜⁶, 古晓东⁶, 戴强²

1 西华师范大学大熊猫自然保护与文化研究中心, 南充 637002

2 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041

3 四川雪宝顶国家级自然保护区, 绵阳 622550

4 四川大学生命科学学院自然生物资源与生态环境教育部重点实验室, 成都 610064

5 四川省濒危野生动物保护生物学省部共建实验室, 成都大熊猫繁育研究基地, 成都 610086

6 四川省野生动物资源调查保护管理站, 成都 610081

摘要:廊道能有效地增加栖息地斑块间的大熊猫种群交流,降低种群灭绝的风险。小相岭山系是现存大熊猫种群数量最少的山系之一。本文通过 MAXENT (Maximum Entropy) 分析,发现小相岭山系存在 7 个相对隔离的栖息地斑块,栖息地破碎化严重。为了增加小相岭山系大熊猫种群交流,本研究利用最小代价路径原理和电流理论,从保护管理角度出发,在该区域划定了 9 条连接大熊猫栖息地斑块的廊道。其中紫马-麻麻地廊道连接该区域面积最大、大熊猫痕迹点最多的两个栖息地斑块,生态意义重大,建议优先建设该廊道。此外,本研究划定的多个廊道彼此邻近,甚至存在一定程度的重叠。本文将这些极其邻近或者重叠的廊道合并,并提出“廊道群”的概念。廊道群是两个或两个以上极其相邻的廊道构成的网状结构,廊道群作为景观上的网状结构,能同时连接多个栖息地斑块,更有效地增加多个栖息地斑块间的种群交流。由于农田的挤压,部分廊道难以达到大熊猫廊道的最低宽度需求(2230 m),制约了其生态效应的发挥,建议在以后的保护工作中探索农田区域的栖息地恢复方式。

关键词:大熊猫;小相岭;最小代价路径;电流理论;廊道群

Corridor design for the giant panda in the Xiaoxiangling Mountains

QING Jing^{1,2}, XU Chi³, YANG Biao⁴, YANG Zhisong^{1,*}, QI Dunwu⁵, YANG Xuyu⁶, GU Xiaodong⁶, DAI Qiang²

1 Giant Panda Conservation and Culture Research Center, China West Normal University, Nanchong 637002, China

2 Chengdu Institute of Biology, the Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

3 Sichuan Xue Baoding Nature Reserve, Mianyang 622550, China

4 Key Laboratory of Bio-Resources and Eco-Environment of Ministry Education, College of Life Science, Sichuan University, Chengdu 610064, China

5 Sichuan Key Laboratory of Conservation Biology for Endangered Wildlife, Chengdu Research Base of Giant Panda Breeding, Chengdu 610086, China

6 Sichuan Station of Wild life survey and Management, Chengdu 610081, China

Abstract: The giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*) is regarded as one of the most imperiled mammals in the world. The quality and quantity of giant panda habitat have been continually and dramatically degraded due to increasing human activity and to natural disasters. In order to conserve the remaining panda populations effectively, there is a critical need to establish or restore corridors between remaining islands of habitat. This is considered essential for reducing the risk of local population

基金项目:国家林业局“邛崃山与大相岭山系连接地带构成大熊猫走廊带关键因素研究”(林护发(2011)285号);四川省教育厅重点项目“泥巴山大熊猫走廊带关键构成因素”(10ZA027);香港海洋公园保育基金支持项目“小相岭大熊猫栖息地走廊带规划与保护管理策略制定”(GP061213)

收稿日期:2014-06-13; 网络出版日期:2015- -

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yangzhisong@126.com

extinctions. The population of giant pandas in the Xiaoxiangling Mountains is the smallest, and the habitat there is seriously fragmented. To connect the existing habitat patches and protect its local population of giant pandas, we used quantitative habitat assessment methods to assess the current structure of the Xiaoxiangling Mountains habitat and to design wildlife corridors to increase connectivity. The habitat suitability index in the study area was assessed using Maximum Entropy analysis, with “area under curve” of 0.9939 and 0.9890 for training and test sets, respectively. The habitat patches were identified following the threshold defined by the maximum Yourdon’s index. There are seven isolated habitat patches in the Xiaoxiangling Mountains (i.e., Zima, Mamadi, Gaoqiao, Shihuiyao, Luba, Dahuodi, and Wanba). Based on the least-cost path and circuit theory models, nine corridors between those habitat patches were designed. Among these corridors, the Zima-Mamadi corridor connects the two largest habitat patches, which are also where most of the giant panda activities have been recorded. Given its ecological significance, we propose that construction of Zima-Mamadi corridor should be considered top priority. In addition, some of the corridors adjoined or even overlapped. Therefore, we suggest merging these corridors into a “corridor group”. A “corridor group” is defined as a network constituted by two or more closely adjacent corridors, which could interconnect several habitat patches simultaneously and effectively increase the exchange between populations in those habitat patches. Unfortunately, because of the presence of farmlands, some sections of the corridors formed extremely narrow channels. Some of these channels are narrower than the minimum efficient width of giant panda corridor (2230 m), and so their intended function could be severely impacted. However, given the complexities of land ownership, determining a way to construct corridors among farmlands should be a focus of future conservation work.

Key Words: Giant panda; Xiaoxiangling; Least-cost path; Circuit theory; Corridor Group

由于人类活动干扰,野生动物栖息地呈现破碎化,种群被隔离为孤立的小种群,彼此间缺乏基因交流^[1]。通过构建野生动物廊道则可以增加栖息地之间的连接性,加强种群间的交流,有助于缓解栖息地破碎化带来的负面影响^[2]。野生动物廊道(Wildlife Corridor)提出于1974年^[3],廊道是连接野生动物栖息地的线性景观要素^[4],或是拉伸的面状景观要素^[5]。大量研究表明,野生动物廊道能有效增加种群间的基因交流,防止近交衰退,降低种群的灭绝风险^[6-7]。目前,常用的廊道规划的方法主要有4个:专家意见模型(the expert model)^[8]、最小代价路径分析(least-cost path analysis, LCP analysis)^[9-10]、电流分析(circuit analysis)^[11]、基于个体的模型(individual-based models)^[12]等。

大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)是我国所特有的珍稀濒危动物,现仅分布于秦岭、岷山、邛崃山、凉山、大相岭及小相岭六大山系。小相岭山系位于中国大熊猫分布的西南端,是现有大熊猫种群数量最少的山系之一。由于垦荒、砍伐、放牧等人为干扰,小相岭山系大熊猫栖息地急剧缩小且破碎化严重。其中108国道从南向北将小相岭大熊猫栖息地分隔为东西两块。近250年来,小相岭大熊猫种群下降了约60倍^[13]。朱磊等^[14]认为如果缺乏基因交流或者外来补充个体,这样的小种群在80年内会趋于灭绝。

为加强小相岭大熊猫种群保护,增进栖息地间种群交流,本文基于最小代价路径原理和电流理论,在评估小相岭山系的栖息地适宜度,确定栖息地斑块基础上,对这些斑块间的廊道进行规划。

1 研究区域

小相岭山系位于大凉山之西,东起甘洛河和越西河,西至雅砻江和九龙河,北抵大渡河,南到喜德县红莫山北面的太皇山。南北长约147 km,东西宽约107 km,面积约为11500 km²,山体呈南北走向。小相岭山系处于四川东部台地与西部地槽过渡带,因东部古陆地的长期隆起,属于青藏高原的组成部分。地貌以中高山为主,兼有部分低山和河谷阶地。土壤属四川盆地湿润亚热带森林土壤区。以亚热带季风为基带的山地气候,年均温约11.7—14.4℃,年降水量800—1250 mm。植被带谱大致为:海拔2000 m以下为旱生河谷灌丛;2000—2400 m为山地阔叶林;2400—3200 m或4000 m为山地暗针叶林或亚高山暗针叶林^[15]。

2 研究方法

2.1 方法和原理

本研究使用 Maximum Entropy Modeling (MAXENT Modeling) 评估研究区域大熊猫栖息地质量, 得到栖息地适宜度指数 (habitat suitability index, HSI), 并确定大熊猫栖息地斑块。MAXENT 模型是根据已知的物种分布点和栖息地生态环境数据来评估栖息地质量和预测物种的可能分布范围^[16-18]。基于栖息地质量确定阻力系数, 构建阻力图层。阻力系数是表征野生动物穿过特定环境的可能或者意愿的指数。在穿过特定环境过程中, 动物个体能量和时间消耗少, 死亡率低, 则意味着该环境阻力低, 动物从该区域通过可能大^[19]。栖息地适宜度指数可以近似作为阻力系数, 即假设栖息地质量越好, 动物通过的阻力越低, 动物越可能从该区域通过^[20]。本文主要基于最小代价路径原理 (LCP model) 和电流理论模型 (Circuit theory model) 进行廊道规划。LCP 原理假设个体优先选择阻力小 (一般假设为栖息地质量好) 的区域进行迁移活动, 以此计算代价距离, 以距离代价最小 (Least-cost distance, LCD) 的区域作为廊道^[21]。电流理论是将阻力图层模拟成平面导体, 即阻力越大, 电流越小, 以此来模拟个体移动的密集程度, 以电流主要通过的路径作为大熊猫通过的热点区域^[11]。

2.2 数据来源

大熊猫分布点数据来源于全国第四次大熊猫调查及研究区域长期野外监测数据。根据大熊猫最小家域面积 3.9 km^2 ^[22], 估算大熊猫的最小活动半径为 1125 m, 为避免空间自相关影响模型预测, 剔除距离小于 1125 m 的冗余点, 最终 103 个大熊猫分布点进入分析运算。

大量研究表明, 大熊猫对栖息地的坡型、坡向、坡位等地形因素以及植被因素等生态环境因子具有选择性^[23-24], 并且水源距离、可食竹的分布以及人类干扰状况也会影响大熊猫的分布^[25-26], 故选取以下生态环境因子数据评估其栖息地适宜性: 1) 地形数据: 包括海拔、坡度、坡向、坡位、坡型、太阳辐射指数, 基于来自中国科学院科学数据库分辨率为 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ 的数字高程地图 (Digital Elevation Model, DEM) 数据计算得到; 2) 植被数据: 依据 landsat TM 遥感图片, 利用全国森林二类调查数据及全国第四次大熊猫调查植被样方数据对其进行监督分类和校正; 3) 水体数据: 包括到大河流的距离和到小河的流距离; 4) 大熊猫可食竹分布数据: 来源于全国第四次大熊猫调查; 5) 人类干扰数据: 选取到居民用地的距离、到主要公路的距离、到耕地的距离、居民点密度等指标。

2.3 数据分析

2.3.1 评价栖息地质量与划定栖息地斑块

本研究利用大熊猫分布点和栖息地生态环境因子, 通过 MAXENT3.3 软件包进行 MAXENT 模型分析, 采用交叉验证 (cross validation) 法重复计算 10 次, 以 10 次计算结果的均值作为 HSI。约登指数 (Yourdon's index) 是灵敏度和特异度之和减去 1, 指数越大, 其真实性越高, 故选用最大约登指数为阈值判定核心栖息地范围^[27]。

2.3.2 构建阻力图层

本研究基于栖息地适宜度指数, 并结合专家意见^[28], 以 1—1000 作为阻力值构建阻力图层。根据第四次大熊猫调查数据, 四川省各山系 99% 大熊猫痕迹点分布于 1600—3800 m, 因此我们认为此区间以外的海拔范围大熊猫通过概率低, 可以排除在廊道规划之外。研究区域存在的大型水库, 大熊猫难以直接通过, 也排除在廊道规划之外。此外, 虽然大熊猫可能通过农田区域, 但是从保护管理角度看, 难以在农田区域开展廊道恢复, 因此农田区域也不纳入廊道规划。

2.3.3 规划廊道

基于构建的阻力图层和栖息地斑块, 采用野生动物栖息地连接性分析工具箱 Linkage Mapper 1.0.8^[29] 进行廊道设计与规划。首先通过 LCP 法分析确定了最小代价路径, 得到路径代价栅格图, 依据大熊猫最小家域 3.9 km^2 ^[20], 设置廊道的最小宽度为 2300 m, 优先选择代价距离最小的区域作为廊道的范围。

在此基础上,通过障碍分析(Barrier detection analysis),计算改善指数(Improvement score)识别栖息地亟需得到优先恢复的关键区域。改善指数高意味着该区域的栖息地若得到恢复,可以最大程度地提高个体在所连接斑块之间的移动可能^[30]。最后,基于电流理论模型进行流量分析(Current analysis)计算大熊猫穿过廊道的流通密度(Current density)。对廊道中大熊猫可能通过的热点区域进行识别,评估廊道的效用。

3 研究结果

通过 MAXENT 模型进行栖息地评估,得到 HSI。受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic curve, ROC 曲线)分析表明,训练集和验证集的 AUC(area under curve, AUC)值分别为 0.9939 和 0.9890,表明模型预测结果优秀^[31-32]。

基于 HSI,以最大约登指数(0.1961)为阈值判定栖息地斑块。小相岭大熊猫栖息地可以分为 7 个斑块,即麻麻地、紫马、鲁坝、高桥、石灰窑、大火地、湾坝(图 1)。其中麻麻地和紫马的大熊猫痕迹点分布较为密集,而鲁坝没有记录到大熊猫活动痕迹。

3.1 廊道范围

通过 LCP 分析在整个山系总共规划了 9 条廊道,即麻麻地—紫马(以下简称:麻紫)、麻麻地—鲁坝(麻鲁)、紫马—鲁坝(紫鲁)、紫马—高桥(紫高)、紫马—石灰窑(紫石)、石灰窑—高桥(石高)、石灰窑—大火地(石大)、石灰窑—鲁坝(石鲁)、大火地—鲁坝(大鲁)(图 1)。其中,紫高廊道、紫石廊道和石高廊道彼此邻近,麻紫廊道和紫鲁廊道也极其邻近,此外,石大廊道、石鲁廊道和大鲁廊道相互毗邻甚至相交。

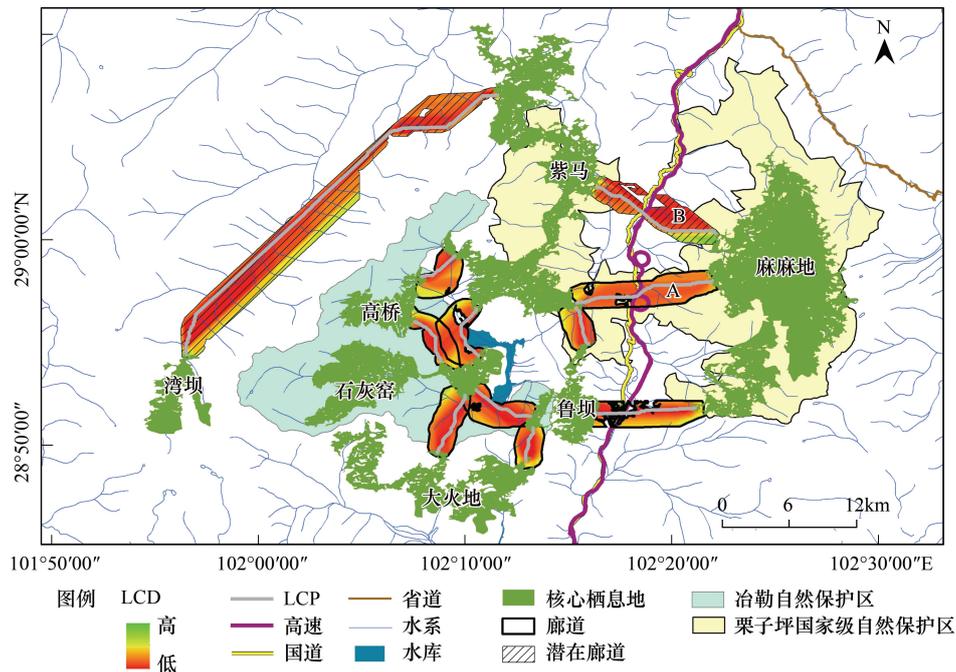


图 1 小相岭山系大熊猫廊道最小代价路径分析

Fig. 1 Least cost path analysis of giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

LCP 分析显示,有两片适宜区域可以规划为连接麻麻地和紫马斑块的廊道。其中,北侧区域(图 1 中 B 廊道)穿过 108 国道处农田较多(图 2),严重挤压廊道。鉴于大面积改造农田难度较大,基于管理考虑,将该区域作为潜在廊道,而选用南侧区域(图 1 中 A 廊道)作为麻紫廊道。

麻紫廊道和麻鲁廊道主要连接了 108 国道东西两侧的大熊猫栖息地(图 1),其余 7 条是西侧各大熊猫局部种群间交流的重要通道。受北侧的高速公路和周边农田挤压(图 2),连接麻麻地和鲁坝的适宜区域形成一个瓶颈区域,最狭窄处只有大约 40 m,除非该区域环境得到改善,否则麻鲁廊道很难有效发挥其廊道作用。

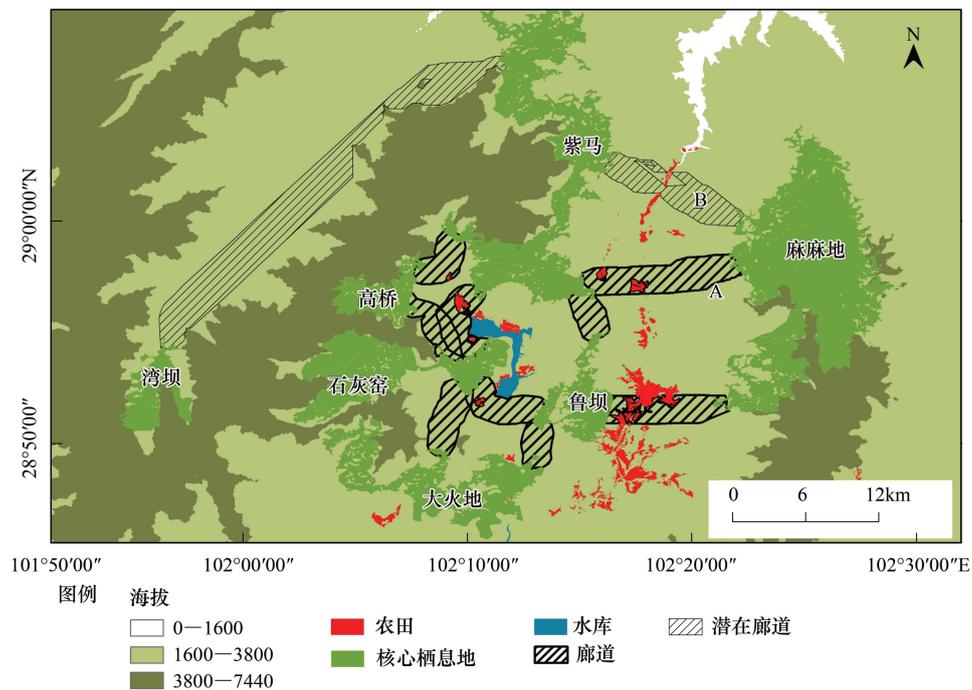


图 2 小相岭山系廊道周围农田分布图

Fig. 2 The farmland around the giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

弯坝斑块与其他斑块隔离严重,仅通过紫马斑块连接到其他斑块,与其余几个斑块间的间接通道被大范围海拔 4000 m 以上的山脊阻隔(图 2)。而弯坝-紫马斑连接通道的距离很长,最小代价路径大约为 36 km(表 1),可能不适于大熊猫通过,因此也将其规划为潜在廊道,不作进一步分析。

石高廊道和紫石廊道有较大范围的重叠。如果将其合并可以达到同时连接紫马、高桥和石灰窑斑块的效果。石大廊道和石鲁廊道,石鲁廊道和大鲁廊道局部也存在一定的重叠现象,合并和也可以同时连接石灰窑、大火地和鲁坝斑块。

3.2 障碍分析

障碍分析结果确定了 9 条廊道内部亟需优先恢复的关键区域(图 3)。紫高廊道的优先恢复区域主要集中在廊道的西北区域,石高和紫石廊道的优先恢复区域,则分别集中在廊道的西南和东北区域,而麻紫等其他 6 条廊道的优先恢复区域主要集中在廊道中部。若这些区域的栖息地得到了恢复,则能使整个廊道的阻力

得到最大程度的降低,极大的促进栖息地斑块间的连接性,增进大熊猫种群间的交流。

3.3 流量分析

流量分析结果显示,小相岭山系大熊猫通过廊道的密集区域主要集中在廊道的狭窄区域(图 4)。由于受到人类干扰和地形条件的限制,大熊猫只能选择这些狭窄区域通过,若能改善这些区域周边的栖息地质量,则能扩宽廊道范围,降低大熊猫通行的阻力。其中,紫石廊道和高石廊道的西侧受到高海拔的挤压,形成瓶颈区

表 1 小相岭山系大熊猫廊道面积 (hm^2) 以及最小代价路径长度 (km)Table 1 The area (hm^2) and the least cost path length (km) of giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

廊道 Corridor	面积/ (hm^2) Area/ (hm^2)	长度/ (km) Length/ (km)
紫马—高桥	1045.68	3.40
紫马—石灰窑	1293.48	5.26
紫马—鲁坝	806.87	3.62
麻麻地—鲁坝	1657.32	8.02
石灰窑—高桥	1059.88	4.61
石灰窑—鲁坝	1367.43	5.21
石灰窑—大火地	1351.75	6.05
大火地—鲁坝	784.01	3.22
麻麻地—紫马 A	2469.16	11.42
麻麻地—紫马 B	2364.00	11.05
紫马—湾坝	7838.00	36.19

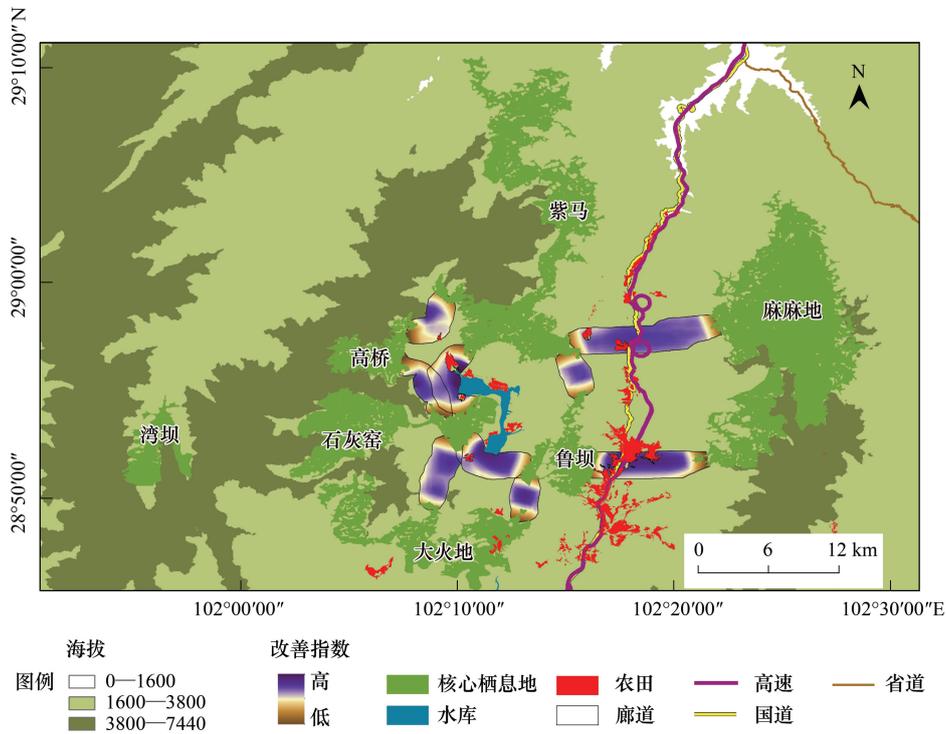


图3 小相岭山系大熊猫廊道障碍分析

Fig. 3 Barrier detection analysis of giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

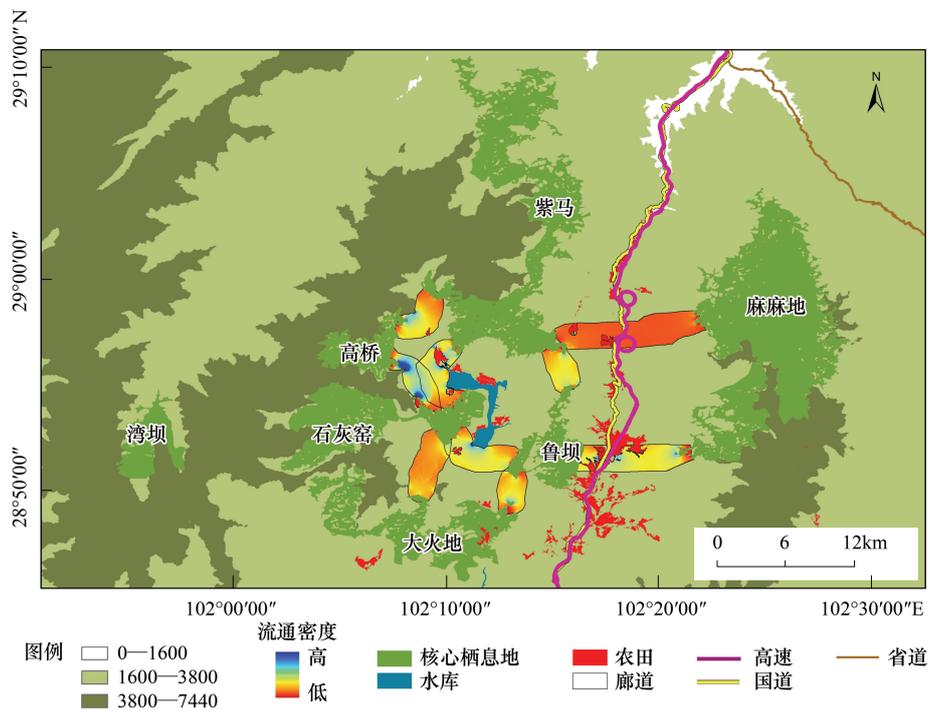


图4 小相岭山系大熊猫廊道流量分析

Fig. 4 Current analysis of giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

域。而紫石廊道和石鲁廊道由于受到水库的影响,同样在廊道内部形成了瓶颈区域。此外,在农田侵蚀下,麻鲁廊道也出现了瓶颈区,这也显示如果能将该区域的农田恢复自然状态,将极大地促进大熊猫栖息地斑块之间的联通。

3.4 廊道区域内土地覆被类型

廊道区域内的土地利用与土地覆被类型包括常绿阔叶林、落叶阔叶林、暖性针叶林、温性针叶林、寒温性针叶林、温性针阔叶混交林、竹林、常绿灌丛、落叶灌丛、灌草丛、草甸、栽培森林植被、水域、公路及荒废的建设用地(表 2)。其中廊道范围内通过的公路主要有高速公路 G5(雅安—西昌段)、国道 108(石棉—冕宁段)以及栗子坪到冶勒的乡村道。

表 2 小相岭山系大熊猫廊道土地利用与土地覆被类型

Table 2 Land use and vegetation coverage of giant pandas corridors in the Xiaoxiangling Mountains

土地利用与土地覆被类型 Land use and vegetation coverage	面积(hm ²) Area (hm ²)								
	紫高 Zigao	紫石 Zishi	紫鲁 Zilu	麻鲁 Malu	石高 Shigao	石鲁 Shilu	石大 Shida	大鲁 Dalu	麻紫 Mazi
常绿阔叶林 Evergreen broad-leaf forest	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.90
落叶阔叶林 Deciduous broad-leaf forest	35.17	33.51	210.75	329.56	40.39	65.37	0.00	97.92	472.87
暖性针叶林 Warm coniferous forest	54.27	0.00	0.00	219.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
温性针叶林 Temperate coniferous forest	0.00	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
寒温性针叶林 Cold-temperate coniferous forest	626.12	251.21	267.70	460.63	591.67	381.25	547.24	154.94	478.57
温性针阔叶混交林 Temperate conifer and broad-leaved mixed forest	4.65	0.00	214.41	14.24	0.00	0.00	0.00	0.00	759.31
竹林 Bamboo	65.30	362.11	57.66	0.00	153.82	216.92	134.63	90.03	26.81
常绿灌丛 Evergreen shrubland	82.01	168.36	35.07	246.85	119.37	369.94	336.92	36.10	403.31
落叶灌丛 Deciduous shrub	67.51	110.78	6.49	20.30	40.15	116.00	120.47	330.66	60.54
灌草丛 Shrub-grassland	93.44	175.07	2.84	141.82	91.42	121.79	185.43	68.25	12.30
草甸 Meadow	0.00	161.49	0.00	0.00	23.06	57.44	0.00	0.00	22.27
栽培森林植被 Cultivation vegetation	10.70	0.00	0.00	124.31	0.00	0.00	0.00	0.00	148.02
水域 Water body	6.50	29.11	7.24	59.63	0.00	25.78	24.60	6.11	41.15
其它* Others*	0.00	1.84	4.70	39.94	0.00	12.94	2.46	0.00	43.11

* 表示公路或荒废的建设用地。

9 条廊道的总面积为 11835.58 hm²,与大熊猫生境密切相关的针叶林、阔叶林(本区域包括常绿阔叶林类的青冈林和落叶阔叶林)和针阔混交林^[33-34]广泛分布于廊道内,总面积达 6312.69 hm²,占廊道总面积的 53.34%。其中紫鲁廊道范围内这几种植被类型所占面积比例最大,达 85.87%,其次为麻紫和紫高廊道,比例分别为 69.32%、68.88%。廊道范围内的竹林基本上全为箭竹林,其中分布比例最大的廊道是紫石廊道,占廊道面积的 28.00%。

4 讨论

野生动物廊道有助于被斑块化栖息地分隔的动物种群完成迁移、扩散、繁殖等关键生活史过程,增加种群间的基因和物种交流,降低种群灭绝风险^[35]。本文基于 MAXENT 模型计算的栖息地适宜指数构建阻力图层,结合 LCP 分析法、障碍分析法、流量分析法综合规划廊道,得到较为全面的分析结果。

目前,关于大熊猫廊道的研究较少。Li 等^[36]基于最小代价路径模型,分析了汶川大地震后卧龙自然保护区大熊猫种群分布格局及其之间的连接通道;而 Xu 等^[37]提出了邛崃山系大熊猫保护方案,认为该区域亟需建设大熊猫廊道。此外, Qi 等^[38]也曾利用 LCP 法对小相岭大熊猫栖息地进行了线性廊道规划,而本研究则进一步依据代价距离梯度规划了带状的廊道区域(拉伸的面状景观要素)。与没有宽度的线性廊道相比,带状的廊道生态价值更大,在保护管理工作中也更容易操作。

此外,本文还提出了网状的廊道群规划。研究结果显示部分廊道彼此邻近甚至有一定程度的重叠,形成了“廊道群”。廊道群是两个或两个以上极其相邻的廊道构成的网状结构,这样的网状廊道结构,不仅能够连接两个相邻的栖息地斑块,而且能够促进多个栖息地斑块间大熊猫种群的交流,实现对种群和栖息地更有效

的保护。本文中紫高廊道、紫石廊道和石高廊道彼此邻近,形成了廊道群;石大廊道、石鲁廊道和大鲁廊道相互毗邻甚至相交,同时连接石灰窑斑块、大火地斑块和鲁坝斑块的大熊猫栖息地,实现了栖息地斑块之间的两两互联。

Xu 等^[37]认为廊道长度应该小于大熊猫家域范围(约 2 km),否则会影响大熊猫迁移的效率。但是潘文石等^[39]利用无线电跟踪两个亚成体大熊猫的迁移时发现,它们分别移动了 34 km 和 24 km。此外,从种群遗传学角度看,即使很少量个体的交流,也可以极大地增加被分隔的局部种群的遗传多样性,对种群稳定有着非常重要的意义。因此,本文没有采用这一限制条件。

麻麻地—紫马廊道联接了两块面积最大,同时也是大熊猫痕迹点最多的两个栖息地斑块:麻麻地和紫马斑块。这两个栖息地斑块对整个小相岭区域大熊猫种群稳定有着极为重要的意义。但是这两个斑块间有高速公路 G5(雅安—西昌段)、国道 108(石棉—冕宁段)以及栗子坪到冶勒的乡村道通过,沟谷地带农田较多,人类活动频繁,植被也不利于大熊猫迁移。因此,建议优先加强这一廊道的建设。

湾坝斑块位于九龙县,野外调查记录到极少大熊猫活动痕迹。由于大范围的高海拔山脊,与邻近的高桥、石灰窑、大火地等斑块形成隔离,即使大熊猫偶尔能够跨越这些 4000 m 以上的山脊,但两侧的种群交流也必然受到很大影响。若避开高海拔区域,湾坝斑块只可能与紫马斑块连通,但是该通道长达 36.19 km,大熊猫利用可能性也很小。因此,湾坝斑块实际上是一个孤岛,建议加强该区域种群的保护和管理。

全国第四次大熊猫调查并未在鲁坝斑块发现大熊猫活动痕迹,但该区域植被较好,竹类分布丰富,通过廊道联通,该区域有望恢复成为大熊猫栖息地。此外,从空间布局上看,鲁坝斑块的存在可以极大地改善麻麻地、紫马与其他几个斑块的大熊猫种群联接性,对当地大熊猫种群的稳定有重要价值。因此,建议通过廊道建设和进一步的栖息地保护恢复该区域的种群。

本研究规划的廊道区域周边有大量农田分布,严重挤压大熊猫廊道,形成狭窄的瓶颈。如果能对农田区域进行退耕恢复,则能有效地提高小相岭山系大熊猫种群的连通性。但是农田区域的退耕恢复的管理成本很高,这也极大地制约了小相岭山系的大栖息地恢复工作。因此,在今后的工作中,需要从保护管理角度探索农田区域改造的方式,以促进小相岭山系大熊猫种群和栖息地更有效地保护。

参考文献 (References):

- [1] 程宏毅, 鲍毅新, 葛宝明, 郑祥, 胡一中. 栖息地片断化对动物种群间基因流的影响及其测定方法. 生态学杂志, 2006, 25(7): 863-868.
- [2] Crooks K R, Sanjayan M. Connectivity Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- [3] Willis E O. Populations and local extinctions of birds on barro colorado island, panama. Ecological Monographs, 1974, 44(2): 153-169.
- [4] Spellerberg I F, Gaywood M J. Linear features; linear habitats and wildlife corridors. Peterborough: English Nature, 1993.
- [5] Brookes C J. A parameterized region-growing programme for site allocation on raster suitability maps. International Journal of Geographical Information Science, 1997, 11(4): 375-396.
- [6] Wilson E O, Willis E O. Applied biogeography // Cody M L, Diamond J M, eds. Ecology and Evolution of Communities. Cambridge: Harvard University Press, 1975: 522-534.
- [7] 武正军, 李义明. 生境破碎化对动物种群存活的影响. 生态学报, 2003, 23(11): 2424-2435.
- [8] Sawyer S C, Epps C W, Brashares J S. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?. Journal of Applied Ecology, 2011, 48(3): 668-678.
- [9] Knaapen J P, Scheffer M, Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. Landscape and Urban Planning, 1992, 23(1): 1-16.
- [10] 李纪宏, 刘雪华. 基于最小费用距离模型的自然保护区功能分区. 自然资源学报 2006, 21(2): 217-224.
- [11] Merae 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.
- [12] Tracey J A. Individual-based modeling as a tool for conserving connectivity // Crooks K R, Sanjayan M, eds. Connectivity Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 2006: 343-368.
- [13] Zhu L F, Zhan X J, Wu H, Zhang S N, Meng T, Bruford M W, Wei F W. Conservation implications of drastic reductions in the smallest and most isolated populations of giant pandas. Conservation Biology, 2010, 24(5): 1299-1306.

- [14] 朱磊, 吴攀文, 张洪, 胡锦矗. 小相岭山系大熊猫种群生存力分析. 西华师范大学学报: 自然科学版, 2008, 29(2): 112-116.
- [15] 冯文和, 李光汉. 拯救大熊猫. 成都: 四川科学技术出版社, 2000.
- [16] Jaynes E T. Information theory and statistical mechanics. *Physical Review*, 1957, 106(4): 620-630.
- [17] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 2006, 190(3/4): 231-259.
- [18] Hernandez P A, Franke I, Herzog S K, Pacheco V, Paniagua L, Quintana H L, Soto A, Swenson J J, Tovar C, Valqui T H, Vargas J, Young B E. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 2008, 17(6): 1353-1366.
- [19] Zeller K A, McGarigal K, Whiteley A R. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 2012, 27(6): 777-797.
- [20] Spear S F, Balkenhol N, Fortin M J, McRae B H, Scribner K. Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 2010, 19(17): 3576-3591.
- [21] Adriaensen F, Chardon J P, De Blust G, Swinnen E, Villalba S, Gulinck H, Matthysen E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 64(4): 233-247.
- [22] 胡锦矗, 夏勒, 潘文石, 朱靖. 卧龙的大熊猫. 成都: 四川科学技术出版社, 1985.
- [23] 魏辅文, 冯祚建, 王祖望. 相岭山系大熊猫和小熊猫对生境的选择. *动物学报*, 1999, 45(1): 57-71.
- [24] 冉江洪, 刘少英, 王鸿加, 孙治宇, 曾宗永, 刘世昌. 放牧对特勒自然保护区大熊猫生境的影响. *兽类学报*, 2003, 23(4): 288-294.
- [25] 张泽钧, 胡锦矗, 吴华. 邛崃山系大熊猫和小熊猫生境选择的比较. *兽类学报*, 2002, 22(3): 161-168.
- [26] 王学志, 徐卫华, 欧阳志云, 刘建国, 肖焱, 陈佑平, 赵联军, 黄俊忠. 生态位因子分析在大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)生境评价中的应用. *生态学报*, 2008, 28(2): 821-828.
- [27] Jiménez-Valverde A, Lobo J M. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica*, 2007, 31(3): 361-369.
- [28] Beier P, Majka D R, Spencer W D. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 2008, 22(4): 836-851.
- [29] Carroll C, Merae B H, Brookes A. Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in Western North America. *Conservation Biology*, 2012, 26(1): 78-87.
- [30] McRae B H, Hall S A, Beier P, Theobald D M. Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS One*, 2012, 7(12): e52604.
- [31] Swets J A. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 1988, 240(4857): 1285-1293.
- [32] Araújo M B, Pearson R G, Thuiller W, Erhard M. Validation of species - climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 2005, 11(9): 1504-1513.
- [33] 魏辅文, 周昂, 胡锦矗, 王维, 杨光. 马边大风顶自然保护区大熊猫对生境的选择. *兽类学报*, 1996, 16(4): 241-245.
- [34] 徐卫华, 欧阳志云, 蒋泽银, 郑华, 刘建国. 大相岭山系大熊猫生境评价与保护对策研究. *生物多样性*, 2006, 14(3): 223-231.
- [35] 吕海燕, 李政海, 李建东, 宋国宝. 廊道研究进展与主要研究方法. *安徽农业科学*, 2007, 35(15): 4480-4482, 4484-4484.
- [36] Li H L, Li D H, Li T, Qiao Q, Yang J, Zhang H M. Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake-case study of Wolong Nature Reserve in China. *Ecological Modelling*, 2010, 221(6): 944-952.
- [37] Xu W H, Ouyang Z Y, Viña A, Zheng H, Liu J G, Xiao Y. Designing a conservation plan for protecting the habitat for giant pandas in the Qionglai Mountain range, China. *Diversity and Distributions*, 2006, 12(5): 610-619.
- [38] Qi D W, Hu Y B, Gu X D, Yang X Y, Yang G, Wei F W. Quantifying landscape linkages among giant panda subpopulations in regional scale conservation. *Integrative Zoology*, 2012, 7(2): 165-174.
- [39] 潘文石, 吕植, 朱小健, 王大军, 王昊, 龙玉, 付达莉, 周欣. 继续生存的机会. 北京: 北京大学出版社, 2001.