



报告

中国

2016

本报告与以下
机构合作完成：



WWF大熊猫保护研究报告

下册

主编：范志勇

主编：范志勇

编辑：陈沙沙 长有德 李杨

世界自然基金会（瑞士）北京代表处

北京市西城区百万庄大街 22 号院 2 号楼 3 层 B 区
邮编：100037 www.wwfchina.org

中国环境科学研究院

北京市朝阳区安外北苑大羊坊 8 号
邮编：100012 www.craes.cn

中国科学院动物研究所

北京市朝阳区北辰西路 1 号院 5 号
邮编：100101 www.loz.ac.cn

中国林业科学研究院

北京市海淀区香山南路东小府 2 号
邮编：100091 www.caf.ac.cn

清华大学

北京市海淀区中关村北大街
邮编：100084 www.tsinghua.edu.cn

东北林业大学

黑龙江省哈尔滨市香坊区和兴路 26 路
邮编：150040 www.nefu.edu.cn



世界自然基金会

世界自然基金会（WWF）是在全球享有盛誉的、最大的独立性非政府环保组织之一。拥有全世界将近 500 万支持者和一个在一百多个国家活跃着的网络。WWF 的使命是遏止地球自然环境的恶化，创造人类与自然和谐相处的美好未来。为此我们致力于：保护世界生物多样性；确保可再生自然资源的可持续利用；推动降低污染和减少浪费性消费的行动。

中国环境科学研究院

中国环境科学研究院是国家级社会公益非营利性环境保护科研机构。主要围绕国家可持续发展战略，开展创新性、基础性重大环境保护科学研究，致力于为国家经济社会发展和环境决策提供战略性、前瞻性和全局性的科技支撑，服务于经济社会发展中重大环境问题的工程技术与咨询需要。

中国科学院动物研究所

中国科学院动物研究所是以动物科学基础研究为主的社会公益性国家级科研机构。主要定位在围绕农业、生态、环境和人类健康及其人与自然协调并存等方面的重大需求和科学问题，在珍稀濒危动物保护、有害动物控制、资源动物可持续利用、动物疾病预警与防控、生殖与发育生物学、动物系统学和进化生物学等领域开展基础性、前瞻性、战略性研究。

中国林业科学研究院

中国林业科学院是国家级社会公益综合性专业研究机构。该院贯彻科学研究面向经济建设的方针，密切结合林业生产，以应用研究和开发研究为主，相应地开展基础研究。其主要任务是：围绕林业生产建设，研究解决有关加快绿化祖国、扩大森林资源、加强森林经营、提高森林生长量、合理利用森林资源、发挥森林多种效益等方面的重大科学技术和经济问题；同时致力于培养科技人才、搜集科技情报、组织学术交流、推广科技成果、开展国际科技合作、提供科技咨询服务等工作。

清华大学

清华大学是中国著名高等学府，是中国高层次人才培养和科学技术研究的重要基地之一。由中华人民共和国教育部直属，中央直管副部级建制，位列“211工程”、“985工程”，入选“珠峰计划”、“2011计划”、“111计划”、“卓越工程师教育培养计划”、“卓越法律人才教育培养计划”、“卓越医生教育培养计划”，为九校联盟、东亚研究型大学协会、环太平洋大学联盟、清华大学—剑桥大学—麻省理工学院低碳能源大学联盟成员。

东北林业大学

东北林业大学是中华人民共和国教育部直属的一所以林业工程为特色，农、理、工、经、管、文、法、医、艺相结合的多科性全国重点大学，是国家“211工程”、“985工程优势学科创新平台”重点建设院校，是高水平行业特色大学优质资源共享联盟成员高校，入选“2011计划”、“卓越工程师教育培养计划”、“111计划”，“卓越农林人才教育培养计划”，国家林业局、黑龙江省人民政府三方共建高校，设有研究生院。

主编的引言

作为仅分布于中国的珍稀孑遗物种大熊猫，被誉为“中国国宝”，更是全球旗舰保护物种之一。客观地说，中国没有哪个物种像大熊猫这样受到中国和世界的关注，其保护不但是中国投入最多最持久的，也是国际社会最关心和支持最多的。大熊猫的保护就像是一个保护伞，只要其种群得到有效保护并长久生存下去，将惠及其所在生态系统的所有生灵，包括那里的人们。

应该说，中国和世界自然基金会（WWF）对大熊猫的保护是尽了力的。纵观全球濒危物种保护，大熊猫保护可以说是一个相对成功的例子。上世纪70-80年代野生大熊猫的数量由多变少，随着上世纪末中国跟随国际自然保护运动再启野生动物保护活动，野生大熊猫的数量有所恢复，目前的状态是种群稳定且略有增加。

然而，为了维持和保护大熊猫所代表的生物多样性，进而贡献中国和世界生态安全，我们更需要关注的是大熊猫保护成功背后应该有的忧虑！大熊猫的未来是有希望的，但不是乐观的；维持大熊猫的长久生存还有时间，但留有的机会并不多，取决于当代人的意愿和努力！这主要是基于以下现状和事实：

- 大熊猫仅残存于中国陕、川、甘三省的秦岭、岷山、邛崃山、大相岭、小相岭、凉山六大已基本相互隔离的山系的局部区域，总数不到1900只的个体在上世纪末已被割裂为相互隔离的18个小群体，多的约200只左右，少的只有3-5只。2015年最新国家调查报告表明，当前最少已割裂为33个小种群。

- 近60年来，在大熊猫分布区对其生存的传统负面影响如农业开垦、采伐、散牧、偷猎、采集、割竹打笋等尚未消除，更严重的且多为不可逆的威胁如公路和铁路建设、采矿、水电大坝回水区、大规模旅游已接踵而来，导致大熊猫栖息地前所未有的破碎、

丧失和退化，“孤岛化”对大熊猫的长期生存是致命性的。

- 大熊猫小群体间隔离，有效繁殖个体偏少，近亲繁殖或繁殖失败而致种群衰退，对环境适应能力和疾病的抵抗力下降，最终导致种群生存力降低，乃至小种群消亡。

- 大熊猫栖息地保护仍然存在着许多空缺，仍有相当数量的栖息地和大熊猫小种群未纳入自然保护区体系，更有大量大熊猫潜在栖息地的恢复和再现迫切需要整体行动。

- 气候变化导致的生态系统或生物群落的大规模变迁，对大熊猫长期生存繁衍的必然影响正在发生，而相应的适应和减缓对策缺失，特别是空间意义上的潜在演进栖息地基本没有预留考虑。

- 国家促进经济和拉动内需的大规模投入相当大的部分进入公路、铁路等基础设施建设领域，对大熊猫种群割裂和栖息地破碎的加剧更加严峻。

WWF 与大熊猫存在着密切的联系。早在 1961 年成立之初，独特的大熊猫就选定为 WWF 的标志。随着保护工作的拓展，大熊猫形象已经跟随 WWF 的脚步踏上了全球 150 多个国家的土地。作为第一个受中国政府邀请来华开展保护工作的国际非政府组织，WWF 在中国的工作始于上世纪 80 年代对大熊猫及其栖息地保护的引领性开拓。35 年来，WWF 与政府、科研机构、企业、社区等广泛合作，上在国家层面、下到四川、陕西和甘肃等大熊猫分布区开展了大量的政策倡导、科学研究、就地保护等工作。我们始终不敢忘记的是：WWF 是一个基于科学为基础的保护组织，任何建议和行动都来源于充分的科学依据。正是出于这样的宗旨和工作方法，WWF 长期致力于研究大熊猫保护的需求及存在的问题。为了寻求解决问题的思路并最终解决保护问题，WWF 组织和设计研究课题，和我们的专家学者及合作者一起，破解了一个又一个保护困境，交出了一系列保护研究报告，贡献于大熊猫保护政策和工程，引领大熊猫保护项目设计和实施。

我与 WWF 也很有渊源，从事野生动物学习、研究、管理和保护的 30 多年里，WWF 的大熊猫标志和在国际上倡导的重要文件始终影响着我……。在国家林业部（国家林业局）工作期间，曾是 WWF 的合作者；1996 年就有幸被邀加入 WWF 北京代表处，但由于所在单位原因未能成行；2005 年又再次申请来 WWF 中国办公室工作至今。由于在林业部就负责大熊猫保护工作，在 WWF 物种项目主任的位置上更是倾入全力，可以说这些保护研究中的大部分选题都是我根据国家和 WWF 大熊猫保护项目的需求拟定的，而且在随后的课题设计上深入参与、指导，在研究中多次讨论，报告撰写上逐句修改……。虽然这 10 年在 WWF 期间工作职务有变，但对大熊猫保护研究的参与和思考却从未间断。

新的时代呼吁新的变革，中国已经进入“生态文明”建设时期，大熊猫的保护有了更多期待和希望！想起多年前和同事讨论可借“秦岭中央公园”的概念策划大熊猫、金丝猴、朱鹮、羚牛四大秦岭主题“国家公园”的设想，以实现秦岭大熊猫栖息地破碎化和行政管理破碎化的治理和整合，现在中国政府已在全国试点“国家公园”概念，而且川、陕、甘都要在大熊猫分布区划建国家公园，目标之一就是针对破碎化治理。我以为，大熊猫国家公园的建设，加上正在倡导试点的“生态保护红线”在大熊猫分布区的落实，可以为大熊猫这一物种的长久生存增加一些保险系数，以降低栖息地破碎化对大熊猫生存繁衍的巨大威胁。

新的形势也将要求 WWF 跟随召唤探索新的战略规划。在此继往开来之际，将近 10 年大熊猫保护研究工作的成果修订成《WWF 大熊猫保护研究报告》，供更多的人参考和思考。一来作为珍贵资料加以留存，供 WWF 未来的同仁继承和开拓；二来分享给埋头在保护行列的更多读者，取其精华，让已有的思想与智慧给予你启迪；三是可以用这些研究成果去影响未来大熊猫保护政策和工程措施。这个集子分为上下两册，包含 10 份研究报告，收录了 2008 年至 2016 年间 WWF 与合作伙伴在

大熊猫及其栖息地保护方面共同开展的部分保护研究工作,内容涵盖基础设施建设、水电站大坝建设、矿产资源开发、气候变化、竹子开花等对大熊猫生存的影响研究及对策建议。此外,报告集中还评估和分析了中国大熊猫保护法规与政策情况,分析了秦岭、岷山山系大熊猫栖息地保护的空缺以及栖息地破碎化格局研究,并以大熊猫为实例探索和研究以关键物种为目标的生态保护红线划定方法。

本报告集在修订过程中得到中国环境科学研究院、中国科学院动物研究所、中国林业科学院、清华大学、东北林业大学和国家林业局等单位的多位专家、教授的大力支持,在此一并表示诚挚谢意。由于报告时间跨度较大,数据方面难免存在滞后和疏漏,敬请各界多加批评指正。

范志勇

世界自然基金会(瑞士)北京代表处

科学与政策创研中心高级总监

目 录

气候变化对大熊猫栖息地与种群的潜在影响与未来保护策略研究	1
摘 要	1
Abstract	2
1. 项目背景介绍	5
1.1 研究背景	5
1.2 研究意义	7
1.3 研究目标	7
1.4 技术路线	8
2. 研究区概况	9
3. 研究区气候变化特征分析	11
3.1 历史气候分析	11
3.1.1 全国气候变化特征分析	11
3.1.2 秦岭地区气候变化特征分析	13
3.1.3 秦岭地区极端气候分析	17
3.2 RegCM3 未来气候变化预测	19
3.2.1 全国未来气候变化	20
3.2.2 秦岭未来气候变化	23
4. 大熊猫栖息地的基本特征	25
4.1 环境要素	26
4.2 生物要素	29
4.3 干扰要素	34
5. 气候变化对大熊猫种群数量影响模拟	37
5.1 研究方法	37
5.1.1 ENFA 模型	37
5.1.2 MAXENT 模型	38
5.1.3 空缺分析 (GAP)	38
5.1.4 数据来源与处理	38
5.2 结果分析	40
5.2.1 ENFA 模型结果分析	41
5.2.2 MAXENT 模型结果分析	42
5.2.3 ENFA 模型与 MAXENT 模型分析结果比较	49
5.2.4 气候变化条件下大熊猫生境 GAP 分析	49
5.3 结论	54
6. 气候变化条件下大熊猫保护措施建议	54
6.1 高适生区是未来大熊猫保护工作的重点	54
6.2 保护与利用潜在分布区域	56
6.3 开展大熊猫自然保护区适应气候变化研究	56
6.4 加强大熊猫气候变化避难所的选址与建设研究	56
6.5 控制人为活动对大熊猫栖息地的干预	56
参考文献	57

气候变化对秦岭和岷山地区大熊猫栖息地与种群的潜在影响与未来保护策略研究 61

1. 项目介绍	61
1.1 研究背景	61
1.2 研究意义	64
1.3 研究目标	64
1.3.1 总体目标	64
1.3.2 分区目标	65
1.4 技术路线	65
2. 研究区概况	65
3. 气候变化特征	67
3.1 近 50 年来我国气候变化特征	67
3.2 近 50 年来秦岭地区气候变化特征	69
3.2.1 温度	69
3.2.2 降水	71
3.2.3 湿润指数	72
3.2.4 极端气候	73
3.3 近 50 年来岷山地区气候变化特征	76
3.3.1 温度	76
3.3.2 年降水量	76
3.3.3 潜在蒸散	78
3.3.4 湿润指数	80
3.4 秦岭地区未来气候	82
3.4.1 秦岭地区 2050 年气候	82
3.4.2 秦岭地区 2070 年气候	83
3.5 岷山地区未来气候	84
3.5.1 岷山地区 2050 年气候	84
3.5.2 岷山地区 2070 年气候	85
4. 大熊猫栖息地的基本特征	87
4.1 秦岭大熊猫栖息地特征	87
4.1.1 环境要素	87
4.1.2 生物要素	89
4.1.3 干扰要素	96
4.2 岷山大熊猫栖息地特征	99
4.2.1 环境因素	99
4.2.2 大熊猫活动	105
4.2.3 干扰要素	105
5. 气候变化对秦岭和岷山大熊猫种群影响模拟	107
5.1 数据来源和处理	107
5.2 研究方法	108
5.2.1 ENFA 模型	108
5.2.2 MAXENT 模型	109
5.2.3 空缺分析 (GAP)	110
5.3 结果分析	110
5.3.1 秦岭大熊猫模拟结果分析	110
5.3.2 岷山大熊猫模拟结果分析	122
5.4 讨论	134

5.4.1 大熊猫适生区变化.....	134
5.4.2 大熊猫适生区空缺分析对比.....	135
5.4.3 气候变化下秦岭和岷山大熊猫适生区位移情况分析.....	136
5.5 结论.....	137
5.5.1 秦岭地区.....	137
5.5.2 岷山地区.....	138
6. 气候变化下大熊猫保护措施建议.....	140
6.1 高适生区是未来大熊猫保护工作的重点.....	140
6.2 加强大熊猫现有栖息地和潜在栖息地保护.....	140
6.3 开展大熊猫自然保护区适应气候变化研究.....	140
6.4 控制人类活动对大熊猫栖息地的干扰.....	141
6.5 结合现有的生物多样性保护政策和工程项目加强大熊猫栖息地保护.....	141
6.6 以国家公园建设和生态保护红线制度为契机治理破碎化和预留潜在栖息地.....	141
参考文献.....	142
栖息地破碎化对大熊猫种群长期生存的影响.....	145
前言.....	145
1. 研究方法.....	147
1.1 从种群分布研究栖息地破碎化状况.....	147
1.2 大熊猫栖息地与种群分布区的确定.....	147
1.2.1 大熊猫栖息地与种群分布区定义.....	147
1.2.2 大熊猫栖息地及种群划定.....	147
1.3 种群聚集和空间利用.....	152
1.4 大熊猫栖息地破碎化及质量评价.....	152
1.4.1 破碎化定义.....	152
1.4.2 大熊猫栖息地破碎化.....	152
1.4.3 栖息地破碎化评价指标.....	153
1.4.4 栖息地质量评价.....	153
1.5 种群生存力分析方法.....	153
2. 研究结果.....	154
2.1 秦岭.....	154
2.1.1 种群状况.....	154
2.1.2 栖息地状况.....	154
2.1.3 保护对策.....	156
2.2 岷山.....	159
2.2.1 种群状况.....	159
2.2.2 栖息地状况.....	159
2.2.3 保护对策.....	162
2.3 邛崃山.....	165
2.3.1 种群状况.....	165
2.3.2 栖息地状况.....	165
2.3.3 保护对策.....	168
2.4 大相岭.....	170
2.4.1 种群状况.....	170
2.4.2 栖息地状况.....	170
2.4.3 保护对策.....	172

2.5 小相岭	174
2.5.1 种群状况	174
2.5.2 栖息地状况	174
2.5.3 保护对策	175
2.6 凉山	176
2.6.1 种群状况	176
2.6.2 栖息地状况	176
2.6.3 保护对策	178
2.7 小结	178
2.7.1 栖息地变化	178
2.7.2 种群划分及生存预测	178
2.7.3 栖息地质量及破碎化格局	179
2.7.4 保护成效评价	179
2.8 保护建议	180
参考文献	184

基于物种长期生存的生态保护红线指标体系构建及方法示范 187

前 言	187
1. 生态保护红线提出及划定存在的问题	189
1.1 生态保护红线的提出	189
1.2 生态保护红线划定存在的问题	189
2. 基于物种划定生态保护红线的理论支撑及技术体系	191
2.1 基于关键物种长期生存需求是研究生态系统完整性、划定生态保护红线的有效途径	191
2.2 基于物种划定生态保护红线的原则	192
2.3 基于物种划定生态保护红线的指标体系	193
2.4 红线存在的两个阶段及划定流程	193
2.5 红线划定所需的主要方法	194
3. 秦岭及大熊猫概况	196
3.1 秦岭概况	196
3.2 秦岭大熊猫概况及栖息地利用特征	196
3.2.1 秦岭大熊猫分布概况	196
3.2.2 大熊猫栖息地选择特征概况	196
3.2.3 秦岭大熊猫的家域特征	197
4. 基于大熊猫长期生存的秦岭生态保护红线划定示范	197
4.1 指标体系	197
4.1.1 大熊猫种群分布区（当前分布区和历史分布区）	197
4.1.2 大熊猫栖息地适宜性现状评价与预测	198
4.2 秦岭生态保护红线划定示范及流程	200
4.3 主要理论和数据支撑体系	206
4.3.1 理论支持	206
4.3.2 数据支持	206
参考文献	207

竹子开花对大熊猫种群及栖息地的潜在影响与预警方案研究 209

摘 要	209
1. 绪论	213
1.1 研究背景	213
1.2 研究目标	214

1.2.1	基础数据库的构建	214
1.2.2	竹子开花风险数据库的建立以及预测分析	215
1.2.3	竹子开花影响分析及预警方案对策提出	215
1.3	研究内容	215
1.3.1	收集竹子开花历史信息	215
1.3.3	建立秦岭、岷山山系竹子开花风险数据库以及预测分析	217
1.3.4	分析秦岭、岷山山系竹子开花的影响	217
1.3.5	提出预警方案和对策建议	217
1.4	技术路线	218
2.	研究区域概况	219
2.1	秦岭地区	219
2.1.1	地理位置	219
2.1.2	地形地貌	219
2.1.3	气候环境	219
2.1.4	动植物资源	219
2.2	岷山地区	219
2.2.1	地理位置	219
2.2.2	地形地貌	220
2.2.3	气候环境	220
2.2.4	动植物资源	220
3.	数据收集与处理	221
3.1	秦岭地区	221
3.1.1	大熊猫自然保护区概况	221
3.1.2	大熊猫密度	222
3.1.3	大熊猫主食竹	224
3.1.4	大熊猫栖息地	225
3.1.5	竹子开花信息	226
3.1.6	干扰信息状况	228
3.2	岷山地区	230
3.2.1	大熊猫自然保护区概况	230
3.2.2	大熊猫密度	233
3.2.3	大熊猫主食竹	233
3.2.4	大熊猫栖息地	234
3.2.5	竹子开花信息	236
3.2.6	干扰信息状况	237
3.3	本章小结	240
3.3.1	秦岭地区数据	240
3.3.2	岷山地区数据	240
4.	竹子开花风险预测分析	241
4.1	风险数据库构建	241
4.1.1	获取各主食竹斑块 1974 年前的最近一次开花时间	241
4.1.2	获取各主食竹的开花周期	244
4.2	预测秦岭地区主食竹开花风险空间格局	245
4.2.1	2020 年	245
4.2.2	2030 年	246
4.2.3	2040 年	248
4.3	预测岷山地区主食竹开花风险空间格局	249
4.3.1	2020 年	249

4.3.2 2030 年	250
4.3.3 2040 年	251
4.4 本章小结	252
4.4.1 秦岭地区竹子开花预测	252
4.4.2 岷山地区竹子开花预测	252
5. 竹子开花影响分析	253
5.1 秦岭地区	253
5.1.1 基于三调数据的秦岭竹子开花影响分析	253
5.1.2 基于四调数据的秦岭竹子开花影响分析	260
5.2 岷山地区	265
5.2.1 基于三调数据的岷山竹子开花影响分析	265
5.2.2 基于四调数据的岷山竹子开花影响分析	270
5.3 本章小结	272
5.3.1 秦岭地区竹子开花影响	272
5.3.2 岷山地区竹子开花影响	273
6. 竹子开花预警策略与方案建议	275
6.1 预警方案体系构建	275
6.1.1 常规应对方案	276
6.1.2 紧急应对方案	276
6.2 竹子开花对策建议	276
6.2.1 主食竹已开花区域应对策略	276
6.2.2 高风险开花区域应对方案	277
6.2.3 增加大熊猫密集区主食竹丰富度	277
6.2.4 加强大熊猫栖息地的保护、恢复工作	278
6.2.5 提高开花高风险区巡护监测力度	278
6.2.6 加强区域保护机构的人员能力建设	278
6.2.7 提高日常巡护及监测力度与宣传工作意识	279
6.3 本章小结	279
7. 研究不足	280
7.1 四调数据的不完整性	280
7.2 竹子开花时间推定的不确定性	280
8. 结论与建议	281
8.1 结论	281
8.2 建议	283
8.2.1 不确定性研究	283
8.2.2 竹子开花与气候变化的关系研究	283
8.2.3 天然林保护工程对大熊猫栖息地生态环境的影响研究	284
参考文献	285
附录信息	286
附录 1 不同情景模拟未来竹子开花风险	286
附录 2 竹子开花风险及影响对比分析	293
附录 3 问卷调查案例	295

气候变化对大熊猫栖息地与种群的潜在影响 与未来保护策略研究

摘要

大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 被誉为“国宝”、“活化石”，为我国特有孑遗、珍稀濒危物种，是全球最为古老的动物物种之一，已在地球存活了 800 多万年。根据化石考证，大熊猫曾广泛分布于我国西南、华南、华中、华北和西北等区域。目前，我国的大熊猫主要分布在我国长江上游向青藏高原过渡的高山深谷地带，包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和大小凉山等山系。根据全国第三次大熊猫分布与数量调查，野生大熊猫种群数量约 1 600 只左右。大熊猫对栖息地环境条件要求较高，主食竹是影响大熊猫分布的关键因子。大熊猫种群数量的减小和栖息地之间的彼此隔离，导致种群灭绝风险大大增加，这也是大熊猫保护研究重点关注的内容。气候变化是可能影响大熊猫栖息地分布的一个重要因素。但目前，尚无确切研究表明气候变化将对大熊猫分布产生哪些具体的影响。通过对未来气候变化情景下物种分布格局模型模拟大熊猫的潜在栖息地范围，将有助于识别大熊猫种群在未来时段的潜在生存空间，并在迁徙过程中可能会遇到的空间障碍，从而在土地利用管理时预留好一定的空间和廊道。近年来，随着遥感、GIS 等空间技术的迅速发展，采用环境因子和物种分布数据，通过物种模型来预测和模拟环境因子对物种的影响已经成为一种主要的分析手段。

本项目以我国大熊猫主要分布区域为研究区域，重点关注气候变化的影响下，大熊猫栖息地及种群将发生何种变化，假设大熊猫分布区域存在气候变化，分析大熊猫分布区域气候变化的趋势是什么？研究这种气候变化格局对大熊猫栖息地及种群将产生何种影响？针对这种变化，分析和归纳应采取何种应对和保护策略？基于文献分析和实地调查，了解大熊猫生活环境与栖息地特征；利用

报告作者：吴晓菁（中国环境科学研究院）、范志勇（WWF）、高军靖（中国环境科学研究院）、赵志平（中国环境科学研究院）、田瑜（中国环境科学研究院）、李俊生（中国环境科学研究院）、李果（中国环境科学研究院）、胡理乐（中国环境科学研究院）、长有德（WWF）

报告合作单位：中国环境科学研究院

报告完成时间：2014 年 9 月

遥感和 GIS 分析、气候模拟、物种模型分析（ENFA 模型和 MAXENT 模型）分析秦岭有气象数据记录以来的气候变化特征，预测气候变化下大熊猫空间分布格局；识别气候变化下影响大熊猫栖息地分布的主要环境因子、以及大熊猫潜在栖息地分布和迁移规律；在此基础上，利用空缺分析（GAP），保护生物学、恢复生态学等知识，提出相应的改善措施和保护建议。

研究表明：秦岭地区气候变化对大熊猫及其栖息地有相当影响，其中影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为年均温、年平均降水、降水变化方差、昼夜温差月均值、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最湿季度平均温度以及最热月份最高温度；随气候变化，大熊猫的适宜分布区表现为逐渐向西、北、东方向移动的趋势，留坝县、勉县、凤县、户县和长安县是大熊猫未来主要潜在分布区。这些潜在分布区域的土地利用类型和植被是未来大熊猫保护工作中需要重点关注和加以保护和恢复的。影响大熊猫随气候变化而发生迁移的主要环境因子为最湿润月降水量、年降水量、1 月最高温度；在未来气候变化影响下，2030s~ 2080s 期间大熊猫的栖息地不仅将发生空间变化，而且不同适生区类型面积也将发生变化，2030s~ 2050s 高适生区和适生区面积呈下降趋势，但 2050s~2080s 两种适生区面积又呈现上升趋势。

针对以上研究结果，提出如下建议：高适生区是未来大熊猫保护工作的重点，屋梁山种群与平河梁种群与已有的大熊猫保护网络基本是孤立的，缺少廊道连接，应及时补足该保护空缺；气候变化下，秦岭大熊猫适宜生境将向西北部迁移，应对现有大熊猫栖息地进行适应性调整（包括水平和垂直调整），面积和位置应随之变动，在西北部建立相应大熊猫自然保护区，及时将新的大熊猫适宜生境纳入到临近保护区内；为避免极端气候对大熊猫的影响，应加强大熊猫气候变化避难所的选址与建设研究；控制人为对大熊猫栖息地的干预，将最适宜栖息地最为核心保护地，对已退化的栖息地进行生态修复与重建。

Abstract

Giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*) is hailed as “national treasure” and “living fossil” and is the endemic relict and rare and endangered species in China. It is also one of the oldest animal species in the world. According to the 3rd national survey report on giant panda in China (2006), the population quantity of wild giant pandas is only about 1,600. Giant panda has very high requirements on habitat environment. The distribution range of its staple food bamboo is one of the main factors that decide the distribution range of giant pandas. Currently, the internal mechanism of bamboo blossom is still unclear. However, for giant panda that its population quantity is limited and its main food source is relatively homogeneous and single, the periodic blossom of its staple food bamboo is one of the main endangering factors that affect the survival of the

population.

Climate change is an important factor that may affect the potential distribution of giant pandas. Climate change has already affected many species in the world significantly. At present, however, there is no exact study shows that what specific effects that climate change will cause on the distribution of giant pandas. In recent years, with rapid development of such space technologies as remote sensing and GIS, adopting environmental factors and species distribution data to forecast and simulate the effects of environmental factors on species through species model has become a main analysis method.

The purpose of this project is to explore the climate change trend of the current distribution areas of giant pandas and their surrounding areas, as well as what effects that climate change will cause to the population, habitat environment and food sources of giant pandas through analysis on historical climate and forecast on future climate scenarios, to identify which are the environmental elements that will threaten the survival of giant panda population, and to put forward strategies for protecting potential giant panda distribution areas and for coping with climate change according to the current situation of the habitats in the current giant panda distribution areas and the factors that will cause joint effect on the survival of giant panda population under climate change. The expected study result can provide systematic references for environment protection departments, natural reserve administration sectors and local government to make strategies for the giant pandas in Qinling Mountains to cope with climate change, and provide technical support for the construction of the network for protecting the biodiversity of Qinling Mountains and the surrounding areas and for regional development.

In this project, we focus on what changes in the giant panda habitats and population will happen under the effects of climate change and considering the problems with the main distribution areas of giant pandas in our country, on the hypothesis that there is climate change in giant panda distribution areas, and to analyze what is the climate change trend in giant panda distribution areas, to study what effects that such climate change pattern will cause to the habitats and population of giant pandas, to analyze and summarize what protection strategies shall be taken to cope with such change.

Based on literature analysis and field survey, to investigate and analyze the current habitats of giant pandas in the study areas; with remote sensing and GIS, climate Simulation, species model analysis (ENFA and MAXENT), to analyze the climate change characteristics of Qinling Mountains since the time when meteorological data was began to record and the possible effects on giant pandas, identify the potential habitat distribution of giant pandas and its migration rule under climate change, analyze the potential factors that will threaten the survival of giant panda population under the future climate change scenarios in terms of population dynamics, habitat environment, migration path and interference suffered and finally put forward corresponding

protection countermeasures and measures.

The results show that climate change has an effect on giant pandas and their habitats in Qinling region. The main environmental factors that affect significantly giant pandas and their habitats are annual mean temperature, annual precipitation, precipitation seasonality (coefficient of variation), mean diurnal range, isothermality, temperature seasonality, mean temperature of wettest quarter,

max temperature of warmest month; With climate change, the suitable distribution will move towards to west, north, and east. Liuba county, Mian county, Feng county, Hu county and Changan county will be the potential distribution areas. We need pay more attention to the land use types and vegetation types in the future giant panda protection in these areas. The main environmental factors which affect giant panda's migration include precipitation of wettest month, annual precipitation, and max temperature of January; Under the future climate change, the spatial distribution of habitat of giant panda will change during 2030s–2080s, at the same time, the area of different suitable region types will also change, the area of the high suitable region and suitable region will decrease during 2030s–2050s, however, the area of these two types show an opposite change trend during 2050s–2080s.

Based on these results, some suggestions are put forward as follows; firstly, we should focus on high suitable region protection in the future work. The population in Wuliang Mountain and Pingheliang is isolate from existed protection net-work due to lack of corridors connection. Therefore, we should take measures to make up this gap; In addition, the suitable habitat of Qinling giant panda will move toward northwest, so we should adjust the area and boundary of nature reserves to bring new habitat into the protection net-work. To avoid the effect of extreme climate on giant panda, we should conduct research about the shelter construction; we need pay more attention the most suitable regions and regard them as the core protection area, restore and reconstruction the degraded habitat and control human activities in these regions.

1. 项目背景介绍

1.1 研究背景

大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 被誉为“国宝”、“活化石”，为我国特有孑遗、珍稀濒危物种，是全球最为古老的动物物种之一，已经在地球存活了 800 多万年（胡锦涛，1990）。根据化石考证，大熊猫曾广泛分布于我国西南、华南、华中、华北和西北等区域（王将克，1974）。这些区域在远古时代气候温暖潮湿，是大熊猫赖以生存的竹类分布中心。距今 50~70 万年的更新世是中晚期，是大熊猫的鼎盛时期。北至北京周口店，南至台湾及缅甸、越南、泰国北部，都有化石亚种大熊猫的广泛分布。其后，随着秦岭及其以南山脉出现大面积冰川等自然环境的剧烈变化，特别是在距今约 18,000 年的第四纪冰期后，大熊猫种群开始衰落，分布区骤然缩小至我国南方地区。根据古籍和地方志记载，在近 2000 年前，我国的湖南、山西、甘肃、山西、西川、云南、贵州、广西等地区均有大熊猫分布。对历史资料的考证说明大熊猫在长期进化竞争中处于一定优势地位。大熊猫栖息地的逐渐退缩虽然发生在近一两千年内，但急剧退缩主要还是发生在近一二百年（朱靖，龙志，1983）。剧增的人口和高强度的人类生产活动是导致大熊猫栖息地缩减和破碎化的主要原因。目前，我国的大熊猫主要分布在我国长江上游向青藏高原过渡的高山深谷地带，包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和大小凉山等山系。根据全国第三次大熊猫分布与数量调查，野生大熊猫种群数量约 1,600 只左右。栖息地总面积约为 2,304,991 km²。（国家林业局《全国第三次大熊猫调查报告》，2006）。大熊猫种群数量的减小和栖息地之间的彼此隔离，导致种群灭绝风险大大增加，这也是大熊猫保护研究重点关注的内容。

气候变化是可能影响大熊猫栖息地分布的一个重要因素。气候变化已经对全球许多物种产生显著影响，但目前，尚无确切研究表明气候变化将对大熊猫分布产生哪些具体的影响。近年来，通过研究气候变化对大熊猫主食竹分布以及栖息地质量的影响，可以间接推测气候变化对于大熊猫种群可能发生的影响。Tuanmu 等（2012）利用生物气候模型对秦岭大熊猫主食竹的分布进行了预测，研究表明在未来气候情景下，秦岭大熊猫主食竹的范围将扩展至目前保护区分布以外的区域，研究结论为未来大熊猫保护网络的建设规划提供了一定参考。刘艳萍（2012）对气候变化对岷山大熊猫及其栖息地的影响进行了研究，结果表明在综合考虑到地形、植被、人类干扰等环境变量的条件下，岷山大熊猫的适宜栖息地范围将大大减少，大熊猫将向高海拔、高纬度方向扩散，未来大熊猫栖息地保护与恢复工作将面临巨大挑战。吴建国等（2009）使用分类和回归树模型（CART）对未来气候变化情景下大熊猫分布范围的变化进行模拟，结果显示目前大熊猫适宜分布范围将缩小，新的适宜分布区将向西部扩展，并且呈破碎化趋势；在短期内新的适宜区范围有扩大，但随着气候变化程度的加剧，总适宜区范围将逐渐缩小。采用空间分析技术对大熊猫栖息地适宜性的评价也是近年来大熊猫种群生存研究的一个热点（周世强，黄金燕，1999；张爽等，2000；徐卫华等，2006）。通过对

未来气候变化情景下物种分布格局模型模拟大熊猫的潜在栖息地范围，将有助于识别大熊猫种群在未来时段的潜在生存空间，并在迁徙过程中可能会遇到的空间障碍，从而在土地利用管理时预留好一定的空间和廊道。

近年来，随着遥感、GIS 等空间技术的迅速发展，采用环境因子和物种分布数据，通过物种模型来预测和模拟环境因子对物种的影响已经成为一种主要的分析手段。物种分布模型（SDM, Species Distribution Model）是基于生态位理论和统计学理论将野外观测的物种分布数据和环境变量相联系的经验模型。它是采用统计或经验手段在全球和区域尺度上评估生境（环境因子）变化，以及运用统计或模拟模型获得物种和环境关系，从而模拟得到物种的潜在地理分布，并在空间上外推，预测更为广阔的适生区域的一类模型的总称，通常做预测的目的是评估有哪些地区可以满足物种生存需求，从而构成物种潜在分布区的一部分。采用物种分布模型预测物种的分布区通常需要两类数据：物种数据，包括物种的丰富度数据或存在点、非存在点的空间地理位置数据；环境变量可按照对物种的直接作用或间接作用分类，亦可分为自然因素（如气候变量、资源分布、地形因素）和人为因素（人口、土地利用分类等）。

生态位因子分析模型（ENFA, ecological niche factor analysis）是基于物种发生数和一系列生态地理变量，通过对物种的生态位和生态位幅度及其与整个研究区域的环境因子的平均状态和变异相互比较，进而计算物种适生性模型（Habitat Suitability model, HS model）。模型检验采用常用的 ROC 曲线下的面积 AUC 值和 Kappa 统计量来评判模型模拟结果的优劣。与其它模型相比，ENFA 模型更加适用于分布区范围较小的窄域种。ENFA 模型的最大优点是输入的参数只需物种“出现点”数据，不需要“非出现点”数据（Hirzel A H, 2001, 2002；王学志，2008）。最大熵模型（MAXENT）是一种基于生态位原型模型，根据物种“出现点”的环境变量特征得出约束条件，探寻此约束条件下最大熵的可能分布，以此来预测目标物种在研究地区的生境分布。最大熵模型不仅可以对物种生境现状适宜性进行评价，也可对未来某一时期的物种分布范围进行预测，被广泛用于物种生境适宜区的预测。在物种“未出现点”的数据难以准确采集的实际情况下，MAXENT 模型相比其他模型具有更大的模拟优势。MAXENT 的物种分类模型包括线性回归、基因算法、人工智能方法、支持向量机（support vector machines, SVM）等，并提供多种方法进行分类结果的检验。该模型适用于区域范围，输入环境气候数据，输出结果为物种分布概率，适合于广布种。模型具有较好的准确性等优点（姜隽，2010）。

WWF 曾支持在气候变化下开展大熊猫及其栖息地的相关研究。其中，四川省气候中心曾对气候变化下大熊猫自然保护区温度降水的变化进行模拟。该研究基于历史气象数据分析，采用 IPCC 第四次评估报告推荐的全球气候模型，分别模拟分析了 A1B、A2、B1 情景下未来 50 年研究区的温度降水变化趋势。结果显示在 3 种情景下 2041~2050 年温度和降水都会有较为显著的变化，其中，A1B 情景下趋势最为明显。在此基础上，开展了四川大熊猫气候适宜性区划。该研究是对大熊猫目

前分布区气候变化暴露度的一个专门研究，而大熊猫种群及其栖息地会发生何种变化并未涉及。

本研究中采用了第三次全国大熊猫调查数据。目前第四次全国大熊猫调查工作已接近尾声，可以为环境变化对大熊猫种群影响的研究提供更新和详实的数据。对于大熊猫现状的调查数据将为环境变化对大熊猫种群的影响研究提供可靠的数据分析基础。另一方面，对于大熊猫种群特征、大熊猫栖息地现状和食物来源等机理的研究基础也较为系统和成熟。这些实地调查数据为开展环境变化对于大熊猫种群的影响预测和制订可行的保护策略提供了坚实的基础。

1.2 研究意义

本研究关注大熊猫现状分布区以及在气候变化影响下的潜在分布区，主要包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和凉山等地区。项目第一阶段，将选取秦岭地区为重点关注区域。秦岭是大熊猫自然分布的主要区域之一。根据全国第三次大熊猫调查结果，秦岭地区分布了约 300 只大熊猫。秦岭地区在我国地理区域的划分中具有特殊地位，不仅是我国气候的南北分界线，也是长江、黄河两大水系的分水岭，在动物地理区划上属古北界和东洋界的交汇处。秦岭山脉的垂直海拔梯度范围也较大，从低海拔到高海拔地区分布了不同的植被带，同时南坡和北坡的植被类型也有着较大差异。由于其特殊的地理位置和气候过渡带特征，秦岭生物资源极其丰富，是多种我国特有珍稀濒危物种分布区所在地，也被认为是最有希望保存大熊猫这一珍稀物种的庇护所。针对秦岭大熊猫种群生存的机理研究已经建立得较为系统，数据基础扎实。另一方面，秦岭及其周边地区近年来的开发强度不断加大。道路、水利工程建设和规模化的旅游开发已经对部分大熊猫栖息地造成了很大破坏和严重影响。在气候变化的协同作用下，可能会对大熊猫种群的生存造成严重威胁，采取适当的限制开发和保护对策势在必行。

基于上述考虑和基础，我们选取秦岭地区作为第一阶段的重点研究区域，基于气候、地形、物种实际分布等多种数据来源开展分析研究，预期的研究结果可为环境保护部门、自然保护区管理部门、当地政府等提供秦岭大熊猫应对气候变化的策略提供系统的参考依据，并且为秦岭及其周边区域的生物多样性保护网络建设和区域开发提供技术支持。

1.3 研究目标

项目拟通过对历史气候的分析和未来气候情景的预测，探讨目前大熊猫分布区及其周边范围的气候变化趋势，以及将对大熊猫种群、栖息地环境及其食物来源产生何种影响，识别哪些将是威胁大熊猫种群生存的环境要素；同时，结合目前大熊猫分布区内的栖息地现状以及在气候变化下哪些将对大熊猫种群的生存共同作用，提出针对大熊猫潜在分布区保护及应对气候变化的策略。

1.4 技术路线

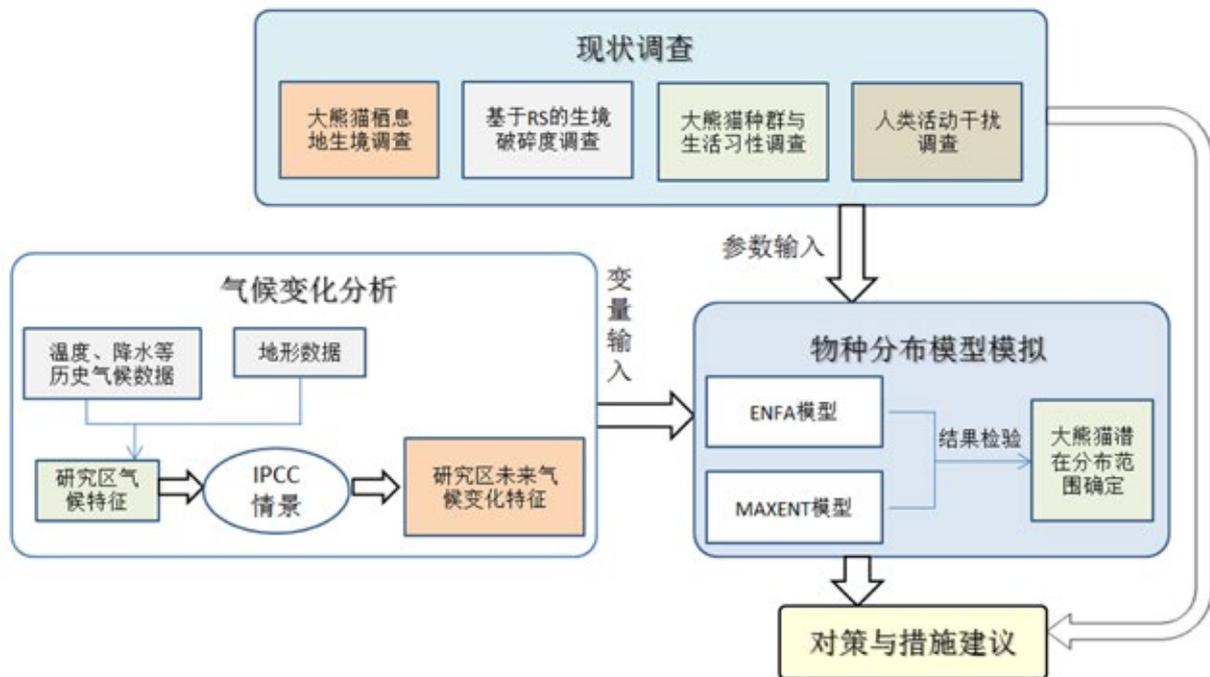


图 1-1 研究技术流程图

本研究技术流程如图 1-1 所示。

2. 研究区概况

本项目的研究区关注大熊猫现状分布区以及在气候变化影响下的潜在分布区，主要包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和凉山等地区（图 2-1）。项目第一阶段，将选取秦岭地区为重点关注区域（图 2-2）。秦岭是大熊猫自然分布的主要区域之一。根据全国第三次大熊猫调查结果，秦岭地区分布了约 300 只大熊猫，主要分布在山脉中段的南坡，在山脉西段有少量分布，包括佛坪、洋县、太白等 43 个县（东经 $105^{\circ} 12' 28'' - 113^{\circ} 14' 20''$ ，北纬 $32^{\circ} 22' 15'' - 34^{\circ} 49' 40''$ ），其主分布区包括佛坪、洋县、太白、周至、宁陕、留坝、城固、凤县 8 个县。

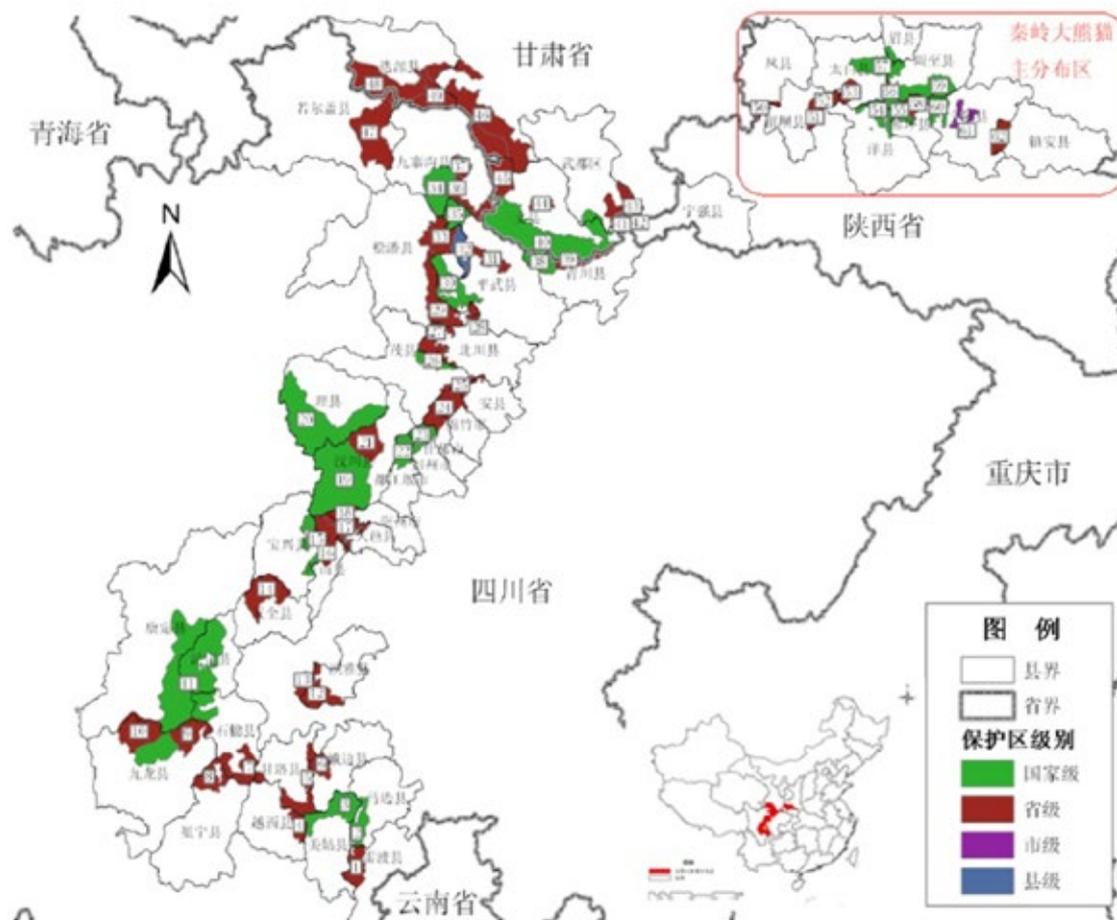


图 2-1 全国大熊猫分布县及保护区分布

秦岭作为我国南北气候的分界线，其南北气候有显著差异，岭北为暖温带，岭南为北亚热带气候。平均气温南坡高于北坡 1°C 左右，年降水量南坡大于北坡 120mm 。除水平特征明显外，秦岭地区的气候类型、水热条件随着地势的升高呈现有规律的变化：自下而上有暖温带、温带、寒温带、亚寒带，构成明显的垂直气候带。秦岭南坡是大熊猫最主要的分布区域。在中国植被区划中，秦岭地区的植被属暖温带落叶阔叶林区域与亚热带常绿阔叶林区域的过渡地带，植物种类丰富，区系组成复杂。受高大山体影响，植被垂直分布特征比较明显，形成典型的暖温带与北亚热带过渡地区山地植被类

型。以秦岭主峰太白山为例，自下而上依次划分为农耕带、落叶阔叶林带、桦木林带、针叶林带和灌丛草甸带5个类型带，大熊猫栖息地主要处于落叶阔叶林、桦木林和针叶林3个植被带内（图2-3）。

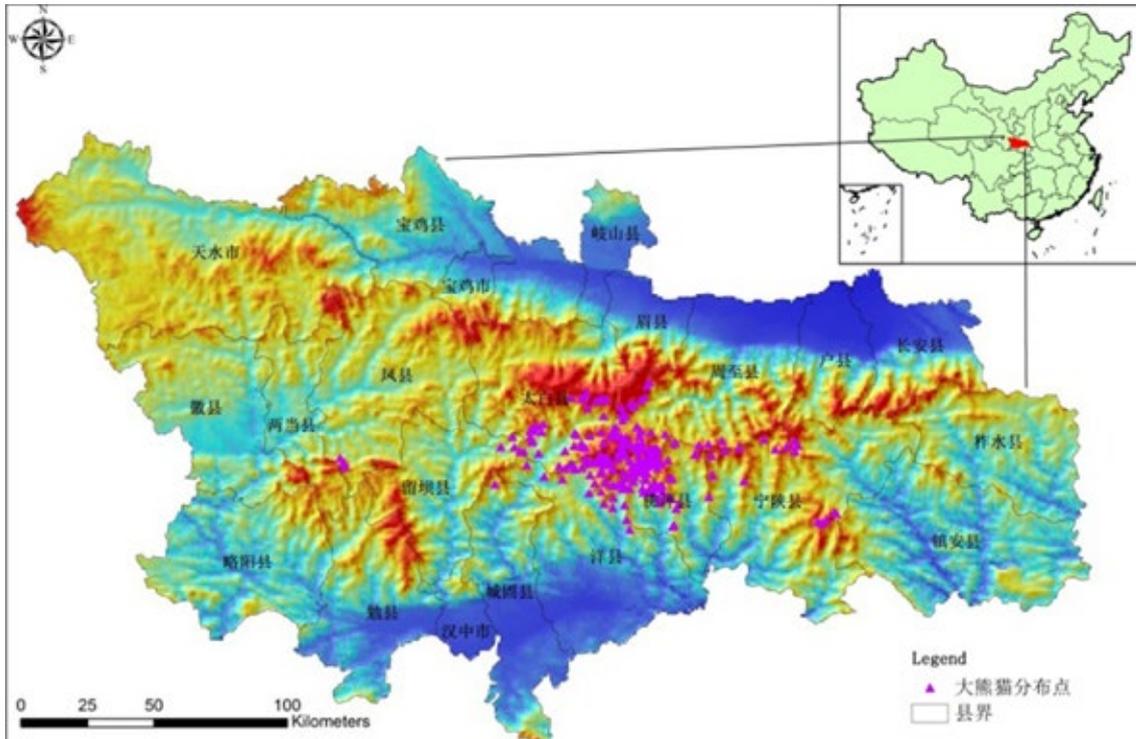


图 2-2 研究区示意图

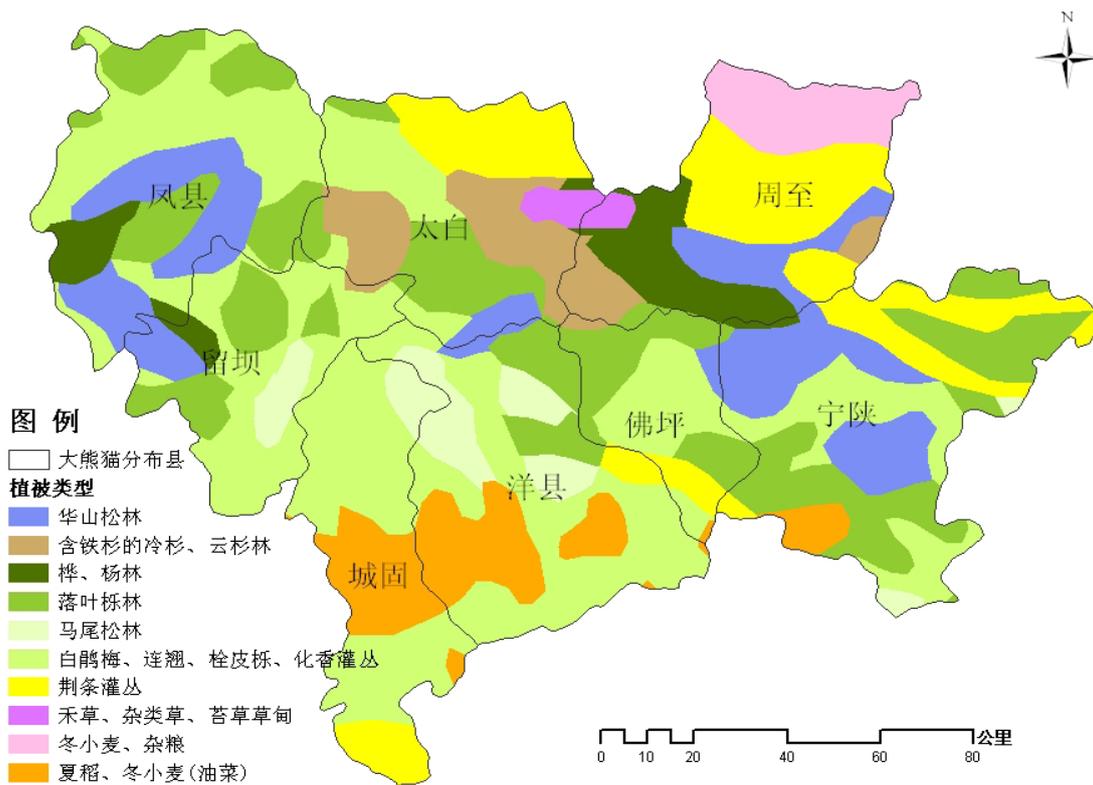


图 2-3 研究区植被类型图

但近年来，秦岭及其周边地区的开发强度不断加大。道路、水利工程建设和规模化的旅游开发，已经对部分大熊猫栖息地造成了很大破坏和严重影响。如洋太公路的建设及沿线人居活动加剧了周边大熊猫栖息地景观破碎化程度，很大程度上影响了大熊猫的迁移和交流。秦岭各自然保护区旅游人数的增加，导致人类对保护区生态系统的破坏影响突显，如践踏、采摘、旅游垃圾堆放等。在气候变化的协同作用下，这些都可能会对大熊猫种群的生存造成更严重威胁，所以应及时采取适当的限制开发和保护对策。

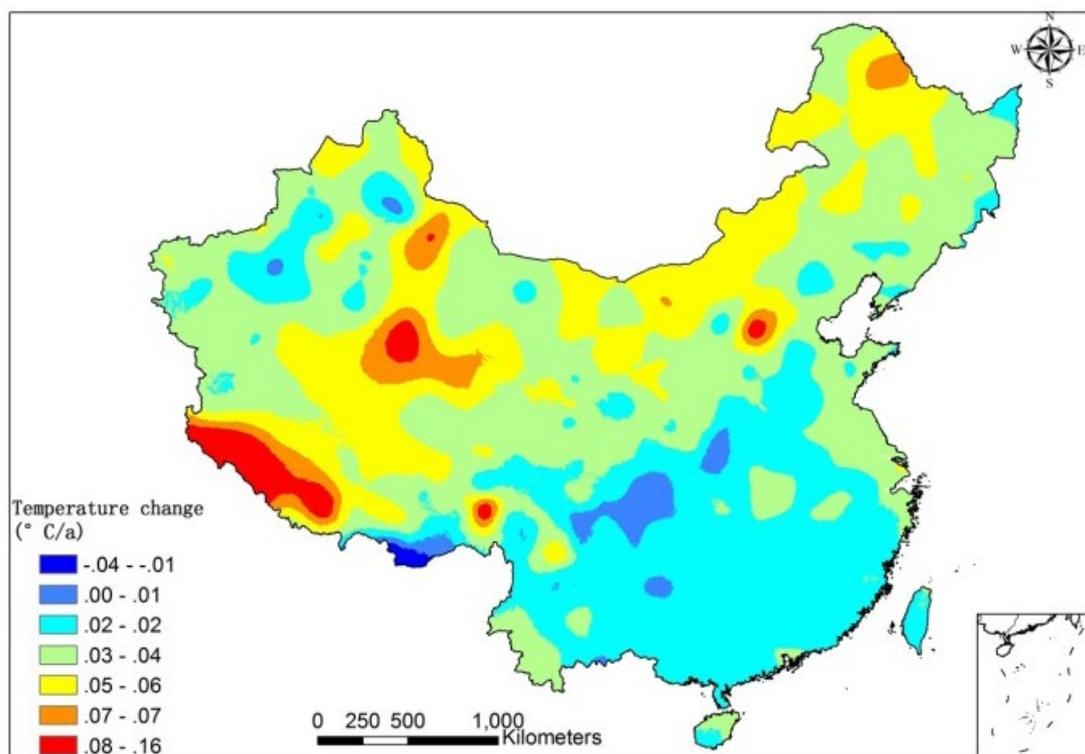
3. 研究区气候变化特征分析

3.1 历史气候分析

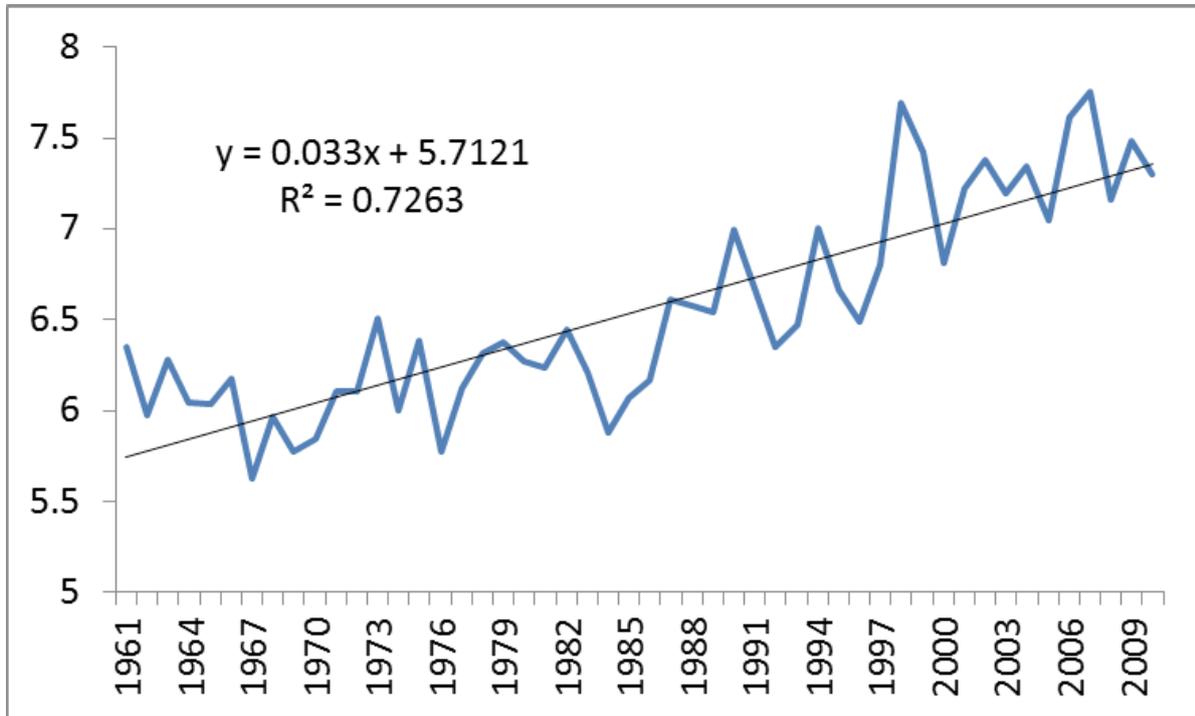
3.1.1 全国气候变化特征分析

在全球环境变暖背景下，中国地区近几十年经历了一个以气候变暖为主要特征的气候变化 (Zhai et al., 2003)，同时降水也出现了以“南涝北旱”（即华北等地降水减少，长江中下游地区降水增加）的代表性变化 (Wang et al., 2001)。

基于全国 753 个气候站点地面资料，（气象数据来源于中国气象科学数据共享服务网 <http://cdc.cma.gov.cn/home.do>），经插值空间化后，我们分析了 1961 年到 2010 年近地表气候变化。研究表明：全国范围内，年平均气温变化有上升趋势，为 $0.33^{\circ}\text{C}/10\text{a}$ ，北方升温趋势大于南方（图 3-1）；年降水量总体有下降趋势，为 $5.34\text{mm}/10\text{a}$ ，局部地区有上升趋势（图 3-2）。秦岭地区位于我国南北分界地区，处于增温趋势由缓慢至剧烈、降水量由减少至增加的过渡地带，属于我国气候变化的敏感区。

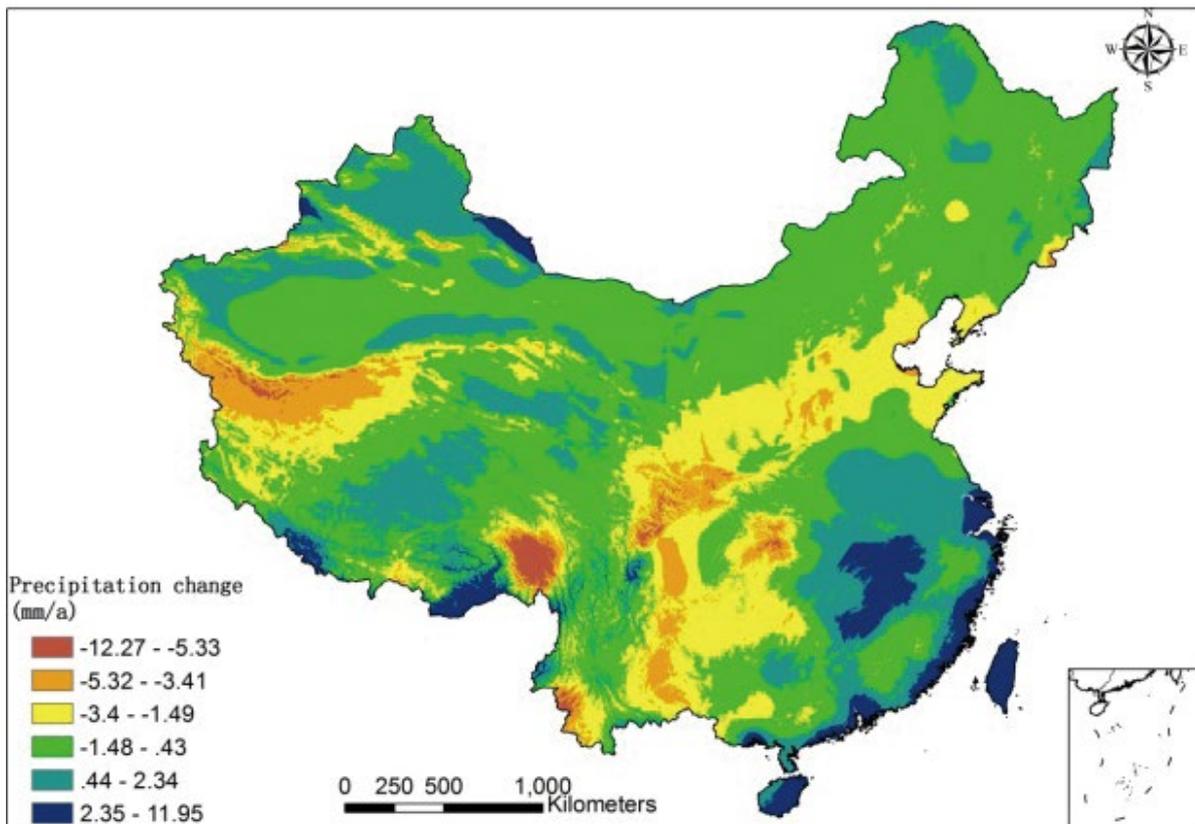


(A) 1961–2010 年全国年均温变化分布（单位： $^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ）

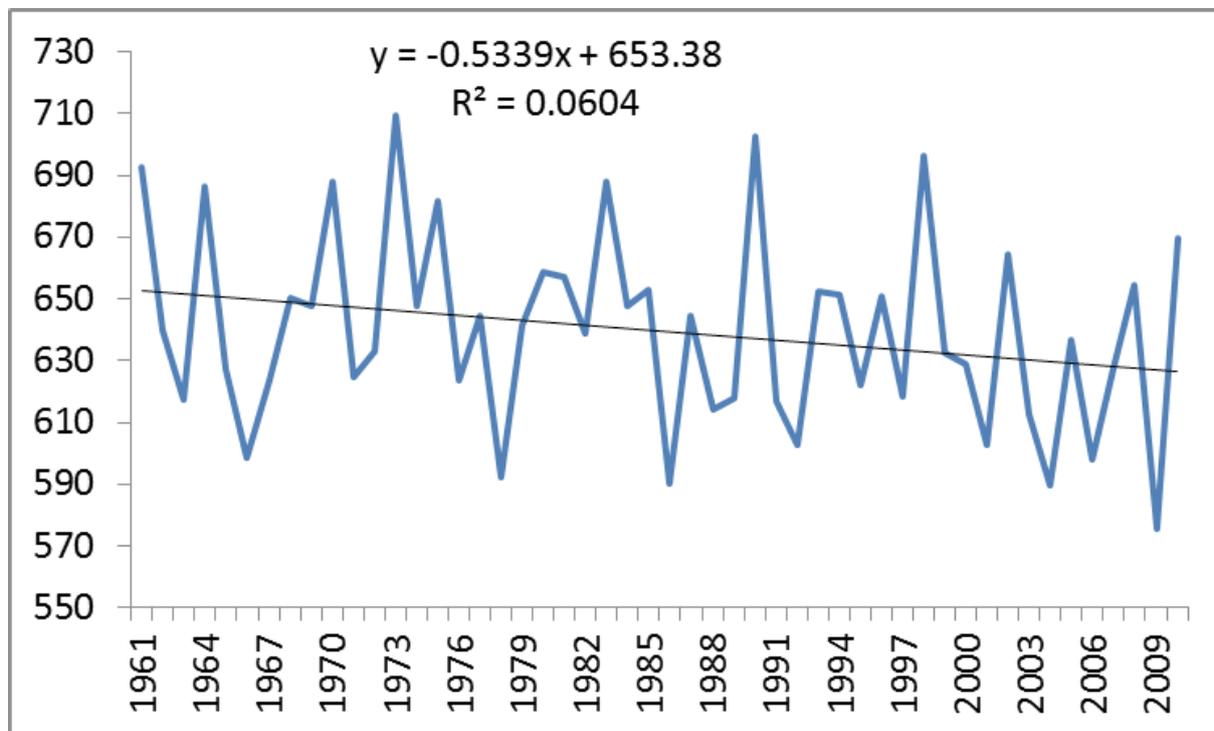


(B) 1961-2010 年全国年均温变化趋势 (单位: °C)

图 3-1 1961-2010 年全国年均温变化趋势



(A) 1961-2010 年全国年降水变化分布 (单位: mm/a)



(B) 1961-2010年全国年降水变化趋势(单位: mm)

图 3-2 1961-2010 年全国年降水变化趋势

3.1.2 秦岭地区气候变化特征分析

秦岭是一月份 0°C 等温线和 800mm 年等降水量线的通过地, 同时秦岭山地对气流运行有明显阻滞作用。夏季使湿润的海洋气流不易深入西北, 使北方气候干燥; 冬季阻滞寒潮南侵, 使汉中盆地、四川盆地少受冷空气侵袭。因此秦岭成为亚热带与暖温带的分界线。秦岭以南河流不冻, 植被以常绿阔叶林为主。秦岭以北为著名黄土高原, 1 月平均气温在 0°C 以下, 河流冻结, 植物以落叶阔叶树为主。秦岭山地保存连片森林, 并有珍贵动物和植物。

气候变化(全球变暖、降水量减少等)将导致秦岭地区 0°C 等温线北移和 800mm 降水线南移, 造成秦岭地区植被带迁移和动植物栖息地发生变化, 影响该地区珍稀、濒危物种的生存。秦岭地区以山地为主, 山区是气候变化剧烈地区(白晶, 2011; 李双双, 2012), 气候变化背景下秦岭地区气候剧烈变化将增加大熊猫生存的风险。

秦岭地区地面气候台站数据来源于中国气象科学数据共享服务网(<http://cdc.cma.gov.cn/home.do>), 经插值后形成 1km 分辨率空间数据。1961-2010 年秦岭地区年平均温度显著上升, 平均增温速率为 $0.4^{\circ}\text{C}/10\text{a}$ 。IPCC 第四次报告第一工作组报告中指出全球 100 年(1906-2005)增温趋势为 0.74°C , 而且距离现在越近的时段增温速率越快(图 3-3)。任国玉(2005)认为 1951-2004 年中国年平均温度增幅约为 1.3°C , 增温速率约为 $0.25^{\circ}\text{C} \cdot 10\text{a}^{-1}$, 北方和青藏高原地区增温最明显; 1966-2007 年我国东北、华北和西北地区年平均温度增加速率最快。因此秦岭地区属于温度增加速率较快地区。

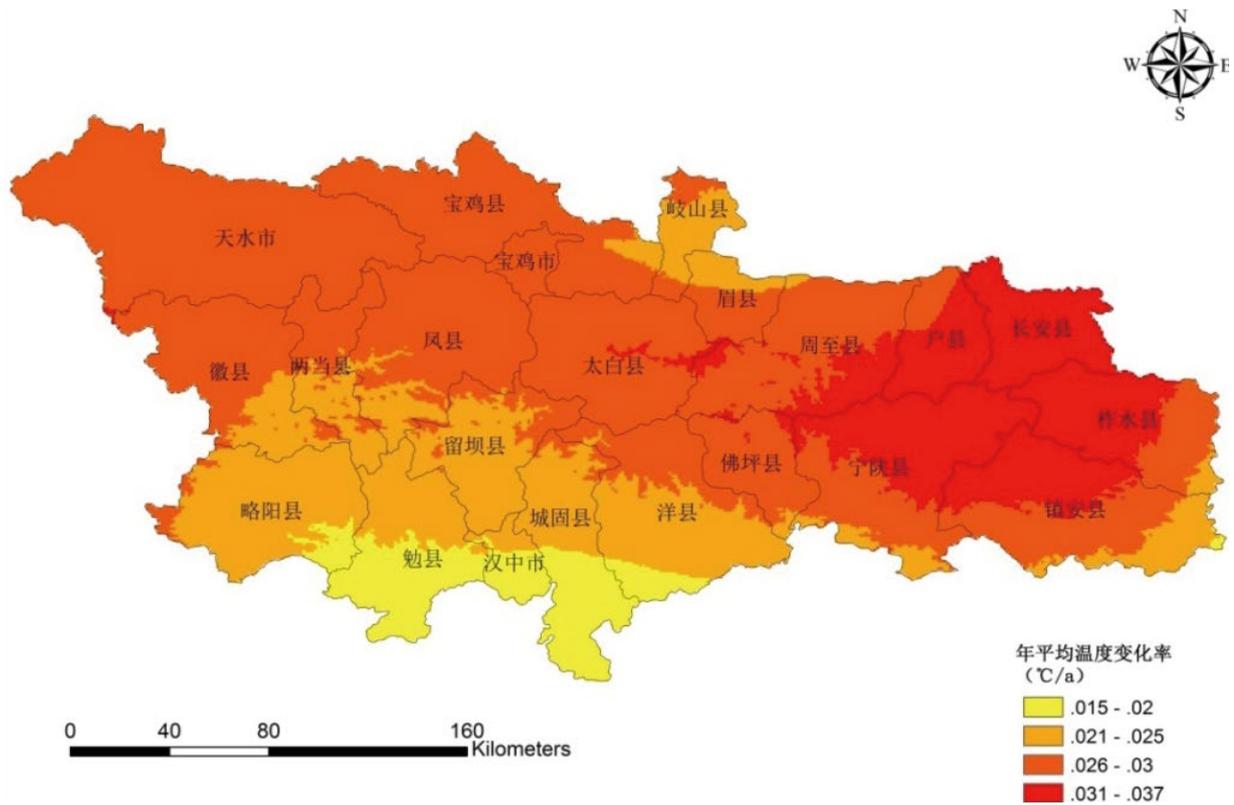


图 3-3 1961-2010 年秦岭地区年平均温度变化空间格局

秦岭地区中北部地区年平均气温增加速率较快，西南和东南部地区年平均气温增加速率较慢。

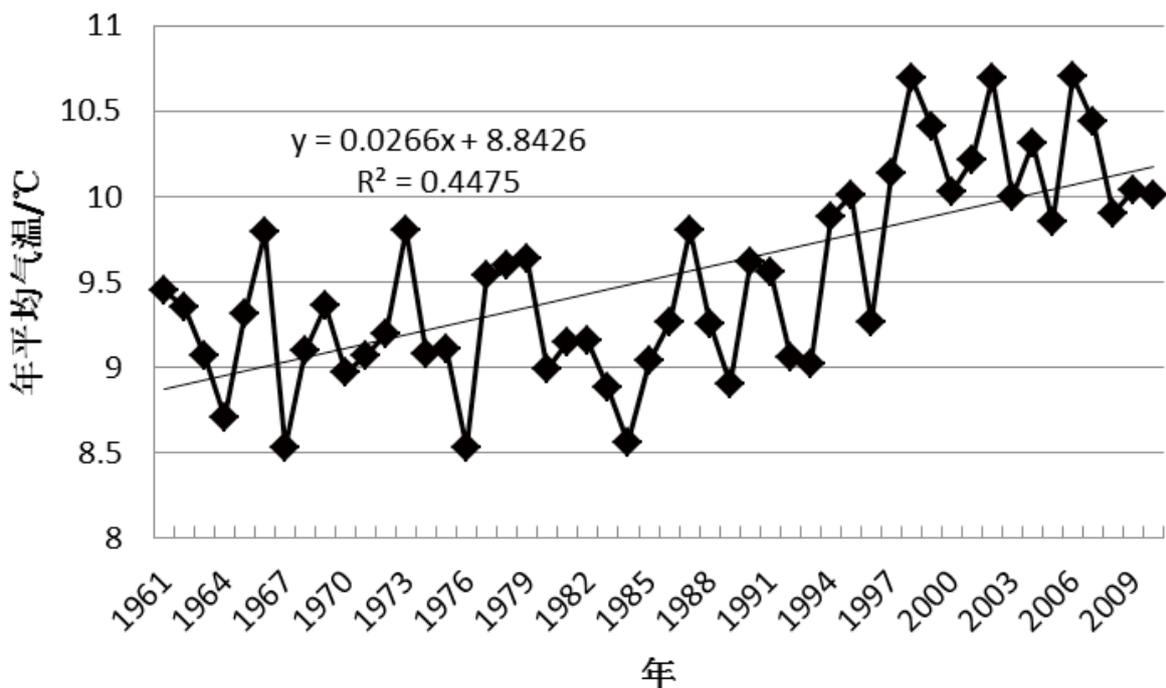


图 3-4 1961-2010 年秦岭地区年平均温度变化趋势

1961-2010 年秦岭地区年平均温度具有极显著增加趋势 ($P < 0.01$)，增温速率约为 $0.027^{\circ}\text{C}/\text{a}$ (图 3-4)。

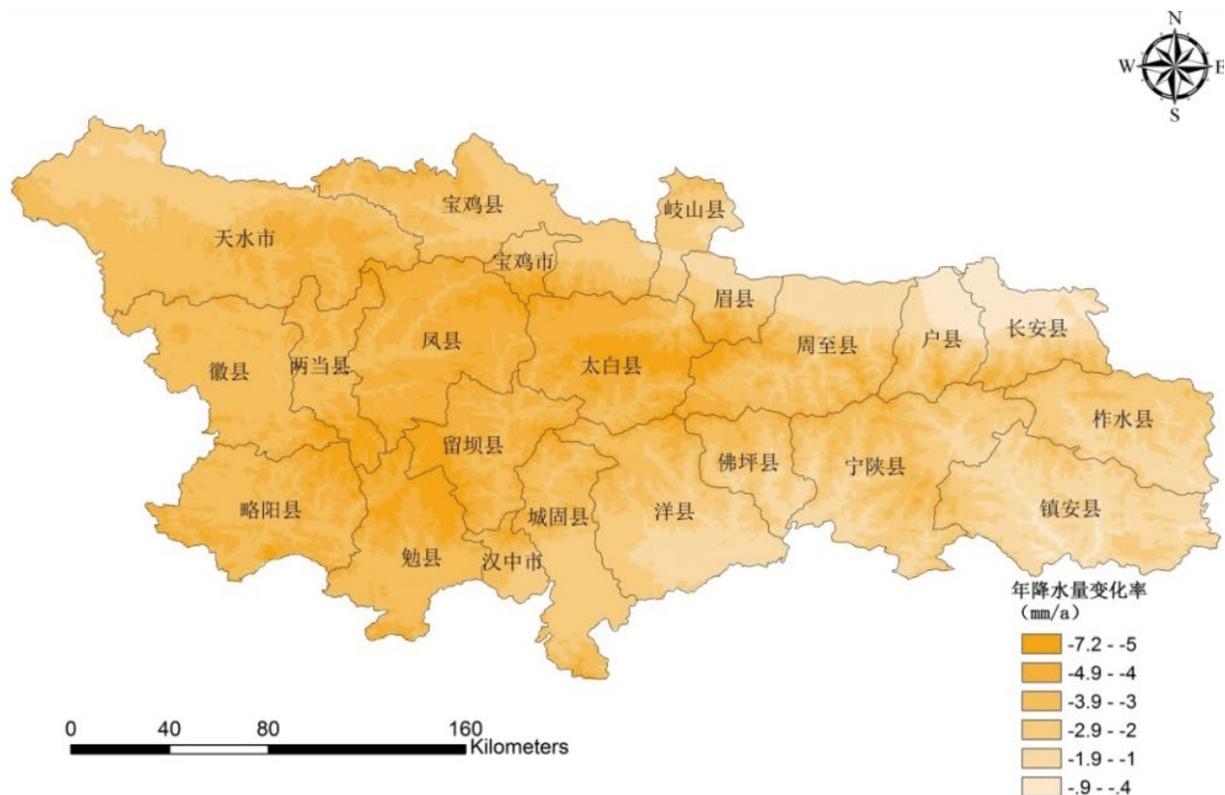


图 3-5 1961-2010 年秦岭地区年降水量变化空间格局

秦岭地区东部和南部地区年降水量增加速率较快,西部和中部地区年降水量增加速率较慢(图 3-5)。

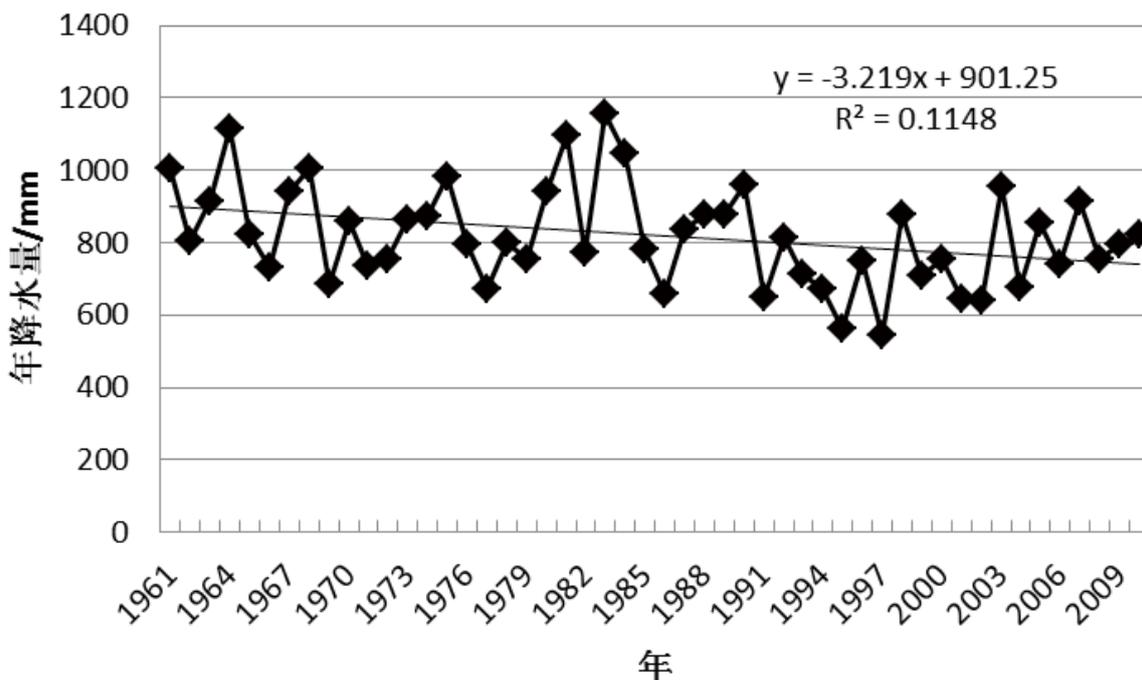


图 3-6 1961-2010 年秦岭地区年降水量变化趋势

1961-2010 年秦岭地区年降水量具有减少趋势,但未达到显著趋势。年降水量减少速率约为

-3.22mm/a。其中 80 年该地区年降水量较高，90 年代降水量属于低谷期，2000 年以来年降水量有略微上升趋势（图 3-6）。

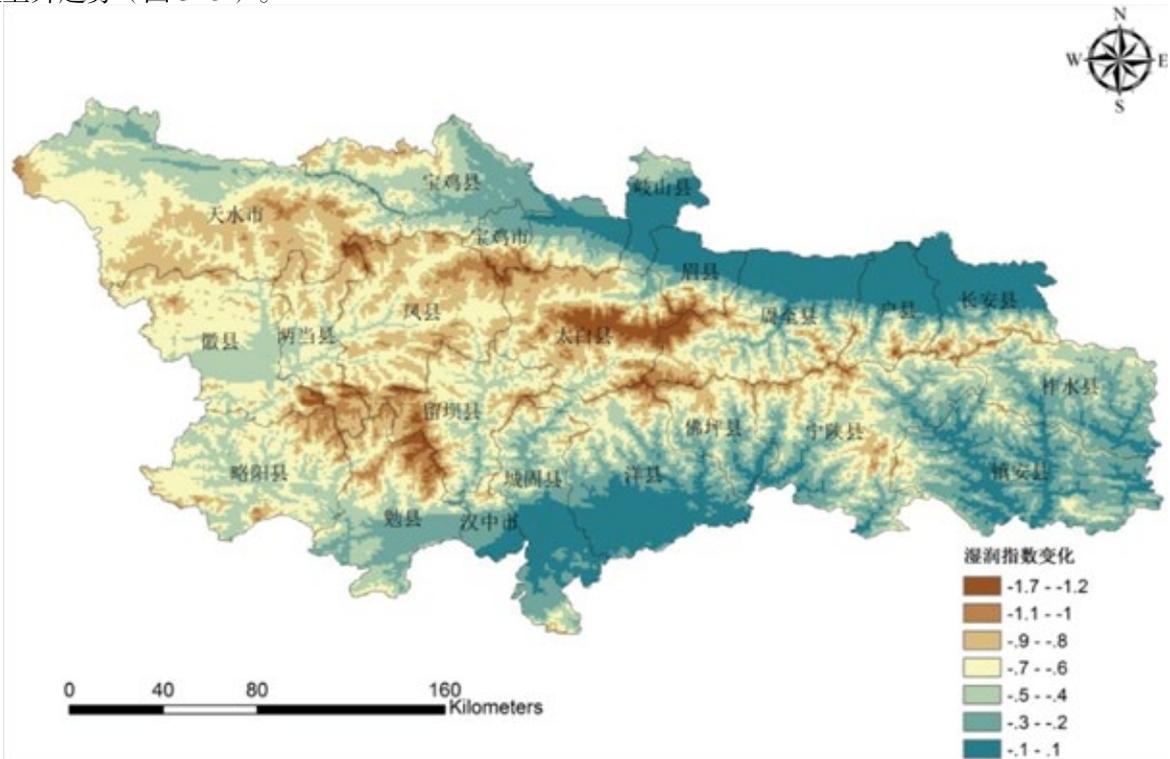


图 3-7 1961-2010 年秦岭地区相对湿度湿润指数变化空间格局

秦岭地区东部和南部地区湿润指数下降速率较慢，西部和中部地区湿润指数下降速率较快(图 3-7)。

1961-2010 年秦岭地区湿润指数具有下降趋势，但不显著，平均下降趋势为 $-0.56/a$ 。其中 1980 年该地区湿润指数较高，1990 年代降水量属于低谷期，2000 年以来年降水量有略微上升趋势(图 3-8)。

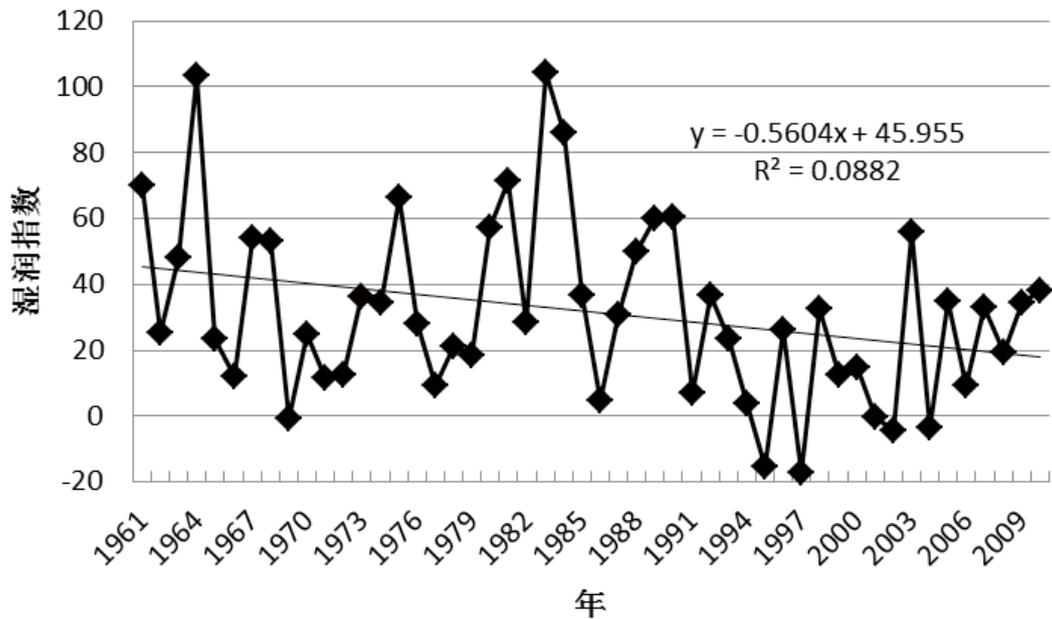


图 3-8 1961-2010 年秦岭地区湿润指数变化趋势

3.1.3 秦岭地区极端气候分析

利用研究区宝鸡、佛坪、镇安 3 个气象站 1971–2000 年的气象资料，选取干旱、暴雨、高温日和低温（霜冻）日 4 个极端气候指标（表 3-1），对研究区极端气候进行分析。

表 3-1 极端气候事件的类型及其定义

类型	定义	单位
干旱	小旱：连续无降雨天数，春季达 16~30 天、夏季 16~25 天、秋冬季 31~50 天；中旱：连续无降雨天数，春季达 31~45 天、夏季 26~35 天、秋冬季 51~70 天；大旱：连续无降雨天数，春季达 46~60 天、夏季 36~45 天、秋冬季 71~90 天；特大旱：连续无降雨天数，春季在 61 天以上、夏季在 46 天以上、秋冬季在 91 天以上	d
暴雨	某时段日降水量 $\geq 50\text{mm}$	d
高温日	某时段日最高温度 $\geq 35^\circ\text{C}$ 的天数	d
低温（霜冻）日	某时段日最低温度低于 0°C 的天数	d

表 3-2 1971–2000 年研究区各气象站点干旱程度统计

气象台站	春	秋冬
	年份与天数	年份与天数
宝鸡	1994: 18d 2000: 16d	1975: 36d 1985: 32d 1994: 37d 1996: 36d
佛坪	-	-
镇安	1981: 16d	1998: 36d

通过对秦岭区 3 个气象站点统计分析（表 3-2），可知在夏季该区降水相对春季、秋冬季较丰富，未出现干旱情况。春旱虽在某些年份出现，但频率较少，在 1971–2000 年，全区仅在 1981 年、1994 年、1995 年和 2000 年出现小旱。秋冬干旱出现的频率相对较多，尤其是宝鸡地区，不过干旱程度均较小，为小旱水平。

由图 3-9 可知，该区 3 个气象站点年总降雨天数的变化趋势相对较一致，虽有所波动，但总体变化趋势相对平缓。

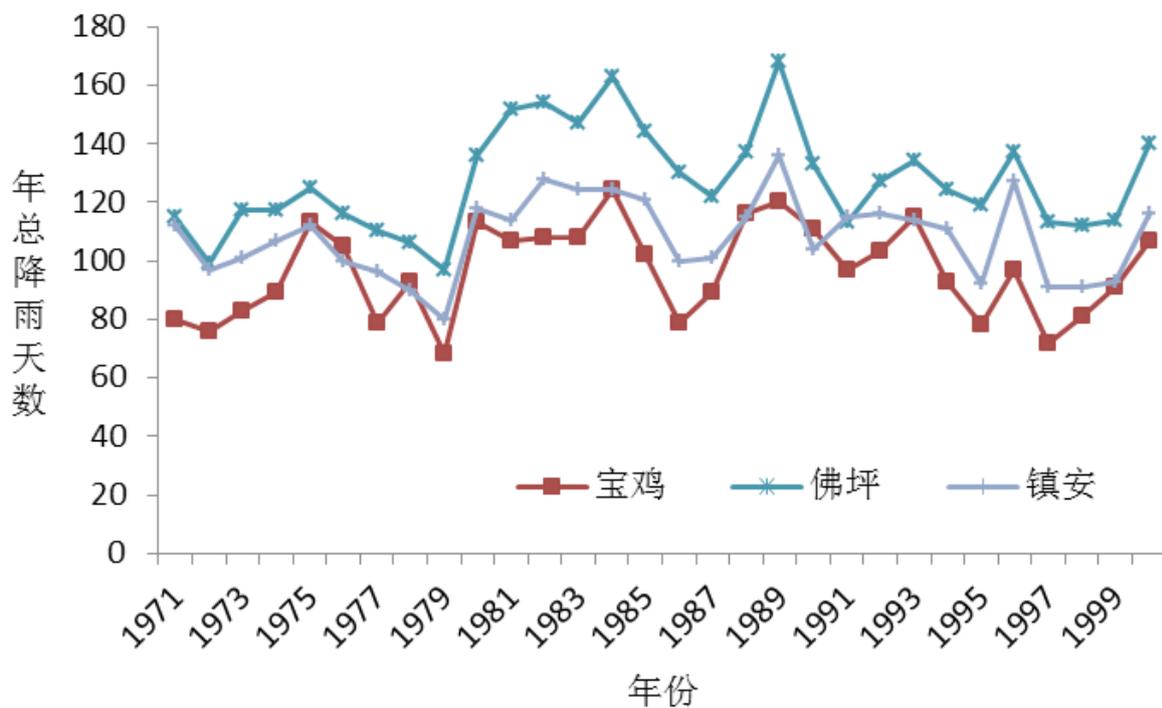


图 3-9 研究区年总降雨天数变化趋势

表 3-3 研究区不同时期各气象站点日降水量超过 50mm 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	1	1	2
佛坪	2	3	2
镇安	1	2	1

由表 3-3 可知，秦岭区暴雨日数相对较少，8 个气象站点平均每年约有 1-3d 日降水量超过 50mm。1971-2000 年间，该区无极端降雨天气出现。

表 3-4 不同时期各气象站点日最高温度高于 35℃ 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	11	7	13
佛坪	0	3	5
镇安	2	6	13

由表 3-4 可知，该区平均每年出现高温日天数在 15d 以下。

表 3-5 不同时期各气象站点日最低温度低于 0℃ 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	85	81	77
佛坪	83	85	74
镇安	79	71	67

由表 3-5 可知, 该区出现低温日天数相对较多, 1970s、1980s 宝鸡、佛坪两气象站点平均每年日最低温度低于 0℃ 的天数均超过了 80d, 但 1990s 以来, 宝鸡、佛坪和镇安 3 个气象站点平均每年出现的低温日数明显减少。

综上, 通过对干旱、暴雨、高温日和低温(霜冻)日 4 个极端气候指标研究表明, 1971-2000 年秦岭研究区并未出现极端干旱、暴雨、极端高温或极端低温等极端气候事件, 说明极端气候事件不是影响秦岭气候变化的关键, 从另一方面也说明, 我们应更好地把研究放在长期气候变化特征对于大熊猫种群的影响上。

3.2 RegCM3 未来气候变化预测

在世界各地发展的十几个区域模式中, RegCM 系列是应用较广泛的一个, 这是由 Giorgi 等(1990; 1993a, b) 所发展的世界上第一个区域气候模式的延续版本, 目前其维护和发展由国际理论物理研究中心(ICTP)负责进行, 最新的版本是 RegCM3(Pal et al., 2007), 具有较完善的动力框架和物理过程, 同时采用并行算法, 可以充分发挥现在大型计算机并行计算的优势, 保证高分辨率、长时间的积分模拟的完成(图 3-10)。RegCM 系列模式在中国区域被广泛应用于当代气候模拟、植被改变和气溶胶的气候效应试验、以及气候变化的预估等。

进行气候变化预估, 首先需要未来温室气体的排放情景, 排放情景通常是依据一系列因子假设而得到, 包括人口增长、经济发展、技术进步、环境条件、全球化、公平原则等。对应于未来可能出现的不同社会经济发展状况, IPCC 的 SRES 情景(IPCC, 2000), 包括四个情景组, 其中:

A1 情景: 未来世界的经济高速增长, 全球人口在本世纪中叶达到峰值, 随后减少, 并快速引进新的和更高效的技术;

A2 情景: 未来世界的发展很不均衡。主要特征是自给自足, 保持区域特色, 强调家庭价值和当地传统。不同地区间生产力方式的趋同异常缓慢, 导致人口持续增长;

B1 情景: 未来世界更为趋同, 全球人口在本世纪中叶达到峰值并随后减少;

B2 情景: 未来世界着重于经济、社会和环境可持续发展的局地解决方案。

在气候模式模拟中常用的情景为 A1B, A2 和 B1, 分别对应中等和高、低程度的温室气体排放, A1B 情景下 21 世纪末的 CO₂ 浓度值为 700 ppm, 一般被认为是最可能发生的情况(A2 在本世纪末

的浓度值为 850 ppm，B1 为 550 ppm）。因而本研究我们在模拟中都选择 A1B 排放情景。

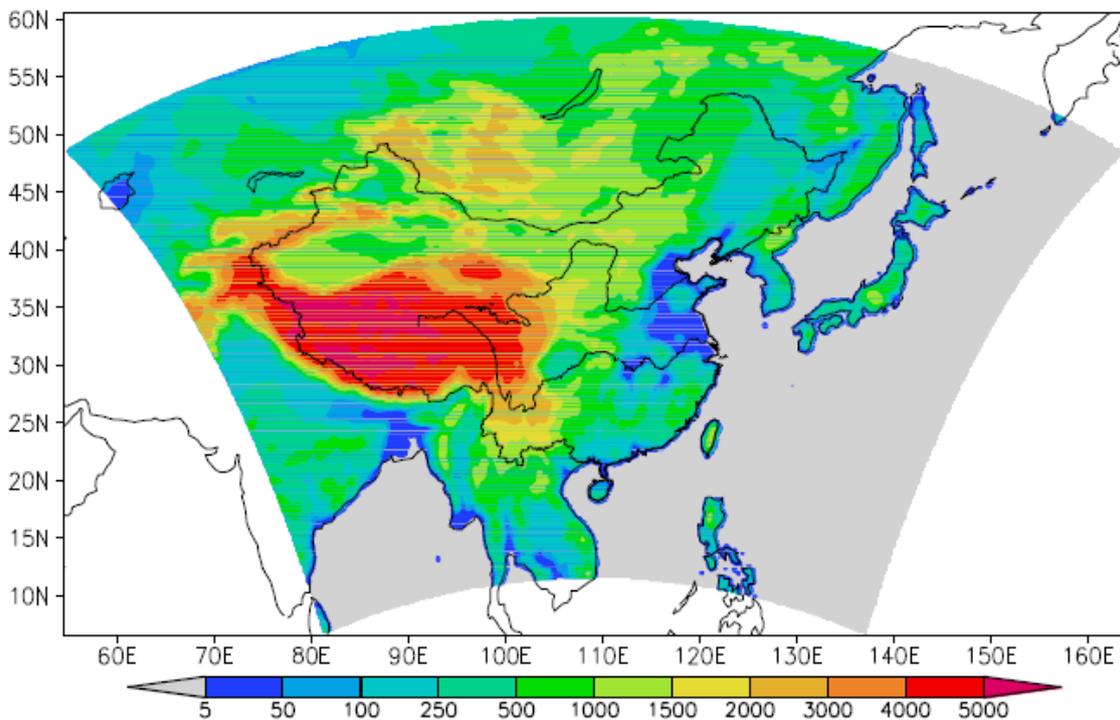
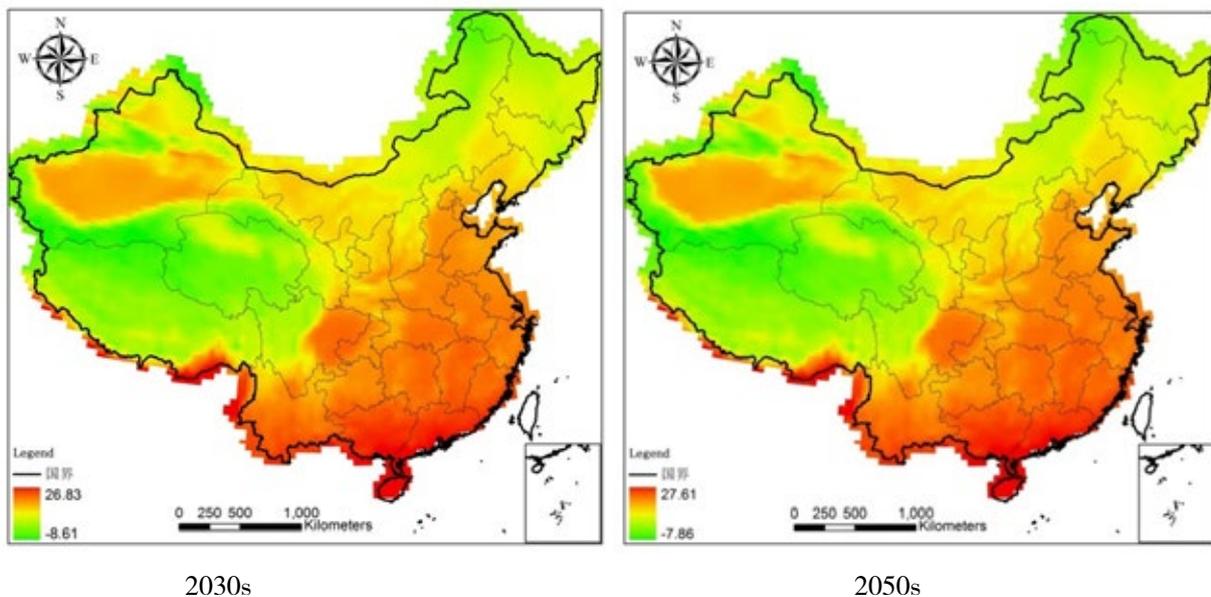


图 3-10 区域模式的地形分布及模拟范围（阴影和彩色部分）（单位：m）

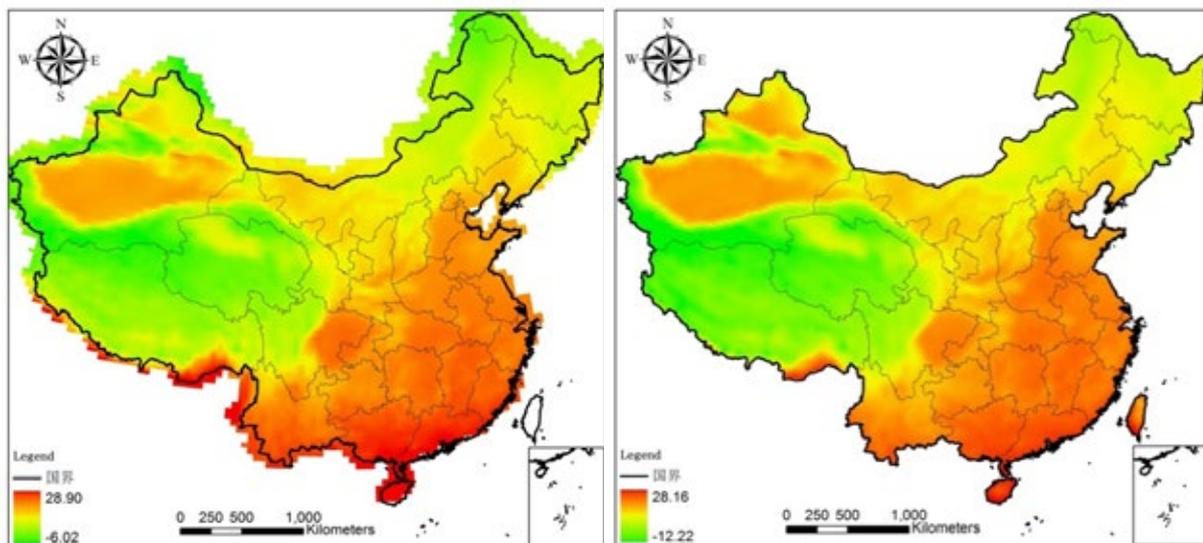
3.2.1 全国未来气候变化

全国未来气候变化数据来源于 RegCM 模式，排放情景为 IPCC SRES A1B，包括 2030s、2050s、2080s 和 2100s 的温度、降水量、相对湿度等要素，经 Arcgis 投影转换得到 25km 分辨率数据。



2030s

2050s

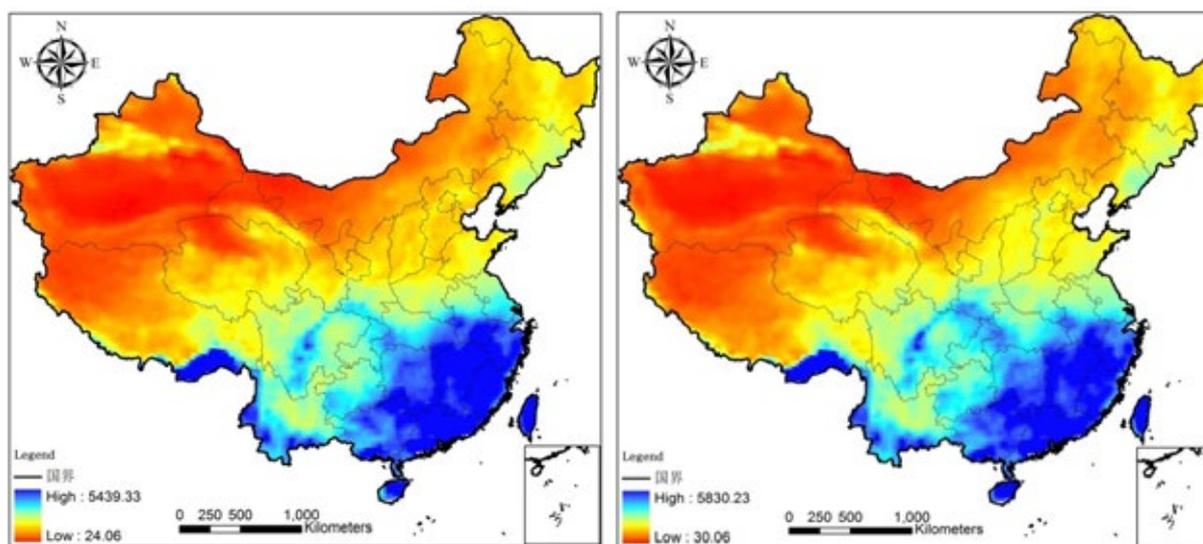


2080s

2100s

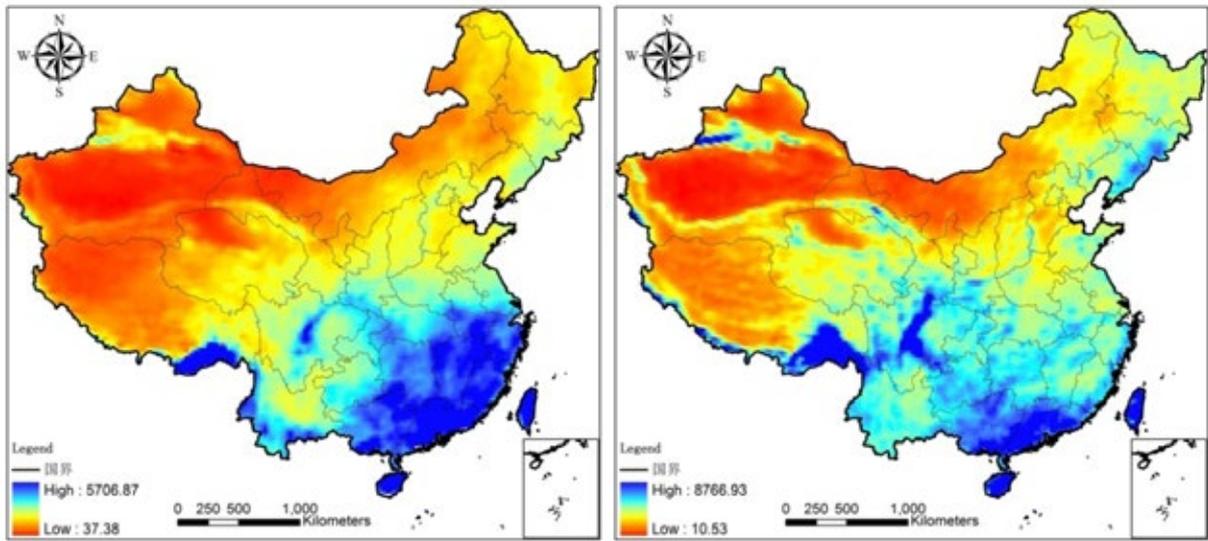
图 3-11 中国地区未来 100 年平均气温空间分布

分析可见：中国地区年平均温度总体从东南向西北递减。中国未来 100 年平均气温呈现不断增加趋势。2030s 年平均气温为 8.49℃，2050s 为 9.32℃，2080s 为 10.94℃，2100s 为 15.87℃(图 3-11)。



2030s

2050s

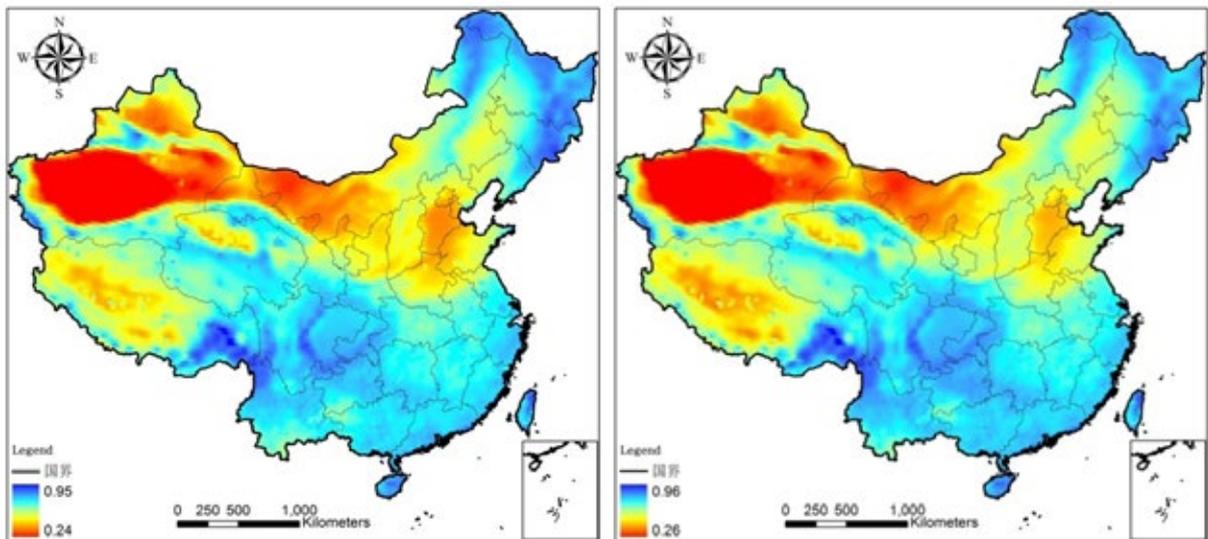


2080s

2100s

图 3-12 中国地区未来 100 年降水量空间分布

中国地区年降水量总体从东南向西北递减。中国未来 100 年降水量呈现不断增加趋势。2030s 年降水量为 707.57 mm，2050s 为 748.86 mm，2080s 为 791.34 mm，2100s 为 1239.27 mm（如图 3-12 所示）。



2030s

2050s

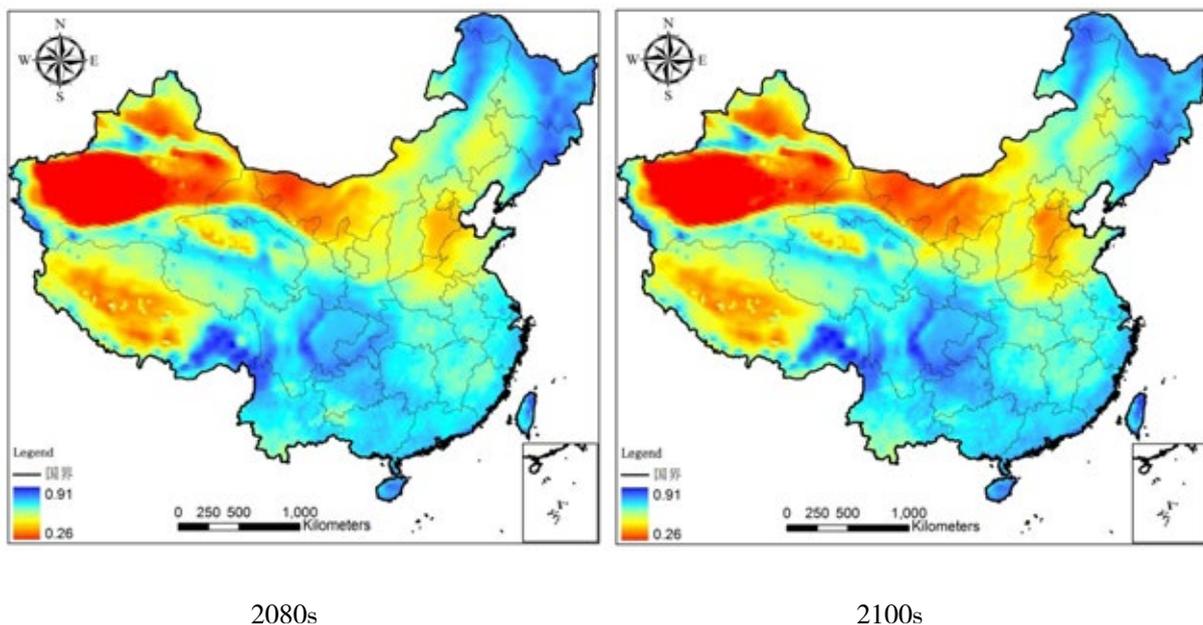
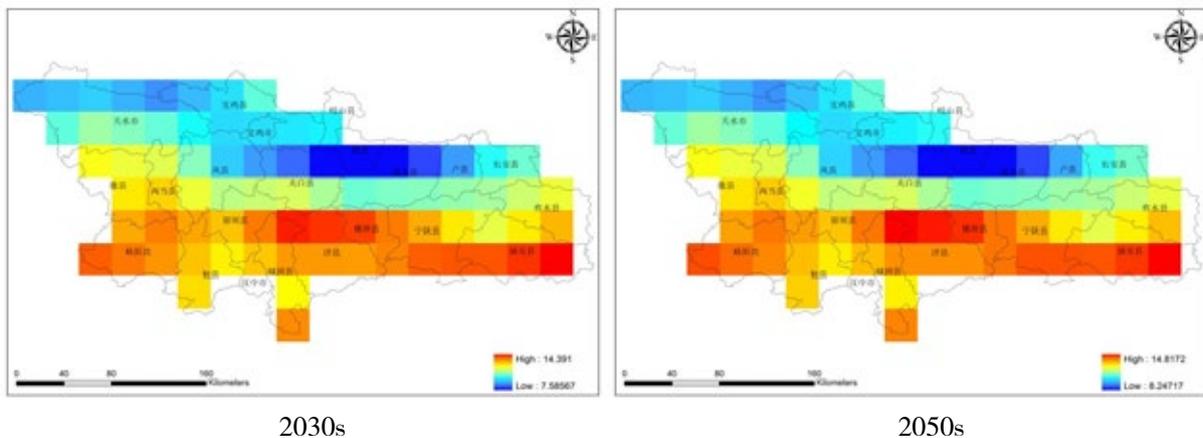


图 3-13 中国地区未来 100 年相对湿度空间分布

中国地区相对湿度总体上南方和东北地区高，北部尤其是西北部较低。中国未来 100 年相对湿度呈现平稳趋势。2030s 相对湿度为 0.68，2050s 为 0.69，2080s 为 0.68，2100s 为 0.67（图 3-13）。

3.2.2 秦岭未来气候变化

与全国气候变化未来情景数据一样，秦岭未来气候变化数据也来源于 RegCM 模式，数据分辨率为 25km。结果如图 3-14 所示。



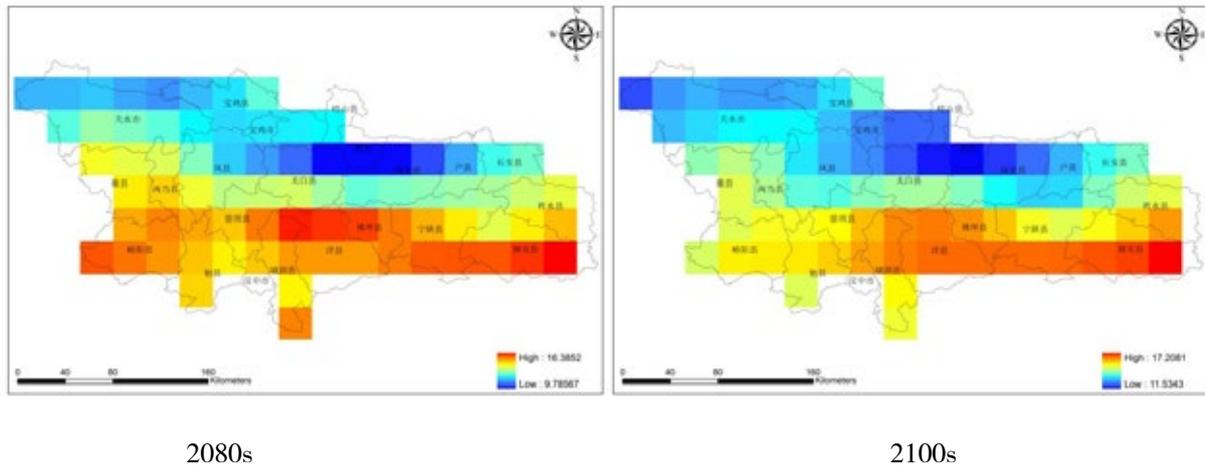


图 3-14 未来 100 年秦岭平均气温空间分布

分析可见：秦岭地区年平均温度总体从东南向西北递减。未来 100 年平均气温呈现不断增加趋势。2030s 年平均气温为 11.80°C，2050s 为 12.36°C，2080s 为 13.88°C，2100s 为 14.33°C（图 3-14）。

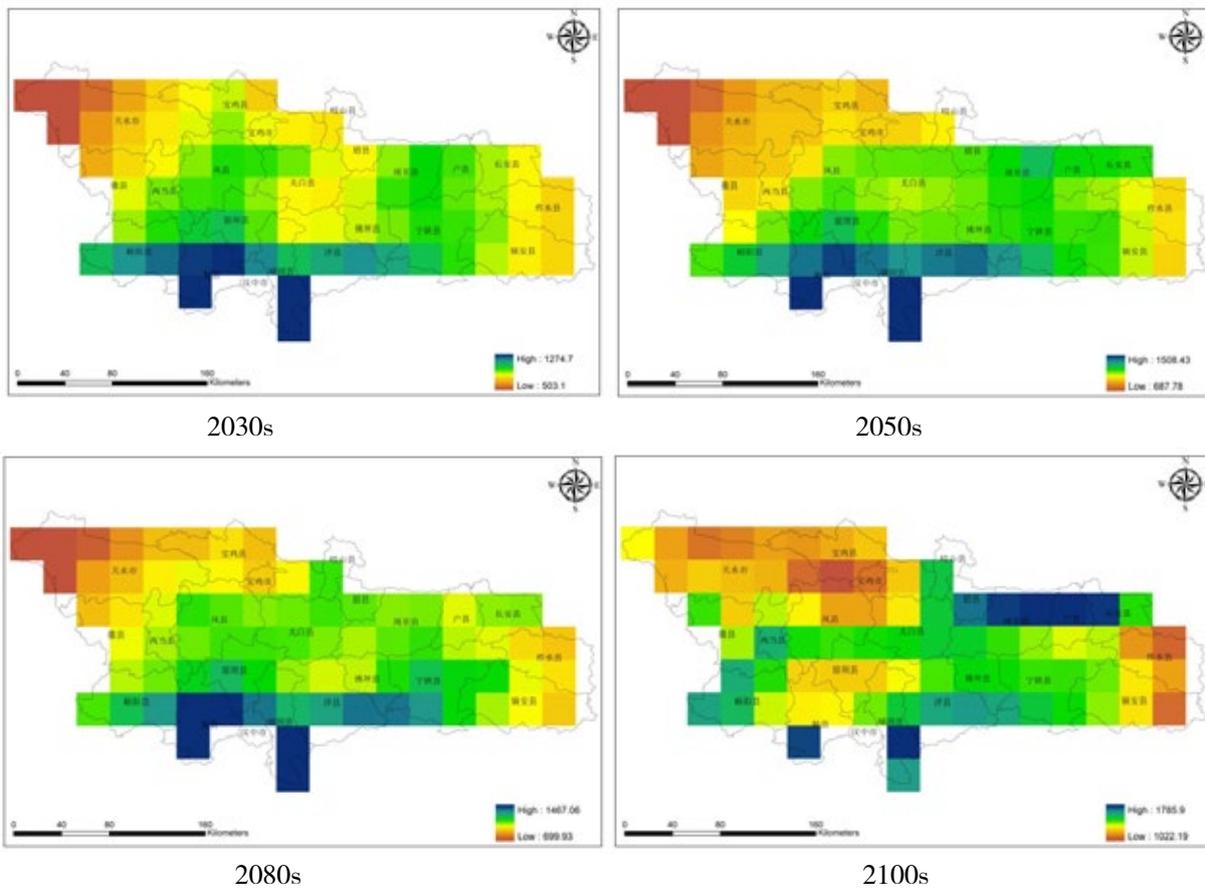


图 3-15 未来 100 年秦岭降水量空间分布

秦岭地区年降水量总体从西南南向东北递减。中国未来 100 年降水量呈现不断增加趋势。2030s 年降水量为 886.26 mm，2050s 为 1104.53 mm，2080s 为 1108.02 mm，2100s 为 1344.89 mm（图 3-15）。

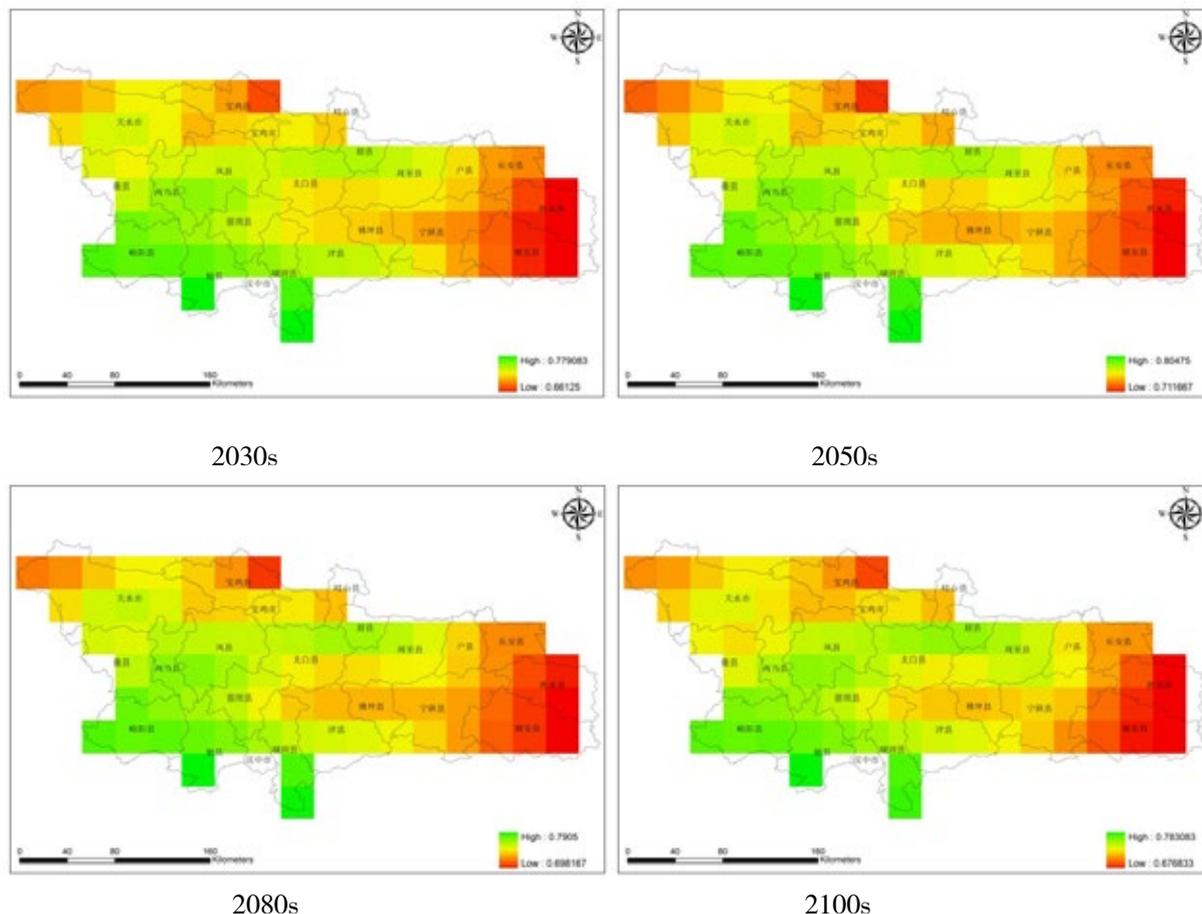


图 3-16 未来 100 年秦岭相对湿度空间分布

秦岭地区相对湿度总体上东边低西边高。未来 100 年相对湿度呈现平稳趋势。2030s 相对湿度为 0.72，2050s 为 0.76，2080s 为 0.74，2100s 为 0.74（图 3-16）。

4. 大熊猫栖息地的基本特征

从大的地理分布格局看，秦岭大熊猫栖息地主要位于秦岭山脉主峰太白山以南地区，呈现 5 个相对隔离的斑块，由东到西分别称之为平河梁栖息地、天华山 + 锦鸡梁栖息地、兴隆岭 + 太白山栖息地、牛尾河栖息地和屋梁山栖息地（图 4-1）。其中平河梁和天华山 + 锦鸡梁栖息地是由于森林采伐和农业生产而造成隔离；天华山 + 锦鸡梁和兴隆岭 + 太白山栖息地是由于 108 国道的修建以及国道沿线的人居活动而造成隔离；凤县屋梁山栖息地与其它栖息地隔离程度最大，其主要原因是农业生产。在这 5 块栖息地中，兴隆岭 + 太白山栖息地的面积最大，其次是天华山 + 锦鸡梁栖息地，屋梁山栖息地的面积最小。天华山 + 锦鸡梁栖息地、兴隆岭 + 太白山栖息地和牛尾河栖息地构成陕西秦岭大熊猫栖息地的主体部分。

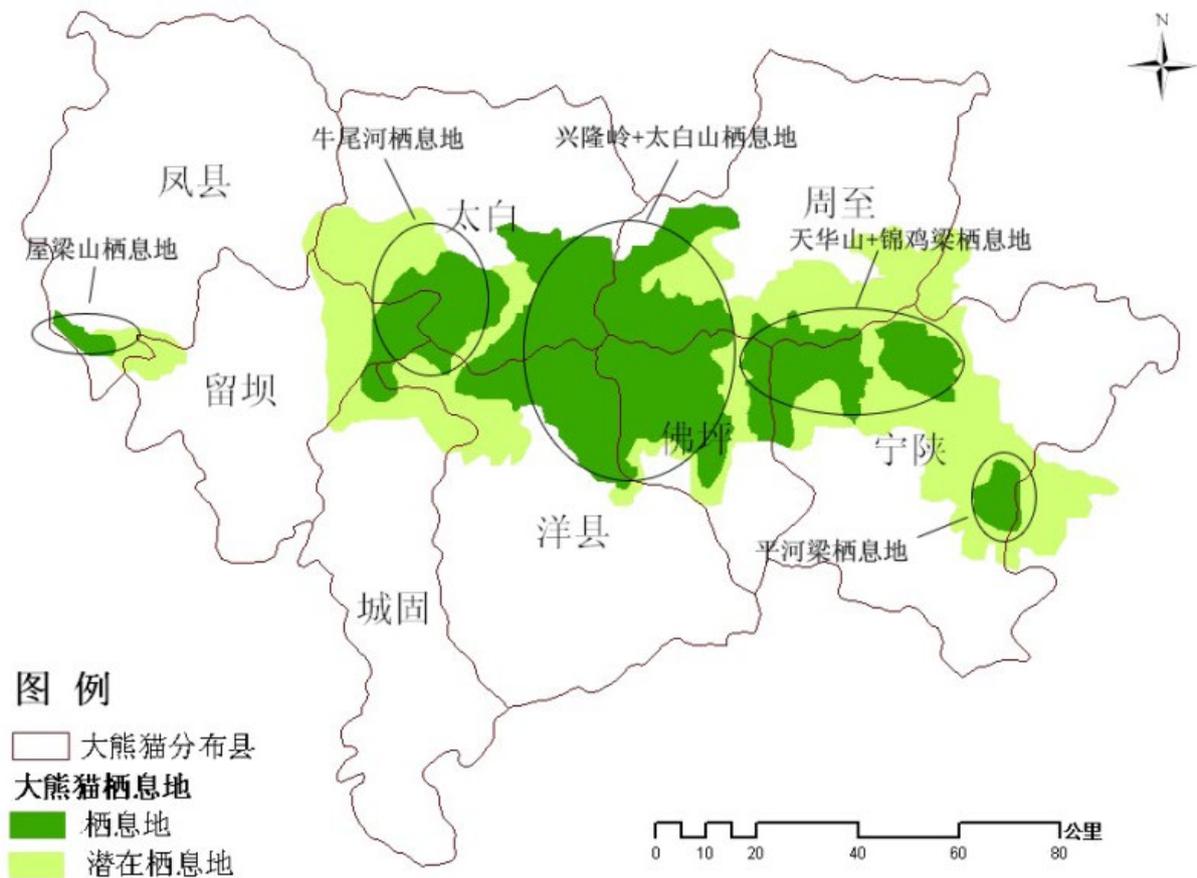


图 4-1 秦岭大熊猫主要栖息地斑块示意图

4.1 环境要素

秦岭大熊猫主分布区处于亚热带与暖温带交错地带，气候既有亚热带较暖的特征，又有暖温带冬季温度较低的特点。同时，该地区大部分处在东南季风的迎风面和西南季风的北缘，水分条件较为充足。研究区年平均气温在 7.9–14.5℃ 之间，其中位于秦岭南坡的洋县、城固年平均气温高于 14℃，秦岭北坡的太白最低为 7.9℃，其他在 11.5–14℃ 之间；各站点的气温以 1 月份最低，为 -4.1–7.4℃，7 月份最高，为 14.5–25.5℃。从四季的平均气温来看，研究区四季气温温差明显，位于秦岭南坡的佛坪、宁陕、留坝、洋县、城固普遍高于北坡的风县和太白，周至虽位于北坡，但由于其海拔低受人类活动影响较大，所以气温仍较高。气象站点的多年平均降水量范围在 615.3–904 mm 之间，其空间分布也有所差异，位于秦岭南坡的佛坪降水量最大，为 904 mm。从降水的季节分配看，全年降水量主要集中在夏季，占全年降水量的 50–60%，秋季降水量高于春季，占全年降水的 20% 左右，而冬季降水最少，其空间分布特点与气温类似。

表 4-1 秦岭大熊猫主分布区近 40 年气候特点

气候指标	北坡			南坡				
	凤县	太白	周至	佛坪	留坝	洋县	城固	宁陕
年平均气温 /℃	11.5	7.9	13.7	11.8	11.5	14.5	14.3	12.3
7 月平均气温 /℃	22.6	19.2	26.6	22.2	22.1	25.8	25.5	23.2
1 月平均气温 /℃	-0.5	-4.3	0.0	0.8	0.3	2.3	2.3	0.7
春季平均气温 /℃	12.3	8.6	14.4	12.2	11.9	14.8	14.7	12.7
夏季平均气温 /℃	21.6	18.1	25.5	21.3	21.1	25.0	24.7	22.2
秋季平均气温 /℃	11.4	8.0	13.6	11.9	11.4	14.6	14.5	12.3
冬季平均气温 /℃	0.8	-3.0	1.5	1.9	1.5	3.5	3.5	2.0
年平均降水量 /mm	615.3	722.3	618.6	904.0	828.5	797.7	780.8	897.7
春季平均降水量 /mm	118.1	143.1	140.4	173.1	163.1	170.9	166.2	169.7
夏季平均降水量 /mm	319.7	359.4	254.6	457.2	412.0	355.9	356.9	443.3
秋季平均降水量 /mm	169.5	203.5	200.8	249.4	231.2	250.3	235.7	259.9
冬季平均降水量 /mm	8.0	16.2	22.8	24.3	22.2	20.6	22.1	24.8

由表 4-1 可以看出, 大熊猫分布区气候较为温和, 具有一定的空间分布规律, 即位于秦岭南坡的佛坪、宁陕、留坝、洋县、城固的气温和降水量高于北坡的凤县太白和周至, 这在一定程度上反映了秦岭南坡更加暖湿的气候条件, 这也使得秦岭南坡的植被更为丰富, 更适宜大熊猫可食竹的生长, 从而有利于大熊猫的生存。

秦岭大熊猫通常分布在海拔 1100-3000m 之间的海拔范围之间。分布区内地貌类型复杂, 主要由中山和亚高山组成, 在地质上属秦岭褶皱地带, 河谷深切, 河流众多, 呈不对称的树枝状分布。而且, 大熊猫随季节变化有垂直移动的现象, 这可能与大熊猫的攀笋习性有关(周世强和黄金燕, 2005)。秦岭大熊猫的夏居地在秦岭主脊南坡海拔 2200-2800m 的亚高山针叶林带 + 秦岭箭竹林, 冬居地在海拔 1400-1800m 的针阔混交林带 + 巴山木竹林, 1800-2200m 为大熊猫的过渡生境(图 4-2)。雍严格等(1994)研究指出, 佛坪保护区每年 10 月以后, 高海拔地区的秦岭箭竹开始卷缩, 高海拔秦岭箭竹林从此进入冬季, 而在海拔 1800m 以下地区的巴山木竹依然青翠, 大熊猫下移至冬居地, 主要取食巴山木竹。在海拔 1300m 栖息地的巴山木竹林, 每年从 4 月中旬开始长出新笋, 此时大熊猫向更低海拔移动取食, 再依竹笋分布的升高慢慢向上移动。6 月初, 巴山木竹竹笋木质化越来越高, 大熊猫便由巴山木竹林逐渐向秦岭箭竹林移动, 此时秦岭箭竹新笋已长到 20-40cm, 正好为移动上来的大熊猫食用。

从已有的研究结果可知, 大熊猫对地形中的坡向、坡度、坡位等要素均有一定的取向性, 通常

喜欢在坡向向阳、坡度较为平缓、坡位适中的坡面上栖息，因为这些因素不但影响大熊猫正常的活动范围，而且影响大熊猫的取食和饮水策略。从秦岭已有的老县城、佛坪、观音山、太白、周至 5 个大熊猫保护区调查研究结果发现，不管是大熊猫夏居地，还是冬居地，都基本遵循这一规律（表 4-2）。在坡向上，5 个保护区各个坡向分布比较接近，分布面积均为阳坡 > 阴坡 > 半阳半阴坡，相对而言，阳坡分布面积比例：老县城 > 佛坪 > 观音山 > 太白 > 周至，这是由于老县城、佛坪、观音山地处秦岭南坡，而太白大部分面积和周至地处秦岭北坡的缘故。在坡度上，三个保护区分布也

图 4-2 秦岭大熊猫典型生境



大熊猫粪便一

胡理乐 摄



大熊猫粪便二

胡理乐 摄



红外相机拍摄的野生大熊猫

胡理乐 提供



乔木层郁闭度



坡度



竹子盖度

比较相似, 0° - 20° 和 20° - 40° 两个坡度范围占了栖息地总面积的绝大部分, 40° 以上的栖息地面积很少分布, 总体不到栖息地总面积的 5%; 其中 0° - 20° 这个坡度范围所占的栖息地面积最大, 约占到 48.4%-64.3%, 达到了栖息地面积的一半以上, 在这个坡度范围内, 5 个保护区分布面积比例是老县城 > 佛坪 > 观音山 > 周至 > 太白, 说明老县城、佛坪、观音山在地势上要比周至、太白缓和的多, 即南坡比北坡缓和, 更有利于大熊猫栖息。在坡位上, 5 个保护区差异比较明显, 太白、周至和佛坪保护区不管是大熊猫的夏居地, 还是冬居地, 均以坡面的分布面积最多, 而在老县城和观音山保护区, 大熊猫的夏居地以坡面的分布面积最多, 冬居地却以沟谷的分布面积最多, 但总体来看, 随着海拔的上移, 沟谷系统的分布面积有所下降, 而栖息地坡面和山脊系统的分布面积相应的有所增加, 说明大熊猫在夏季主要以坡面栖息为主, 冬季则以沟谷和下坡面为主。

表 4-2 秦岭大熊猫不同保护区栖息地地形地貌特征

类型		海拔 阳坡	坡向 (%)			坡度 (%)			坡位 (%)		
			阴坡	半阳 半阴坡	0° - 20°	20° - 40°	> 40°	山脊	坡面	沟谷	
太白	夏居地	2400 ± 100	54.5	36.4	9.1	54.5	43.3	2.2	9.1	72.7	18.2
	冬居地	1600 ± 100	41.7	54.1	4.2	45.8	50	4.2	4.2	50	45.8
老县城	夏居地	2600 ± 100	55.8	37.4	6.8	64.3	33.1	2.6	10.2	57.4	32.4
	冬居地	1500 ± 100	65.4	31.4	3.2	52.6	42	5.4	6.1	43.3	50.6
观音山	夏居地	2400 ± 100	56.4	35.2	8.4	55.4	41.4	3.2	9.7	53.1	37.2
	冬居地	1500 ± 100	62.3	33.2	4.5	48.4	48.1	3.5	5.3	42.2	52.5
佛坪	夏居地	2600 ± 100	58.2	35.5	6.3	56.8	41.3	1.9	9.8	55.8	34.4
	冬居地	1400 ± 100	61.3	31.5	7.2	51.2	46.1	2.7	6.4	48.2	45.4
周至	夏居地	2400 ± 100	48.2	42.9	8.9	55.2	42.1	2.7	9.2	68.4	22.4
	冬居地	1500 ± 100	45.3	46.2	8.5	46.2	50	3.8	5.8	51.4	42.8

4.2 生物要素

从植被类型来说, 大熊猫喜欢活动于森林中, 其中在针叶林及针阔混交林植被型中大熊猫的活动频率最大, 阔叶林次之, 在灌丛及其他植被类型的活动频率很小 (胡锦涛, 2001; 申国珍等, 2004)。但随山系自然条件和大熊猫习性的不同, 各山系大熊猫活动的植被类型也有差异 (张泽钧和吴华, 2002)。在秦岭大熊猫栖息地植被类型的划分研究方面, 黄可等将秦岭太白山自然保护区的植被分为针叶林, 落叶阔叶林, 针阔叶混交林, 高山灌丛, 高山草甸 5 个植被类型 14 个群系; 傅志军 (1996) 将太白山植被划分为寒温性针叶林, 温性针叶林, 落叶阔叶林, 灌丛草甸和水生植物 6 个植被类型 5 个植被亚型 51 个主要群系; 沈茂才 (2001) 等通过对秦岭田峪河流域进行调查研究后, 将该区植被划分成 5 个类型 8 个群系; 车生泉等 (1999) 将秦岭石瓮山地区的植被划分为 3 个植被型组、

9个植被型、10个植被亚型、16个群系组和41个群系；杨兴中等（1997）通过对佛坪大熊猫夏季栖居地植物群落进行抽样调查后，将栖居地植物群落划分为3个群丛、6个亚群丛；长白山自然保护区管理局根据长白山大熊猫栖息地植被的调查结果，将该区植被分为针叶林植被型组、阔叶林植被型组、灌丛植被型组、草甸植被型组4个植被型组、8个植被型、10个植被亚型、13个群系组、41个群系。张锋锋（2008）将通过对秦岭太白山、老县城、观音山、佛坪和周至5个大熊猫自然保护区的植被调查，将其划分为4个植被型组、8个植被型、9个植被亚型、13个群系组、30个群系、35个群丛（表4-3）。

针叶林植被型组包括寒温性针叶林、温性针叶林和温性针阔叶混交林三个植被型，在群系上包括太白红杉林、巴山冷杉林、油松林、华山松林、油松-锐齿栎针阔叶混交林、华山松-锐齿栎针阔叶混交林、华山松-桦针阔叶混交林、华山松-针阔叶混交林及油松-针阔叶混交林9个群系，多分布在秦岭南北坡海拔1800-3500m的范围内，是大熊猫夏季主要的栖息场所。特点是组成植被群落物种较为丰富，主要是以松柏类针叶树为主的森林群落，乔、灌、草层次明显，其上层树种比较单纯，常仅一个树种占绝对优势。其中乔木粗壮高大，平均胸径19.4cm，高度20.8m，郁闭度在0.6-0.8之间，组成树种除了以上优势种外，还有伴生树种如铁杉（*Tsuga chinensis*）、云杉（*Picea asperata*）、青扦（*Picea wilsonii*）、侧柏（*Platycladus orientalis*）、牛皮桦（*Betula albo-sinensis* var. *septentrionalis*）、辽东栎（*Quercus wutaishanica*）等；灌木层以秦岭箭竹为优势，平均高度2.38m，基径0.77cm，密度在60-80株/hm²之间，分布面积约占栖息地总面积的36.2%，形成一个连续不断的下木层，其盖度随坡度、土壤状况和海拔高度的不同而发生变化，通常在海拔高度2400-2800m，土壤深厚的缓坡上，覆盖度最大，而在土薄而多石的陡坡和浓密林灌下，常常无竹子分布，其他灌木以太白杜鹃、高山绣线菊、悬钩子、秦岭木姜子、秦岭蔷薇等丛生灌木居多，平均高度1.7m，盖度变化范围较大，为20-70%；草本层发达，物种繁多，主要以藁草、蕨类、苔藓类为优势种，平均高度约为30cm，盖度80%以上。

阔叶林植被型组包括落叶阔叶林和竹林两个植被型，在群系上包括锐齿栎林、栓皮栎林、鹅耳枥林、湖北枫杨林、槭树-红桦-湖北枫杨林、山杨-槭树-漆树林、鹅耳枥-湖北枫杨-槭树林、山杨林、青杨林、红桦林、白桦林、巴山木竹林、秦岭箭竹林、龙头竹林14个群系，分布的海拔范围约为1200-2200m之间，是大熊猫冬季主要的活动区。和针叶林植被相比，组成阔叶林植被群落的物种更为复杂多样，整个栖息地的乔木层中约有70%的树种都集中在此群落中，构成群落的上层树种生态优势种群比较复杂，多形成多种阔叶树种的混交林。对于乔木而言，几乎都是冬季落叶的阳性落叶树种，多为栎、杨、桦、槭、榆、椴等，平均胸径17.3cm，高度15.4m，郁闭度在0.8-0.9之间；林下落叶灌木和小乔木丛生，并多有巴山木竹相间分布，木竹平均高度2.62m，基径0.92cm，密度在30-50株/hm²之间，分布面积约占栖息地总面积的21.4%，通常在林间空隙处长势良好，其他灌木和小乔木以陕甘花楸、榛子，栓翅卫矛、桦叶荚蒾、木姜子、美丽胡枝子等为主，平均高度6.8m，盖度30-70%；草本在上层木或者竹林密集分布的地方长势不好，只是在林间空隙处较为发达，附生和藤本植物不多，主要植物有藁草、芨芨草、莎草、蛇莓、赤麻等，平均高度20cm，覆

盖度 60%。此外，在此植被群落中还分布着以竹林为单优势种组成的天然纯林，即一种竹子组成一种群落，这种群落林冠整齐，竹林生长密集，覆盖度达 90% 以上，是大熊猫的主要食物来源。

灌木植被型组包括常绿革叶灌丛和落叶阔叶灌丛两个植被型，在群系上包括太白杜鹃、细枝绣线菊、峨眉蔷薇、陕甘花楸、秦岭小檗、胡枝子 6 个群系，前两个群系分布海拔较高，多见于 2400–3000 m 的高山地带，由耐寒冷的中生或早中生常绿或落叶灌木构成，与秦岭箭竹林交错生长，灌木平均高度 4.6 m，覆盖度 40–60%；后四个群系则多见于海拔 1200–1800 m 的中低山地带，由乔木层破坏后次生的阔叶灌木所组成，一般为次生性的过渡性群落，群落结构极不稳定，经一段时期可演化为森林群落，灌木平均高度 6.8 m，覆盖度 60%。由于此群落栖息地质量较差，大熊猫仅能利用这一群落很小部分。

草甸植被型组仅包括草甸一个植被型和禾叶蒿草草甸一个群系，这一群落分布面积很小，仅在海拔 2800m 以上的高海拔地带分布，多呈斑块状生于山顶或山脊的平缓地带，与灌丛或寒温性针叶林交错分布，主要以禾叶蒿草、圆穗蓼、纤细风毛菊等为优势种，草本平均高度 35cm，盖度 80%。大熊猫在该植被型中有偶尔活动的痕迹。

图 4-3 秦岭主要植被外貌特征



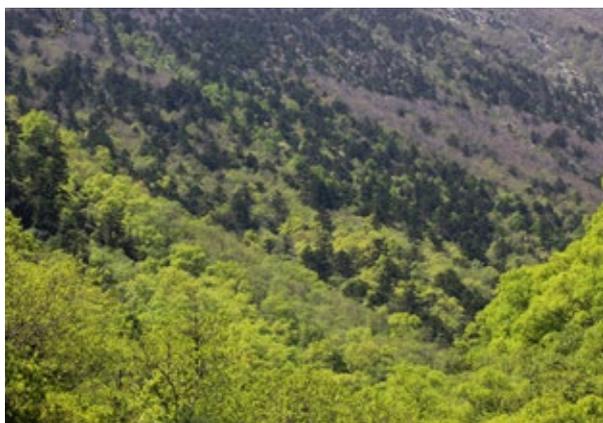
柞木林与灌木林

肖亮 摄



栎林

肖亮 摄



柞木林与冷杉林

胡理乐 摄



红杉、冷杉与草甸

胡理乐 摄

表 4-3 秦岭大熊猫栖息地植被类型

植被型组	植被型	植被亚型	群系组	群系	群丛	
针叶林	寒温性针叶林	寒温性落叶针叶林	落叶松林	太白红杉林	太白红杉 - 秦岭箭竹 + 高山绣线菊 - 塔藓	
		寒温性常绿针叶林	云杉、冷杉林	巴山冷杉林	巴山冷杉 - 秦岭箭竹 + 杜鹃 - 藁草群丛	
	温性针叶林	温性常绿针叶林	温性松林	油松林	油松 - 秦岭箭竹 + 五味子 - 藁草群丛 油松 - 巴山木竹 + 悬钩子 - 藁草群丛	
				华山松林	华山松 - 巴山木竹 + 秦岭木姜子 - 藁草群丛	
	温性针阔叶混交林 松、桦针阔叶混交林 松、阔杂针阔叶混交林	松、栎针阔叶混交林	华山松、锐齿栎针阔叶混交林	油松、锐齿栎针阔叶混交林	油松 + 锐齿栎 + 栓皮栎 - 秦岭蔷薇 + 卫矛 + 秦岭箭竹群丛	
				华山松 + 锐齿栎 + 栓皮栎 - 秦岭蔷薇 + 巴山木竹群丛		
				华山松 + 锐齿栎 + 槲栎 - 秦岭蔷薇 + 巴山木竹群丛		
		华山松、桦针阔叶混交林	华山松 + 红桦 - 秦岭蔷薇 + 秦岭箭竹 - 莎草群丛	华山松 + 白桦 - 秦岭箭竹 + 芡苳 - 莎草群丛		
				华山松 + 鹅耳枥 + 华榛 - 巴山木竹群丛		
		油松、阔杂针阔叶混交林	油松 + 湖北枫杨 + 华榛 - 秦岭箭竹群丛			
	阔叶林	落叶阔叶林	典型落叶阔叶林	栎林	锐齿栎林	锐齿栎 - 绣线菊 + 巴山木竹 - 索骨丹群丛
					栓皮栎林	栓皮栎 - 悬钩子 + 巴山木竹 - 藁草群丛
					鹅耳枥林	鹅耳枥 - 榛子 - 芡苳草群丛
落叶阔叶杂木林			湖北枫杨林	湖北枫杨 - 榛子 + 卫矛 - 藁草群丛		
			槭树、红桦、湖北枫杨林	槭树 + 红桦 + 湖北枫杨林 - 栓翅卫矛 - 赤麻群丛		
			山杨、槭树、漆树林	山杨 + 槭树 + 漆树 - 桦叶芡苳 - 升麻群丛		
山地杨桦林		山杨林	山杨林	山杨 - 秦岭箭竹 + 美丽胡枝子 - 藁草群丛		
			青杨林	青杨 - 峨眉蔷薇 + 巴山木竹 - 茜草群丛		
			红桦林	红桦 - 峨眉蔷薇 + 秦岭箭竹 - 假冷蕨群丛		
			白桦林	白桦 - 柳 - 蛇莓 + 蒿草群丛		
竹林		温性竹林	山地竹林	巴山竹林	巴山竹林纯林	
				亲临箭竹林	秦岭箭竹纯林	
				龙头竹林	龙头竹纯林	
灌丛	常绿革叶灌丛			太白杜鹃灌丛	太白杜鹃 - 假冷蕨群丛	
	落叶阔叶灌丛	寒温性落叶阔叶灌丛		细枝绣线菊灌丛	细枝绣线菊 - 蒿草群丛 细枝绣线菊 - 假冷蕨群丛	
				峨眉蔷薇灌丛	峨眉蔷薇 - 升麻群丛	
		温性落叶阔叶灌丛	山地中生落叶阔叶灌丛	陕甘花椒灌丛	陕甘花椒 - 藁草群丛	
				秦岭小檗灌丛	秦岭小檗 - 莎草群丛	
胡枝子灌丛	胡枝子 - 藁草群丛					
草甸	草甸（亚高山草甸）	高寒草甸	蒿草高寒草甸	禾叶蒿草草甸	禾叶蒿草 + 圆穗蓼群丛	

根据以往研究资料及本次野外调查，明确秦岭大熊猫主要栖息地内的大熊猫主食竹种有 3 属 5 种（表 4-4），可食竹分布面积约 2895.47 km²，其中秦岭箭竹和巴山木竹是秦岭地区大熊猫最主要的采食竹种。

表 4-4 秦岭大熊猫栖息地可食竹种类及分布

属名	竹种	分布海拔 /m	分布面积 /km ²
箭竹属 <i>Fargesia</i>	秦岭箭竹 <i>Fargesia qinlingensis</i>	880–3100	1273.22
	龙头竹 <i>Fargesia dracocephala</i>	1100–2300	333.62
	华西箭竹 <i>Fargesia nitida</i>	1050–2800	210.30
巴山木竹属 <i>Bashania</i>	巴山木竹 <i>Bashania fargesii</i>	800–2100	1057.86
箬竹属 <i>Indocalamus</i>	阔叶箬竹 <i>Indocalamus latifolius</i>	1200–1800	20.47
合计			2895.47

根据全国第三次大熊猫调查及相关资料，得用地理信息系统软件 ArcMap 绘制出研究区的大熊猫主食竹分布图（图 4-4），该图仅表示在调查范围内大熊猫主食竹分布的大致区域。

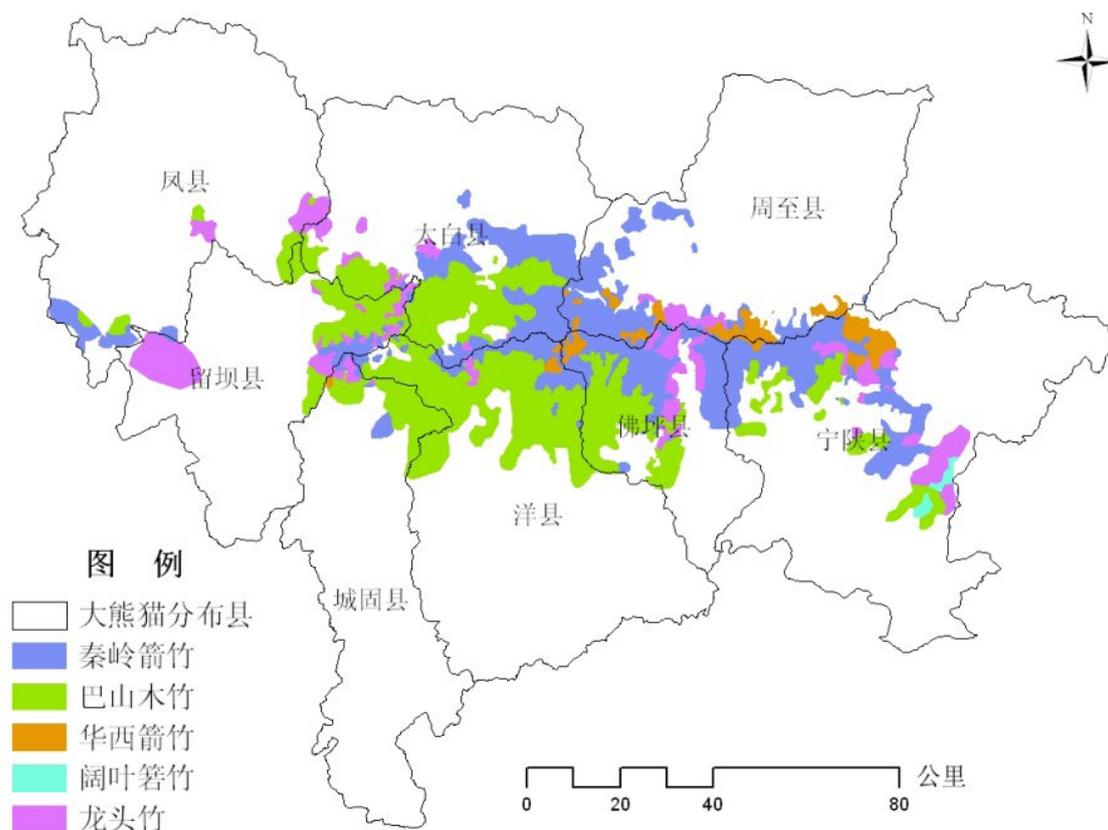


图 4-4 大熊猫可食竹分布图

在这些竹类中，秦岭箭竹是陕西秦岭大熊猫栖息地内的第一大竹种，也是秦岭中、高海拔地区分布的主要竹种，区域间分布没有明显差异，常成片连续分布，最低分布海拔为 880 m，最高分布

海拔可达 3100 m，主要分布于海拔 2000–2900 m 的中高山地段，在海拔 1200–3100 范围内秦岭南北坡各县均有分布。秦岭箭竹在当地被称为松花竹。就目前的资料来看，该种仅分布于秦岭地区，是秦岭地区大熊猫最重要的采食竹种之一。在海拔 1700–2000 m 的范围内该种与巴山木竹形成一个较狭窄的复合分布带。到了海拔 2200m 的地方就有了大面积的分布。海拔 2200–2800 m 的区间为秦岭箭竹生长最旺盛的地方，而当海拔超过 2800m 后，分布密度又开始下降。

其次是巴山木竹，巴山木竹集中分布于栖息地内海拔 800–1800 m 的山地，最高可到海拔 2340m。一般认为巴山木竹分布的北界在秦岭南坡，秦岭北坡分布极少，以佛坪、洋县和太白县分布最多，城固、留坝、宁陕及太白山自然保护区分布较少。常呈片状连续分布，生于沟谷及沟谷两侧坡面中下坡位的林下，在平缓、开阔的沟谷常密集生长。

龙头竹在海拔 1100–2300 m 范围内分布较多，栖息地内各县均有分布，但以佛坪县和周至自然保护区分布较多，其他地区较少。在佛坪呈片状连续分布。龙头竹的分布面积远小于巴山木竹和秦岭箭竹，常生于疏林下、林间空地或采伐地上。

华西箭竹主要分布于周至、佛坪和宁陕，尤其在秦岭主梁两侧分布较多。南北坡均有分布，生于海拔 1050–2800 m 的山坡林缘。

阔叶箬竹在栖息地内海拔 1200–1800 m 的范围内有分布，呈团块状不连续分布，一般每块面积在数十到数百平方米之间。主要分布于宁陕县平河梁一带。

从各竹种的垂直分布范围看，巴山木竹占据了栖息地的中低海拔区域；秦岭箭竹从海拔 900m 左右开始出现，一直分布到海拔 3000m 左右，主要分布于海拔 2000–2900m 的中高山地段，这两种竹子占据了陕西省大熊猫栖息地的绝大部分。龙头竹在佛坪、宁陕两县的中低海拔地段分布面积较大，与其他竹类共同构成了这一地段大熊猫的食物。由于陕西省的大熊猫栖息地基本上是连在一起的，并主要位于秦岭山脉中段的南坡，因此竹子垂直分布在不同区域间没有太大差异。但在秦岭中段的北坡（包括周至县以及太白山、老县城保护区）和太白山南坡太白林业局区域内的中低海拔，不但巴山木竹分布极少，其他竹类分布也不多，生长状况较差，这不但对大熊猫向北扩散形成障碍，也造成了种群间的隔离。

4.3 干扰要素

人类活动对大熊猫生境的影响分为两大类，即生境破坏与生境干扰。对生境产生破坏的人类活动主要包括砍伐、砍柴、道路、放牧、割竹挖笋、耕种、采矿等；而对生境产生干扰的人类活动主要包括打猎、旅游和养蜂等（Liu, 2001；冉江洪等，2004；周洁敏，2005；李纪宏和刘雪华，2005）。对生境有破坏的人类活动，会直接改变大熊猫生境的生态系统结构。其中，森林砍伐、砍柴等会改变乔木层的组成，而放牧、割竹挖笋等会改变竹林的结构，而道路、采矿等更会彻底改变生境的面貌，并对生境有隔离作用；对生境有影响但无明显破坏作用的人类活动，基本不会改变大熊猫生境的结构，但会使大熊猫暂时离开干扰发生的地方。在这些人类活动中，旅游对生境的影响

应该引起重视。例如，在旅游活动十分频繁的九寨沟自然保护区，很难寻觅到大熊猫的活动痕迹。

通过对研究区 1990 年和 2010 年两期土地利用类型进行分析（图 4-5），结果表明，1990 年总斑块数为 4797，而 2010 年增长至 4877，灌木林和疏林地斑块数急剧下降，而城镇建设用地斑块则增加近 36 倍，增加的城镇建设用地斑块一定程度上增加了有林地和中覆盖度草地斑块破碎化，致使研究区 2010 年整体生境破碎化度由 1990 年的 0.0943 增加到 0.0959（表 4-5）。

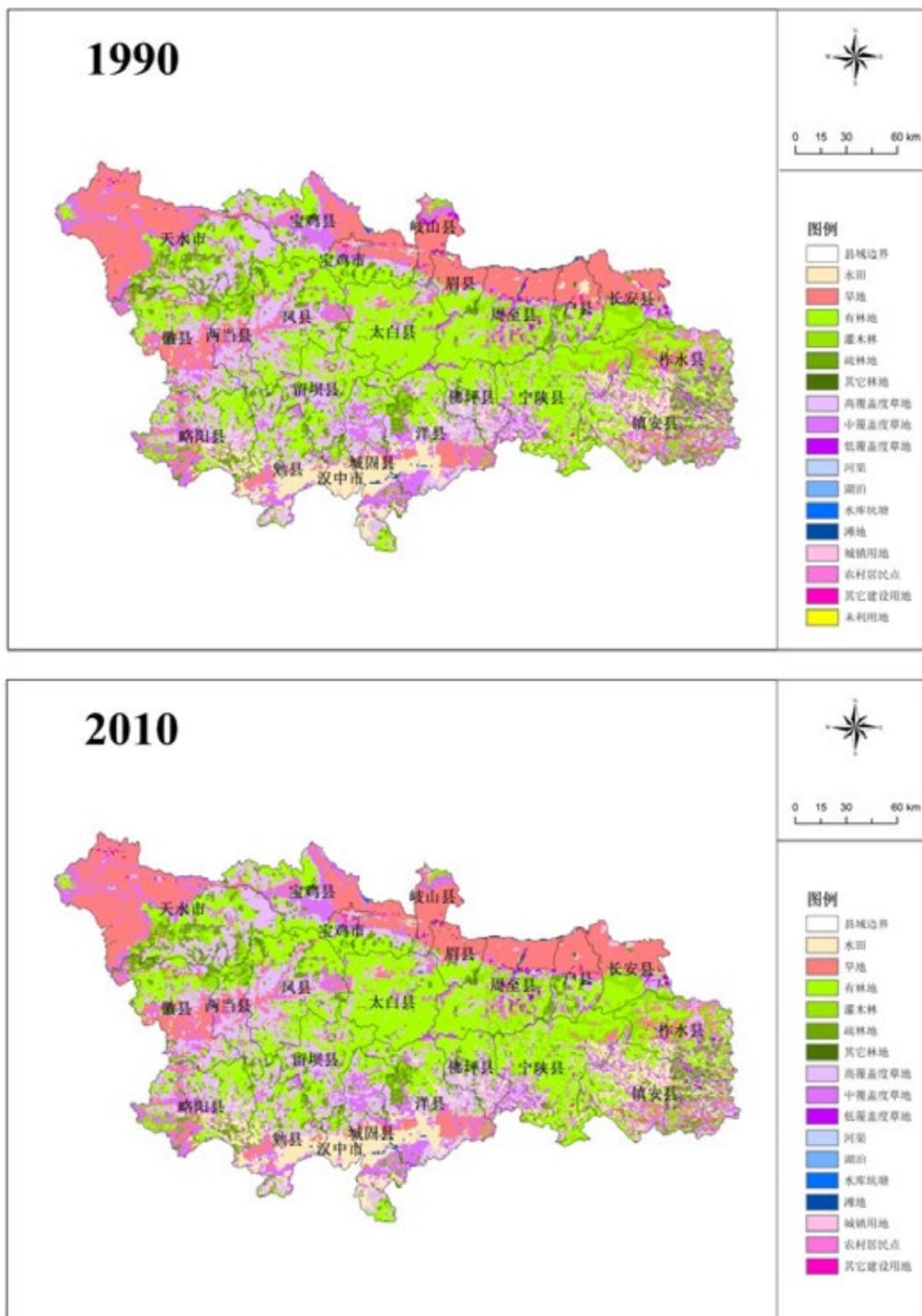


图 4-5 研究区不同时期土地利用类型

表 4-5 研究区不同时期景观属性

土地利用类型	1990 年		2010 年	
	斑块面积 (km ²)	斑块数	斑块面积 (km ²)	斑块数
水田	3651	349	3555	350
旱地	8883	516	8902	512
有林地	13271	339	13365	347
灌木林	3342	565	29	14
疏林地	4375	947	3354	576
其它林地	21	17	28	23
高覆盖度草地	10183	875	10131	871
中覆盖度草地	6497	885	6477	926
低覆盖度草地	354	157	291	137
河渠	48	25	51	25
湖泊	4	2	5	3
水库坑塘	10	3	15	6
滩地	79	36	75	40
城镇用地	78	26	4361	959
农村居民点	56	44	76	57
其它建设用地	21	10	160	31
未利用地	2	1	-	-
合计	50875	4797	50875	4877

此外，大熊猫栖息地还会受到自然干扰的影响，如：竹子开花、滑坡、火灾等。在自然干扰情况下，大熊猫自然保护区核心区、缓冲区和潜在区受干扰强度类似，几乎接近在一个水平上；而在人为干扰情况下，明显表现出潜在区 > 缓冲区 > 核心区的特点，这也是限制大熊猫在潜在区活动的主要原因之一。同时在这些干扰因子中，采伐、放牧、割竹挖笋以及采药是目前栖息地干扰强度最大的因子，尤其是在潜在区受干扰强度最大，栖息地生态环境和植被恢复面临重大的挑战。

5. 气候变化对大熊猫种群数量影响模拟

本研究采用生态位因子分析模型(ENFA, ecological niche factor analysis)和最大熵模型(MAXENT)对气候变化下秦岭大熊猫分布的潜在空间格局进行模拟。

ENFA 模型是研究物种地理分布的一种多变量分析模型,模型包含了 3 个重要概念:边际性、特殊性和耐受性,边际性反映了物种的最适生态位需求与整个研究区域生境因子状况的差异;特殊性系数描述物种对生境因子的选择幅度;耐受性反应了物种的分布范围。ENFA 的输入数据需要收集大熊猫活动痕迹点、生物地理因子和人为干扰因子。本研究拟采用 ENFA 模型来分析大熊猫的分布和地形、水源等生境要素的关系。

MAXENT 模型基本原理是为所有已知因素建立模型,而将未知因素排除在外,可对物种潜在分布进行预测。本研究采用 MAXENT 模型模拟气候因子和环境因子对大熊猫分布区的综合影响。

软件来源:

GIS 分析软件包 Biomapper 3 在其主页 (<http://www.unil.ch/biomapper/>) 下载,以运行 ENFA 模型。

MAXENT 软件在 MAXENT 主页下载 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/MaxEnt/>), 版本为 3.3.2 版。

GIS 软件采用 ArcGIS 9.3。

5.1 研究方法

5.1.1 ENFA 模型

ENFA 是研究物种地理分布的一种多变量分析模型,最大优势在于模型计算只需物种“出现点”数据,而不需要“非出现点”数据。ENFA 是建立在生态位概念的基础上,在多维空间上比较物种出现点的生境因子分布与研究区域的生境因子分布的差异性。

ENFA 在 Biomapper 3 中运行。首先确定 EGVs 间的相互关系,之后建立这些变量的组合,转化为数量相等的两类不相关因子(marginality 和 specialization),形成了计算生境适宜性的多维度环境梯度空间。第一个因子为边缘因子(marginality factor, MF),是物种分布的平均值与研究区域整体平均值的差异,研究物种的分布偏离整个研究区域平均值的程度,显示物种的分布格局,相对于整体环境,是属于极端或是接近平均状态。MF 定义了物种生态位的位置。其他因子为特化因子(specialization factor, SF),是研究区域环境梯度变异与物种分布变异的比值,反映出物种对于整体环境变动的忍受程度,显示物种在研究区域是广泛分布,还是特化于局部特定或稳定的栖息地中。SF 定义了物种生态位的宽度。因此,ENFA 就是通过比较整个研究区域(global distribution)与物种分布区域(species distribution)后将物种所占据的生态位数量化的过程(Hirzel, et al., 2002)。

在进行分析之前,环境因子筛选分别采用 bootstrap 和主成分分析法,其标准为选取无相关性的因子,且能最大程度反映物种分布状况。分别采用经筛选的环境因子和物种数据,其标准为选取无

相关性的因子，且能最大程度反映物种分布状况。最后，将 HS map (Habitat Suitability map) 导入 ArcGIS 以中国 1:400 万国界与省级界 (<http://sms.webmap.cn/>) 为地理底图，做进一步分析。对于模型的验证，使用 k-fold 交互验证评价模型的精确性 (robustness)，该方法将物种分布数据随机划分成 k 部分，每一次都使用 k-1 部分校正模型，剩余一部分则用来验证模型，反复重复 k 次，之后生成 P/E 曲线判断模型。采用 AUC 值来分析模型模拟的拟合度。

5.1.2 MAXENT 模型

将大熊猫分布点数据和环境变量数据分别导入 MAXENT 的“Samples”和“Environmental layers”，随机选取 75% 的大熊猫分布点数据作为训练集 (Training data)，用于建立模型，剩下 25% 的大熊猫分布点数据作为测试集 (Test data) 用于模型验证。输出结果为大熊猫在秦岭地区分布适生指数值 0~1 之间的连续栅格数据，将结果导入 ArcGIS 9.3 后，与中国秦岭地区行政区划图叠加，得到大熊猫在秦岭地区的适生范围和适生程度预测分布图。

采用 AUC 值来分析模型模拟的拟合度。

5.1.3 空缺分析 (GAP)

自然保护区是大熊猫的天然庇护所，是众多野生动物的理想家园。国内外实践证明，建立自然保护区是实现物种保护目标最有效的途径之一。GAP 分析 (Geographic approach to protection of biodiversity)，即生物多样性保护规划的地理学方法，是一种快速、有效的较大尺度区域生物多样性保护评估手段 (杨沅志等，2008)。GAP 分析的基本过程就是把所要考查的物种和植被类型的分布与保护区分布进行比较。首先绘制植物群落分布图，然后模拟物种分布。在 GAP 分析中植被和物种分布图与保护现状图结合起来，就可以很好地显示植物群落和物种在现有的保护区网中的分布，那些既不适应人为环境，也没有在保护区内得到充分表现的物种和植被类型就被认为是“保护空缺” (GAP)，或者说它们是非常脆弱的。这样，这些区域就是下一步保护工作的重点。在这些区域进一步退化之前，人们可以通过建立新的保护区或改变土地管理方式来填充这些空缺，使生物多样性得到有效保护。本研究中 GAP 分析的基本过程就是把大熊猫气候适宜生境的分布与保护区分布进行比较，那些受气候变化影响容易退化的适宜生境，却没有在保护区内得到充分保护的区域就被认为是 GAP，或者说它们是非常脆弱的，这些区域是下一步保护工作的重点。

5.1.4 数据来源与处理

模型需要使用的生物参数和环境参数从实际调查数据和以往研究资料中获取，生物气候变量可以从气候模型模拟结果中获得。为确保模型模拟结果的准确性，采用已知物种的实际分布数据进行模型校验；利用 AUC 值和 Kappa 值判断模型模拟结果的准确性，并利用专家经验知识判断选取合适的栖息地潜在分布结果。

大熊猫地理分布数据：来源于第三次大熊猫全国调查，共 244 个大熊猫分布点。根据 MAXENT 软件要求，将大熊猫 244 个实际分布点按物种名、分布点经度和纬度顺序生成后缀为 .csv 格式的文件。

基础地理数据：1:400 万的中国国界和省界信息，1:10 万道路数据，均从国家基础地理信息系统 (<http://nfgis.nsd.gov.cn/>) 下载获得，数据版本为 2005 年；土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心解译的秦岭地区 2005 年土地覆被 / 利用变化数据。

气象数据：来源于中国气象科学数据共享服务网 (<http://cdc.cma.gov.cn/>)。

本研究 ENFA 模型采用主要影响大熊猫分布的 19 个生物气候变量，年均温、昼夜温差月均值、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最热月最高温、最冷月最低温、年温变化范围、最湿季度平均温度、最干季度平均温度、最暖季度平均温度、最冷季度平均温度、年平均降水、最湿月份降水、最干月份降水、降水变化方差、最湿季度降水、最干季度降水、最暖季度降水、最冷季度降水。

表 5-1 各环境变量因子

编号	生物气象含义
BIO1	年均温 (Annual Mean Temperature)
BIO2	昼夜温差月均值 Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
BIO3	昼夜温差与年温差的比值 Isothermality (BIO2/BIO7) * 100
BIO4	温度变化方差 Temperature Seasonality (standard deviation *100)
BIO5	最热月份最高温 Max Temperature of Warmest Month
BIO6	最冷月份最低温 Min Temperature of Coldest Month
BIO7	年温变化范围 Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)
BIO8	最湿季度平均温度 Mean Temperature of Wettest Quarter
BIO9	最干季度平均温度 Mean Temperature of Driest Quarter
BIO10	最暖季度平均温度 Mean Temperature of Warmest Quarter
BIO11	最冷季度平均温度 Mean Temperature of Coldest Quarter
BIO12	年平均降水 Annual Precipitation
BIO13	最湿月份降水 Precipitation of Wettest Month
BIO14	最干月份降水 Precipitation of Driest Month
BIO15	降水变化方差 Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)
BIO16	最湿季度降水 Precipitation of Wettest Quarter
BIO17	最干季度降水 Precipitation of Driest Quarter
BIO18	最暖季度降水 Precipitation of Warmest Quarter
BIO19	最冷季度降水 Precipitation of Coldest Quarter

MAXENT 模型采用主要影响大熊猫分布的 12 个生物气候变量 (表 5-2)，年平均温度、1 月最

低温度、7月最低温度、最热月最高温度、最冷月最低温度、1月最高温度、7月最高温度、最干燥月降水量、最湿润月降水量、年降水量、1月降水量、7月降水量。此外，还包括植被类型、土地利用类型和DEM，其中DEM的数据分辨率为1km。

表 5-2 各环境变量因子

编号	生物气象含义
mp45bi501	年平均温度
mp45tn501	1月最低温度
mp45tn507	7月最低温度
mp45bi505	最热月最高温度
mp45bi506	最冷月最低温度
mp45tx501	1月最高温度
mp45tx507	7月最高温度
mp45bi5014	最干燥月降水量
mp45bi5013	最湿润月降水量
mp45bi5012	年降水量
mp45pr501	1月降水量
mp45pr507	7月降水量
Vegetation type	植被类型
DEM	海拔高度
LUCC	土地利用类型

5.2 结果分析

依据环境条件数据，预测得到大熊猫在秦岭地区适生范围与程度。适生值越高，代表大熊猫在该环境条件下适生程度越高，依据相关研究（杨瑞等，2008）将其适生区划分为5个等级（表5-3）。

表 5-3 大熊猫适生性评价标准

适生区划分	适生指数范围
非适生区	适生指数 ≤ 0.1
低适生区	$0.1 < \text{适生指数} \leq 0.2$
边缘适生区	$0.2 < \text{适生指数} \leq 0.4$
适生区	$0.4 < \text{适生指数} \leq 0.6$
高适生区	适生指数 > 0.6

5.2.1 ENFA 模型结果分析

通过采用 bootstrap 和主成分分析法，筛选出 8 个主要的环境因子（表 5-4），对于大熊猫适生区分布的解释率约为 98.9%，选用这 8 个主要的环境因子重新模拟。

表 5-4 PCA 分析结果

环境因子	贡献率 (%)	累计贡献率 (%)
年均温 (bio1)	69.0	69.0
年平均降水 (bio12)	10.4	79.4
降水变化方差 (bio15)	3.0	82.4
昼夜温差月均温 (bio2)	6.9	89.3
昼夜温差与年温差的比值 (bio3)	4.7	94.0
温度变化方差 (bio4)	2.3	96.3
最热月份最高温 (bio5)	1.7	98.0
最湿季度平均温度 (bio8)	0.9	98.9

通过 MacArthur's broken stick 方法 (Hirzuel et al., 2002)，确定使用 8 个 ($\geq 5\%$) 因子 (包括 1 个 marginality 因子和 7 个 specialization 因子)，建立 HS model，得到大熊猫适生区分布图 (图 5-1)。

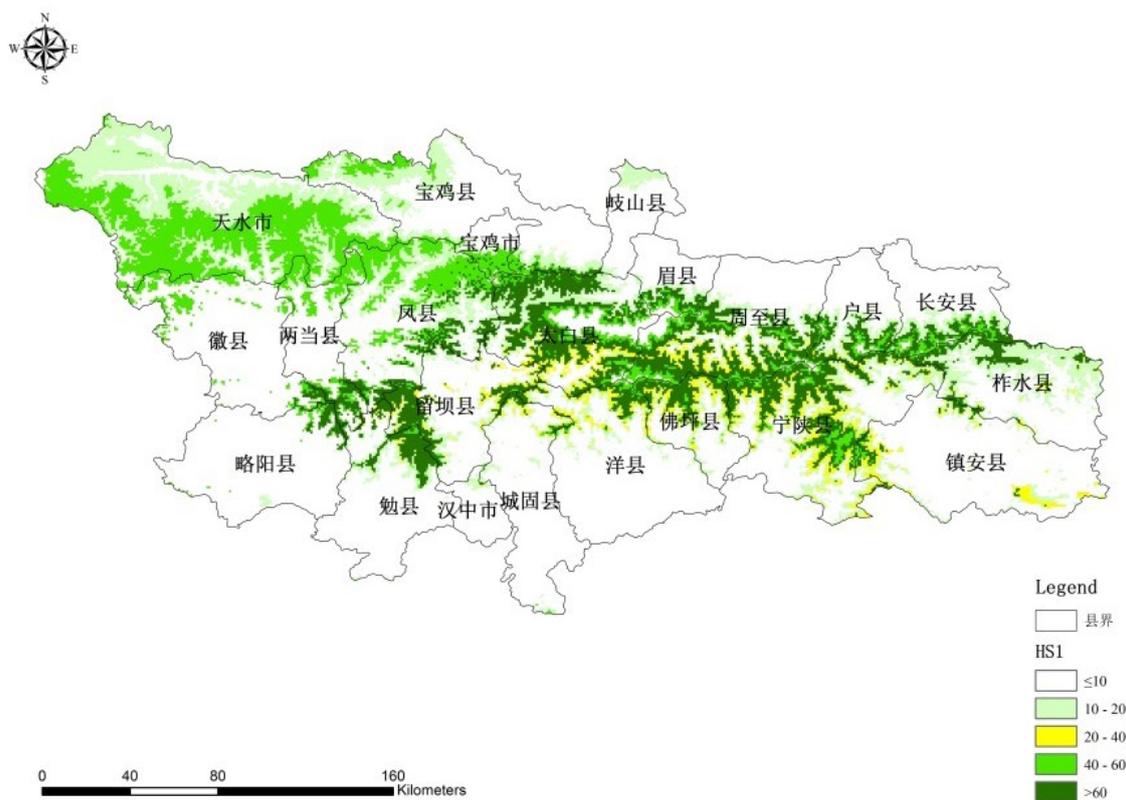


图 5-1 大熊猫的适生分布区

总的来说，大熊猫的分布适生区与整体环境不同，且特化于局部稳定环境中，对环境变化的忍受程度低（ $\text{marginality}=1.484$ ， $\text{tolerance}=1/\text{specialization}=0.148$ ）。

结合识别出的影响大熊猫适生区分布的 8 个主要环境因子（年均温、年平均降水、降水变化方差、昼夜温差月均温、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最热月份最高温、最湿季度平均温度），得出大熊猫适生区分布范围的主要环境因子状况为：年均温 6.5–8.9℃、年平均降水 530–1115 mm、降水变化方差 6–7.9、昼夜温差月均温 6.7–9.9℃、昼夜温差与年温差的比值 0.2–0.3、温度变化方差小于 81、最热月份最高温度小于 25℃、最湿季度平均温度 15–18℃。

表 5-5 大熊猫不同适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)
非适生区	29987
低适生区	8258
边缘适生区	1485
适生区	5717
高适生区	5426

由图 5-1 可知，大熊猫的适生区主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县的大部分，勉县的北部，凤县、户县和长安县的南部，留坝县的西部；此外，天水市大部分以及宝鸡县的小部分也分布着大熊猫的适生区。经统计，研究区内大熊猫的高适生区和适生区总面积为 11143km²。秦岭大熊猫边缘适生区主要沿适生区边缘分布，边缘适生区主要分布在太白县、周至县、洋县、佛坪县、宁陕县和镇安县的交界处，面积约为 1485 km²。

5.2.2 MAXENT 模型结果分析

5.2.2.1 2030s 大熊猫分布范围预测

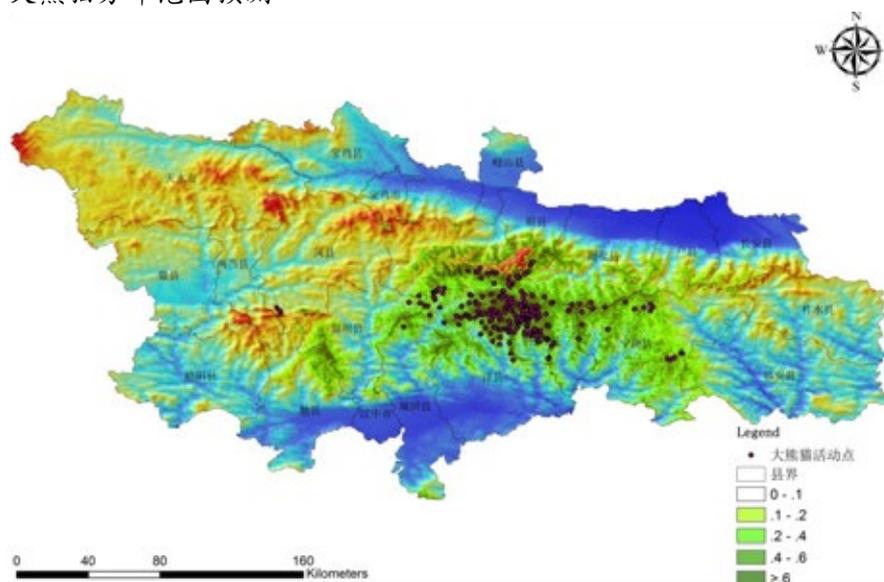


图 5-2 2030s 大熊猫分布预测

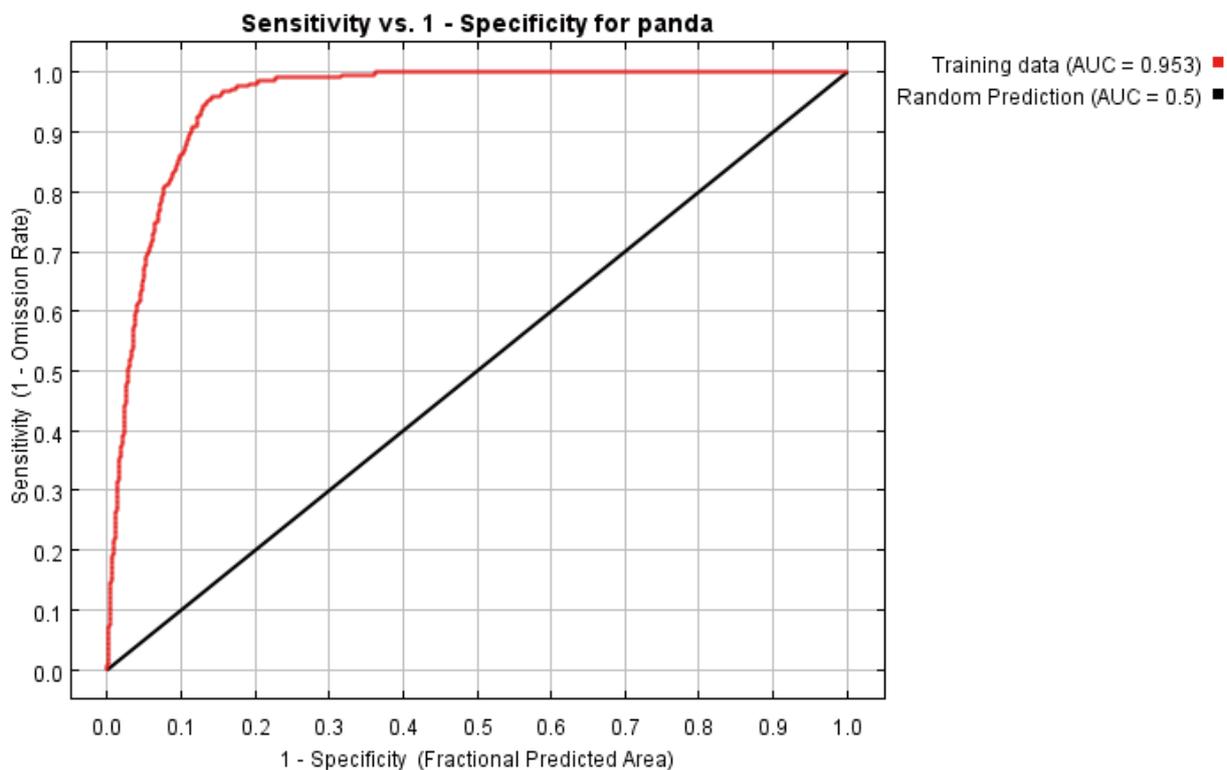


图 5-3 2030s 大熊猫分布预测 AUC 值

从图 5-2 可知，2030 年西部凤县大熊猫小种群会向南部留坝县和勉县迁移，北部太白山大熊猫种群有向宝鸡县、凤县山区迁移趋势。东部大熊猫种群有向户县、长安县迁移趋势。南部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

由图 5-3 可知，训练集 AUC 值为 0.953，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的西部，其中，太白县、眉县、周至、留坝县、城固、洋县、佛坪县、宁陕 8 个县区是秦岭大熊猫分布的高适生区，面积约为 1095km²。

表 5-6 2030s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)
非适生区	41825
低适生区	1804
边缘适生区	3329
适生区	2820
高适生区	1095

表 5-7 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
mp45bi5013	32.9	36
mp45bi5012	27.8	0
mp45tx501	13.5	33
zhibeixing	6.1	0.5
mp45bi5014	5.7	1.8
dem	4.5	0.4
mp45tn507	2.6	7
mp45tx507	2.2	0.2
mp45bi506	2.1	0.2
mp45bi501	0.8	10.5
mp45bi505	0.7	3.7
mp45pr501	0.5	5.9
mp45pr507	0.4	0.3
lucc	0.2	0.4
mp45tn501	0.1	0

最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献 32.9%、27.8%、13.5%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

5.2.2.2 2050s 大熊猫分布范围预测

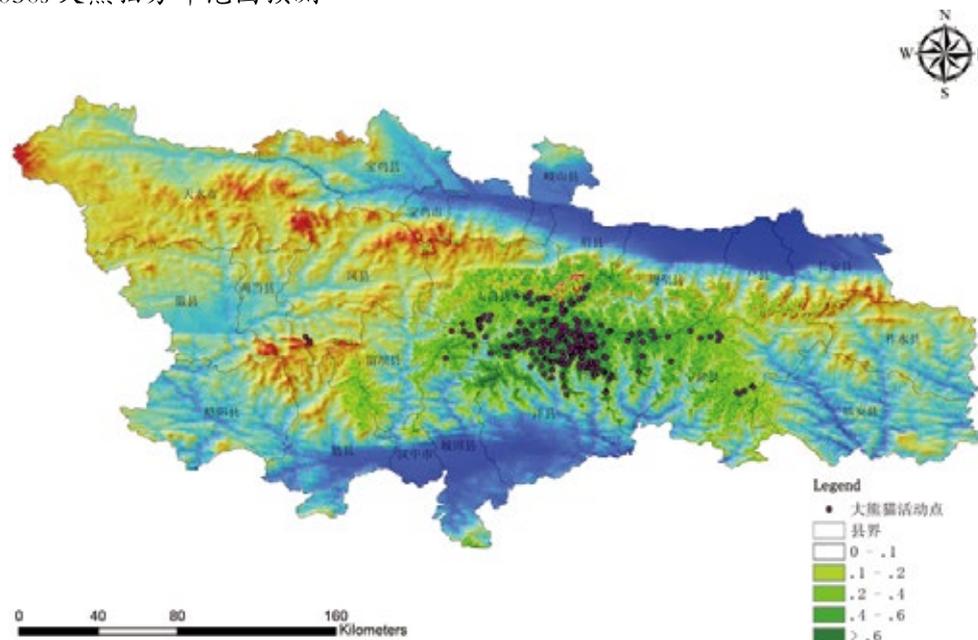


图 5-4 2050s 大熊猫分布预测

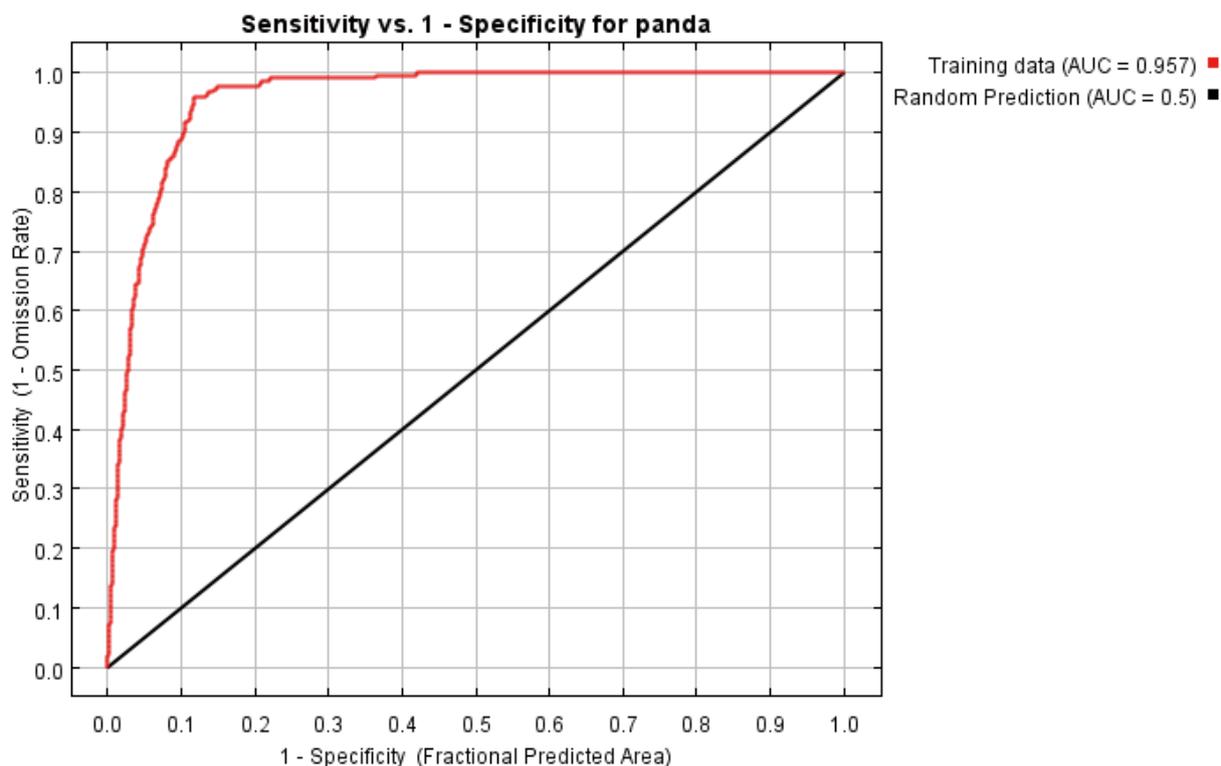


图 5-5 2050s 大熊猫分布预测 AUC 值

从图 5-4 可知，2050s 西部凤县大熊猫小种群会向南部留坝县和勉县迁移，北部太白山大熊猫种群有向宝鸡县、凤县山区迁移趋势。东部大熊猫种群有向户县、长安县迁移趋势。南部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

由图 5-5 可知，训练集 AUC 值为 0.957，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的西部，其中，太白县、眉县、周至、留坝县、城固、洋县、佛坪县、宁陕等 8 个县是秦岭大熊猫分布的高适生区，面积约为 1393km²。大熊猫高适生区与适生区总面积减少，非适生区和低适生区面积增大。

表 5-8 2050s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)
非适生区	42342
低适生区	1820
边缘适生区	3256
适生区	2462
高适生区	993

表 5-9 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
mp45bi5013	42.5	12.7
mp45bi5012	22.7	0.6
mp45tx501	16	40.6
zhibeixing	7.5	1
mp45bi5014	3.6	0
dem	2	13.9
mp45tn507	1.6	1.1
mp45tx507	1.2	0.2
mp45bi506	1	1.7
mp45bi501	0.7	16.1
mp45bi505	0.4	0.1
mp45pr501	0.4	3.3
mp45pr507	0.2	8.4
lucc	0.1	0.3
mp45tn501	0.1	0.1

最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献 42.5%、22.7%、16%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

5.2.2.3 2080s 大熊猫分布范围预测

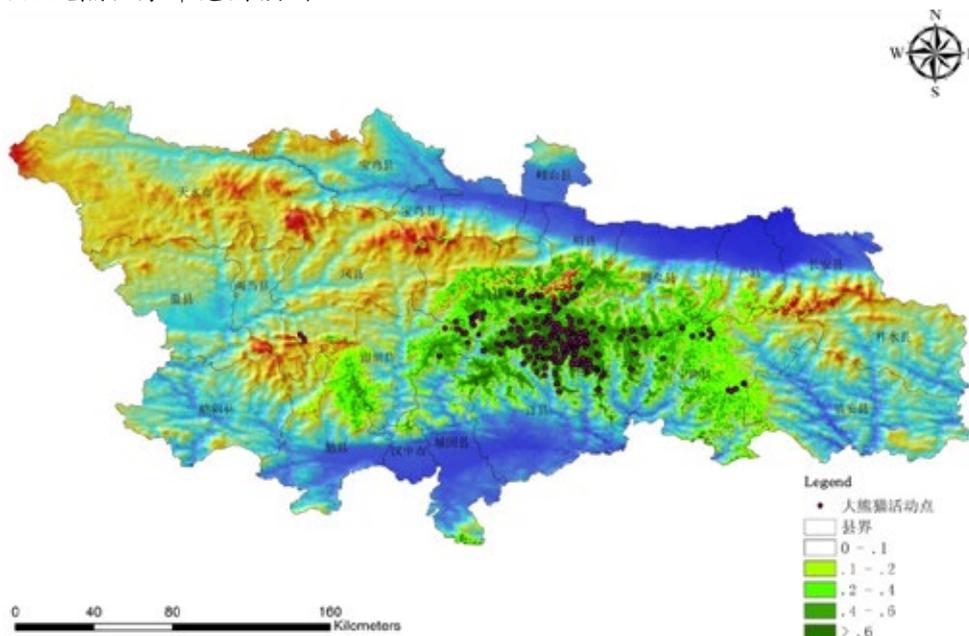


图 5-6 2080s 大熊猫分布预测

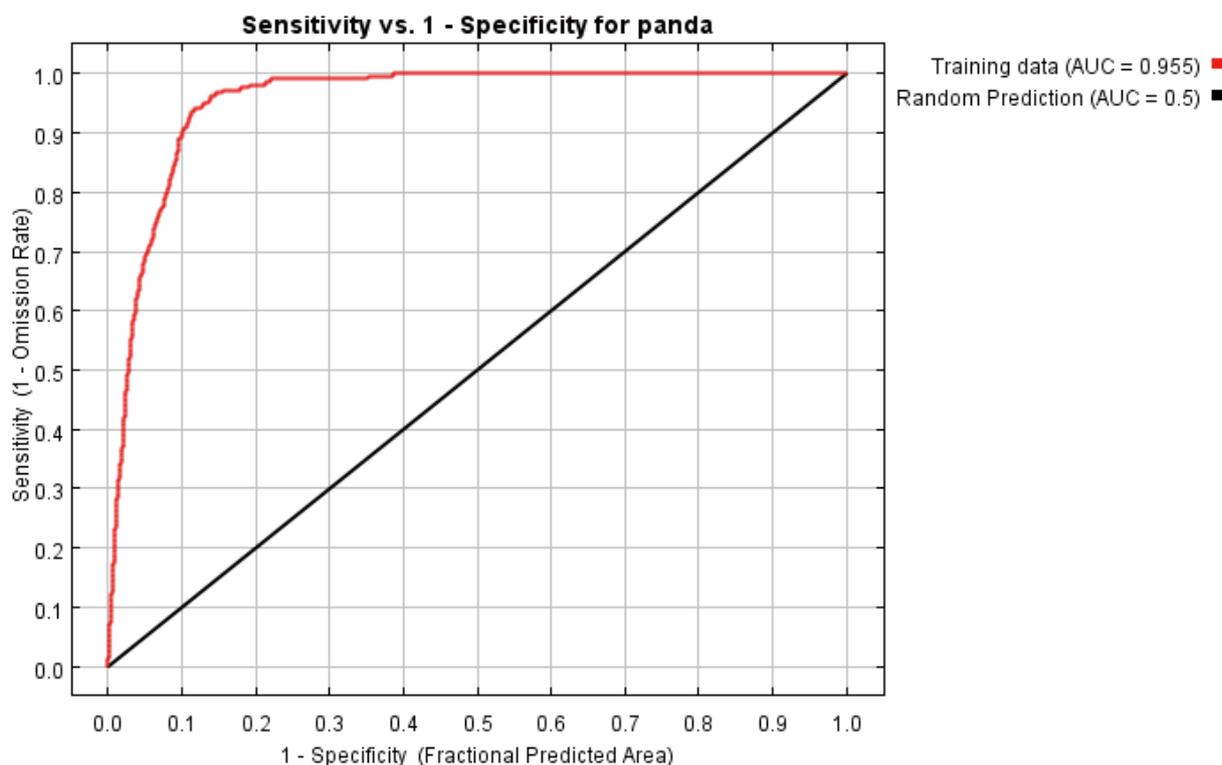


图 5-7 2080s 大熊猫分布预测 AUC 值

从图 5-6 可知，2080s 西部凤县大熊猫小种群向南部留坝县和勉县迁移趋势加强，北部太白山大熊猫种群有向宝鸡县、凤县山区迁移趋势，但趋势并未加强。东部大熊猫种群向户县、长安县迁移趋势加强。南部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

由图 5-7 可知，训练集 AUC 值为 0.955，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的西部，其中，大熊猫高适生区面积约为 1517 km²，适生区面积为 3815 km²，边缘适生区面积为 4439 km²，低适生区面积为 2441 km²。

表 5-10 2080s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)
非适生区	42190
低适生区	1736
边缘适生区	3156
适生区	2712
高适生区	1079

表 5-11 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
mp45pr707	32.2	6.3
mp45bi7012	28.8	0.2
mp45tx701	17.7	40.2
mp45bi7014	6.7	0.9
zhibeixing	4.5	1.5
mp45tn707	2.9	0.7
mp45bi706	2	0.9
mp45bi701	1.8	9.7
mp45bi7013	1.4	20.5
mp45pr701	0.8	2.9
dem	0.7	14
mp45tx707	0.2	0.8
lucc	0.2	0.2
mp45bi705	0.1	1.1
mp45tn701	0	0.2

最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献 32.2%、28.8%、17.7%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：最湿润月降水量年降水量、1月最高温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

由图 5-8 可知，2030s-2080s，秦岭地区大熊猫边缘适生区面积呈持续下降趋势，适生区和高适生区面积先呈下降趋势，后 2080s 呈现增加趋势。不同适生区类型面积总和呈现总体下降趋势。

表 5-12 不同适生区类型面积 (km²)

适生区类型	2030s	2050s	2080s
低适生区	1804	1820	1736
边缘适生区	3329	3256	3156
适生区	2820	2462	2712
高适生区	1095	993	1079
总和	9048	8531	8683

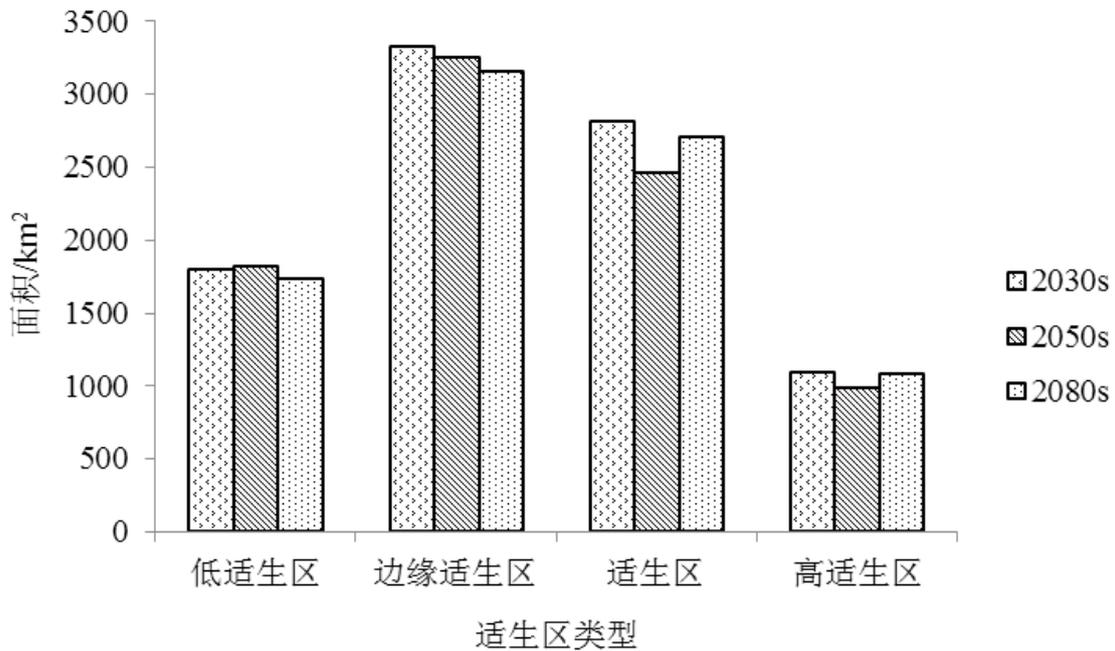


图 5-8 不同适生区类型面积

5.2.3 ENFA 模型与 MAXENT 模型分析结果比较

由两个模型的分析结果可知，利用 ENFA 模型和 MAXENT 模型模拟的大熊猫适生区结果空间分布存在差异，其中最大区别为天水分布区。ENFA 模型认为该区域是大熊猫的适生区，而 MAXENT 模型则认为该区域不是大熊猫的适生区，这主要是由于 ENFA 模型计算的是大熊猫的适生区，根据已有的环境因子可计算出该区为大熊猫的适生区。而 MAXENT 模型是对大熊猫的生境随环境因子变化而发生潜在变化的预测，该模型认为大熊猫迁移到天水这么远的距离的概率几乎为 0。其他两个模型模拟出的大熊猫适生区总体看来还比较一致，主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县。

其次，两个模型模拟出的不同适生区的面积也有所不同。由表 5-4 和表 5-5、5-7、5-9 可知，ENFA 计算出的大熊猫高适生区和适生区面积明显大于 MAXENT 模型模拟结果，非适生区和边缘适生区面积要远远小于 MAXENT 模型模拟结果。

此外，两个模型识别的影响大熊猫适生区分布的主要环境因子有所不同。ENFA 模型认为影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为年均温、年平均降水、降水变化方差、昼夜温差月均温、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最湿季度平均温度以及最热月份最高温；MAXENT 模型计算出最湿润月降水量、年降水量、1 月最高温度 3 个环境因子是影响未来气候变化下大熊猫潜在分布区变化的主要环境因子。

5.2.4 气候变化条件下大熊猫生境 GAP 分析

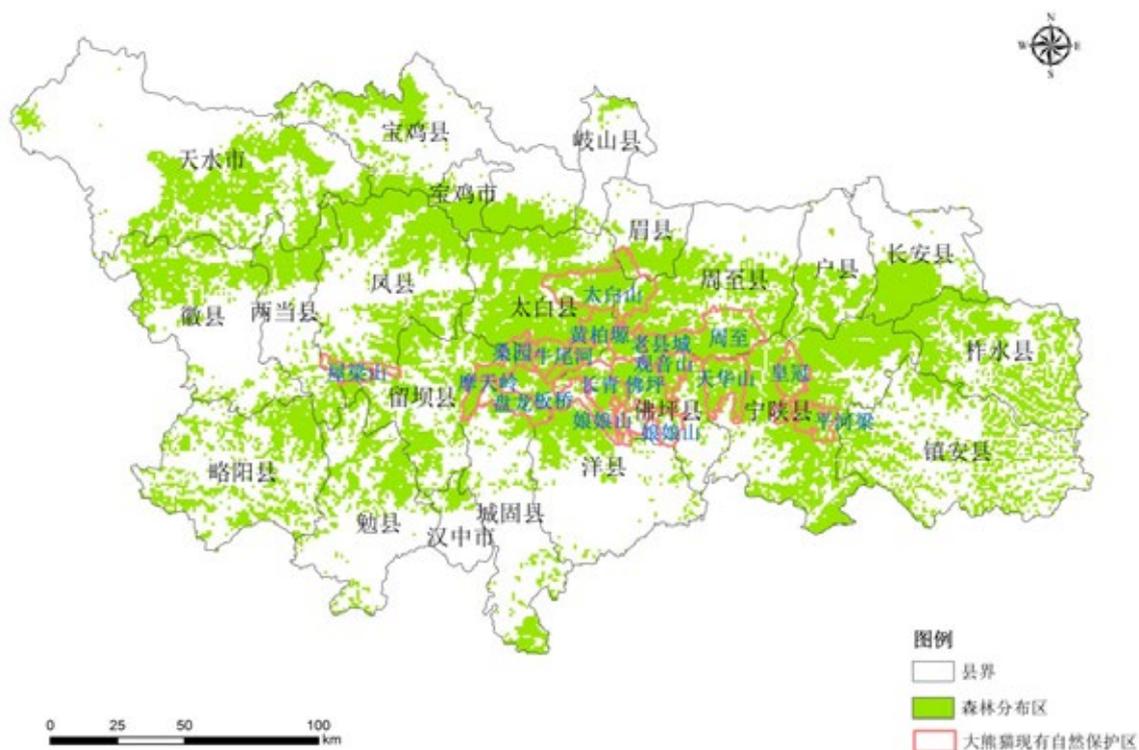
现有生境保护网络空缺

从 1965 年陕西省建立第一个国家级自然保护区—太白山自然保护区开始，研究区至今相继建

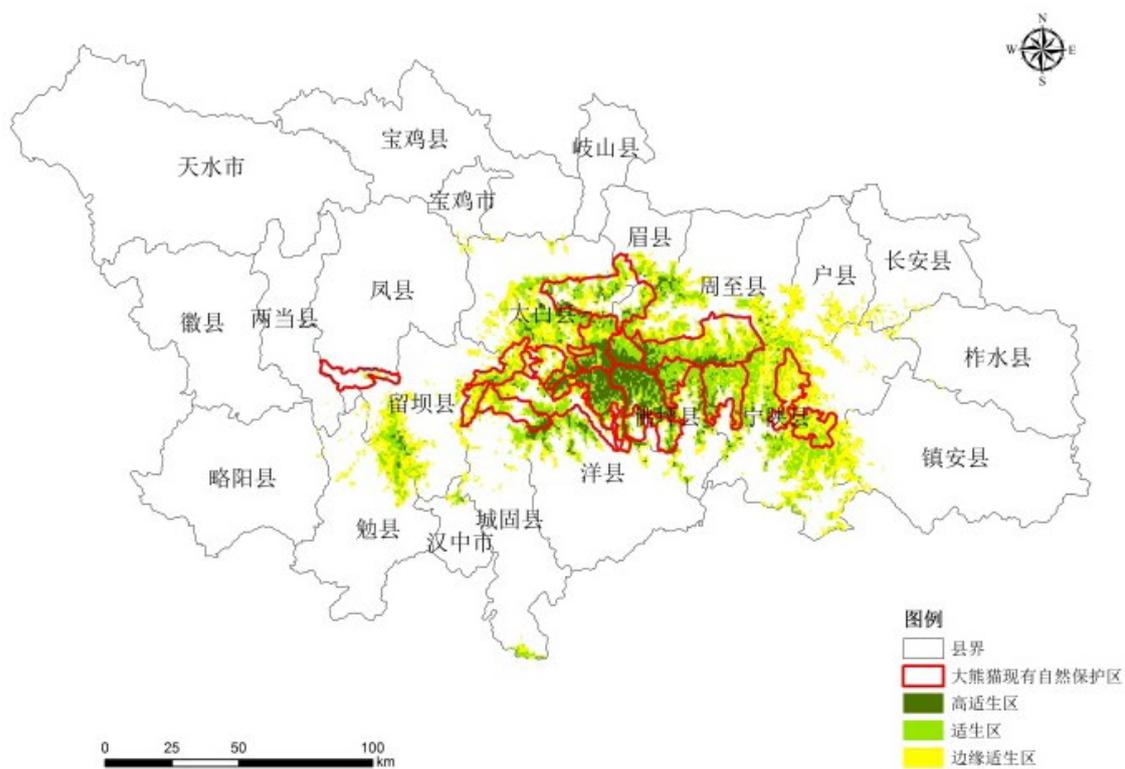
立了以保护大熊猫及其栖息地为主的自然保护区 18 个，总面积 4200 km²（表 5-13）。其中国家级保护区 4 个，分别是佛坪、长青、太白山和周至国家级自然保护区，总面积 1718 km²；省级保护区 14 个，总面积 2482 km²。国家级和省级自然保护区面积占秦岭大熊猫栖息地和潜在栖息地面积的 70.8%，初步形成了针对秦岭大熊猫及其栖息地和其他珍稀野生动植物保护的自然保护区网络体系。将约 80% 的秦岭大熊猫纳入了有效保护范围（冯利国，2008）。

表 5-13 研究区大熊猫自然保护区体系

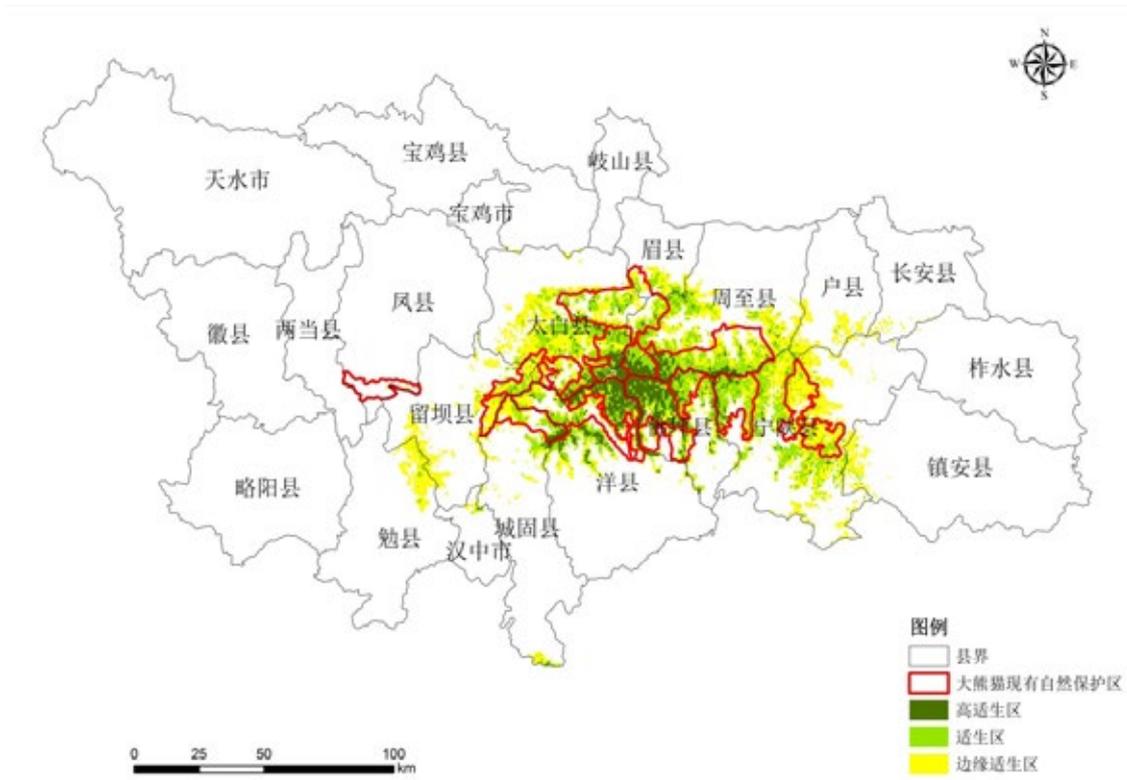
自然保护区名称	面积 /km ²				地点	主管部门
	合计	核心区	缓冲区	实验区		
佛坪国家级自然保护区	292.40	103.26	51.41	137.73	佛坪县	国家林业局
长青国家级自然保护区	299.06	110.00	34.09	154.97	洋县	陕西省林业厅
太白山国家级自然保护区	563.25	227.08	31.75	304.42	太白、周至、眉县	陕西省林业厅
周至国家级自然保护区	563.93	237.78	97.46	228.69	周至县	西安市林业局
国家级小计	1718.64	67.12	214.71	825.81		
周至老县城自然保护区	126.11	36.59	33.87	55.65	周至县	周至县林业局
屋梁山自然保护区	137.00	30.62	43.26	63.12	凤县	凤县林业局
桑园自然保护区	138.06	47.80	45.62	44.64	留坝县	留坝县林业局
摩天岭自然保护区	85.20	28.04	25.10	32.06	留坝县	省属汉西林业局
观音山自然保护区	135.34	42.74	37.93	54.67	佛坪县	省属龙草坪林业局
天华山自然保护区	254.85	70.23	54.11	130.51	宁陕县	省属宁西林业局
宁陕自然保护区	158.82	26.92	18.44	113.46	宁陕县	宁陕县林业局
板桥自然保护区	361.30	77.28	113.24	170.78	洋县	洋县林业局
黄柏塬自然保护区	254.09	47.40	126.63	80.06	太白县	省属太白林业局
娘娘山自然保护区	211.55	47.28	46.71	117.56	佛坪县	佛坪县林业局
牛尾河自然保护区	134.92	22.46	50.63	61.83	太白县	太白县林业局
盘龙自然保护区	188.44	56.60	83.85	47.99	城固县	城固县林业局
平河梁自然保护区	172.75	52.52	62.53	57.70	宁陕县	省属宁东林业局
皇冠自然保护区	123.72	37.24	22.56	63.92	宁陕县	宁陕县林业局
省计小计	2482.15	623.72	764.48	1093.95		
总计	4200.79	690.84	979.19	1919.76		



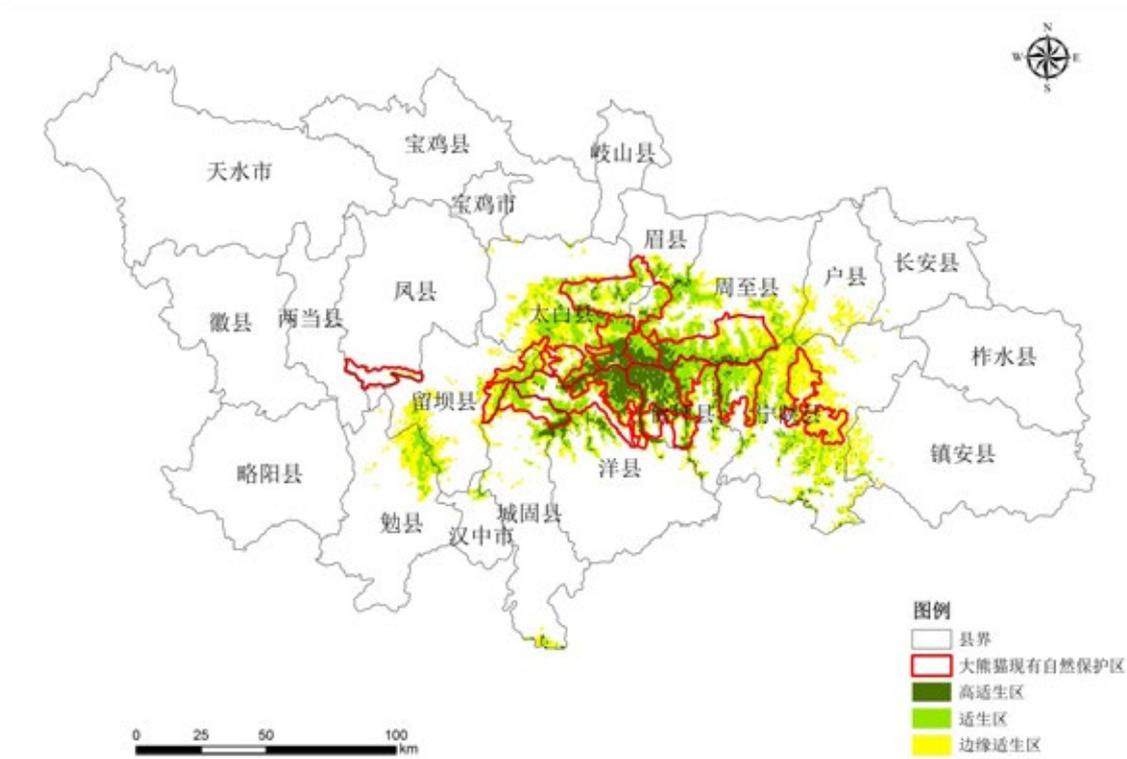
(A) 保护区与森林现状分布



(B) MAXENT 模型 2030s 大熊猫生境与保护区分布



(C) MAXENT 模型 2050s 大熊猫生境与保护区分布



(D) MAXENT 模型 2080s 大熊猫生境与保护区分布

图 5-9 秦岭大熊猫生境保护网络与大熊猫生境叠加图

由图 5-9 和表 5-13 可以看出, 目前研究区所建立的 18 个大熊猫自然保护区主要集中在秦岭主梁南北两侧的大熊猫栖息地。在 IPCC A1B 情景下, 到 2030s, 目前的自然保护区设置仅能保护 74.89% 的大熊猫高适生区, 48.94% 的大熊猫适生区, 29.53% 的边缘适生区; 到 2050s, 目前的自然保护区设置能保护 80.16% 的大熊猫高适生区, 53.29% 的大熊猫适生区, 31.88% 的边缘适生区; 到 2080s, 目前的自然保护区设置能保护 76.09% 的大熊猫高适生区, 50.15% 的大熊猫适生区, 29.85% 的边缘适生区。由此可见, 现有研究区自然保护区的设置基本可以满足对未来大熊猫气候高适生区的有效保护, 但不能满足未来气候变化条件下大熊猫气候适生区和边缘适生区的有效保护。同时, 虽然这些自然保护区保护对象和任务基本相同, 但由于土地权属和隶属关系不同, 大熊猫栖息地的整体区域被人为地划分为若干个自然保护区, 造成管理上各自为政、地域上条块分割的现象, 既不符合自然保护区的建设原理, 也不利于保护管理工作的正常开展。

表 5-14 现在和未来大熊猫气候适宜生境被保护面积

不同时期	高适生区 (km ²)			适生区 (km ²)			边缘适生区 (km ²)		
	保护面积	总面积	比例 (%)	保护面积	总面积	比例 (%)	保护面积	总面积	比例 (%)
2030s	820	1095	74.89	1380	2820	48.94	983	3329	29.53
2050s	796	993	80.16	1312	2462	53.29	1038	3256	31.88
2080s	821	1079	76.09	1360	2712	50.15	942	3156	29.85

生境保护建议

在大熊猫现有保护网络的基础上, 还有一些重要的适宜生境未能得到有效保护, 它们存在于现有的各个保护区之间, 未来气候变化可能导致这些区域大熊猫适宜生境的退化, 从而为大熊猫的迁移带来阻碍。它们主要存在于以下四个区域:

(1) 太白山 - 牛尾河自然保护区的空缺区域, 位于太白县西南部, 该区域已经建立起大树坪走廊带, 但是由于该区域的大熊猫适生区分布较多, 未来能作为秦岭主分布区大熊猫向西北迁移的接口, 应将其纳入保护区体系中;

(2) 牛尾河 - 黄柏塬 - 板桥自然保护区的空缺区域, 位于太白县南部的二郎坝一带, 该区域连接三个自然保护区, 位置同样十分重要, 但是一带农业生产干扰较大;

(3) 太白山 - 周至自然保护区的空缺区域, 位于周至县西南部, 该区域厚畛子一带最近发现过大熊猫, 表明该大熊猫有向该区域扩散的趋势;

(4) 平河梁 - 天华山 - 周至自然保护区的空缺区域, 由于平河梁种群与大熊猫主分布区的隔离程度较大, 面临灭绝的风险, 因此该区域是保障平河梁大熊猫种群存活的重要通道。

在未来气候朝暖湿化方向发展的情景下, 研究区大熊猫很可能向西北部的凤县、太白、留坝的

山区迁移，因此未来在该区域可能需要建立新的自然保护区，并且应在大熊猫向该区域迁移的可能路线上预留足够的通道。

5.3 结论

（1）气候变化对大熊猫栖息地具有相当影响，其中影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为年均温、年平均降水、降水变化方差、昼夜温差月均温、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最湿季度平均温度以及最热月份最高温度。

（2）大熊猫的适生区分布与整体环境不同，且特化于局部稳定环境中，对环境变化的忍受程度低。

（3）大熊猫的适生区主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县的大部分，勉县的北部，凤县、户县和长安县的南部，留坝县的西部；此外，天水市大部分以及宝鸡县的小部分也分布着大熊猫的适生区。

（4）随气候变化，大熊猫的适宜分布区表现为逐渐向西、北、东方向移动的趋势，留坝县、勉县、凤县、户县和长安县是大熊猫未来主要潜在分布区。这些潜在分布区域的土地利用类型和植被是未来大熊猫保护工作中需要重点关注和加以保护和恢复的。影响大熊猫随气候变化而发生迁移的主要环境因子为最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度。

（5）在未来气候变化影响下，2030s-2080s 期间大熊猫的栖息地不仅将发生空间变化，而且不同适生区类型面积也将发生变化，2030s-2050s 高适生区和适生区面积呈下降趋势，但 2050s-2080s 两种适生区面积又呈现上升趋势。

6. 气候变化条件下大熊猫保护措施建议

6.1 高适生区是未来大熊猫保护工作的重点

高适生区，即最适宜栖息地，作为大熊猫采食、休憩、繁殖等活动的主要场所，是保护大熊猫的关键所在。研究表明，大熊猫现有的最适宜栖息地在逐渐减少，并且有一些重要的最适宜生境在大熊猫保护网络中存在保护空缺，未得到有效保护，它们主要存在于现有的各个保护区之间，尤其是屋梁山种群和平河梁种群与已有的大熊猫保护网络基本是孤立的（图 6-1），未来气候变化可能导致这些区域大熊猫适宜生境的退化，甚至导致该区域大熊猫灭绝。所以应及时识别并补足大熊猫最适宜栖息地存在的保护空缺，在屋梁山种群和平河梁种群与已有的大熊猫保护网络之间建立廊道，将彼此连接起来，以有助于大熊猫种群的交流。将最适宜栖息地作为核心保护地，采取严格的保护措施防止最适宜栖息地面积不断减少的现象继续发生，尽可能减少人类活动的影响，同时加强相关保护措施。

对于已退化的最适宜栖息地，应将其列为重点保护区域，进行实时生态监测与生态评价，识别导致栖息地质量下降的关键原因，采取相应的技术措施，对这类栖息地进行生态修复与重建，使其重新成为大熊猫最适宜栖息地。由图 5-2、5-4、5-6 可知未来大熊猫栖息地基本不会向南部迁移，

因为南部主要为平原，人类活动密集。但从图 6-2 可以看出，现有的耕地已渗透到大熊猫栖息地南部，所以，当地有关部门应及时将大熊猫栖息地内的耕地还林，以最大程度减少人类活动对大熊猫栖息地的干扰。

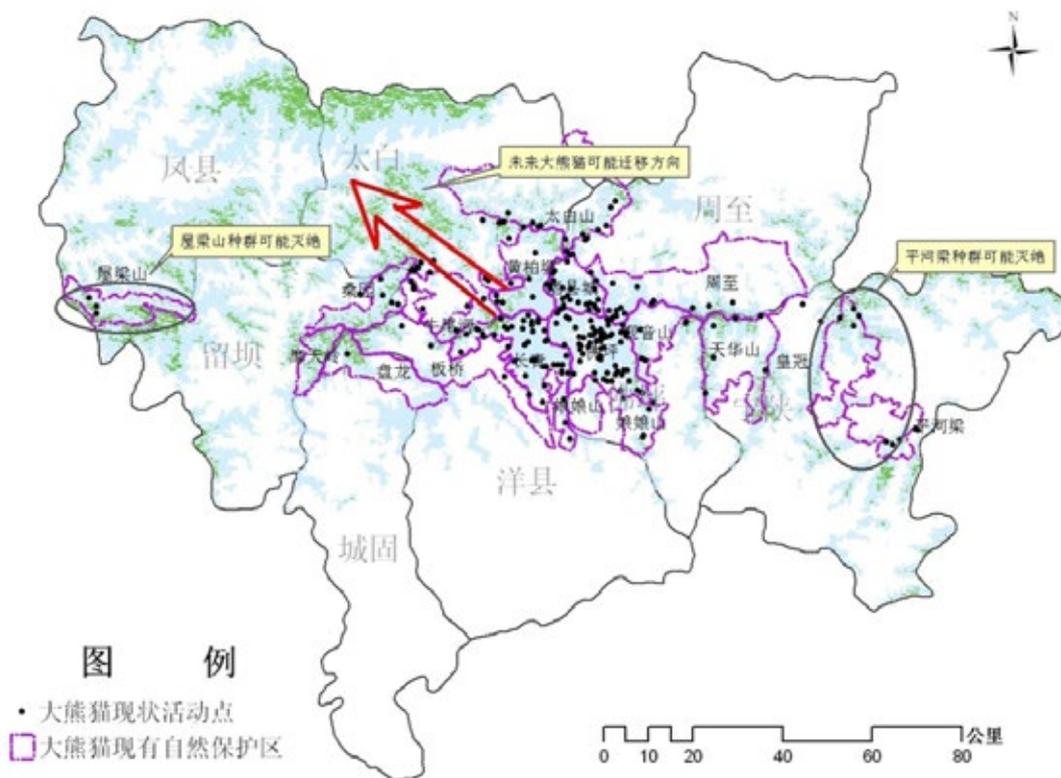


图 6-1 大熊猫可能的迁移方向

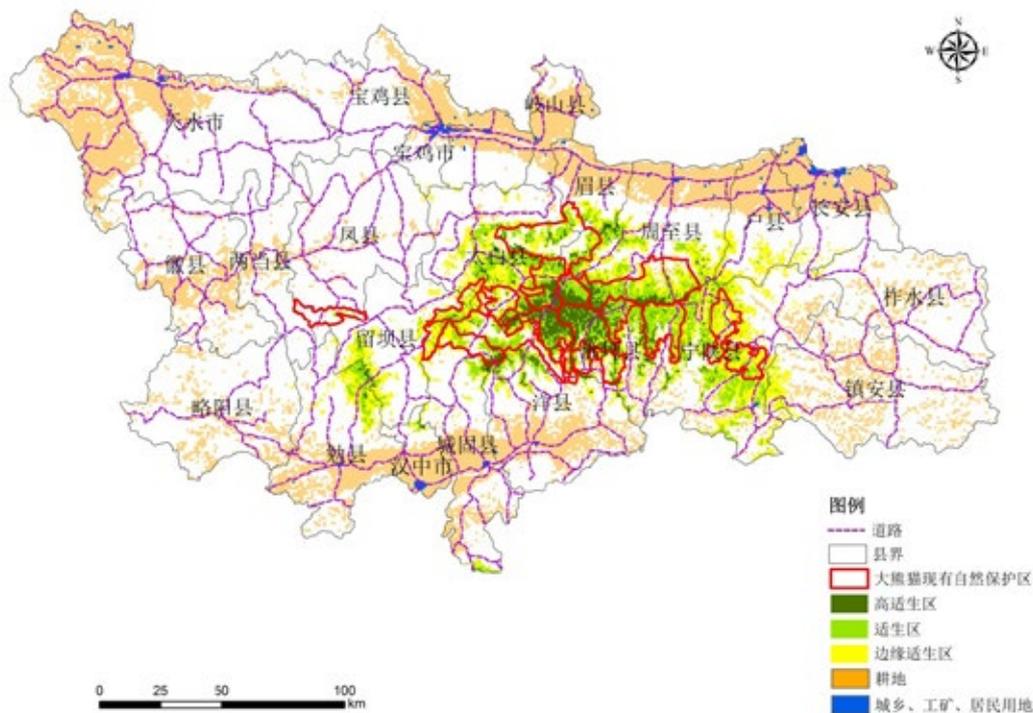


图 6-2 大熊猫栖息地、土地利用和道路网分布

6.2 保护与利用潜在分布区域

经模型预测，秦岭大熊猫未来潜在的最适宜栖息地，主要分布于西北部的留坝县、勉县、凤县、宝鸡县、户县、长安县，建议将潜在最适宜栖息地与已有的保护区范围进行整合，并对整合和完善后的自然保护区进行监测和评价，观察和记录大熊猫在新增最适宜栖息地出现的频率，及时将新增栖息地范围内的人类活动（如耕地、居民点等）撤出。此外，在这些县区做经济发展规划时，应充分考虑经济发展工程对大熊猫栖息地的影响，尽量避免重点工程项目建设如工矿区开发、水电开发、道路建设等。

6.3 开展大熊猫自然保护区适应气候变化研究

研究表明，气候变化下，秦岭大熊猫适宜生境将向西北部发生迁移和变化，这就意味着应对现有大熊猫栖息地进行适应性调整（包括水平和垂直调整），面积和位置应随之变动，在西北部建立相应大熊猫自然保护区，及时将新的大熊猫适宜生境纳入到临近保护区内。或依托已有的大熊猫保护网络，在保护区之间建立大熊猫廊道，将面积较小或孤立的保护区连在一起，形成大的保护网络体系，以满足大熊猫为适应气候变化进行的长距离迁徙、觅食、繁殖等活动需要，增强大熊猫自然保护区适应气候变化的灵活性。

此外，还应积极建立非保护区类型的保护地适应气候变化技术对策，包括森林公园、风景名胜区等监测、预报预警技术对策等。

6.4 加强大熊猫气候变化避难所的选址与建设研究

近年来，随着洪涝、干旱等极端气候事件出现频率增加，尤其是极端气候所带来的次生灾害，如山体滑坡、泥石流、竹子大面积死亡等自然灾害短时间内对大熊猫生境的破坏力极大，所以一方面相关部门应加强对极端气候的预警预测，另一方面还应及早开展对大熊猫气候变化避难所的选址和建设研究，以便一旦突发重大灾害时，可以及时将大熊猫进行迁地保护。对于大熊猫气候变化避难所的选址应符合一定的标准或环境条件，例如大熊猫气候变化避难所应优先选择在大熊猫自然分布区域内，如临近的四川省、甘肃省相关大熊猫分布区；其次避难所内及周边是否有充足的大熊猫食物来源，若没有，则应采取相应措施，如人工培育箭竹等大熊猫主食竹；此外，还应用长远和发展的眼光看待避难所，如避难所是否具备人工繁殖和促进大熊猫演化的能力等等。但真正建立大熊猫气候变化避难所还需我们进行充分地现场调研和调查工作。

6.5 控制人为活动对大熊猫栖息地的干预

人为干扰导致的栖息地退缩，通常被认为是许多物种分布区减小及数量下降的关键原因。据统计，2000–2010年，秦岭地区总人口增加了1.82倍，人均GDP增长了151.91%。秦岭地区长期的森林砍伐与乱捕滥猎，以及当前经济高速发展形势下的土地开发与道路建设等人类活动，严重影响了大熊猫的生存与繁衍。已有研究表明洋太公路的建设及沿线人居活动的增加已导致周边大熊猫栖息地破碎化加剧，甚至有可能造成栖息地斑块的完全隔离，严重影响大熊猫的迁移和交流。所以，在

未来大熊猫分布区进行道路设计时,应充分考虑道路线路与景观斑块的位置关系,选线时应避免直接穿越较大的森林斑块,在磨房沟、大岭子等大熊猫出没较多的路段,可以考虑补充设立桥涵构筑物以及专门动物通道降低公路的阻隔效应。

在进行秦岭的其他开发活动时,尤其是开发区临近大熊猫栖息地时,应当考虑大熊猫栖息地保护的需求,进行科学合理规划,尽量避免在大熊猫重点分布区和大熊猫的栖息地开展旅游活动以及进行公路、水电开发等重点建设项目,减少对大熊猫及其栖息地的干扰和破坏。

此外,严格控制大熊猫栖息地周边森林砍伐、耕种、放牧和割竹挖笋等人类活动,实施天然林保护工程和退耕还林工程,减少碳源的排放,增强碳汇,以减缓气候变化。

参考文献

Campbell J. J. N. The history of Sino-Himalayan bamboo flowering, droughts and sun-spots. 竹子研究汇刊, 1987, 6 (1) : 1-15.

Hirzel A H, Helfer V, Metral F. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. Ecological Modeling, 2001, 145: 111-121.

Hirzel A, Hausser J, Chessel D, et al. Ecological-Niche Factor Analysis: How to Compute Habitat-Suitability Maps Without Absence Data? Ecology, 2002, 83 (7) : 2027-2036.

Giorgi F, M R Marinucci, G T Bates, et al. Development of a second-generation regional climate model (RegCM2) part I: Boundary-layer and radiative transfer processes[J]. Mon Wea Rev, 1993, 121: 2794-2813.

Giorgi F, M R Marinucci, G T Bates, et al. Development of a second-generation regional climate model (RegCM2) part II: Convective processes and assimilation of lateral boundary conditions [J]. Mon Wea Rev, 1993, 121: 2814-2832.

IPCC. 2000. Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge University Press, Cambridge.

Mao-Ning Tuanmu et al. Climate change impacts on understory bamboo species and giant pandas in China's Qinling Mountains. Nature Climate Change. 2012.11.11. DOI: 1038/NCLIMATE1727.

Pal J S, F Giorgi, Bi Xunqiang, et al. Regional climate modeling for the developing world: The ICTP RegCM3 and RegCNET [J]. Bull Amer Meteor Soc, 2007, 88: 1395-1409.

Reid. D. G. et al. Giant Panda Selection between Bashania fangiana Bamboo Habitat in Wolong Reserve, Sichuan, China. Journal of Applied Ecology. 1991, 28 (1) : 228-243.

Wang H J. The weakening of Asia monsoon circulation after the 1970's. AdvAtmosSci, 2001, 18 (3) : 376-386.

Zhai P M, Pan X H. Trends in temperature extremes during 1951-1999 in China. Geophys Res Lett,

2003, 30: 1913, doi: 10.1029/2003GL018004.

白晶. 秦岭南北气候变化特征及人为驱动力差异分析. 陕西师范大学硕士学位论文, 2011, 12-29.

车生泉, 可燕. 秦岭石翁山地植被研究 [J]. 广西植物, 1999, 19 (1): 53-59.

范俊韬. 2009. 气候变化对秦岭大熊猫分布格局的影响研究. 中国环境科学研究院硕士学位论文. 北京: 中国环境科学研究院.

范俊韬, 李俊生, 全占军, 等. 洋太公路秦岭大熊猫栖息地景观格局的影响 [J]. 生态学杂志, 2009, 28 (10): 2082-2087.

冯利国. 陕西秦岭大熊猫自然保护区群建设与整合 [J]. 野生动物杂志, 2008, 29 (4): 201-204.

傅志军, 张行勇, 刘顺义, 等. 秦岭植物区系和植被研究概述 [J]. 西北植物学报, 1996, 16 (5): 93-106.

国家林业局. 全国第三次大熊猫调查报告. 北京: 科学出版社, 2006.

胡锦涛. 大熊猫的研究史略与分类地位 [J]. 生物学通报, 1990, 5: 1-4.

姜隽. 几种预测入侵物种分布模型比较. 科技情报开发与经济. 2010, 20 (8): 129-130.

李承彪. 大熊猫主食竹研究. 贵阳: 贵州科技出版社, 1997.

李纪宏, 刘雪华. 自然保护区功能分区指标体系的构建研究 - 以陕西老县城大熊猫自然保护区为例 [J]. 林业资源管理, 2005, 4: 48-50.

李双双, 延军平, 万佳. 全球气候变化下秦岭南北气温变化特征. 地理科学, 2012, 32 (7): 853-858.

刘艳萍. 2012. 气候变化对岷山大熊猫及栖息地的影响. 北京林业大学硕士学位论文. 北京: 北京林业大学.

刘艳萍. 气候变化对岷山大熊猫及栖息地的影响. 硕士论文. 2012.

秦自生, 艾伦, 刘捷. 大熊猫主食竹种籽龄鉴定及种群动态评估. 四川环境, 1993, 12 (4): 26-29.

冉江洪, 刘少英, 王鸿加, 等. 小相岭大熊猫栖息地干扰调查 [J]. 兽类学报, 2004, 24 (4): 277-281.

任国玉, 郭军, 徐铭志, 等. 近 50 年中国地面气候变化基本特征 [J]. 气象学报, 2005, 63 (6): 942-956.

申国珍, 李俊清, 蒋仕伟. 大熊猫栖息地亚高山针叶林结构和动态特征 [J]. 生态学报, 2004, 24 (6): 1294-1299.

沈茂才, 张跃进, 陈彦生. 秦岭田峪河流域植被研究 [J]. 西北植物学报, 2001, 21 (3): 532-537.

四川省气候中心 / WWF. 气候变化与大熊猫分布格局的影响研究. 北京: 世界自然基金会 (瑞士) 北京代表处. 2000.

- 王将克. 关于大熊猫中的划分、地史分布及其演化历史的探讨 [J]. 动物学报, 1974, 20 (2): 191-200.
- 王金锡, 马志贵. 大熊猫主食竹生态学研究. 成都: 四川科学技术出版社, 1995.
- 王学志, 徐卫华, 欧阳志云, 等. 生态位因子分析在大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 生境评价中的应用 [J]. 生态学报, 2008, 28 (2): 821-828.
- 魏辅文, 冯祚建. 相岭山系大熊猫和小熊猫对生境的选择. 动物学报, 1999, 45 (1): 57-63.
- 吴建国, 吕佳佳. 气候变化对大熊猫分布的潜在影响. 环境科学与技术, 2009, (12): 168-177.
- 徐卫华, 欧阳志云, 蒋泽银, 等. 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.
- 杨沅志, 夏杰, 陈北光. 大尺度生物多样性保护评估手段 -GAP 分析. 广东林业科技, 2008, 24 (3): 85-89.
- 杨瑞, 张雅林, 冯纪年. 利用 ENFA 生态位模型分析玉带凤蝶和箭环蝶异地放飞的适生性 [J]. 昆虫学报, 2008, 51 (3): 290-297.
- 杨兴中, 蒙世杰, 雍严格, 等. 佛坪大熊猫环境生态的研究 (I) - 夏季栖息地植被群落分类与生境因子 [J]. 西北大学学报 (自然科学版), 1997, 27 (6): 509-514.
- 雍严格, 王宽武, 汪铁军. 佛坪大熊猫的移动习性 [J]. 兽类学报, 1994: 14 (1): 9-14.
- 张锋锋. 2008. 秦岭大熊猫栖息地生态环境特征研究. 西北农林科技大学硕士学位论文. 陕西: 西北农林科技大学.
- 张爽, 刘雪华, 靳强, 等. 秦岭中段南坡景观格局与大熊猫栖息地的关系. 生态学报, 2004, 24 (9): 1950-1957.
- 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 [J]. 兽类学报, 2002, 22 (3): 161-168.
- 张泽钧, 胡锦矗. 大熊猫生境选择研究. 四川师范学院学报: 自然科学版, 2000, 21 (1): 18-21.
- 周洁敏. 大熊猫栖息地评价指标体系初探 [J]. 中南林学院学报, 2005, 25 (3): 39-44.
- 周世强, 黄金燕. 大熊猫主食竹种的研究与进展. 世界竹藤通讯, 2005a, 3 (1): 1-6.
- 朱靖, 龙志. 大熊猫的兴衰 [J]. 动物学报, 1983, 29 (1): 93-104.

气候变化对秦岭和岷山地区大熊猫栖息地与种群的潜在影响与未来保护策略研究

1. 项目介绍

1.1 研究背景

大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 被誉为“国宝”、“活化石”，为我国特有孑遗、珍稀濒危物种，是全球最为古老的动物物种之一，已经在地球存活了 800 多万年（胡锦涛，1990）。根据化石考证，大熊猫曾广泛分布于我国西南、华南、华中、华北和西北等区域（王将克，1974）。这些区域在远古时代气候温暖潮湿，是大熊猫赖以生存的竹类分布中心。距今 50~70 万年的更新世中晚期，是大熊猫的鼎盛时期。北至北京周口店，南至台湾及缅甸、越南、泰国北部，都有化石亚种大熊猫的广泛分布。其后，随着岷山及其以南山脉出现大面积冰川等自然环境的剧烈变化，特别是在距今约 18,000 的第四纪冰期后，大熊猫种群开始衰落，分布区骤然缩小至我国南方地区。根据古籍和地方志记载，在近 2000 年前，我国的湖南、山西、甘肃、山西、西川、云南、贵州、广西等地区均有大熊猫分布。对历史资料的考证说明大熊猫在长期进化竞争中处于一定优势地位。大熊猫栖息地的逐渐退缩虽然发生在近一两千年内，但急剧退缩主要还是发生在近一二百年（朱靖，龙志，1983）。剧增的人口和高强度的人类生产活动是导致大熊猫栖息地缩减和破碎化的主要原因。目前，我国的大熊猫主要分布在我国长江上游向青藏高原过渡的高山深谷地带，包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和大凉山山系。根据全国第三次大熊猫分布与数量调查，野生大熊猫种群数量约 1600 只左右。栖息地总面积约为 2,304,991 km²。（国家林业局《全国第三次大熊猫调查报告》，2006）。大熊猫种群数量的减小和栖息地之间的彼此隔离，导致种群灭绝风险大大增加，这也是大熊猫保护研究重点关注的內容。

大熊猫栖息地的环境变化是影响大熊猫生存的重要因素。这包括了以气候变化为主要特征的自

报告作者：吴晓菁（中国环境科学研究院）、范志勇（WWF）、赵志平（中国环境科学研究院）、李俊生（中国环境科学研究院）、高军靖（中国环境科学研究院）、田瑜（中国环境科学研究院）、李果（中国环境科学研究院）、长有德（WWF）、李杨（WWF）

报告合作单位：中国环境科学研究院

报告完成时间：2016 年 5 月

然环境的变迁和以人类开发引起的一系列环境变化。环境变化通过限制大熊猫的食物来源、活动范围，改变繁育习性，阻隔种群基因交流等影响其种群发展的速度。据调查，大熊猫活动的范围基本在海拔 1300 m 以上区域，在长期的进化演变中，形成了以高山、亚高山和中山林内的各种竹类植物为主食的生理特性（王金锡等，1995）。大熊猫对于栖息地环境的要求较高。通过对大熊猫栖息地环境因子的定量化研究（Reid, 1991; 魏辅文等，1999; 张泽均, 胡锦矗, 2000），不同分布区的大熊猫对于植被郁闭度、地形、主食竹的密度等要求都存在一定差异。主食来源的分布范围是决定大熊猫分布范围的最主要因素之一。但竹类属于一次性生殖植物，具有周期性同期开花现象，开花的同时竹子也大面积枯死，并从种子开始繁殖。目前，竹子开花的内在机理尚不明确（秦自生，1993; 李承彪，1997; Campbell J. N.N. 1987; Keeley J. E. & W. J. Bond, 1999）。但对主要食物来源相对单一的大熊猫而言，主食竹周期性的开花是影响到种群生存的主要致危因素之一。

气候变化是可能影响大熊猫潜在分布的一个重要因素。气候变化已经对全球许多物种产生显著影响；但目前，尚无确切研究表明气候变化将对大熊猫分布产生哪些具体的影响。近年来，通过研究气候变化对大熊猫主食竹分布以及栖息地质量的影响，可以间接推测气候变化对于大熊猫种群可能发生的影响。Mao 和 Tuanmu 等（2012）利用生物气候模型对秦岭大熊猫主食竹的分布进行了预测，研究表明在未来气候情景下，秦岭大熊猫主食竹的范围将扩展至目前保护区分布以外的区域，研究结论为未来大熊猫保护网络的建设规划提供了一定参考。刘艳萍（2012）对气候变化对岷山大熊猫及其栖息地的影响进行了研究，结果表明在综合考虑到地形、植被、人类干扰等环境变量的条件下，岷山大熊猫的适宜栖息地范围将大大减少，大熊猫将向高海拔、高纬度方向扩散，未来大熊猫栖息地保护与恢复工作将面临巨大挑战。吴建国等（2009）使用分类和回归树模型（CART）对未来气候变化情景下大熊猫分布范围的变化进行模拟，结果显示目前大熊猫适宜分布范围将缩小，新的适宜分布区将向西部扩展，并且呈破碎化趋势；在短期内新的适宜区范围有扩大，但随着气候变化程度的加剧，总适宜区范围将逐渐缩小。采用空间分析技术对大熊猫栖息地适宜性的评价也是近年来大熊猫种群生存研究的一个热点（周世强，黄金燕，2005; 张爽等，2004; 徐卫华等，2006）。通过对未来气候变化情景下物种分布格局模型模拟大熊猫的潜在栖息地范围，将有助于识别大熊猫种群在未来时段的潜在生存空间，并在迁徙过程中可能会遇到的空间障碍，从而在土地利用管理时预留好一定的空间和廊道。

近年来，随着遥感、GIS 等空间技术的迅速发展，采用环境因子和物种分布数据，通过物种模型来预测和模拟环境因子对物种的影响已经成为一种主要的分析手段。物种分布模型（SDM, Species Distribution Model）是基于生态位理论和统计学理论将野外观测的物种分布数据和环境变量相联系的经验模型。它是采用统计或经验手段在全球和区域尺度上评估生境（环境因子）变化，以及运用统计或模拟模型获得物种和环境关系，从而模拟得到物种的潜在地理分布，并在空间上外推，预测更为广阔的适生区域的一类模型的总称，通常做预测的目的是评估有哪些地区可以满足物种生存需求，

从而构成物种潜在分布区的一部分。采用物种分布模型预测物种的分布区通常需要两类数据：物种数据，包括物种的丰富度数据或存在点、非存在点的空间地理位置数据；环境变量可按照对物种的直接作用或间接作用分类，亦可分为自然因素（如气候变量、资源分布、地形因素）和人为因素（人口、土地利用分类等）。

生态位因子分析模型（ENFA, ecological niche factor analysis）是基于物种发生数和一系列生态地理变量，通过对物种的生态位和生态位幅度及其与整个研究区域的环境因子的平均状态和变异相互比较，进而计算物种适生性模型（habitat suitability model, HS model）。模型检验采用常用的 ROC 曲线下的面积 AUC 值和 Kappa 统计量来评判模型模拟结果的优劣。与其它模型相比，ENFA 模型更加适用于分布区范围较小的窄域种。ENFA 模型的最大优点是输入的参数只需物种“出现点”数据，不需要“非出现点”数据（Hirzel A H, 2001, 2002）。最大熵模型（MAXENT）可用于物种分类和分布，在业内被广泛的应用。MAXENT 可以对物种分类和分布进行预测，分类模型包括线性回归、基因算法、人工智能方法、支持向量积（support vector machines, SVM）等，并提供多种方法进行分类结果的检验。该模型适用于区域范围，输入环境气候数据，输出结果为物种分布概率，适合于广布种。模型具有较好的准确性等优点（姜隽, 2010）。表 1 中提供了各种物种模型的特点和适用范围等信息。

表 1-1 气候 - 物种模型的特点

模型	模型原理和特点	适用性
MAXENT	对物种分类和分布进行预测，分类模型包括线性回归、基因算法、人工智能方法、支持向量机（SVM）等。	适用于区域范围，适合于广布种，模型具有较好的准确性。
ENFA	模型的基本原理是通过多环境因子对存在点的解释，从而得到物种分布和环境因子的关系，据此分析和识别适宜的分布区。	用于分布区有限的动物种群。

WWF 曾支持在气候变化下开展大熊猫及其栖息地的相关研究。其中，四川省气候中心曾对气候变化下大熊猫自然保护区温度降水的变化进行模拟。该研究基于历史气象数据分析，采用 IPCC 第四次评估报告推荐的全球气候模型，分别模拟分析了 A1B、A2、B1 情景下未来 50 年研究区的温度降水变化趋势。结果显示在 3 种情景下 2041~2050 年温度和降水都会有较为显著的变化，其中，A1B 情景下趋势最为明显。在此基础上，开展了四川大熊猫气候适宜性区划。该研究是对大熊猫目前分布区气候变化暴露度的一个专门研究，而大熊猫种群及其栖息地会发生何种变化并未涉及。范俊韬（2009a, 2009b）研究了气候变化对秦岭大熊猫分布格局的影响，通过对大熊猫分布区气候特征的分析，结合野外实地调查和历史调查资料，建立了基于 GIS 的大熊猫生境气候适宜性评价模型，并利用该模型，对 2071-2100 年气候变化情景下的大熊猫生境进行了预测，在此基础上，分析了该地区大熊猫生境保护空缺并提出了自然保护区调整建议。该研究将气候数据和大熊猫种群及其栖息

地的相关信息结合起来，保证了分析结果的客观性；但受大熊猫种群实际分布数据获取的限制，研究只选用了机理模型进行分析，因此模拟结果只反映了物种生境的潜在适宜性，并且对因子的等级划分及权重赋值存在一定的主观性。

第四次全国大熊猫调查工作已完成，大熊猫现状的调查数据为环境变化对大熊猫种群的影响研究提供可靠的数据分析基础；另一方面，对于大熊猫种群特征、大熊猫栖息地现状和食物来源等机理的研究基础也较为系统和成熟。这些都为开展环境变化对于大熊猫种群的影响预测和制订可行的保护策略提供了坚实的理论与数据基础。本项目拟通过分析历史气候和未来气候情景，探讨目前秦岭和岷山大熊猫分布区及其周边范围的气候变化趋势，以及将对大熊猫种群和栖息地环境产生何种影响，识别威胁大熊猫种群生存的主要环境要素；同时，结合目前大熊猫分布区内的栖息地保护现状，提出针对大熊猫潜在分布区保护及应对气候变化的策略。

1.2 研究意义

本研究关注大熊猫现状分布区以及在气候变化影响下的潜在分布区。秦岭是大熊猫自然分布的主要区域之一。秦岭地区在我国地理区域的划分中具有特殊地位，不仅是我国气候的南北分界线，也是长江、黄河两大水系的分水岭，在动物地理区划上属古北界和东洋界的交汇处。秦岭山脉的垂直海拔梯度范围也较大，从低海拔到高海拔地区分布了不同的植被带，同时南坡和北坡的植被类型也有着较大差异。由于其特殊的地理位置和气候过渡带特征，秦岭生物资源极其丰富，是多种我国特有珍稀濒危物种分布区所在地，也被认为是最有希望保存大熊猫这一珍稀物种的庇护所。针对秦岭大熊猫种群生存的机理研究已经建立得较为系统，数据基础扎实。另一方面，秦岭及其周边地区道路、水利工程建设和规模化的旅游开发已经对部分大熊猫栖息地造成了很大破坏和严重影响。在气候变化的协同作用下，可能会对当地大熊猫种群的生存造成严重威胁，采取适当的限制开发和保护对策势在必行。岷山是我国大熊猫种群数量分布最多的地区。由于岷山地区特殊的地理位置和丰富的生物资源，被认为是最有希望保存大熊猫这一珍稀物种的庇护所。同时，岷山及其周边地区近年来的开发强度不断加大，在气候变化的协同作用下，可能会对大熊猫种群的生存造成严重威胁。

基于上述考虑和基础，我们选取秦岭和岷山地区作为研究区域，基于气候、地形、物种实际分布等多种数据来源开展分析研究，预期的研究结果可为环境保护部门、自然保护区管理部门、当地政府等提供岷山大熊猫应对气候变化的策略提供系统的参考依据，并且为岷山及其周边区域的生物多样性保护网络建设和区域开发提供技术支持。

1.3 研究目标

1.3.1 总体目标

本项目以我国大熊猫主要分布区域为研究区域，重点关注在气候变化的影响下，大熊猫栖息地及种群将发生何种变化，并重点考虑如下问题：① 探讨大熊猫分布区域的气候变化是否存在？② 分析大熊猫分布区域气候变化的趋势是什么？③ 研究这种气候变化格局对大熊猫栖息地及种群将产

生何种影响？④ 针对这种变化，分析和归纳应采取何种应对和保护策略？

1.3.2 分区目标

秦岭地区目标：项目通过对历史气候的分析和未来气候情景的预测，探讨目前秦岭大熊猫分布区及其周边范围的气候变化趋势，以及将对大熊猫种群、栖息地环境及其食物来源产生何种影响，识别哪些将是威胁大熊猫种群生存的环境要素；同时，结合目前大熊猫分布区内的栖息地现状以及在气候变化下环境要素对大熊猫种群生存的威胁程度，提出针对大熊猫潜在分布区保护及应对气候变化的策略。

岷山地区目标：在秦岭大熊猫研究取得产出的基础上，对岷山大熊猫主要分布区的种群及其栖息地环境开展调查，分析气候变化特征，以及对大熊猫产生的可能影响，判断气候变化下大熊猫的潜在栖息地分布和迁移规律；在未来气候变化情景下，从种群动态、栖息地环境、迁徙路径、等方面，分析大熊猫种群生存将受到的潜在威胁因素；在此基础上，提出相应的保护对策与措施。

1.4 技术路线

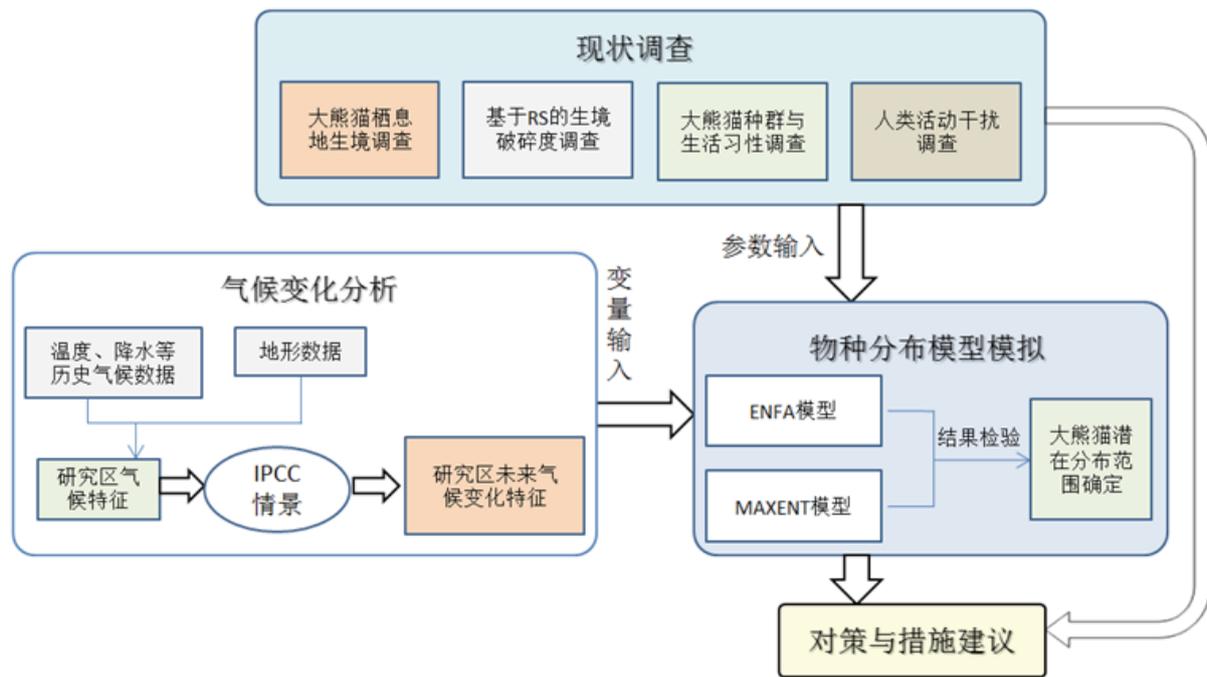


图 1-1 研究技术路线图

2. 研究区概况

目前，我国的大熊猫主要分布在我国长江上游向青藏高原过渡的高山深谷地带，包括秦岭、岷山、邛崃山、大小相岭和大小凉山等山系。

秦岭作为我国南北气候的分界线，其南北气候有显著差异，岭北为暖温带，岭南为北亚热带气候。平均气温南坡高于北坡 1℃左右，年降水量南坡大于北坡 120mm。除水平特征明显外，秦岭地区的

气候类型、水热条件随着地势的升高呈现有规律的变化：自下而上有暖温带、温带、寒温带、亚寒带，构成明显的垂直气候带。秦岭是大熊猫自然分布的主要区域之一。根据全国第三次大熊猫调查结果，秦岭地区分布了约 300 只大熊猫，主要分布在山脉中段的南坡，在山脉西段有少量分布，其主要分布区包括佛坪、洋县、太白、周至、宁陕、留坝、城固、凤县 8 个县。

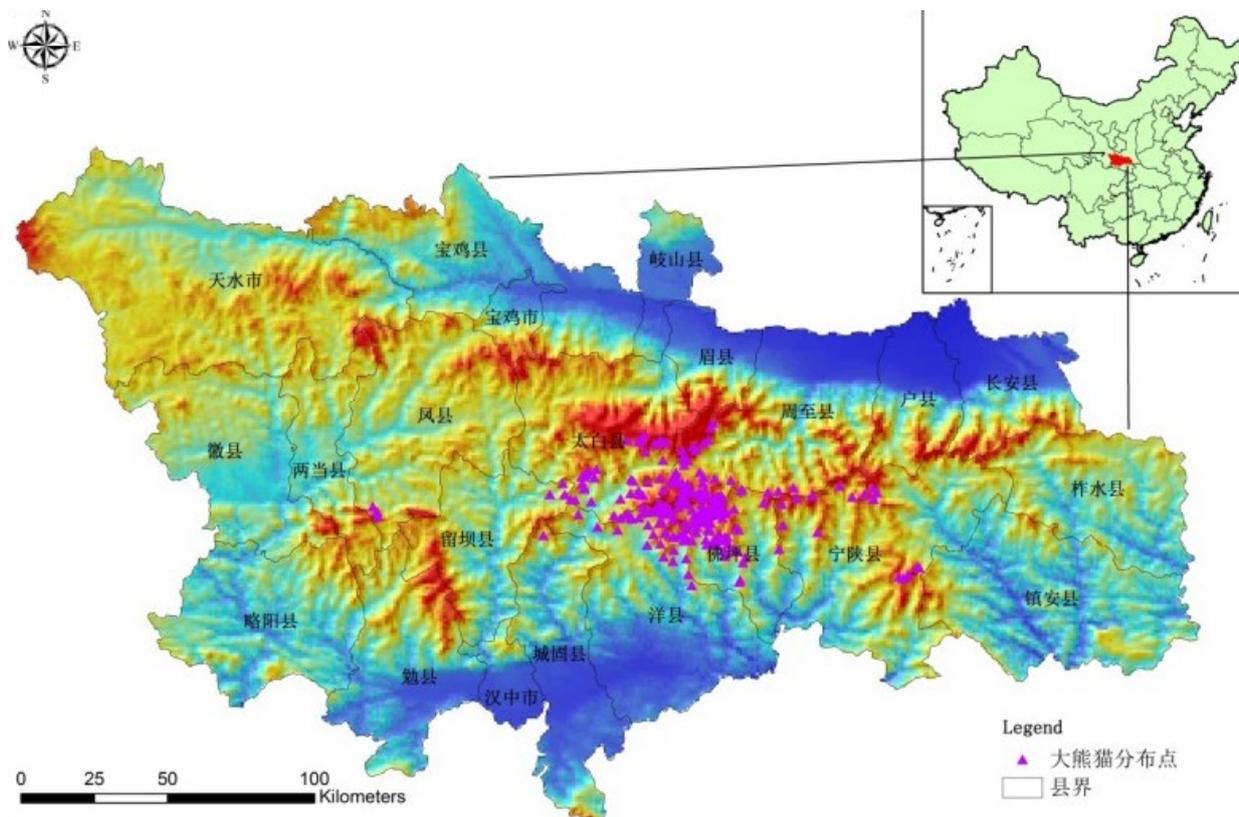


图 2-1 秦岭研究区示意图

岷山地区是大熊猫的主要分布区，大熊猫栖息地的 37%、野生大熊猫数量的 46% 分布在岷山地区。本项目选取的岷山研究区位于我国四川省北部、甘肃南部地区，包括九寨沟、文县、松潘、平武、青川、茂县、北川 7 个县，总面积 $3.42 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。本研究重点关注气候变化和人类活动影响下，岷山大熊猫种群数量和栖息地之间的彼此隔离，由此导致的种群灭绝风险。



图 2-2 岷山研究区位置图

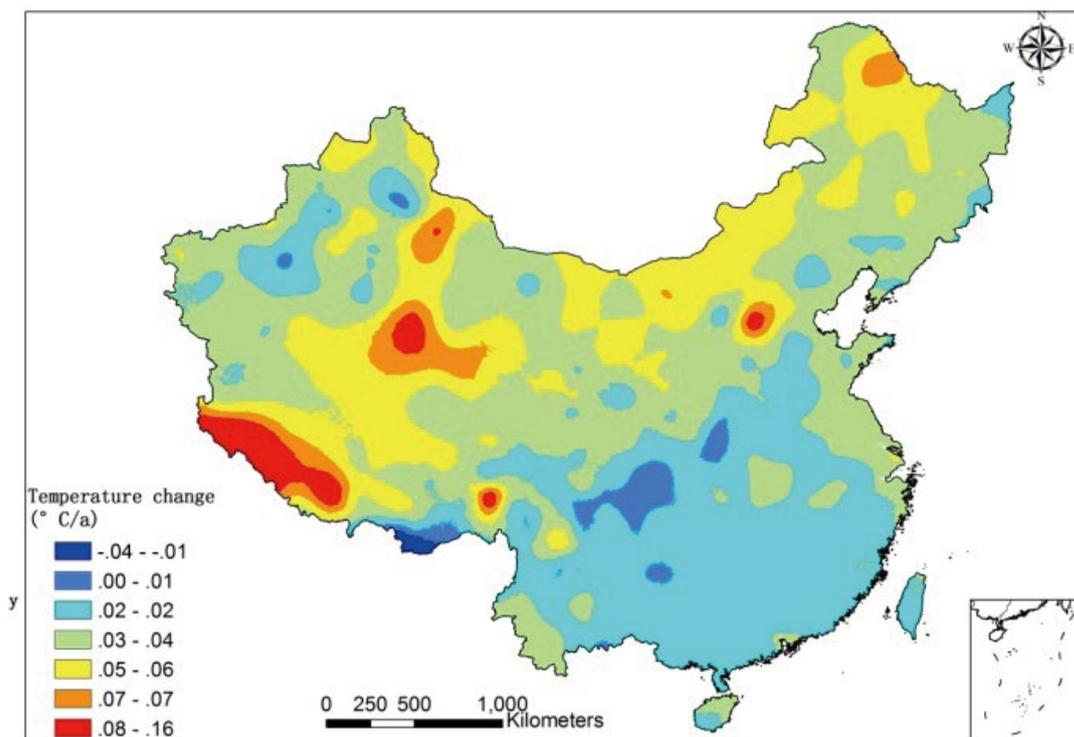
3. 气候变化特征

3.1 近 50 年来我国气候变化特征

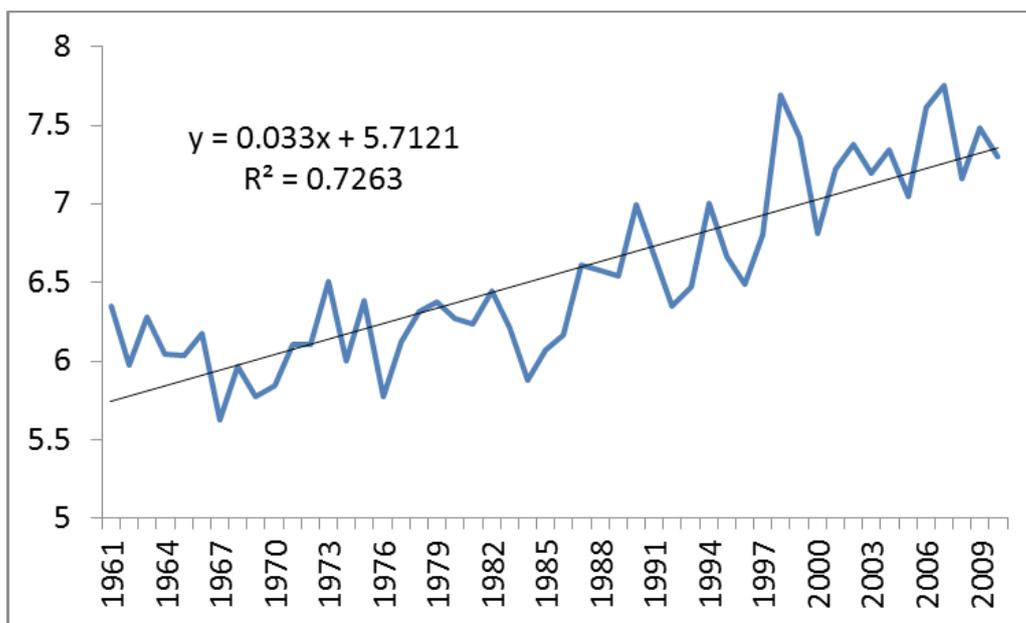
在全球环境变暖背景下,中国地区近几十年经历了一个以气候变暖为主要特征的气候变化(Zhai et al., 2003),同时降水也出现了以“南涝北旱”(即华北等地降水减少,长江中下游地区降水增加)的代表性变化(Wang et al., 2001)。

基于全国 753 个气候站点地面资料,(气象数据来源于中国气象科学数据共享服务网 <http://cdc.>

cma.gov.cn/home.do)，经插值空间化后，我们分析了1961年到2010年近地表气候变化。研究结果表明：全国范围内，年平均气温变化有上升趋势，为0.33℃/10a，北方升温趋势大于南方（图3-1）；年降水量总体有下降趋势，为5.34mm/10a，局部地区有上升趋势（图3-2）。秦岭地区位于我国南北分界地区，处于增温趋势由缓慢至剧烈、降水量由减少至增加的过渡地带，属于我国气候变化的敏感区。

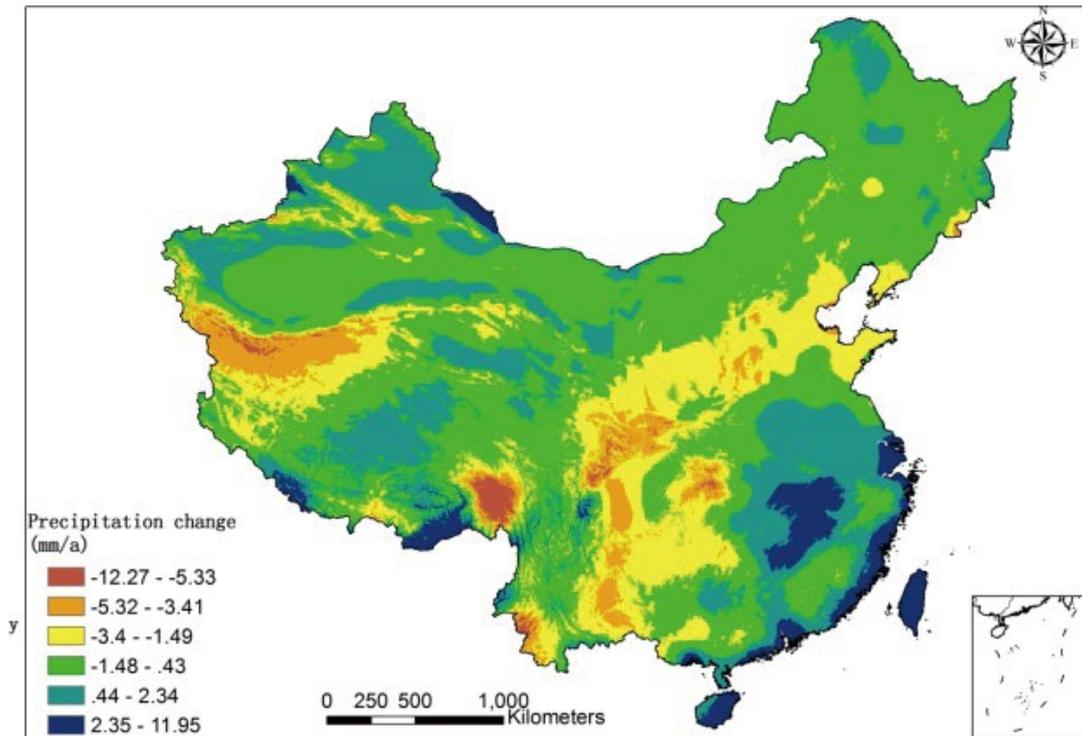


(A) 1961-2010年全国年均温变化分布（单位：℃/a）

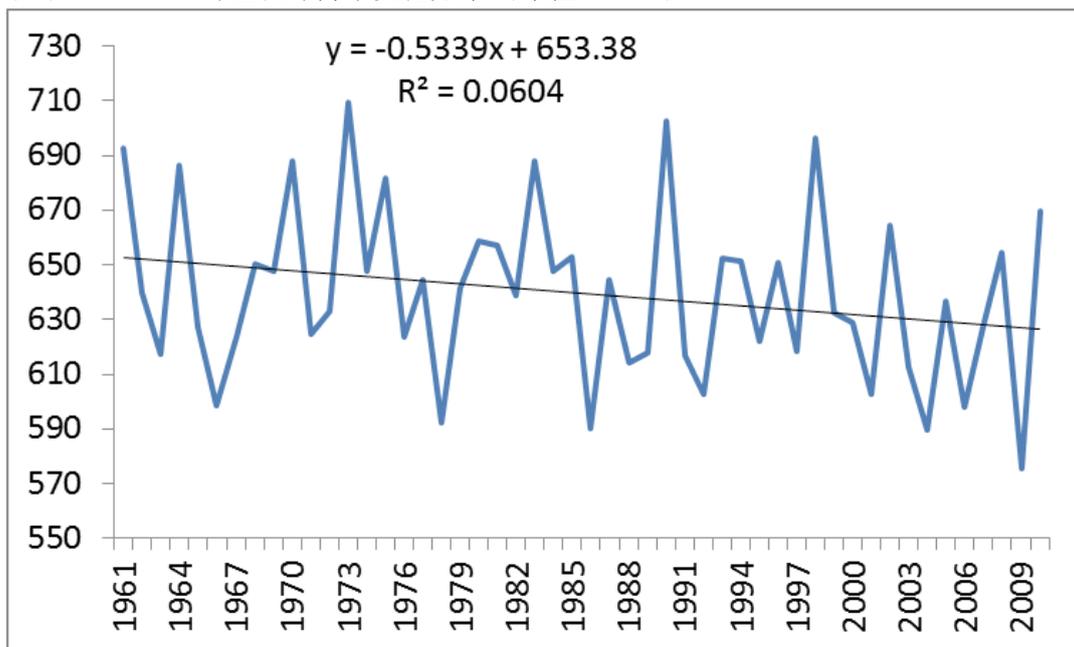


(B) 1961-2010年全国年均温变化趋势（单位：℃）

图 3-1 1961-2010 年全国年均温变化趋势



(A) 1961-2010 年全国年降水变化分布 (单位: mm/a)



(B) 1961-2010 年全国年降水变化趋势 (单位: mm)

图 3-2 1961-2010 年全国年降水变化趋势

3.2 近 50 年来秦岭地区气候变化特征

3.2.1 温度

秦岭是一月份 0℃ 等温线和 800mm 年等降水量线的通过地, 同时秦岭山地对气流运行有明显阻

滞作用。夏季使湿润的海洋气流不易深入西北，使北方气候干燥；冬季阻滞寒潮南侵，使汉中盆地、四川盆地少受冷空气侵袭。因此秦岭成为亚热带与暖温带的分界线。秦岭以南河流不冻，植被以常绿阔叶林为主。秦岭以北为著名黄土高原，1月平均气温在 $^{\circ}\text{C}$ 以下，河流冻结，植物以落叶阔叶树为主。秦岭山地保存连片森林，并有珍贵动物和植物。

气候变化（全球变暖、降水量减少等）将导致秦岭地区 0°C 等温线北移和800mm降水线南移，造成秦岭地区植被带迁移和动植物栖息地发生变化，影响该地区珍稀、濒危物种的生存。秦岭地区以山地为主，山区是气候变化剧烈地区（白晶，2011；李双双，2012），气候变化背景下秦岭地区气候剧烈变化将增加大熊猫生存的风险。秦岭地区地面气候台站数据来源于中国气象科学数据共享服务网（<http://cdc.cma.gov.cn/home.do>），经插值后形成1km分辨率空间数据。1961–2010年秦岭地区年平均温度显著上升，平均增温速率为 $0.4^{\circ}\text{C}/10\text{a}$ 。IPCC第四次报告第一工作组报告中指出全球100年（1906–2005）增温趋势为 0.74°C ，而且距离现在越近的时段增温速率越快（图3-4）。任国玉（2005）认为1951–2004年中国年平均温度增幅约为 1.3°C ，增温速率约为 $0.25^{\circ}\text{C}\cdot10\text{a}^{-1}$ ，北方和青藏高原地区增温最明显（图3-3）；1966–2007年我国东北、华北和西北地区年平均温度增加速率最快。因此秦岭地区属于温度增加速率较快地区。

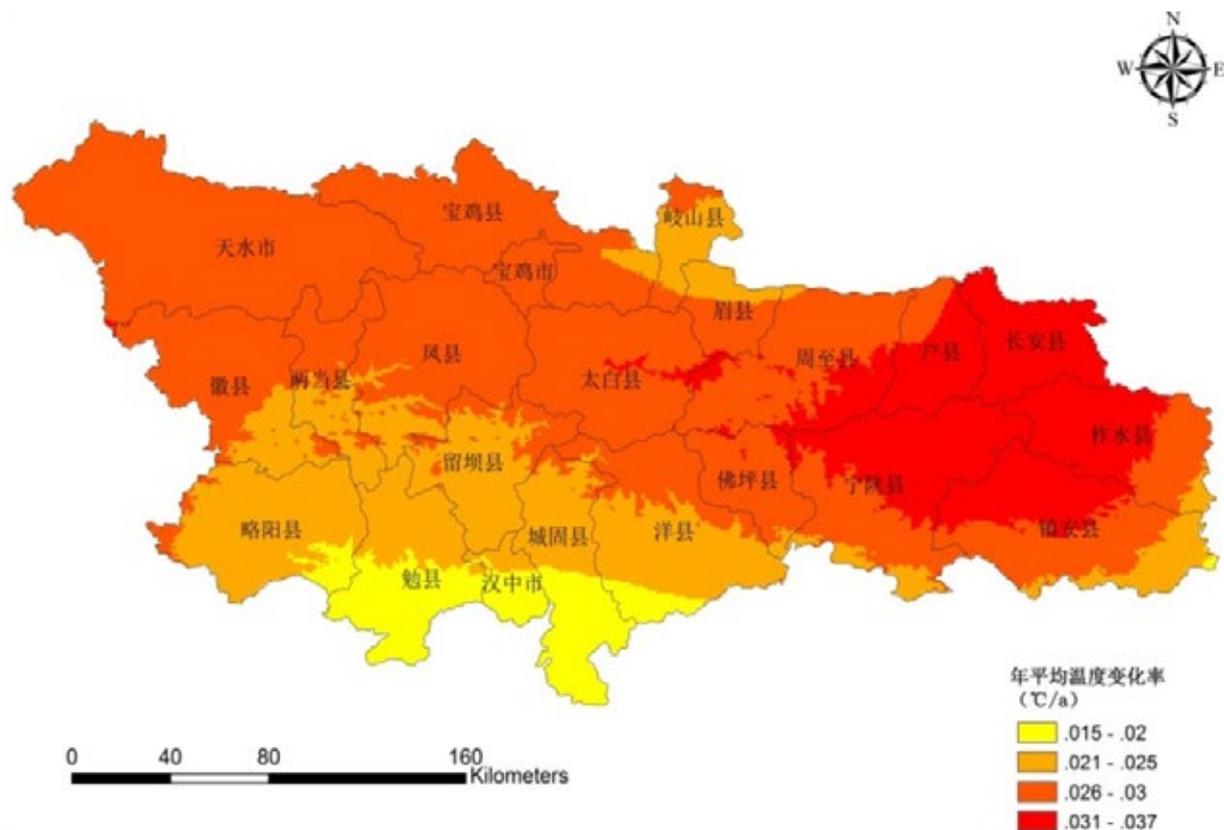


图 3-3 1961–2010 年秦岭地区年平均温度变化空间格局

秦岭地区中北部地区年平均气温增加速率较快，西南和东南部地区年平均气温增加速率较慢。

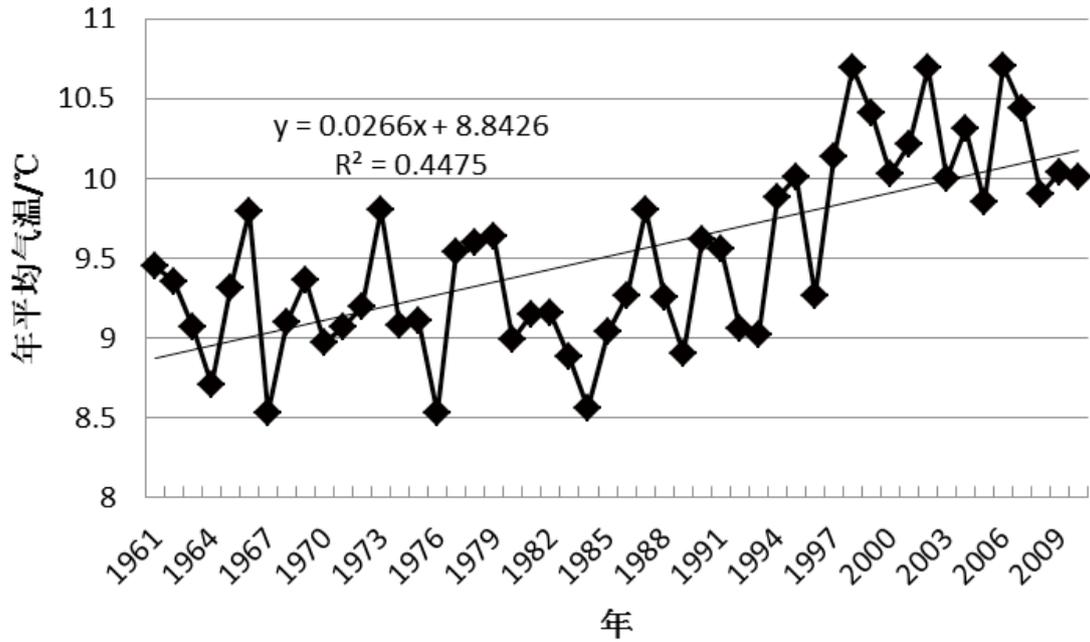


图 3-4 1961-2010 年秦岭地区年平均温度变化趋势

1961-2010年秦岭地区年平均温度具有极显著增加趋势($P < 0.01$), 增温速率约为 $0.027^{\circ}\text{C}/\text{a}$ (图 3-4)。

3.2.2 降水

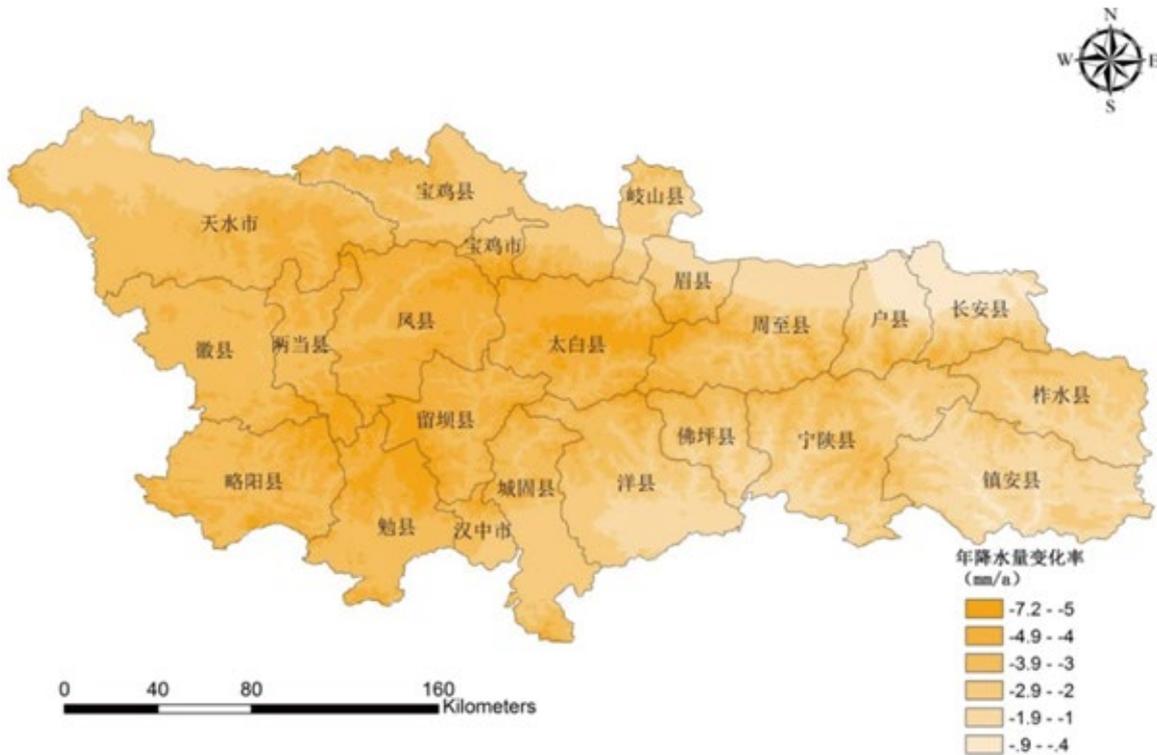


图 3-5 1961-2010 年秦岭地区年降水量变化空间格局

秦岭地区东部和南部地区年降水量增加速率较快, 西部和中部地区年降水量增加速率较慢(图 3-5)。

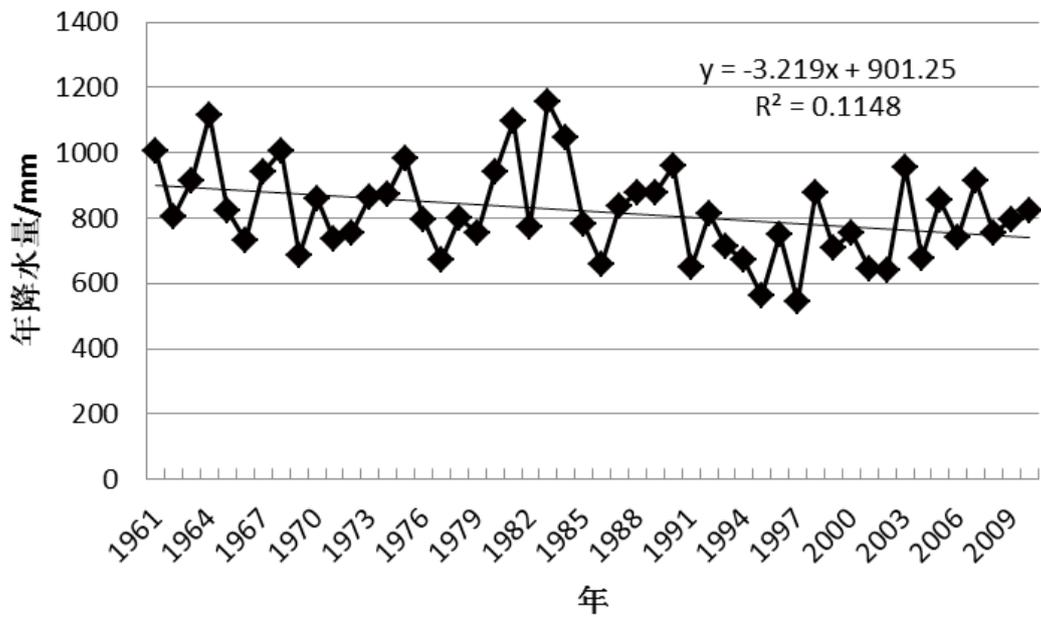


图 3-6 1961-2010 年秦岭地区年降水量变化趋势

1961-2010 年秦岭地区年降水量具有减少趋势，但未达到显著趋势。年降水量减少速率约为 -3.22mm/a 。其中 80 年该地区年降水量较高，90 年代降水量属于低谷期，2000 年以来年降水量有略微上升趋势（图 3-6）。

3.2.3 湿润指数

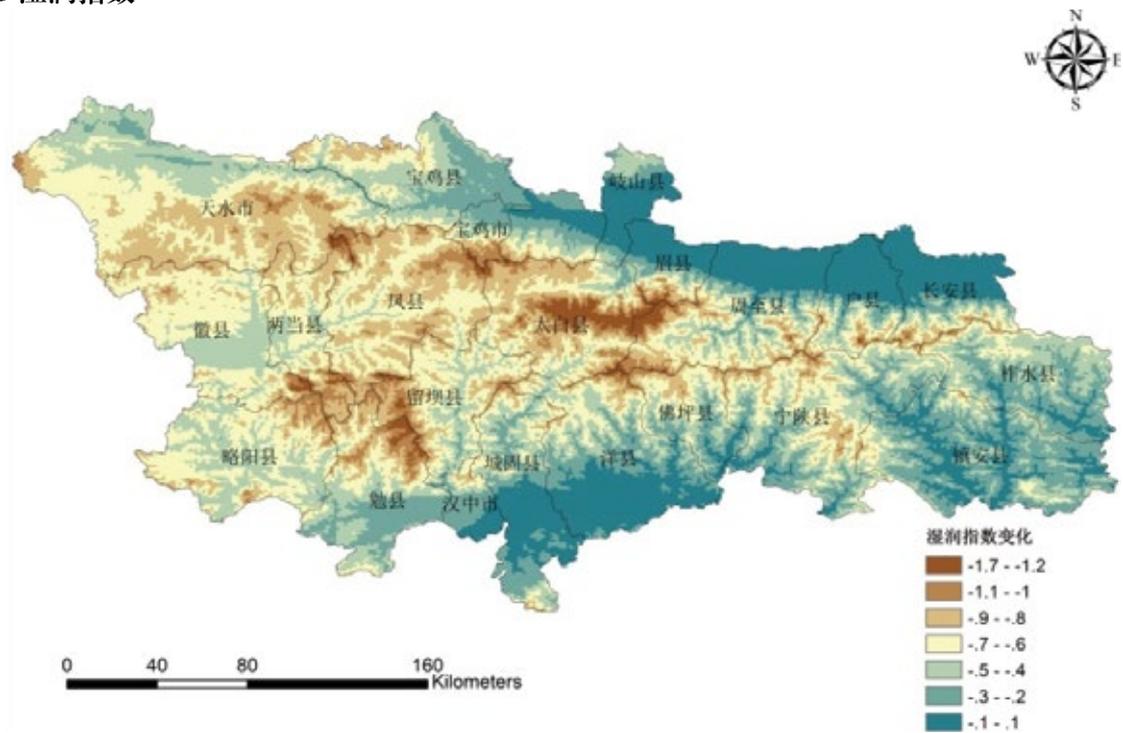


图 3-7 1961-2010 年秦岭地区湿润指数变化空间格局

秦岭地区东部和南部地区湿润指数下降速率较慢，西部和中部地区湿润指数下降速率较快（图 3-7）。

1961-2010年秦岭地区湿润指数具有下降趋势，但不显著，平均下降趋势为 $-0.56/a$ 。其中1980年该地区湿润指数较高，1990年代降水量属于低谷期，2000年以来年降水量有略微上升趋势(图3-8)。

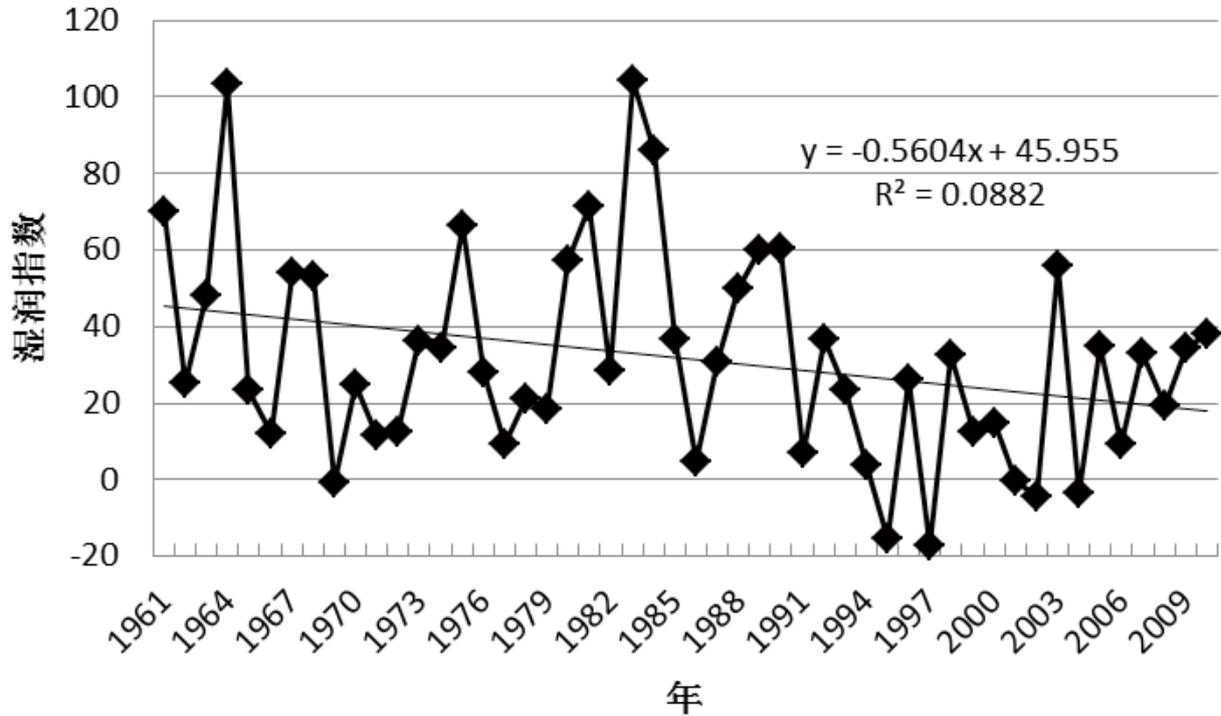


图 3-8 1961-2010 年秦岭地区湿润指数变化趋势

3.2.4 极端气候

利用研究区宝鸡、佛坪、镇安 3 个气象站 1971-2000 年的气象资料，选取干旱、暴雨、高温日和低温（霜冻）日 4 个极端气候指标（表 3-1），对研究区极端气候进行分析。

表 3-1 极端气候事件的类型及其定义

类型	定义	单位
干旱	小旱: 连续无降雨天数, 春季达 16~30 天、夏季 16~25 天、秋冬季 31~50 天; 中旱: 连续无降雨天数, 春季达 31~45 天、夏季 26~35 天、秋冬季 51~70 天; 大旱: 连续无降雨天数, 春季达 46~60 天、夏季 36~45 天、秋冬季 71~90 天; 特大旱: 连续无降雨天数, 春季在 61 天以上、夏季在 46 天以上、秋冬季在 91 天以上	d
暴雨	某时段日降水量 $\geq 50\text{mm}$	d
高温日	某时段日最高温度 $\geq 35^\circ\text{C}$ 的天数	d
低温（霜冻）日	某时段日最低温度低于 0°C 的天数	d

表 3-2 1971-2000 年研究区各气象站点干旱程度统计

气象台站	春	秋冬
	年份与天数	年份与天数
宝鸡	1994: 18d 2000: 16d	1975: 36d 1985: 32d 1994: 37d 1996: 36d
佛坪	-	-
镇安	1981: 16d	1998: 36d

通过对秦岭区 3 个气象站点统计分析（表 3-2），可知在夏季该区降水相对春季、秋冬季较丰富，未出现干旱情况。春旱虽在某些年份出现，但频率较少，在 1971-2000 年，全区仅在 1981 年、1994 年、1995 年和 2000 年出现小旱。秋冬干旱出现的频率相对较多，尤其是宝鸡地区，不过干旱程度均较小，为小旱水平。

由图 3-9 可知，该区 3 个气象站点年总降雨天数的变化趋势相对较一致，虽有所波动，但总体变化趋势相对平缓。

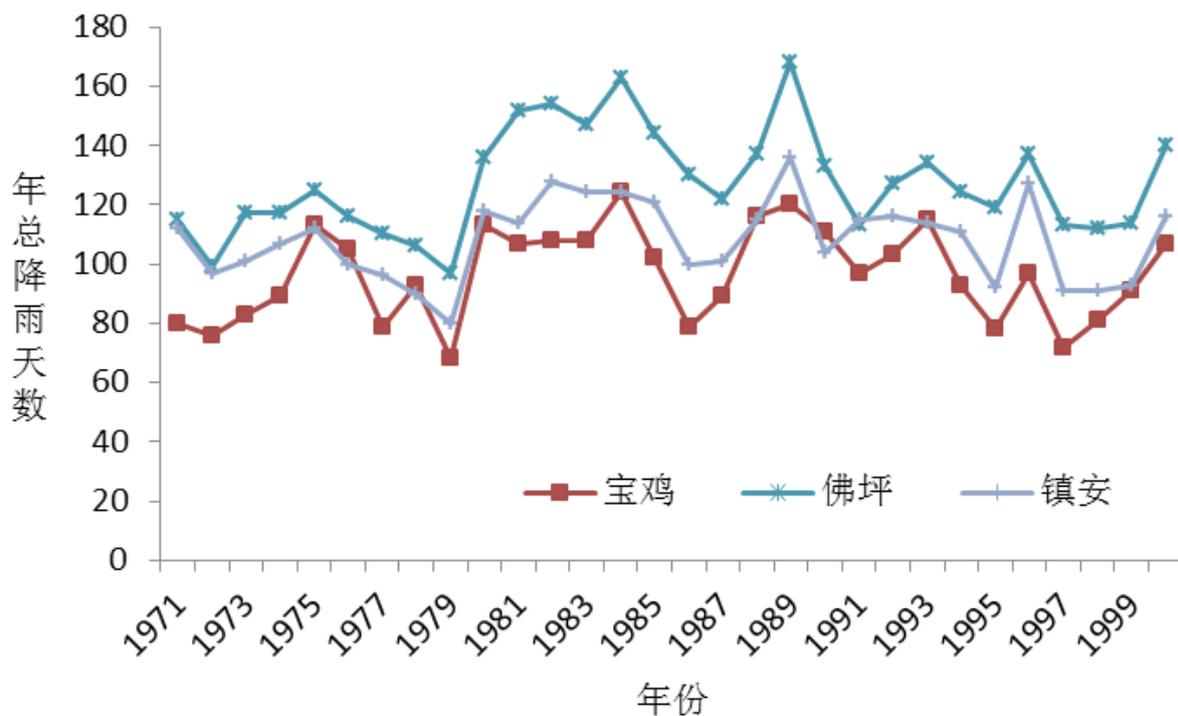


图 3-9 研究区年总降雨天数变化趋势

表 3-3 研究区不同时期各气象站点日降水量超过 50mm 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	1	1	2
佛坪	2	3	2
镇安	1	2	1

由表 3-3 可知, 秦岭区暴雨日数相对较少, 8 个气象站点平均每年约有 1-3d 日降水量超过 50mm。1971-2000 年间, 该区无极端降雨天气出现。

表 3-4 不同时期各气象站点日最高温度高于 35℃ 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	11	7	13
佛坪	0	3	5
镇安	2	6	13

由表 3-4 可知, 该区平均每年出现高温日天数在 15d 以下。

表 3-5 不同时期各气象站点日最低温度低于 0℃ 天数 (d)

气象台站	1970s	1980s	1990s
宝鸡	85	81	77
佛坪	83	85	74
镇安	79	71	67

由表 3-5 可知, 该区出现低温日天数相对较多, 1970s、1980s 宝鸡、佛坪两气象站点平均每年日最低温度低于 0℃ 的天数均超过了 80d, 但 1990s 以来, 宝鸡、佛坪和镇安 3 个气象站点平均每年出现的低温日数明显减少。

综上, 通过对干旱、暴雨、高温日和低温 (霜冻) 日 4 个极端气候指标研究表明, 1971-2000 年秦岭研究区并未出现极端干旱、暴雨、极端高温或极端低温等极端气候事件, 说明极端气候事件不是影响秦岭气候变化的关键, 从另一方面也说明, 我们应更好地把研究放在长期气候变化特征对于大熊猫种群的影响上。

3.3 近 50 年来岷山地区气候变化特征

3.3.1 温度

岷山地区年平均温度呈现东部高、西部低的分布格局，东部文县、青川县、平武县、北川县海拔较低、年平均气温较高，西部九寨沟县、松潘县、茂县海拔较高、年平均气温较低。年平均温度多年均值为 6.18°C ，最高值为 16.71°C ，最低值为 -7.66°C 。东部文县、青川县、平武县、北川县年平均温度分别为 9.73°C 、 12.56°C 、 8.49°C 、 10.56°C ，西部九寨沟县、松潘县、茂县年平均温度分别为 3.07°C 、 1.49°C 、 4.29°C 。

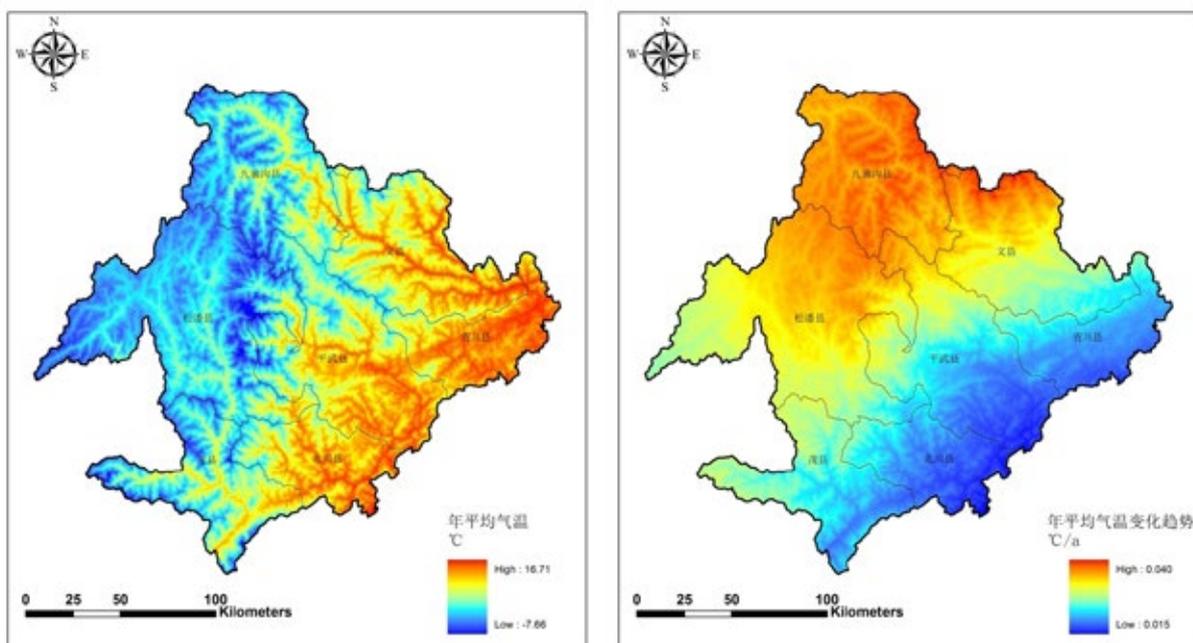


图 3-10 1961-2010 年岷山地区年平均温度分布格局 图 3-11 1961-2010 年岷山地区年平均温度变化趋势

近 50 年来岷山地区年平均温度变化趋势呈现东南部低、西北部高的分布格局，东南部茂县、青川县、平武县、北川县增温速率较低，西北部九寨沟县、松潘县、文县增温速率较高。多年平均温度变化趋势为 $0.028^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ，最高值为 $0.04^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ，最低值为 $0.015^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 。东南部茂县、青川县、平武县、北川县增温速率分别为 $0.024^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 、 $0.021^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 、 $0.024^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 、 $0.019^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ，西部九寨沟县、松潘县、文县增温速率分别为 $0.036^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 、 $0.031^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 、 $0.030^{\circ}\text{C}/\text{a}$ 。

近 50 年来岷山地区年平均温度增加速率为 $0.028^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ，增温趋势达到极显著水平 ($P < 0.01$)，增温幅度达到 1.4°C 。1976 年平均温度最低为 4.95°C ，2010 年平均温度最高为 7.25°C 。

3.3.2 年降水量

岷山地区年降水量呈现南部高、北部低的分布格局，南部青川县、平武县、北川县、松潘县、茂县年降水量较高，北部九寨沟县、文县年降水量较低。年降水量多年均值为 849.59mm ，最高值为 1390.61mm ，最低值为 529.53mm 。南部青川县、平武县、北川县、松潘县、茂县年降水量分别为

851.51mm、858.02mm、903.47mm、877.06mm、1016.54mm，北部九寨沟县、文县年降水量分别为734.97mm、754.12mm。

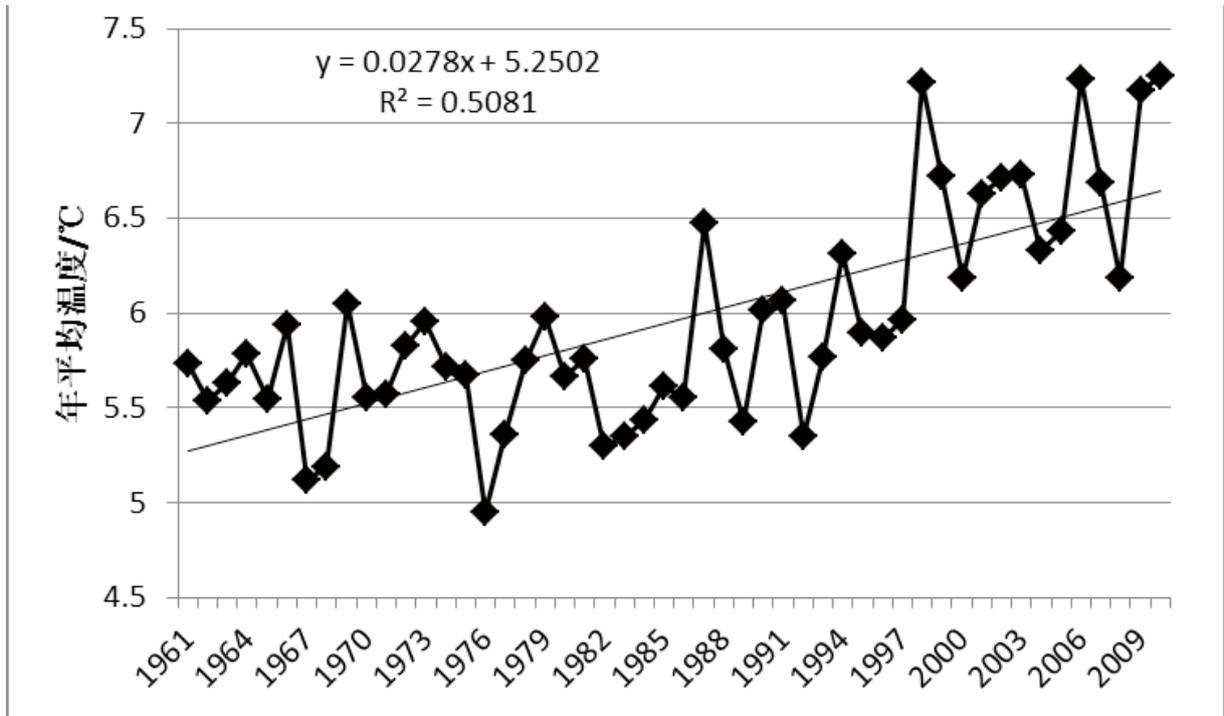


图 3-12 1961-2010 年岷山地区年平均温度变化

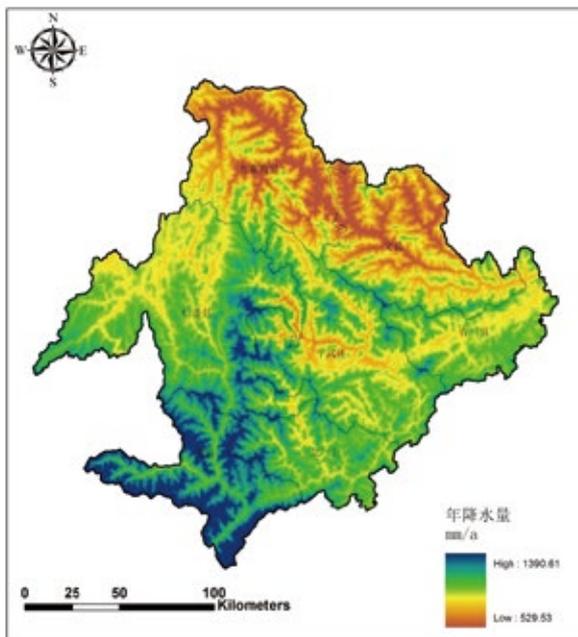


图 3-13 1961-2010 年岷山地区年降水量分布格局

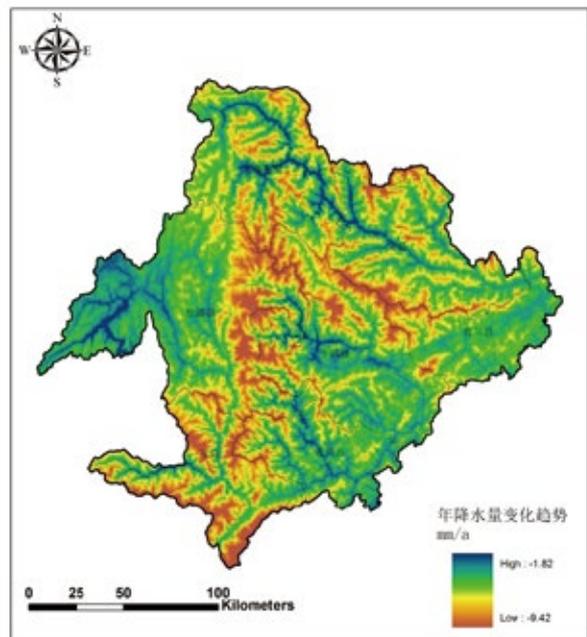


图 3-14 1961-2010 年岷山地区年降水量变化趋势

近 50 年来岷山地区年降水量变化趋势呈现高海拔地区低、低海拔地区高的分布格局。多年降水量变化趋势为 -4.17mm/a ，最高值为 -1.82mm/a ，最低值为 -9.42mm/a 。松潘县、平武县、北川县年降水量减少趋势较小，分别为 -4.81mm/a 、 -4.81mm/a 、 -4.44mm/a ，九寨沟县、文县、青川县、茂县年降水量减少趋势较大，分别为 -5.14mm/a 、 -5.71mm/a 、 -5.97mm/a 、 -5.63mm/a 。

1961–2010 年岷山地区年降水量减少速率为 -4.17mm/a ，下降趋势达到极显著水平（ $P < 0.01$ ），下降幅度达到 208.5mm 。2002 年降水量最低为 668.15mm ，1961 年降水量最高为 1200mm 。

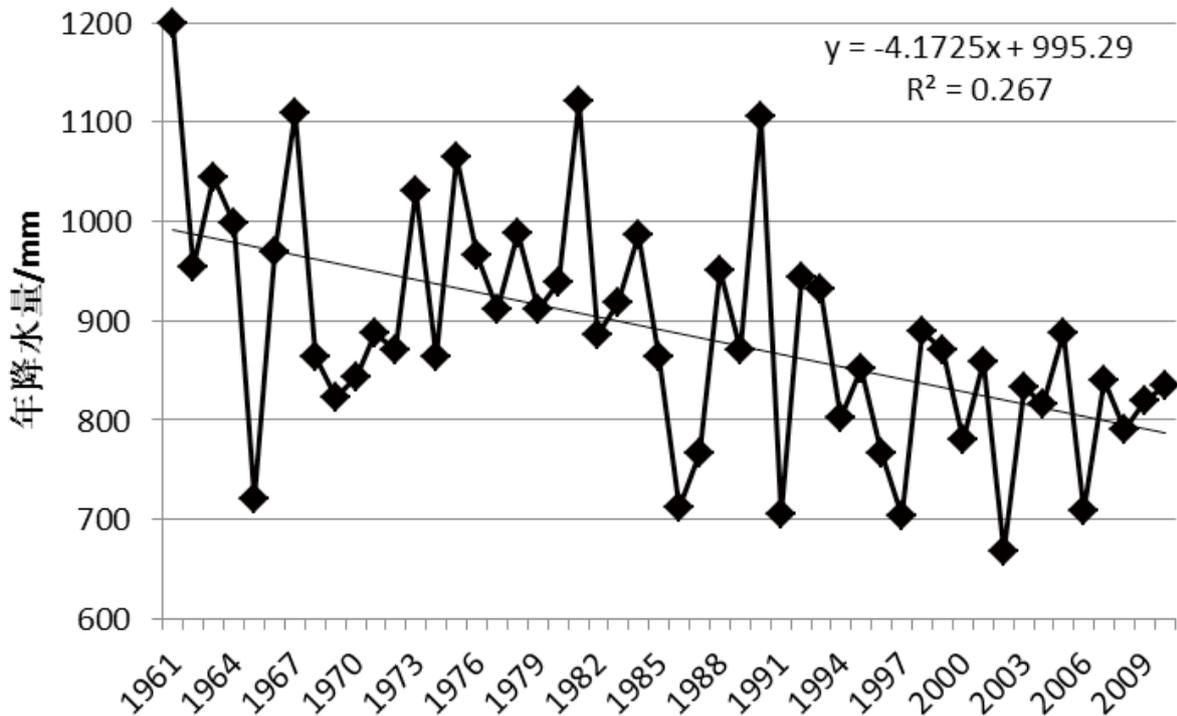


图 3-15 1961–2010 年岷山地区年降水量变化

3.3.3 潜在蒸散

国际上计算潜在蒸散的方法很多，其中 Penman 模型由于具有较坚实的物理基础，被广泛应用。本研究采用联合国粮农组织（FAO）1998 年对 Penman–Monteith 模型修订后的版本计算潜在蒸散（ E_0 ）：

$$E_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34 U_2)}$$

式中： R_n 为净辐射， G 为土壤通量， γ 为干湿常数， Δ 为饱和水汽压曲线斜率， U_2 为 2m 高处的风速， e_a 为实际水汽压， e_s 为平均饱和水汽压。净辐射是 Penman–Monteith 模型的基础。王懿贤（1981）采用 $a=0.248$ 和 $b=0.752$ 计算短波辐射，并采用 Penman 原式计算长波辐射，其结果较符合我国实际状况，本研究净辐射也采用该经验系数。 R_n 的计算公式如下：

$$R_n = 0.7 \times (0.248 + 0.752 \frac{n}{N}) R_s - \sigma \left[\frac{T_{\max,k}^4 + T_{\min,k}^4}{2} \right]^{0.5} - 0.3 \sqrt{e_a} (0.1 + 0.9 \frac{n}{N})$$

式中：

σ 为 Stefan-Boltzmann 常数 ($4.903 \times 10^{-9} \text{MJ} \cdot \text{K}^{-4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)， $T_{\max,k}$ 、 $T_{\min,k}$ 分别为绝对温标的最高和最低气温， n 为实际日照时数， N 为可照时数， R_{so} 为晴天辐射。

岷山地区潜在蒸散呈现东部高、西部低的分布格局，这可能是由于该区西部地区海拔较高、气候寒冷、温度较低，导致蒸散量较低。东部青川县、平武县、北川县、文县潜在蒸散较高，西部松潘县、茂县、九寨沟县潜在蒸散较低。潜在蒸散多年均值为 521.03mm，最高值为 713.02mm，最低值为 225.90mm。东部青川县、平武县、北川县、文县潜在蒸散分别为 603.18mm、523.10mm、593.97mm，西部松潘县、茂县、九寨沟县潜在蒸散分别为 472.18mm、459.27、526.62mm。

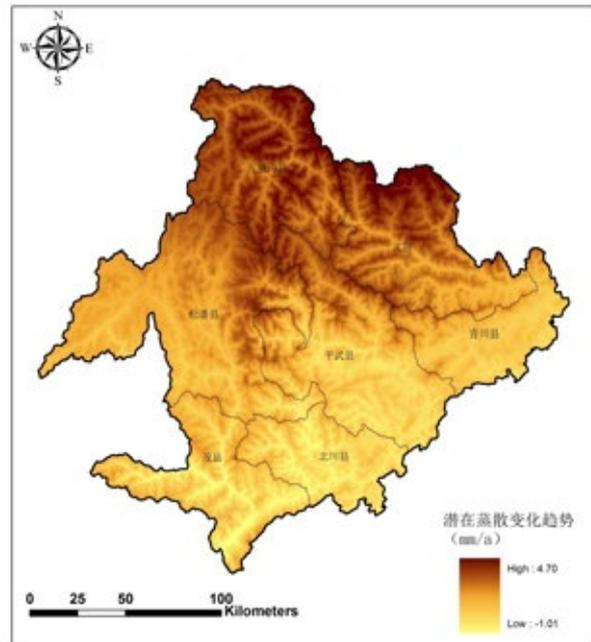
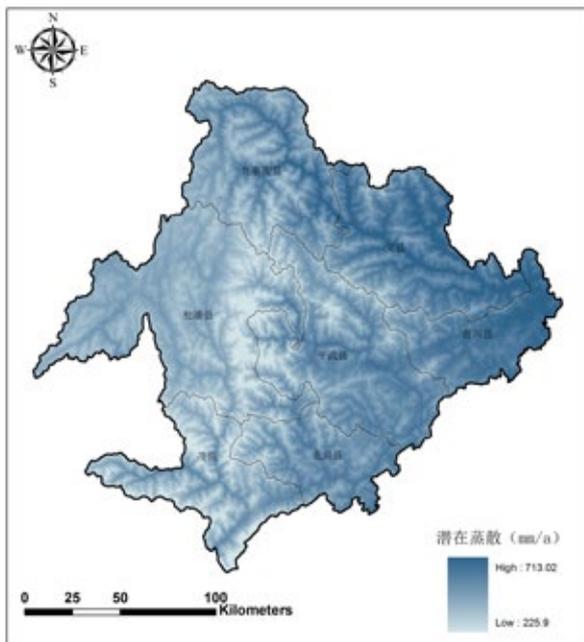


图 3-16 1961-2010 年岷山地区潜在蒸散格局 图 3-17 1961-2010 年岷山地区潜在蒸散变化趋势

近 50 年来岷山地区潜在蒸散变化趋势呈现南低、北高的分布格局。多年潜在蒸散变化趋势为 1.45mm/a，潜在蒸散不断上升，这可能是受全球温度升高的大环境影响所致。最高值为 4.70mm/a，最低值为 -1.01mm/a。青川县、北川县、茂县潜在蒸散升高趋势较小，分别为 0.87mm/a、0.30mm/a、0.54mm/a，九寨沟县、松潘县、平武县、文县潜在蒸散升高趋势较大，分别为 2.69mm/a、1.50mm/a、1.04mm/a、2.23mm/a。

1961-2010 年岷山地区潜在蒸散呈现上升趋势，上升速率为 1.45/a，上升趋势达到极显著水平 ($P < 0.01$)，上升幅度达到 72.28mm。1962 年潜在蒸散最低为 448.12mm，2006 年潜在蒸散最高为 609.03mm。

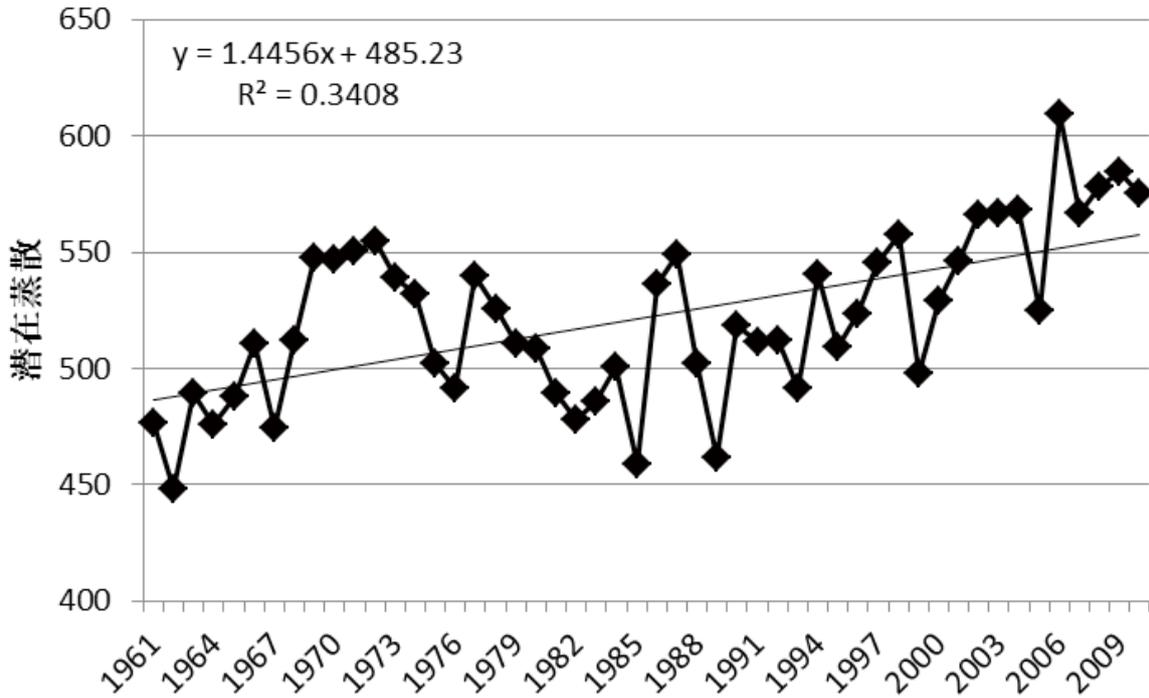


图 3-18 1961-2010 年岷山地区潜在蒸散变化过程

3.3.4 湿润指数

Thornthwaite 认为在潜在蒸散的基础上，可用湿润指数来指示气候的湿润程度，并提出了下列计算湿润指数（ I_m ）的公式：

$$I_m = 100\% \times \left(\frac{P}{E_0} - 1 \right)$$

式中：P 为降水量， E_0 为潜在蒸散。本研究采用此式计算湿润指数来定量表示区域湿润程度。

岷山地区湿润指数呈现南部高、北部低的分布格局，北部青川县、平武县、北川县、九寨沟县、文县湿润指数较低，南部松潘县、茂县湿润指数较高。湿润指数多年均值为 55.83，最高值为 180.63，最低值为 -14.74。北部青川县、平武县、北川县、九寨沟县、文县湿润指数分别为 42.44、55.31、60.93、39.01、32.16，南部松潘县、茂县湿润指数分别为 68.05、90.42。

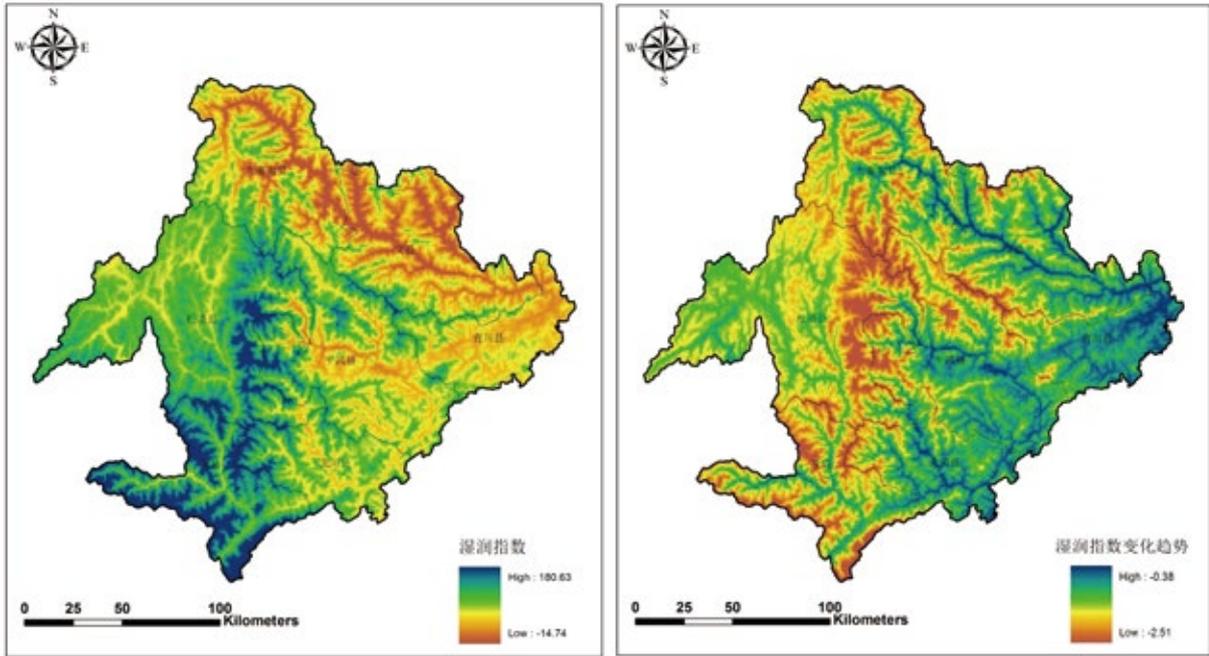


图 3-19 1961-2010 年岷山地区湿润指数格局 图 3-20 1961-2010 年岷山地区湿润指数变化趋势

近 50 年来岷山地区湿润指数变化趋势呈现高海拔地区低、低海拔地区高的分布格局。多年湿润指数变化趋势为 $-1.02/a$ ，湿润程度不断下降。最高值为 $-0.38/a$ ，最低值为 $-2.51/a$ 。青川县、北川县、文县湿润指数下降趋势较小，分别为 $-0.79/a$ 、 $-0.90/a$ 、 $-0.96/a$ ，九寨沟县、茂县、松潘县、平武县湿润指数下降趋势较大，分别为 $-1.18/a$ 、 $-1.26/a$ 、 $-1.22/a$ 、 $-1.03/a$ 。

1961-2010 年岷山地区湿润指数呈现下降趋势，下降速率为 $-1.02/a$ ，下降趋势达到极显著水平 ($P < 0.01$)，下降幅度达到 51。2006 年湿润指数最低为 16.74，1961 年湿润指数最高为 128.93。

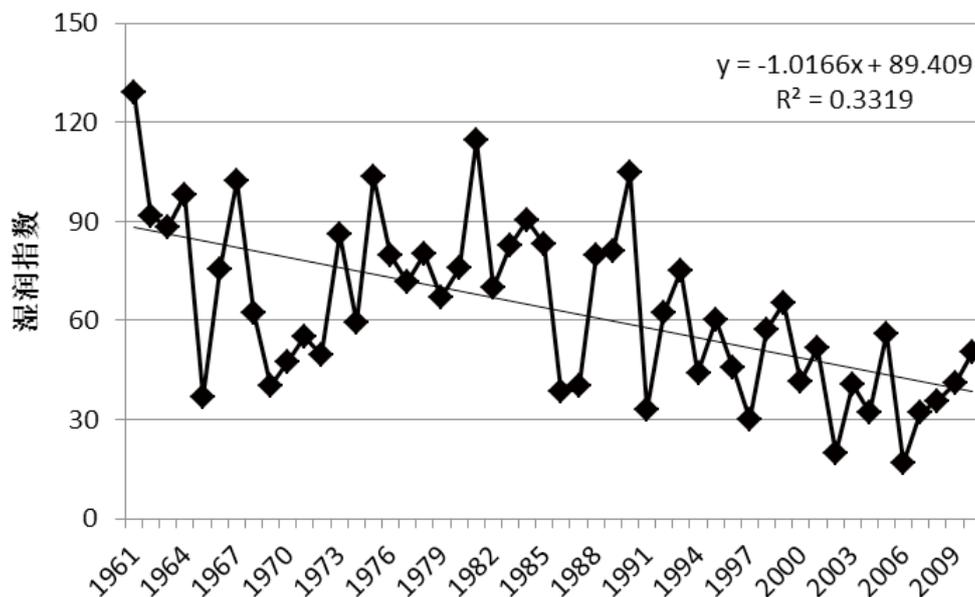


图 3-21 1961-2010 年岷山地区湿润指数变化过程

3.4 秦岭地区未来气候

进行气候变化预估，首先需要有未来温室气体的排放情景，排放情景通常是根椐一系列因子假设而得到，包括人口增长，经济发展，技术进步，环境条件，全球化，公平原则等。IPCC 第五次评估报告采用了新一代情景，称为“典型浓度目标”（Representative Concentration Pathways, RCPs）情景。4 种情景分别称为 RCP8.5 情景、RCP6 情景、RCP4.5 情景、RCP2.6 情景。其中，前 3 个情景大体同 2000 年方案 SRES A2、A1B 和 B1 相对应。

本项目选择德国马普气象研究所的 MPI-ESM-LR 气候模式 RCP4.5 情景结果进行研究。该模式参加了 CMIP5 模式比较计划。CMIP5 中的模式代表了目前相关领域的最高水平，而且通过多模式结果的集合及分析，可以给出未来变化的范围，为影响评估和适应对策服务提供了基础数据。MPI-ESM-LR 大气模式采用 T63 网格，分辨率为 $1.9^{\circ} \times 1.9^{\circ}$ ，垂直方向 47 层；海洋模式采用双极网格，分辨率为 $1.5^{\circ} \times 1.5^{\circ}$ ，垂直方向 40 层；陆面模式采用动态植被过程。本项目使用该模式模拟得到的气候变化未来情景数据的空间分辨率为 1km。但需要注意的是，由于计算机条件限制，尽管 CMIP5 模式的水平分辨率有所提高，但对于如东亚季风气候等的模拟仍存在不足和误差。

3.4.1 秦岭地区 2050 年气候

2050 年代秦岭地区年平均温度呈现中部低、南北高的分布格局，这可能是由于中部海拔高的缘故。年平均温度为 13.02°C ，最高为 18.1°C ，最低为 1.1°C ，比 1961–2010 年增加了 3.50°C ，比 2000–2010 年增加了 2.80°C 。

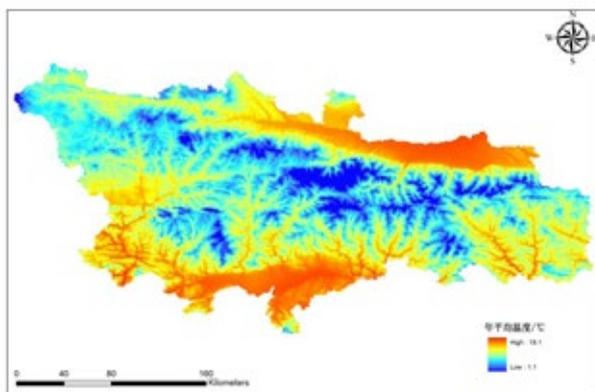


图 3-29 2050 年代秦岭地区年平均温度格局

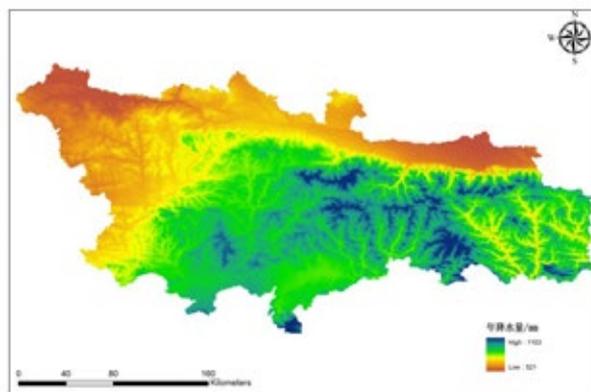


图 3-30 2050 年代秦岭地区年降水量格局

2050 年代秦岭地区年降水量呈现东南部高、西北部低的分布格局，年降水量为 757.97mm ，最高为 1103mm ，最低为 521mm ，比 1961–2010 年减少了 61.20mm ，比 2000–2010 年减少了 21.66mm 。

2050 年代秦岭地区潜在蒸散呈现中部低、南北高的分布格局，潜在蒸散为 805.11mm ，最高为 1069.83mm ，最低为 382.20mm ，比 1961–2010 年增加了 182.95mm ，比 2000–2010 年增加了 164.05mm 。

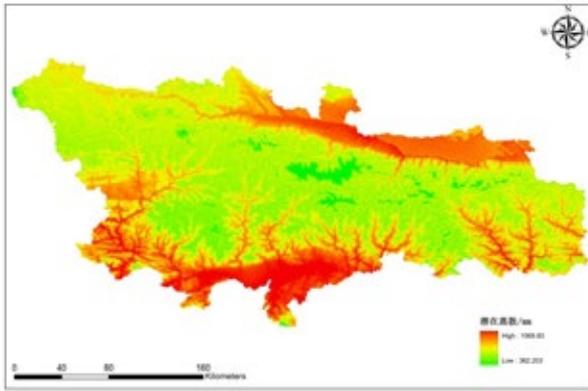


图 3-31 2050 年代秦岭地区潜在蒸散格局

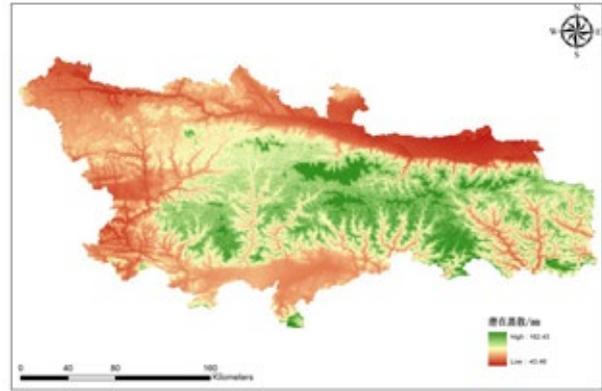


图 3-32 2050 年代秦岭地区湿润指数格局

2050 年代秦岭地区湿润指数呈现中部和东部高、南北和西部低的格局。湿润指数均值为 -5.99 ，最高为 162.43 ，最低为 -43.46 ，比 1961–2010 年减少了 37.65 ，比 2000–2010 年减少了 27.60 。

3.4.2 秦岭地区 2070 年气候

2070 年代秦岭地区年平均温度呈现中部低、南北高的分布格局，与海拔高度有关。年平均温度为 13.16°C ，最高为 18.3°C ，最低为 1.3°C ，比 1961–2010 年增加了 3.64°C ，比 2000–2010 年增加了 2.95°C 。

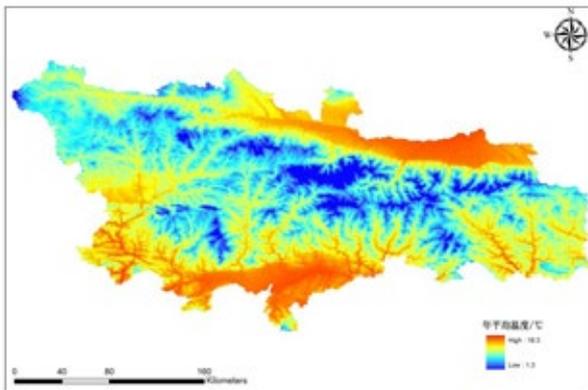


图 3-33 2070 年代秦岭地区年平均温度格局

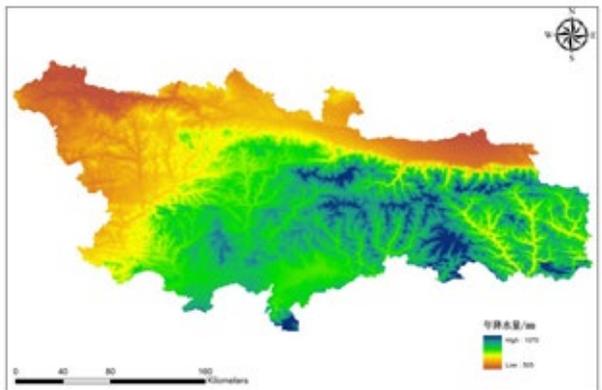


图 3-34 2070 年代秦岭地区年降水量格局

2070 年代秦岭地区年降水量呈现东南部高、西北部低的分布格局，年降水量为 741.47mm ，最高为 1070mm ，最低为 505mm ，比 1961–2010 年减少了 77.69mm ，比 2000–2010 年减少了 38.15mm 。

2070 年代秦岭地区潜在蒸散呈现中部低、南北高的分布格局，潜在蒸散为 810.60mm ，最高为 1078.42mm ，最低为 391.88mm ，比 1961–2010 年增加了 188.44mm ，比 2000–2010 年增加了 169.54mm 。

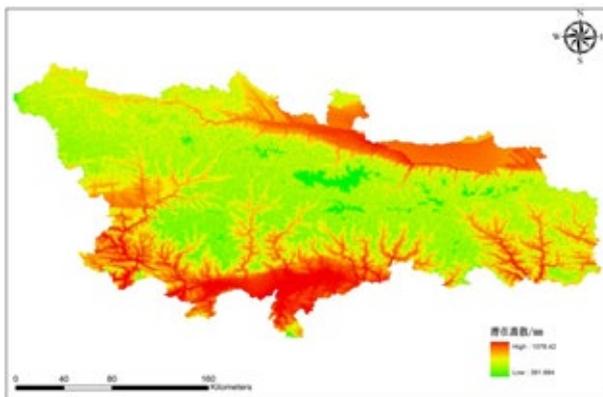


图 3-35 2070 年代秦岭地区潜在蒸散格局

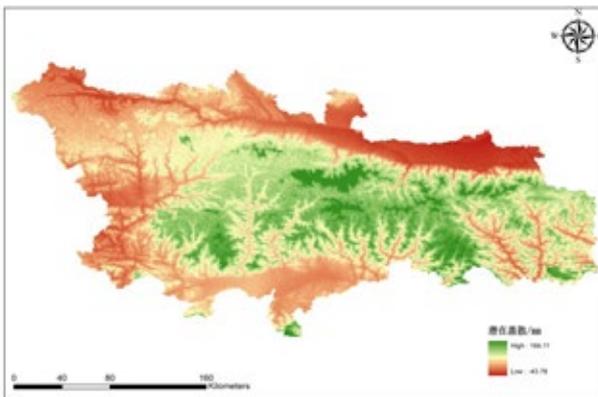


图 3-36 2070 年代秦岭地区湿润指数格局

2070 年代秦岭地区湿润指数呈现中部和东部高、南北和西部低的格局。湿润指数均值为 -4.54，最高为 164.11，最低为 -43.78，比 1961-2010 年减少了 36.21，比 2000-2010 年减少了 26.16。

3.5 岷山地区未来气候

3.5.1 岷山地区 2050 年气候

2050 年代岷山地区年平均温度呈现东部高、西部低的分布格局，这可能是由于西部海拔高的缘故。年平均温度为 9.28℃，最高为 19.3℃，最低为 -4.8℃，比 1961-2010 年增加了 3.1℃，比 2000-2010 年增加了 2.54℃。

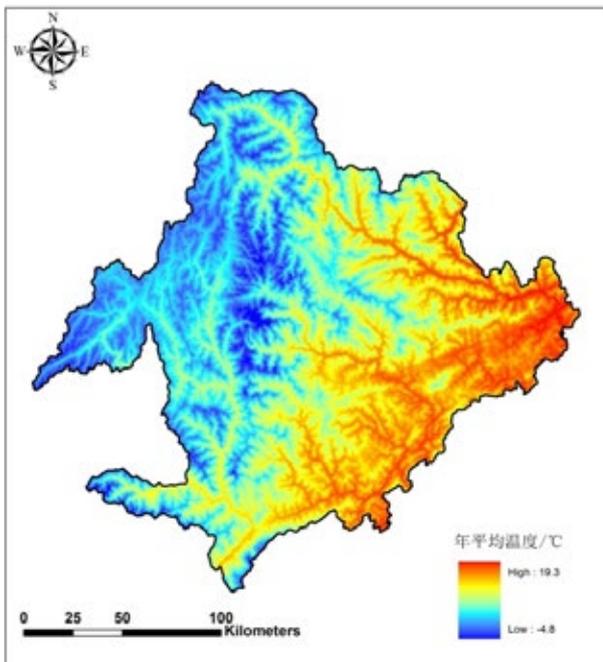


图 3-29 2050 年代岷山地区年平均温度格局

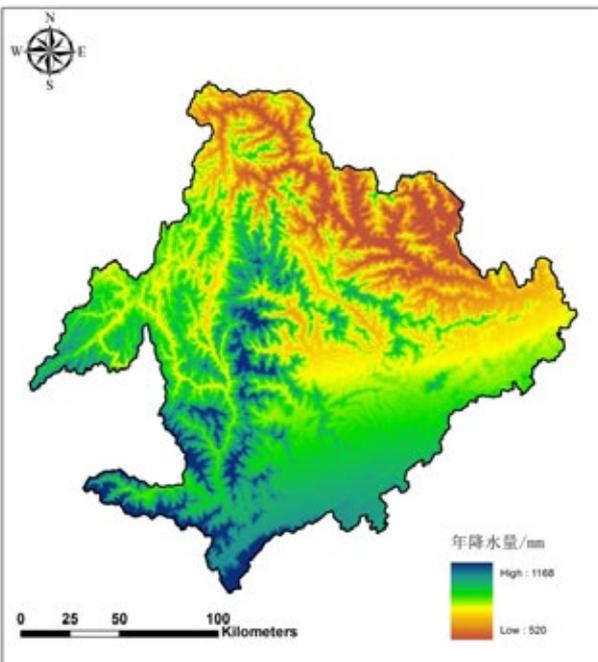


图 3-30 2050 年代岷山地区年降水量格局

2050 年代岷山地区年降水量呈现南部高、北部低的分布格局，年降水量为 787.94mm，最高为 1168mm，最低为 520mm，比 1961-2010 年减少了 61.66mm，比 2000-2010 年减少了 18.18mm。

2050 年代岷山地区潜在蒸散呈现东部高、西部低的分布格局，潜在蒸散为 637.06mm，最高为 1138.33mm，最低为 126.70mm，比 1961–2010 年增加了 115.97mm，比 2000–2010 年增加了 68.48mm。

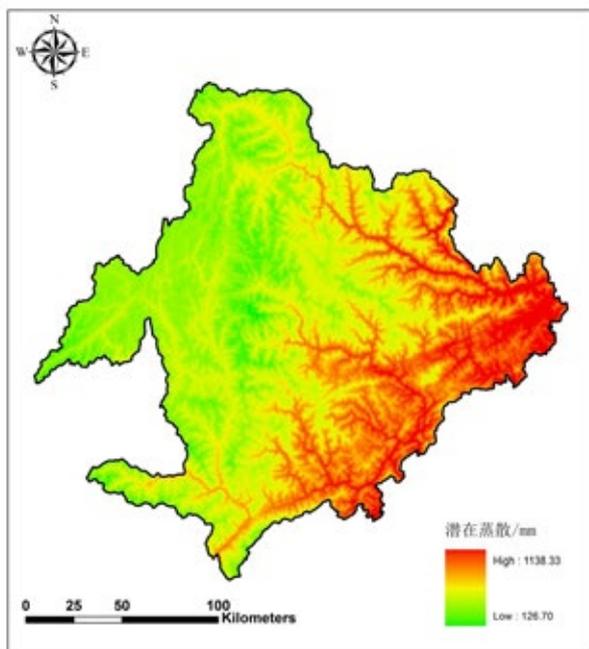


图 3-31 2050 年代岷山地区潜在蒸散格局

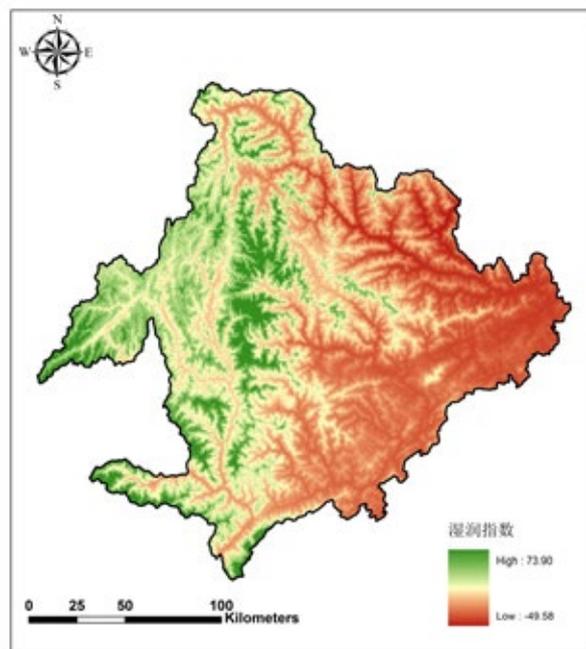


图 3-32 2050 年代岷山地区湿润指数格局

2050 年代岷山地区湿润指数分布格局与潜在蒸散大致相反，东部低、西部高，湿润指数均值为 39.43，最高为 73.90，最低为 -49.58，比 1961–2010 年减少了 16.4，比 2000–2010 年增加了 1.82。

3.5.2 岷山地区 2070 年气候

2070 年代岷山地区年平均温度呈现东部高、西部低的分布格局，年平均温度为 9.43℃，最高为 19.5℃，最低为 -4.7℃，比近 50 年增加了 3.25℃，比 2000–2010 年增加了 2.69℃。

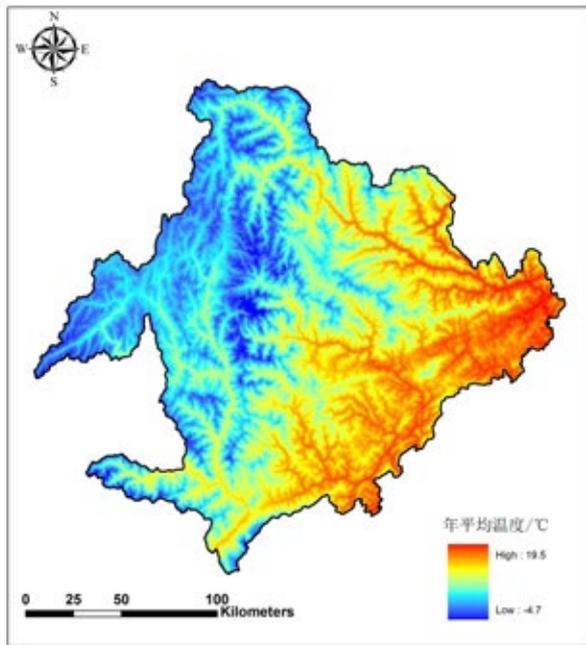


图 3-33 2070 年代岷山地区年平均温度格局

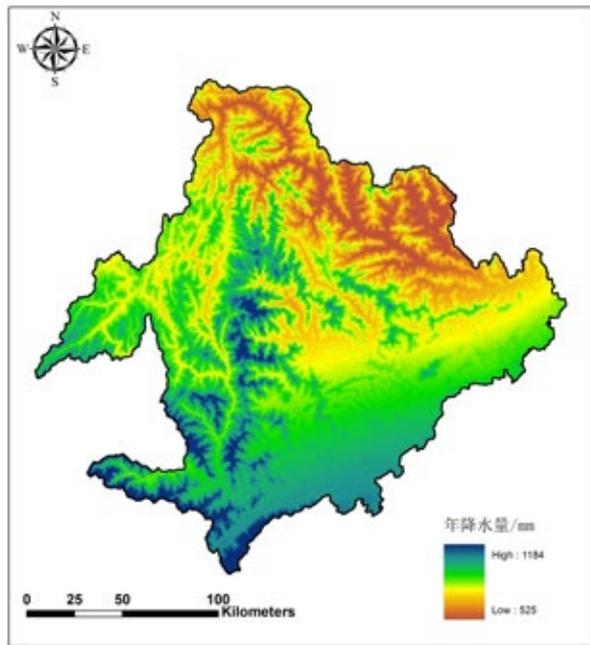


图 3-34 2070 年代岷山地区年降水量格局

2070 年代岷山地区年降水量呈现南部高、北部低的分布格局，年降水量为 793.00mm，最高为 1184mm，最低为 525mm，比 1961-2010 年减少了 56.60mm，比 2000-2010 年减少了 13.12mm，比 2050 年增加了 5.06mm。

2070 年代岷山地区潜在蒸散呈现东部高、西部低的分布格局，潜在蒸散均值为 645.88mm，最高为 1143.98mm，最低为 139.96mm，比近 50 年增加了 124.85mm，比 2000-2010 年增加了 77.36mm。

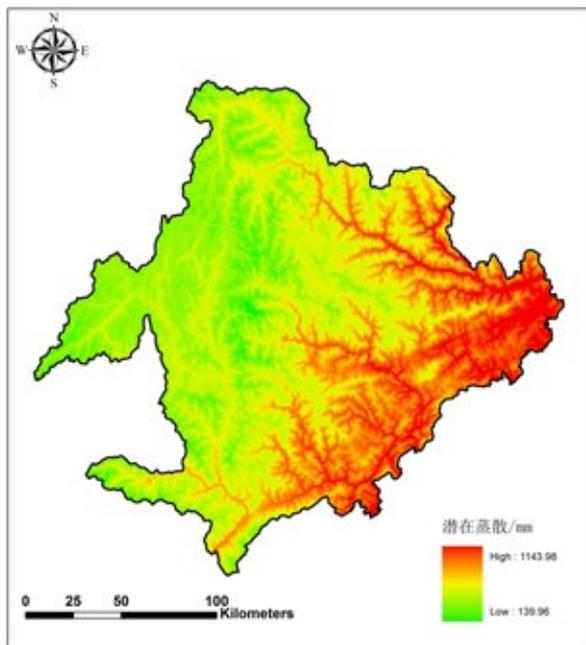


图 3-35 2070 年代岷山地区潜在蒸散格局

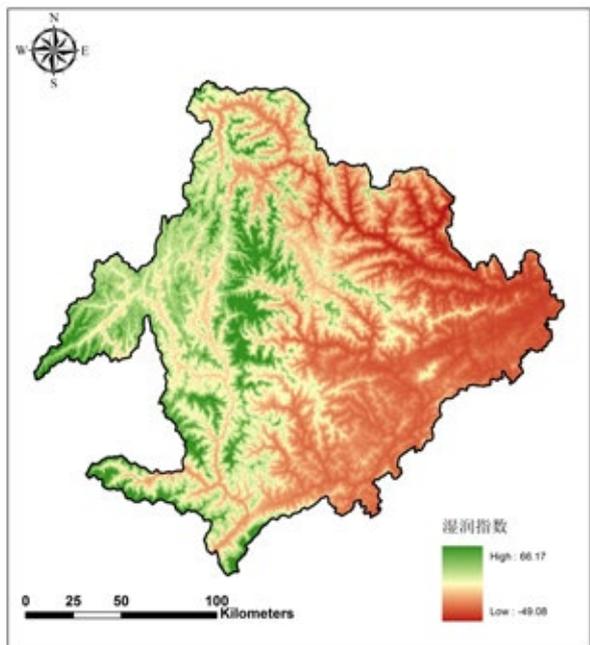


图 3-36 2070 年代岷山地区湿润指数格局

2070 年代岷山地区湿润指数分布格局与潜在蒸散大致相反，东部低、西部高，湿润指数均值为 37.42，最高为 66.17，最低为 -49.08，比 1961-2010 年减少了 18.41，比 2000-2010 年减少了 0.19。

4. 大熊猫栖息地的基本特征

4.1 秦岭大熊猫栖息地特征

从大的地理分布格局看，秦岭大熊猫栖息地主要位于秦岭山脉主峰太白山以南地区，呈现 5 个相对隔离的斑块，由东到西分别称之为平河梁栖息地、天华山 + 锦鸡梁栖息地、兴隆岭 + 太白山栖息地、牛尾河栖息地和屋梁山栖息地（图 4-1）。其中平河梁和天华山 + 锦鸡梁栖息地是由于森林采伐和农业生产而造成隔离；天华山 + 锦鸡梁和兴隆岭 + 太白山栖息地是由于 108 国道的修建以及国道沿线的人居活动而造成隔离；凤县屋梁山栖息地与其它栖息地隔离程度最大，其主要原因是农业生产。在这 5 块栖息地中，兴隆岭 + 太白山栖息地的面积最大，其次是天华山 + 锦鸡梁栖息地，屋梁山栖息地的面积最小。天华山 + 锦鸡梁栖息地、兴隆岭 + 太白山栖息地和牛尾河栖息地构成陕西秦岭大熊猫栖息地的主体部分。

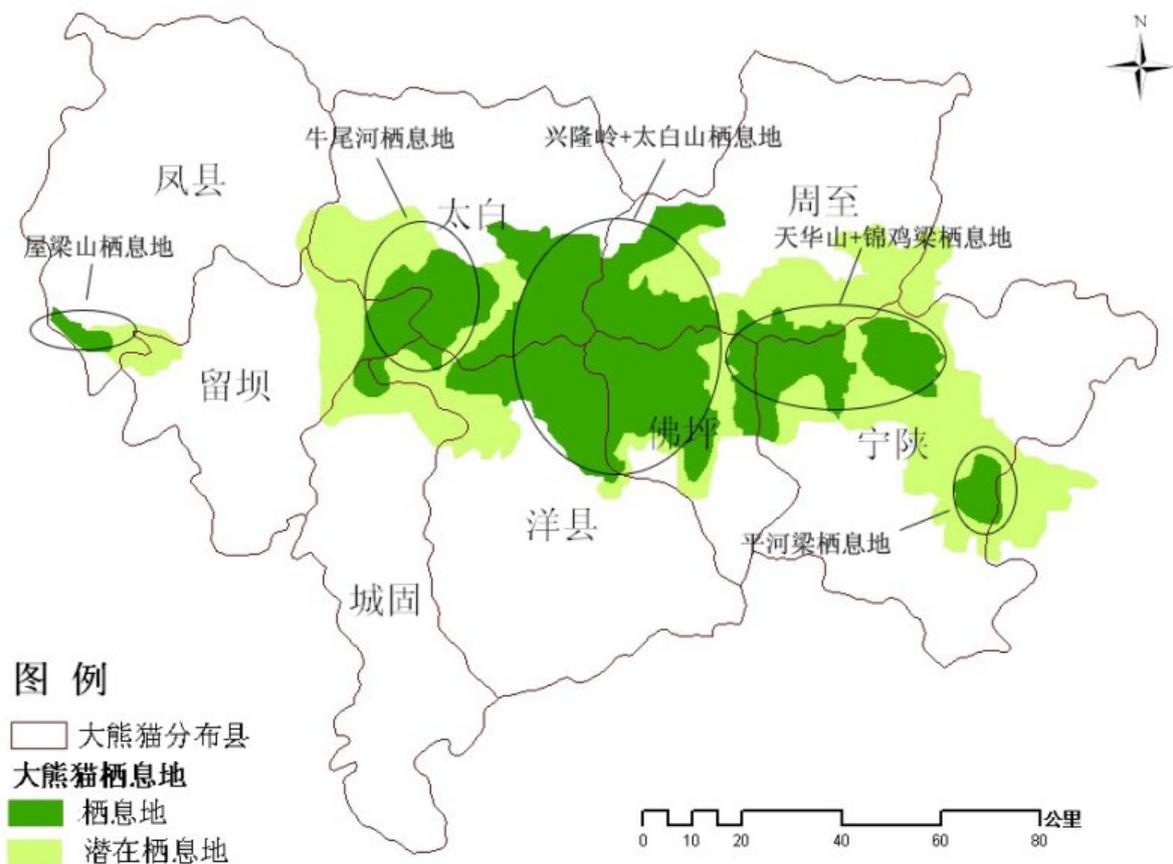


图 4-1 秦岭大熊猫主要栖息地斑块示意图

4.1.1 环境要素

秦岭大熊猫主分布区处于亚热带与暖温带交错地带，气候既有亚热带较暖的特征，又有暖温

带冬季温度较低的特点。同时，该地区大部分处在东南季风的迎风面和西南季风的北缘，水分条件较为充足。研究区年平均气温在 7.9–14.5℃ 之间，其中位于秦岭南坡的洋县、城固年平均气温高于 14℃，秦岭北坡的太白最低为 7.9℃，其他在 11.5–14℃ 之间；各站点的气温以 1 月份最低，为 -4.1–7.4℃，7 月份最高，为 14.5–25.5℃。从四季的平均气温来看，研究区四季气温温差明显，位于秦岭南坡的佛坪、宁陕、留坝、洋县、城固普遍高于北坡的凤县和太白，周至虽位于北坡，但由于其海拔低受人类活动影响较大，所以气温仍较高。气象站点的多年平均降水量范围在 615.3–904 mm 之间，其空间分布也有所差异，位于秦岭南坡的佛坪降水量最大，为 904 mm。从降水的季节分配看，全年降水量主要集中在夏季，占全年降水量的 50–60%，秋季降水量高于春季，占全年降水的 20% 左右，而冬季降水最少，其空间分布特点与气温类似。

表 4-1 秦岭大熊猫主分布区近 40 年气候特点

气候指标	北坡			南坡				
	凤县	太白	周至	佛坪	留坝	洋县	城固	宁陕
年平均气温 /℃	11.5	7.9	13.7	11.8	11.5	14.5	14.3	12.3
7 月平均气温 /℃	22.6	19.2	26.6	22.2	22.1	25.8	25.5	23.2
1 月平均气温 /℃	-0.5	-4.3	0.0	0.8	0.3	2.3	2.3	0.7
春季平均气温 /℃	12.3	8.6	14.4	12.2	11.9	14.8	14.7	12.7
夏季平均气温 /℃	21.6	18.1	25.5	21.3	21.1	25.0	24.7	22.2
秋季平均气温 /℃	11.4	8.0	13.6	11.9	11.4	14.6	14.5	12.3
冬季平均气温 /℃	0.8	-3.0	1.5	1.9	1.5	3.5	3.5	2.0
年平均降水量 /mm	615.3	722.3	618.6	904.0	828.5	797.7	780.8	897.7
春季平均降水量 /mm	118.1	143.1	140.4	173.1	163.1	170.9	166.2	169.7
夏季平均降水量 /mm	319.7	359.4	254.6	457.2	412.0	355.9	356.9	443.3
秋季平均降水量 /mm	169.5	203.5	200.8	249.4	231.2	250.3	235.7	259.9
冬季平均降水量 /mm	8.0	16.2	22.8	24.3	22.2	20.6	22.1	24.8

由表 4-1 可以看出，大熊猫分布区气候较为温和，具有一定的空间分布规律，即位于秦岭南坡的佛坪、宁陕、留坝、洋县、城固的气温和降水量高于北坡的凤县太白和周至，这在一定程度上反映了秦岭南坡更加暖湿的气候条件，这也使得秦岭南坡的植被更为丰富，更适宜大熊猫可食竹的生长，从而有利于大熊猫的生存。

秦岭大熊猫通常分布在海拔 1100–3000m 之间的海拔范围之间。分布区内地貌类型复杂，主要由中山和亚高山组成，在地质上属秦岭褶皱地带，河谷深切，河流众多，呈不对称的树枝状分布。而且，大熊猫随季节变化有垂直移动的现象，这可能与大熊猫的撵笋习性有关（周世强和黄金燕，2005）。秦岭大熊猫的夏居地在秦岭主脊南坡海拔 2200–2800m 的亚高山针叶林带 + 秦岭箭竹林，冬居地在海拔 1400–1800m 的针阔混交林带 + 巴山木竹林，1800–2200m 为大熊猫的过渡生境（图 4-2）。雍严格等（1994）研究指出，佛坪保护区每年 10 月以后，高海拔地区的秦岭箭竹开始卷缩，高海拔秦岭箭竹林从此进入冬季，而在海拔 1800m 以下地区的巴山木竹依然青翠，大熊猫下移至冬居地，主要取食巴山木竹。在海拔 1300m 栖息地的巴山木竹林，每年从 4 月中旬开始长出新笋，此时大熊猫向更低海拔移动取食，再依竹笋分布的升高慢慢向上移动。6 月初，巴山木竹竹笋木质化越来越高，大熊猫便由巴山木竹林逐渐向秦岭箭竹林移动，此时秦岭箭竹新笋已长到 20–40cm，正好为移动上来的大熊猫食用。

从已有的研究结果可知，大熊猫对地形中的坡向、坡度、坡位等要素均有一定的取向性，通常喜欢在坡向向阳、坡度较为平缓、坡位适中的坡面上栖息，因为这些因素不但影响大熊猫正常的活动范围，而且影响大熊猫的取食和饮水策略。从秦岭已有的老县城、佛坪、观音山、太白、周至 5 个大熊猫保护区调查研究结果发现，不管是大熊猫夏居地，还是冬居地，都基本遵循这一规律（表 4-2）。在坡向上，5 个保护区各个坡向分布比较接近，分布面积均为阳坡 > 阴坡 > 半阳半阴坡，相对而言，阳坡分布面积比例：老县城 > 佛坪 > 观音山 > 太白 > 周至，这是由于老县城、佛坪、观音山地处秦岭南坡，而太白大部分面积和周至地处秦岭北坡的缘故。在坡度上，三个保护区分布也比较相似， 0° – 20° 和 20° – 40° 两个坡度范围占了栖息地总面积的绝大部分， 40° 以上的栖息地面积很少分布，总体不到栖息地总面积的 5%；其中 0° – 20° 这个坡度范围所占的栖息地面积最大，约占到 48.4%–64.3%，达到了栖息地面积的一半以上，在这个坡度范围内，5 个保护区分布面积比例是老县城 > 佛坪 > 观音山 > 周至 > 太白，说明老县城、佛坪、观音山在地势上要比周至、太白缓和的多，即南坡比北坡缓和，更有利于大熊猫栖息。在坡位上，5 个保护区差异比较明显，太白、周至和佛坪保护区不管是大熊猫的夏居地，还是冬居地，均以坡面的分布面积最多，而在老县城和观音山保护区，大熊猫的夏居地以坡面的分布面积最多，冬居地却以沟谷的分布面积最多，但总体来看，随着海拔的上移，沟谷系统的分布面积有所下降，而栖息地坡面和山脊系统的分布面积相应的有所增加，说明大熊猫在夏季主要以坡面栖息为主，冬季则以沟谷和下坡面为主。

4.1.2 生物要素

从植被类型来说，大熊猫喜欢活动于森林中，其中在针叶林及针阔混交林植被型中大熊猫的活动频率最大，阔叶林次之，在灌丛及其他植被类型的活动频率很小（胡锦矗，2001；申国珍等，2004）。但随山系自然条件和大熊猫习性的不同，各山系大熊猫活动的植被类型也有差异（张泽钧等，2002）。在秦岭大熊猫栖息地植被类型的划分研究方面，黄可等将秦岭太白山自然保护区的植

被分为针叶林，落叶阔叶林，针阔叶混交林，高山灌丛，高山草甸 5 个植被类型 14 个群系；傅志军（1996）将太白山植被划分为寒温性针叶林，温性针叶林，落叶阔叶林，灌丛草甸和水生植物 6 个植被类型 5 个植被亚型 51 个主要群系；沈茂才（2001）等通过对秦岭田峪河流域进行调查研究后，将该区植被划分成 5 个类型 8 个群系；车生泉等（1999）将秦岭石瓮山地区的植被划分为 3 个植被型组、9 个植被型、10 个植被亚型、16 个群系组和 41 个群系；杨兴中等（1997）通过对佛坪大熊猫夏季栖居地植物群落进行抽样调查后，将栖居地植物群落划分为 3 个群丛、6 个亚群丛；太白山

图 4-2 秦岭大熊猫典型生境



大熊猫粪便一

胡理乐 摄



大熊猫粪便二

胡理乐 摄



红外相机拍摄的野生大熊猫

胡理乐 提供



乔木层郁闭度



坡度



竹子盖度

自然保护区管理局根据太白山大熊猫栖息地植被的调查结果，将该区植被分为针叶林植被型组、阔叶林植被型组、灌丛植被型组、草甸植被型组 4 个植被型组、8 个植被型、10 个植被亚型、13 个群系组、41 个群系。张锋锋（2008）将通过对秦岭太白山、老县城、观音山、佛坪和周至 5 个大熊猫自然保护区的植被调查，将其划分为 4 个植被型组、8 个植被型、9 个植被亚型、13 个群系组、30 个群系、35 个群丛（表 4-2）。

表 4-2 秦岭大熊猫不同保护区栖息地地形地貌特征

类型		海拔 阳坡	坡向 (%)			坡度 (%)			坡位 (%)		
			阴坡	半阳 半阴坡	0° - 20°	20° - 40°	> 40°	山脊	坡面	沟谷	
太白	夏居地	2400 ± 100	54.5	36.4	9.1	54.5	43.3	2.2	9.1	72.7	18.2
	冬居地	1600 ± 100	41.7	54.1	4.2	45.8	50	4.2	4.2	50	45.8
老县城	夏居地	2600 ± 100	55.8	37.4	6.8	64.3	33.1	2.6	10.2	57.4	32.4
	冬居地	1500 ± 100	65.4	31.4	3.2	52.6	42	5.4	6.1	43.3	50.6
观音山	夏居地	2400 ± 100	56.4	35.2	8.4	55.4	41.4	3.2	9.7	53.1	37.2
	冬居地	1500 ± 100	62.3	33.2	4.5	48.4	48.1	3.5	5.3	42.2	52.5
佛坪	夏居地	2600 ± 100	58.2	35.5	6.3	56.8	41.3	1.9	9.8	55.8	34.4
	冬居地	1400 ± 100	61.3	31.5	7.2	51.2	46.1	2.7	6.4	48.2	45.4
周至	夏居地	2400 ± 100	48.2	42.9	8.9	55.2	42.1	2.7	9.2	68.4	22.4
	冬居地	1500 ± 100	45.3	46.2	8.5	46.2	50	3.8	5.8	51.4	42.8

针叶林植被型组包括寒温性针叶林、温性针叶林和温性针阔叶混交林三个植被型，在群系上包括太白红杉林、巴山冷杉林、油松林、华山松林、油松 - 锐齿栎针阔叶混交林、华山松 - 锐齿栎针阔叶混交林、华山松 - 桦针阔叶混交林、华山松 - 针阔叶混交林及油松 - 针阔叶混交林 9 个群系，多分布在秦岭南北坡海拔 1800-3500m 的范围内，是大熊猫夏季主要的栖息场所。特点是组成植被群落物种较为丰富，主要是以松柏类针叶树为主的森林群落，乔、灌、草层次明显，其上层树种比较单纯，常仅一个树种占绝对优势。其中乔木粗壮高大，平均胸径 19.4cm，高度 20.8m，郁闭度在 0.6-0.8 之间，组成树种除了以上优势种外，还有伴生树种如铁杉 (*Tsuga chinensis*)、云杉 (*Picea asperata*)、青杉 (*Picea wilsonii*)、侧柏 (*Platycladus orientalis*)、牛皮桦 (*Betula albo-sinensis* var. *septentrionalis*)、辽东栎 (*Quercus wutaishanica*) 等；灌木层以秦岭箭竹为优势，平均高度 2.38 m，基径 0.77 cm，密度在 60-80 株 /hm² 之间，分布面积约占栖息地总面积的 36.2%，形成一个连续不断的下木层，其盖度随坡度、土壤状况和海拔高度的不同而发生变化，通常在海拔高度 2400-2800 m，

土壤深厚的缓坡上，覆盖度最大，而在土薄而多石的陡坡和浓密林灌下，常常无竹子分布，其他灌木以太白杜鹃、高山绣线菊、悬钩子、秦岭木姜子、秦岭蔷薇等丛生灌木居多，平均高度 1.7 m，盖度变化范围较大，为 20-70 %；草本层发达，物种繁多，主要以藁草、蕨类、苔藓类为优势种，平均高度约为 30 cm，盖度 80 % 以上。

阔叶林植被型组包括落叶阔叶林和竹林两个植被型，在群系上包括锐齿栎林、栓皮栎林、鹅耳枥林、湖北枫杨林、槭树-红桦-湖北枫杨林、山杨-槭树-漆树林、鹅耳枥-湖北枫杨-槭树林、山杨林、青杨林、红桦林、白桦林、巴山木竹林、秦岭箭竹林、龙头竹林 14 个群系，分布的海拔范围约为 1200-2200 m 之间，是大熊猫冬季主要的活动区。和针叶林植被相比，组成阔叶林植被群落的物种更为复杂多样，整个栖息地的乔木层中约有 70 % 的树种都集中在此群落中，构成群落的上层树种生态优势种群比较复杂，多形成多种阔叶树种的混交林。对于乔木而言，几乎都是冬季落叶的阳性落叶树种，多为栎、杨、桦、槭、榆、椴等，平均胸径 17.3 cm，高度 15.4 m，郁闭度在 0.8-0.9 之间；林下落叶灌木和小乔木丛生，并多有巴山木竹相间分布，木竹平均高度 2.62 m，基径 0.92 cm，密度在 30-50 株/hm² 之间，分布面积约占栖息地总面积的 21.4 %，通常在林间空隙处长势良好，其他灌木和小乔木以陕甘花楸、榛子，栓翅卫矛、桦叶荚蒾、木姜子、美丽胡枝子等为主，平均高度 6.8 m，盖度 30-70%；草本在上层木或者竹林密集分布的地方长势不好，只是在林间空隙处较为发达，附生和藤本植物不多，主要植物有藁草、芨芨草、莎草、蛇莓、赤麻等，平均高度 20cm，覆盖度 60%。此外，在此植被群落中还分布着以竹林为单优势种组成的天然纯林，即一种竹子组成一种群落，这种群落林冠整齐，竹林生长密集，覆盖度达 90 % 以上，是大熊猫的主要食物来源。

灌木植被型组包括常绿革叶灌丛和落叶阔叶灌丛两个植被型，在群系上包括太白杜鹃、细枝绣线菊、峨眉蔷薇、陕甘花楸、秦岭小檗、胡枝子 6 个群系，前两个群系分布海拔较高，多见于 2400-3000 m 的高山地带，由耐寒冷的中生或早中生常绿或落叶灌木构成，与秦岭箭竹林交错生长，灌木平均高度 4.6 m，覆盖度 40-60 %；后四个群系则多见于海拔 1200-1800 m 的中低山地带，由乔木层破坏后次生的阔叶灌木所组成，一般为次生性的过渡性群落，群落结构极不稳定，经一段时期可演化为森林群落，灌木平均高度 6.8 m，覆盖度 60 %。由于此群落栖息地质量较差，大熊猫仅能利用这一群落很小部分。

草甸植被型组仅包括草甸一个植被型和禾叶蒿草草甸一个群系，这一群落分布面积很小，仅在海拔 2800m 以上的高海拔地带有分布，多呈斑块状生于山顶或山脊的平缓地带，与灌丛或寒温性针叶林交错分布，主要以禾叶蒿草、圆穗蓼、纤细风毛菊等为优势种，草本平均高度 35cm，盖度 80%。大熊猫在该植被型中有偶尔活动的痕迹。

表 4-3 秦岭大熊猫栖息地植被类型

植被型组	植被型	植被亚型	群系组	群系	群丛	
针叶林	寒温性针叶林	寒温性落叶针叶林	落叶松林	太白红杉林	太白红杉 - 秦岭箭竹 + 高山绣线菊 - 塔藓	
		寒温性常绿针叶林	云杉、冷杉林	巴山冷杉林	巴山冷杉 - 秦岭箭竹 + 杜鹃 - 藁草群丛	
	温性针叶林	温性常绿针叶林	温性松林	油松林	油松 - 秦岭箭竹 + 五味子 - 藁草群丛 油松 - 巴山木竹 + 悬钩子 - 藁草群丛	
				华山松林	华山松 - 巴山木竹 + 秦岭木姜子 - 藁草群丛	
	温性针阔叶混交林 松、桦针阔叶混交林 松、阔杂针阔叶混交林		松、栎针阔叶混交林 华山松、锐齿栎针阔叶混交林	油松、锐齿栎针阔叶混交林	油松 + 锐齿栎 + 栓皮栎 - 秦岭蔷薇 + 卫矛 + 秦岭箭竹群丛	
				油松 + 锐齿栎 + 槲栎 - 秦岭蔷薇 + 巴山木竹群丛		
				华山松 + 锐齿栎 + 槲栎 - 秦岭蔷薇 + 巴山木竹群丛		
			华山松、桦针阔叶混交林	华山松 + 红桦 - 秦岭蔷薇 + 秦岭箭竹 - 莎草群丛		
				华山松 + 白桦 - 秦岭箭竹 + 荚蒾 - 莎草群丛		
				华山松 + 阔杂针阔叶混交林	华山松 + 鹅耳枥 + 华榛 - 巴山木竹群丛	
	油松、阔杂针阔叶混交林	油松 + 湖北枫杨 + 华榛 - 秦岭箭竹群丛				
	阔叶林	落叶阔叶林	典型落叶阔叶林	栎林	锐齿栎林	锐齿栎 - 绣线菊 + 巴山木竹 - 索骨丹群丛
					栓皮栎林	栓皮栎 - 悬钩子 + 巴山木竹 - 藁草群丛
					鹅耳枥林	鹅耳枥 - 榛子 - 芨芨草群丛
落叶阔叶杂木林			湖北枫杨林	湖北枫杨 - 榛子 + 卫矛 - 藁草群丛		
			槭树、红桦、湖北枫杨林	槭树 + 红桦 + 湖北枫杨林 - 栓翅卫矛 - 赤麻群丛		
			山杨、槭树、漆树林	山杨 + 槭树 + 漆树 - 桦叶荚蒾 - 升麻群丛		
		鹅耳枥、湖北枫杨、槭树林	鹅耳枥 + 湖北枫杨 + 槭树 - 绣线菊 + 木姜子 - 升麻 + 繁缕群丛			
山地杨桦林		山杨林	山杨林	山杨 - 秦岭箭竹 + 美丽胡枝子 - 藁草群丛		
			青杨林	青杨 - 峨眉蔷薇 + 巴山木竹 - 茜草群丛		
		桦木林	红桦林	红桦 - 峨眉蔷薇 + 秦岭箭竹 - 假冷蕨群丛		
			白桦林	白桦 - 柳 - 蛇莓 + 藁草群丛		
竹林		温性竹林	山地竹林	巴山竹林	巴山竹林纯林	
				亲临箭竹林	秦岭箭竹纯林	
	龙头竹林			龙头竹纯林		
灌丛	常绿草叶灌丛			太白杜鹃灌丛	太白杜鹃 - 假冷蕨群丛	
	落叶阔叶灌丛	寒温性落叶阔叶灌丛		细枝绣线菊灌丛	细枝绣线菊 - 藁草群丛 细枝绣线菊 - 假冷蕨群丛	
			温性落叶阔叶灌丛	峨嵋蔷薇灌丛	峨嵋蔷薇 - 升麻群丛	
		陕甘花椒灌丛		陕甘花椒 - 藁草群丛		
		秦岭小檗灌丛	秦岭小檗 - 莎草群丛			
	胡枝子灌丛	胡枝子 - 藁草群丛				
草甸	草甸 (亚高山草甸)	高寒草甸	蒿草高寒草甸	禾叶蒿草甸	禾叶蒿草 + 圆穗蓼群丛	

根据以往研究资料及本次野外调查，明确秦岭大熊猫主要栖息地内的大熊猫主食竹种有 3 属 5 种（表 4-4），可食竹分布面积约 2895.47 km²，其中秦岭箭竹和巴山木竹是秦岭地区大熊猫最主要的采食竹种。



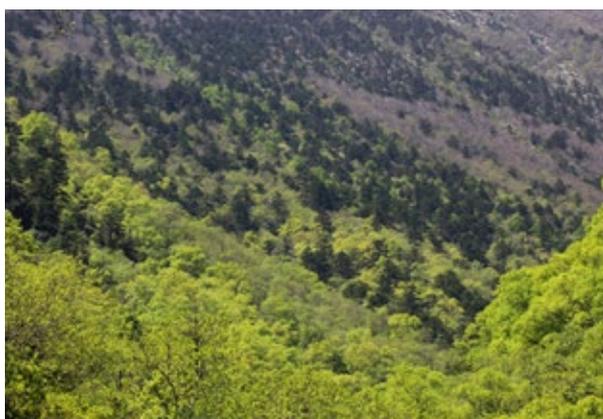
桦木林与灌木林

肖亮 摄



栎林

肖亮 摄



桦木林与冷杉林

胡理乐 摄



红杉、冷杉与草甸

胡理乐 摄

图 4-3 秦岭主要植被外貌特征

表 4-4 秦岭大熊猫栖息地可食竹种类及分布

属名	竹种	分布海拔 /m	分布面积 /km ²
箭竹属 <i>Fargesia</i>	秦岭箭竹 <i>Fargesia qinlingensis</i>	880-3100	1273.22
	龙头竹 <i>Fargesia dracocephala</i>	1100-2300	333.62
	华西箭竹 <i>Fargesia nitida</i>	1050-2800	210.30
巴山木竹属 <i>Bashania</i>	巴山木竹 <i>Bashania fargesii</i>	800-2100	1057.86
箬竹属 <i>Indocalamus</i>	阔叶箬竹 <i>Indocalamus latifolius</i>	1200-1800	20.47
合计			2895.47

根据全国第三次大熊猫调查及相关资料，得用地理信息系统软件 ArcMap 绘制出研究区的大熊猫主食竹分布图（图 4-4），该图仅表示在调查范围内大熊猫主食竹分布的大致区域。

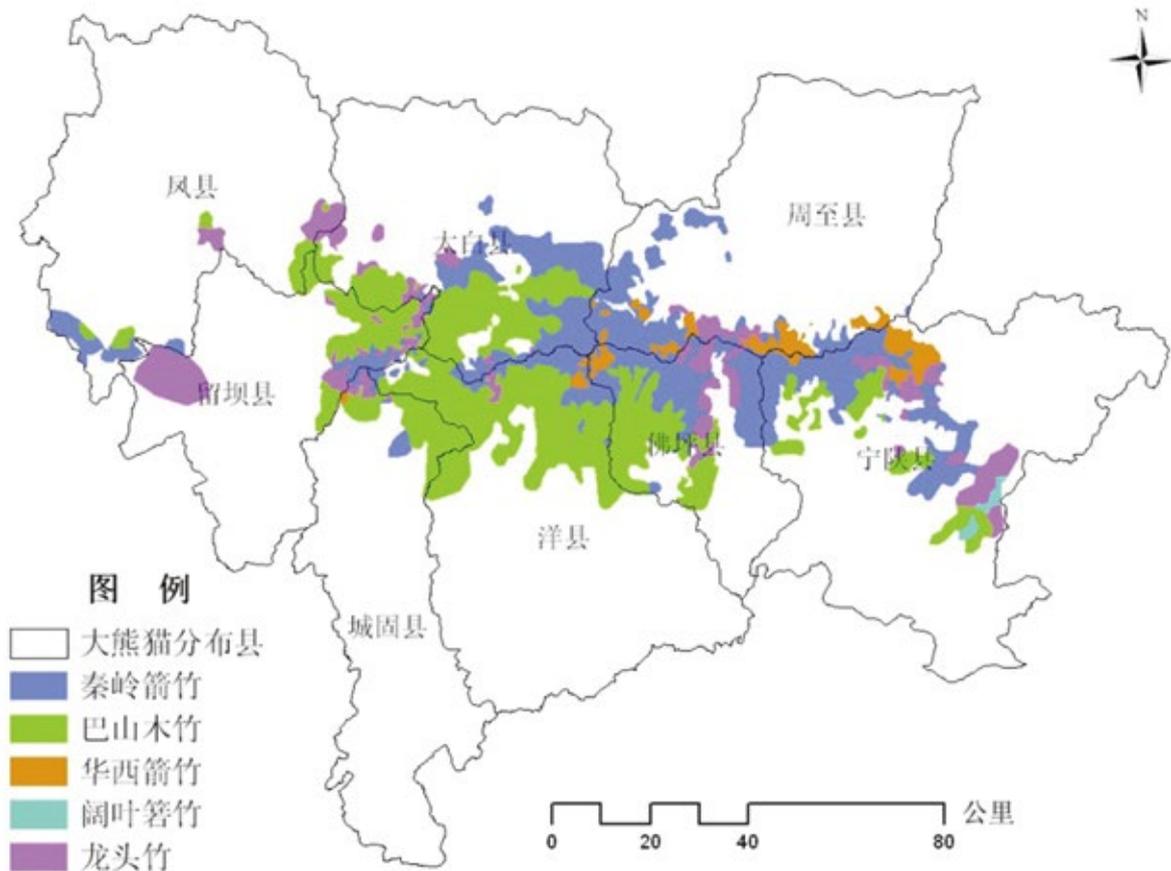


图 4-4 大熊猫可食竹分布图

在这些竹类中，秦岭箭竹是陕西秦岭大熊猫栖息地内的第一大竹种，也是秦岭中、高海拔地区分布的主要竹种，区域间分布没有明显差异，常成片连续分布，最低分布海拔为 880 m，最高分布海拔可达 3100 m，主要分布于海拔 2000–2900 m 的中高山地段，在海拔 1200–3100 范围内秦岭南北坡各县均有分布。秦岭箭竹在当地被称为松花竹。就目前的资料来看，该种仅分布于秦岭地区，是秦岭地区大熊猫最重要的采食竹种之一。在海拔 1700–2000 m 的范围内该种与巴山木竹形成一个较狭窄的复合分布带。到了海拔 2200m 的地方就有了大面积的分布。海拔 2200–2800 m 的区间为秦岭箭竹生长最旺盛的地方，而当海拔超过 2800m 后，分布密度又开始下降其次是巴山木竹，巴山木竹集中分布于栖息地内海拔 800–1800 m 的山地，最高可到海拔 2340m。一般认为巴山木竹分布的北界在秦岭南坡，秦岭北坡分布极少，以佛坪、洋县和太白县分布最多，城固、留坝、宁陕及太白山自然保护区分布较少。常呈片状连续分布，生于沟谷及沟谷两侧坡面中下坡位的林下，在平缓、开阔的沟谷常密集生长。

龙头竹在海拔 1100–2300 m 范围内分布较多，栖息地内各县均有分布，但以佛坪县和周至自然保护区分布较多，其他地区较少。在佛坪呈片状连续分布。龙头竹的分布面积远小于巴山木竹和秦

岭箭竹，常生于疏林下、林间空地或采伐地上。

华西箭竹主要分布于周至、佛坪和宁陕，尤其在秦岭主梁两侧分布较多。南北坡均有分布，生于海拔 1050–2800 m 的山坡林缘。

阔叶箬竹在栖息地内海拔 1200–1800 m 的范围内有分布，呈团块状不连续分布，一般每块面积在数十到数百平方米之间。主要分布于宁陕县平河梁一带。

从各竹种的垂直分布范围看，巴山木竹占据了栖息地的中低海拔区域；秦岭箭竹从海拔 900m 左右开始出现，一直分布到海拔 3000m 左右，主要分布于海拔 2000–2900m 的中高山地段，这两种竹子占据了陕西省大熊猫栖息地的绝大部分。龙头竹在佛坪、宁陕两县的中低海拔地段分布面积较大，与其他竹类共同构成了这一地段大熊猫的食物。由于陕西省的大熊猫栖息地基本上是连在一起的，并主要位于秦岭山脉中段的南坡，因此竹子垂直分布在不同区域间没有太大差异。但在秦岭中段的北坡（包括周至县以及太白山、老县城保护区）和太白山南坡太白林业局区域内的中低海拔，不但巴山木竹分布极少，其他竹类分布也不多，生长状况较差，这不但对大熊猫向北扩散形成障碍，也造成了种群间的隔离。

4.1.3 干扰要素

人类活动对大熊猫生境的影响分为两大类，即生境破坏与生境干扰。对生境产生破坏的人类活动主要包括砍伐、砍柴、道路、放牧、割竹挖笋、耕种、采矿等；而对生境产生干扰的人类活动主要包括打猎、旅游和养蜂等（Liu, 2001；冉江洪等，2004；周洁敏，2005；李纪宏和刘雪华，2005）。对生境有破坏的人类活动，会直接改变大熊猫生境的生态系统结构。其中，森林砍伐、砍柴等会改变乔木层的组成，而放牧、割竹挖笋等会改变竹林的结构，而道路、采矿等更会彻底改变生境的面貌，并对生境有隔离作用；对生境有影响但无明显破坏作用的人类活动，基本不会改变大熊猫生境的结构，但会使大熊猫暂时离开干扰发生的地方。在这些人类活动中，旅游对生境的影响应该引起重视。例如，在旅游活动十分频繁的九寨沟自然保护区，很难寻觅到大熊猫的活动痕迹。

通过对研究区 1990 年和 2010 年两期土地利用类型进行分析（图 4-5），结果表明，1990 年总斑块数为 4797，而 2010 年增长至 4877，灌木林和疏林地斑块数急剧下降，而城镇建设用地斑块则增加近 36 倍，增加的城镇建设用地斑块一定程度上增加了有林地和中覆盖度草地斑块破碎化，致使研究区 2010 年整体生境破碎化度由 1990 年的 0.0943 增加到 0.0959（表 4-5）。

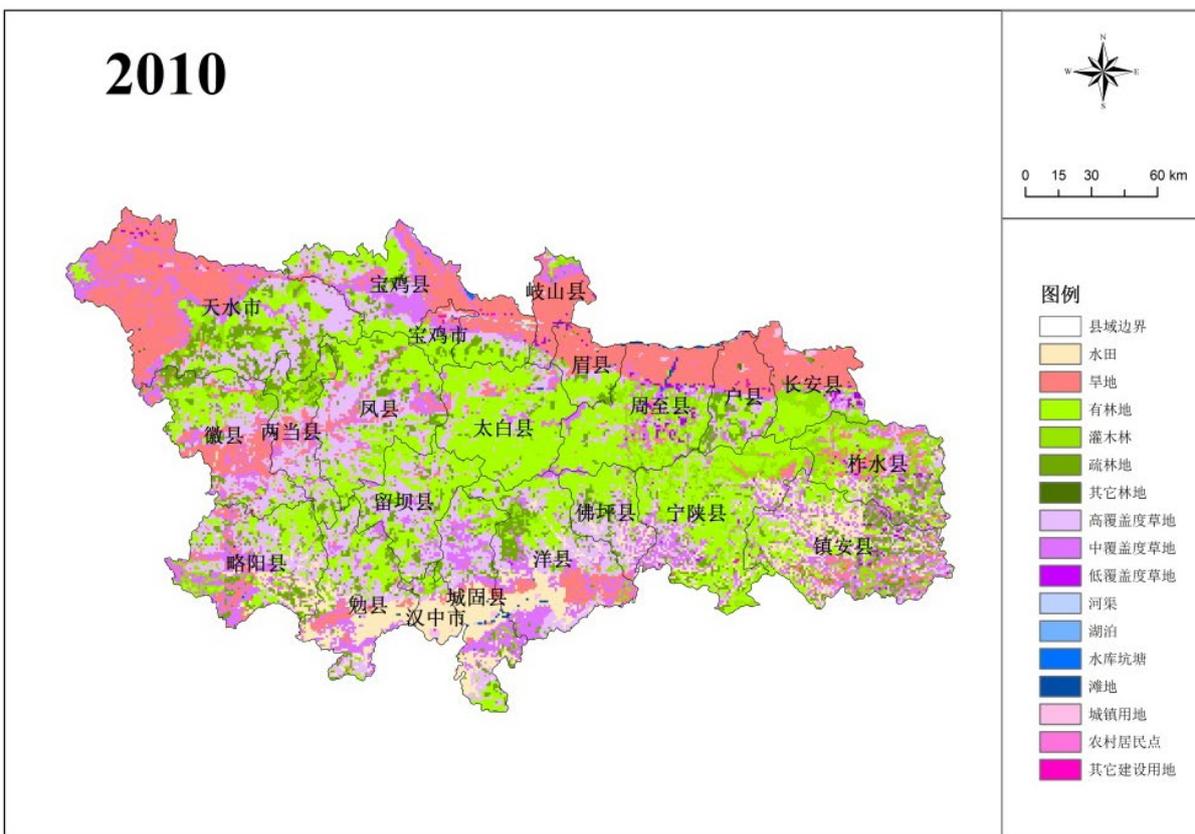
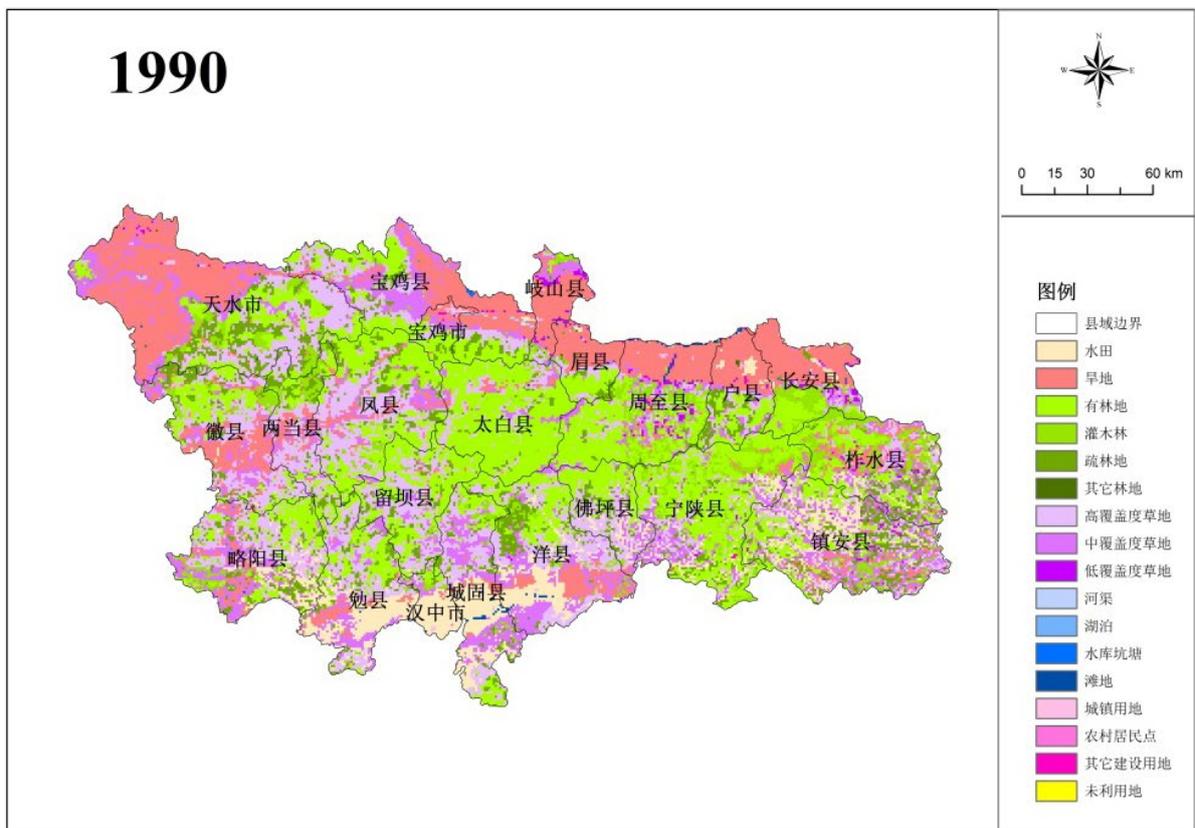


图 4-5 研究区不同时期土地利用类型

表 4-5 研究区不同时期景观属性

土地利用类型	1990 年		2010 年	
	斑块面积 (km ²)	斑块数	斑块面积 (km ²)	斑块数
水田	3651	349	3555	350
旱地	8883	516	8902	512
有林地	13271	339	13365	347
灌木林	3342	565	29	14
疏林地	4375	947	3354	576
其它林地	21	17	28	23
高覆盖度草地	10183	875	10131	871
中覆盖度草地	6497	885	6477	926
低覆盖度草地	354	157	291	137
河渠	48	25	51	25
湖泊	4	2	5	3
水库坑塘	10	3	15	6
滩地	79	36	75	40
城镇用地	78	26	4361	959
农村居民点	56	44	76	57
其它建设用地	21	10	160	31
未利用地	2	1	-	-
合计	50875	4797	50875	4877

此外,大熊猫栖息地还会受到自然干扰的影响,如:竹子开花、滑坡、火灾等。在自然干扰情况下,大熊猫自然保护区核心区、缓冲区和潜在区受干扰强度类似,几乎接近在一个水平上;而在人为干扰情况下,明显表现出潜在区 > 缓冲区 > 核心区的特点,这也是限制大熊猫在潜在区活动的主要原因之一。同时在这些干扰因子中,采伐、放牧、割竹挖笋以及采药是目前栖息地干扰强度最大的因子,尤其是在潜在区受干扰强度最大,栖息地生态环境和植被恢复面临重大的挑战。

4.2 岷山大熊猫栖息地特征

4.2.1 环境因素

(1) 地势和地貌

岷山地区为自中国甘肃省南部延伸至四川省西北部的一褶皱山脉，大致呈南北走向，属于我国第二阶梯和第一阶梯交界区域，区内海拔较高，平均为 2605.88m，海拔高度最高在松潘县约为 5465m，海拔最低在青川县为 532m。区内东部青川县平均海拔最低，其次为文县、平武县、北川县，茂县、九寨沟县海拔较高，松潘县海拔最高。

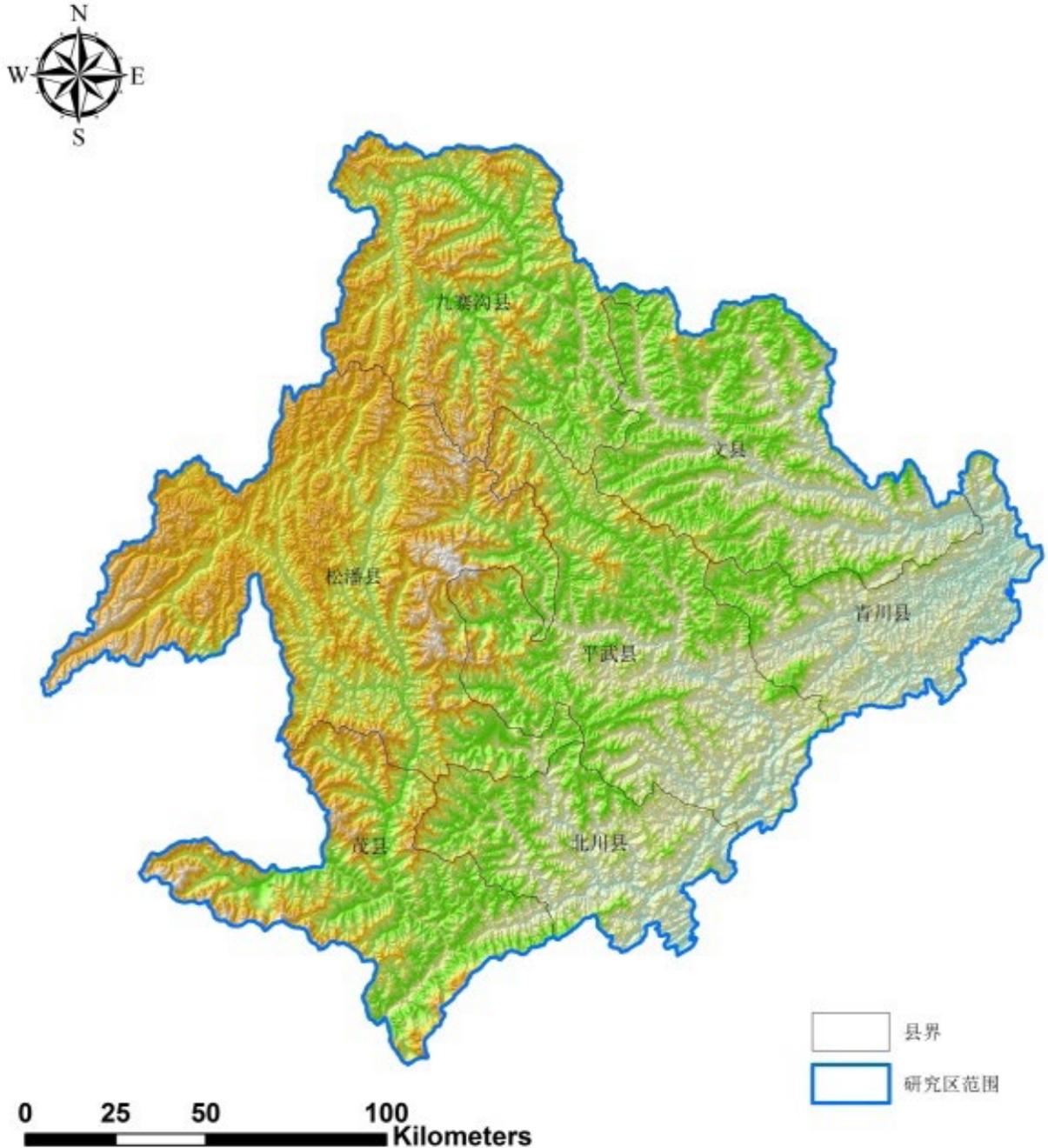


图 4-6 岷山地区地势图

岷山地区地貌类型包括极大起伏山地、大起伏山地、中起伏山地、小起伏山地、起伏平原和平坦平原。其中极大起伏山地主要分布在该区中部海拔较高地区，约占总面积的 5.11%。大起伏山地为该区主要地貌类型，约占总面积的 69.91%。中起伏山地为该区重要地貌类型，主要分布在该区东南部地区，约占总面积的 23.60%。小起伏山地在该区东部和西部少量分布，约占总面积的 1.27%，起伏平原和平坦平原在该区零星分布，分别占该区总面积的 0.04% 和 0.06%。

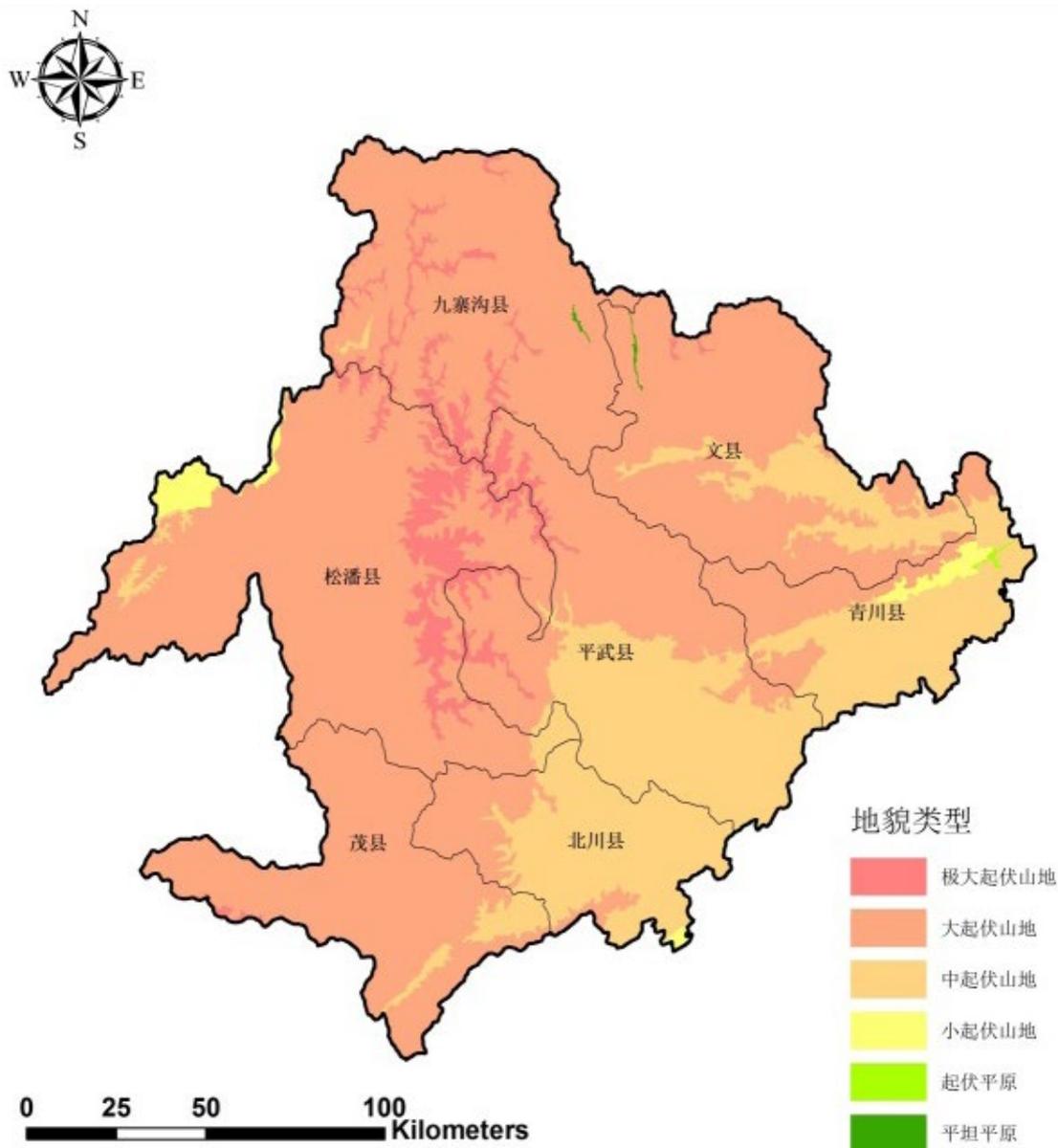


图 4-7 岷山地区地貌图

(2) 地形起伏度、坡度和坡向

地形起伏度为单位面积内海拔自高和海拔最低的差，它主要指示区域内地形起伏不平的剧烈程度。岷山地区地形起伏度均值为 223.10m，最高为 962m，最低为 2m。其中，该区中部和东部地区地形起伏度较高，西部高原地区地形起伏度较小。此外，该区局部河谷地区地形起伏度也较小。

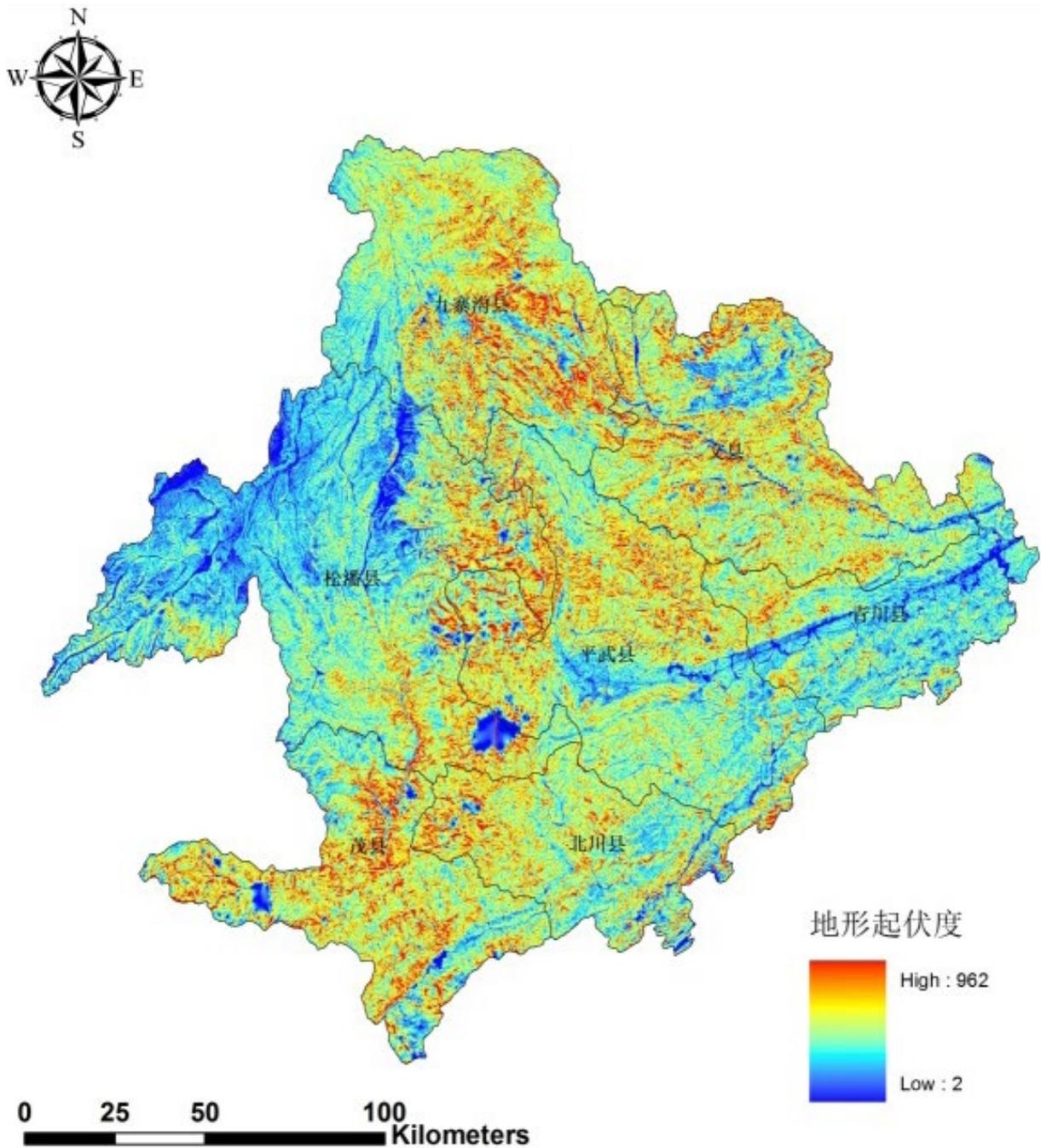


图 4-8 岷山地区地形起伏度

岷山地区海拔较高、坡度较陡，该区平均坡度为 26.73° ，属于中坡水平。坡度最大为 77.57° 。其中缓坡面积占 13.71%，中坡面积占 77.09%，陡坡面积占 9.19%。坡向方面，该区坡向朝东面积最多，占总面积 14.19%，其次为坡向朝西，占总面积 13.23%，坡向朝北面积最少，占总面积 11.65%。

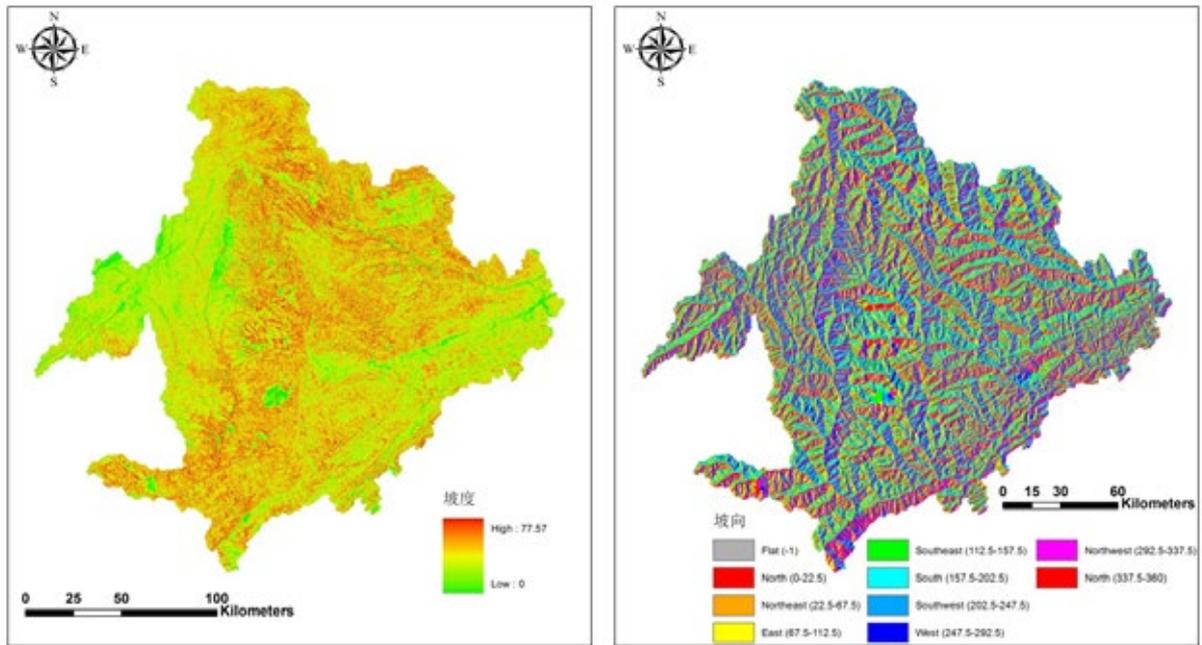


图 4-9 岷山地区坡度和坡向

(3) 植被和调查

岷山地区植被类型主要有针叶林、阔叶林、针阔混交林、草甸、草丛、灌丛、草原、高山植被以及栽培植被。其中大熊猫活动区域主要集中在针叶林中的亚热带、热带山地针叶林和温带针叶林，主要植被群系包括紫果云杉林、油松林、青海云杉林、华山松林、巴山冷杉林、岷江冷杉林等。

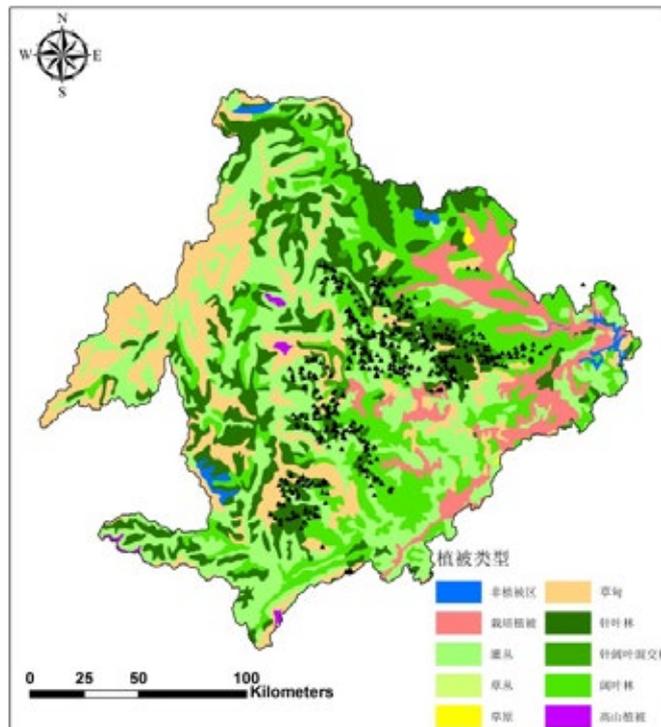


图 4-10 岷山地区植被类型图

大熊猫主要生活在落叶阔叶林、针阔混交林、亚高山针叶林中，林下丛生箭竹，食物和隐蔽条件较好。伴生动物与大熊猫在领域、食物上存在竞争，其取食冷箭竹和拐棍竹的竹枝和竹叶，影响大熊猫主食竹的繁殖更新和种群结构，尤其是对冷箭竹更新幼龄种群的影响更为严重。同域分布的主要野生动物有羚牛、野猪、中华竹等。

红杉林广泛分布于九寨沟、平武、松潘等地海拔 3700–4200m 左右的山脊、山坡上部或湿润深谷尾部，呈窄条状或块状林，生长的上限为高山小叶型杜鹃林。群落结构简单，分为乔木层、灌木层和草本层三层。乔木层郁闭度 0.3–0.6，树高 10–20m，胸径 20–40cm。常有冷杉、云杉渗入，作为伴生树种出现或为过渡型混交。灌木层有窄叶鲜卑花、峨眉蔷薇、锈叶杜鹃、栒子等。草本层因林分的郁闭度大小及林地环境不同而有所差异。在上层郁闭度大和灌木层较多的情况下，草本植物生长弱且少，盖度约 10%–30%，反之则多，挂镀可达 70%–90%。主要种类有羽叶鬼灯檠、长柄蹄盖蕨、掌裂蟹甲草、鹿蹄草等。

四川红杉林又称马氏落叶松，是四川特有的用材树种，自然分布面积窄小，多呈小块状，疏林，无大面积纯林。主要分布于平武县、常生于海拔 2400–3000 的河谷溪边或冷杉林缘。该群落位于栖息地的上限，是大熊猫夏季栖息地的植被类型。

巴山冷杉林群系主要分布于岷山山系的青川县。由于认为乱砍滥伐，原始的过熟林极少，现保存的近、成熟林仅呈小块状不连续分布于巫溪、城口南江等地海拔 1900–2500m 的山地范围。

黄果冷杉林主要见于平武、九寨沟和松潘等地的河谷坡地上，呈小面积不连续分布，海拔在 2200–3300m，其分布上限与冷杉林、云杉林相接，下限常达河谷灌丛。多生长在地势陡峭的阴坡或半阴坡。群落组成单纯，形成纯林或与其它针叶林树混合成林。

岷江冷杉林是岷山地区的主要森林类型，集中分布于松潘、九寨沟、平武等地，分布海拔一般为 2800–3800m，在 2800m 上下较为集中。常与同海拔不同地段上的紫果云杉、红桦白桦等树种混交，在海拔 2800–3000m 左右的阳坡与红杉、方枝圆柏混交并相接，向上可直抵高山灌丛，下限可直达沟底或与铁杉、槭树、桦木林相接。因此常有相互渗入，组成多种类型的混交林。群落外貌暗绿色，树冠整齐，结构简单，成层现象明显，郁闭度一般为 0.4–0.8，树高 20–30m，胸径 40–70cm，最大可达 90cm。该林的成、过熟林较多，林内枯倒木多，病腐严重，林木生长缓慢，林下灌木种类丰富，根据灌木种类组成层片的差异，可分为岷江冷杉箭竹林和岷江冷杉灌木林。

岷山地区植被 NDVI 值较高，均值为 0.84，最高值达到 1，最低值为 0.04。该区东部地区 NDVI 值较高，西部地区 NDVI 值较低，部分河谷等人类活动较多地区 NDVI 值较低。大熊猫活动点植被 NDVI 值较高，均值为 0.89，最低值为 0.72。

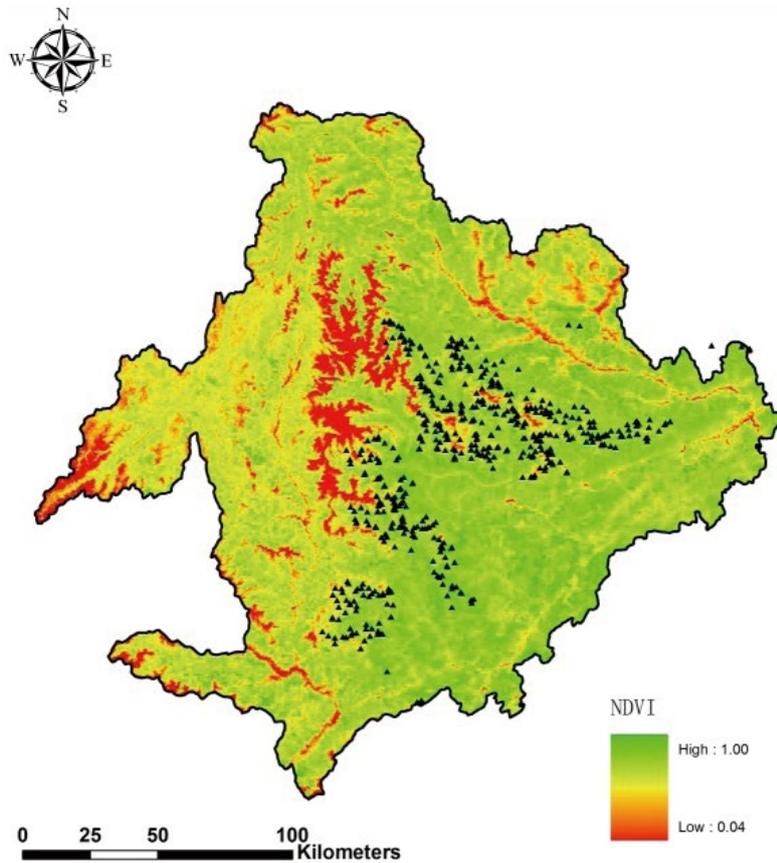


图 4-11 岷山地区植被覆盖状况

总体来看,近 15 年来岷山地区植被 NDVI 具有极显著增加趋势 ($P < 0.01$), NDVI 值最低为 2002 年,最高为 2010 年。其中北川县植被 NDVI 值最高,其次为青川县、平武县和文县,主要是由于这四个县海拔较低、植被生长条件较好,同时大熊猫活动点也主要分布在这四个县。茂县、九寨沟县植被 NDVI 值较低,松潘县植被 NDVI 最低,大熊猫活动点在这几个县分布较少。

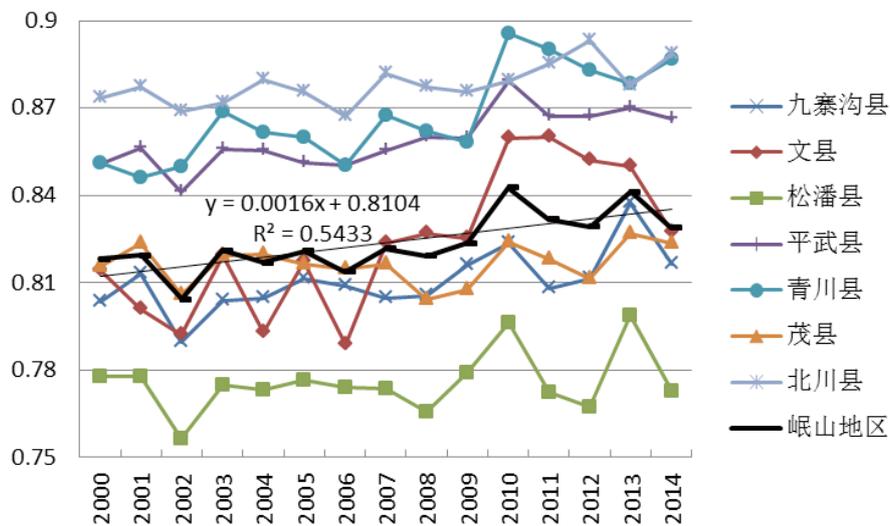


图 4-12 近 15 年来岷山地区 NDVI 变化

4.2.2 大熊猫活动

根据以往研究资料及本次野外调查，岷山山系大熊猫栖息地生长有竹子 5 属 13 种 1 变种，分布面积 6118.96km²，包括刚竹属 1 种 1 变种、寒竹属 1 种、箭竹属 8 种、玉山竹属 1 种、巴山木竹属 2 种。箭竹属的分布面积最大，占本山系栖息地竹子分布总面积的 91.67%，其次是刚竹属，占 3.58%。从竹种来看，缺苞箭竹的分布面积最大，其次是青川箭竹，华西箭竹居第三，巴山木竹的分布面积最小。

表 4-6 岷山大熊猫栖息地可食竹种类及分布

序号	属	种	面积 (hm ²)
1	箭竹属	缺苞箭竹	172727
2		华西箭竹	79182
3		青川箭竹	113951
4		困竹	61705
5		糙花箭竹	35855
6		油竹子	12608
7		拐棍竹	9410
8		丰实箭竹	729
9	玉山竹属	短锥玉山竹	14371
10	寒竹属	八月竹	666
11	刚竹属	白夹竹	2502
12		毛金竹	16481
13	巴山木竹属	巴山木竹	10
14		冷箭竹	10141

4.2.3 干扰要素

人类活动对大熊猫生境的影响分为两大类，即生境破坏与生境干扰。对生境产生破坏的人类活动主要包括砍伐、砍柴、道路、放牧、割竹挖笋、耕种、采矿等；而对生境产生干扰的人类活动主要包括打猎、旅游和养蜂等。对生境有破坏的人类活动，会直接改变大熊猫生境的生态系统结构。其中，森林砍伐、砍柴等会改变乔木层的组成，而放牧、割竹挖笋等会改变竹林的结构，而道路、采矿等更会彻底改变生境的面貌，并对生境有隔离作用。

此外，大熊猫栖息地还会受到自然干扰的影响，如：竹子开花、滑坡、火灾等。

(1) 土地利用

2000 年岷山地区土地利用类型主要为针叶林，占总面积 47.03%，其次为草地，占总面积 44.42%。耕地面积占 6.24%，针阔混交林占 1.91%，其余土地利用类型有灌丛、湿地、水体、人造覆盖地和多年积雪和冰。2010 年耕地面积增加 0.42%，针叶林、针阔混交林、草地、灌丛和湿地均减少，水体和人造覆盖地面积增加。因此，该区自然生态系统面积不断减少，人类活动和耕地面积

不断扩展，对岷山大熊猫生存环境和栖息地构成威胁，不利于岷山大熊猫的保护工作。

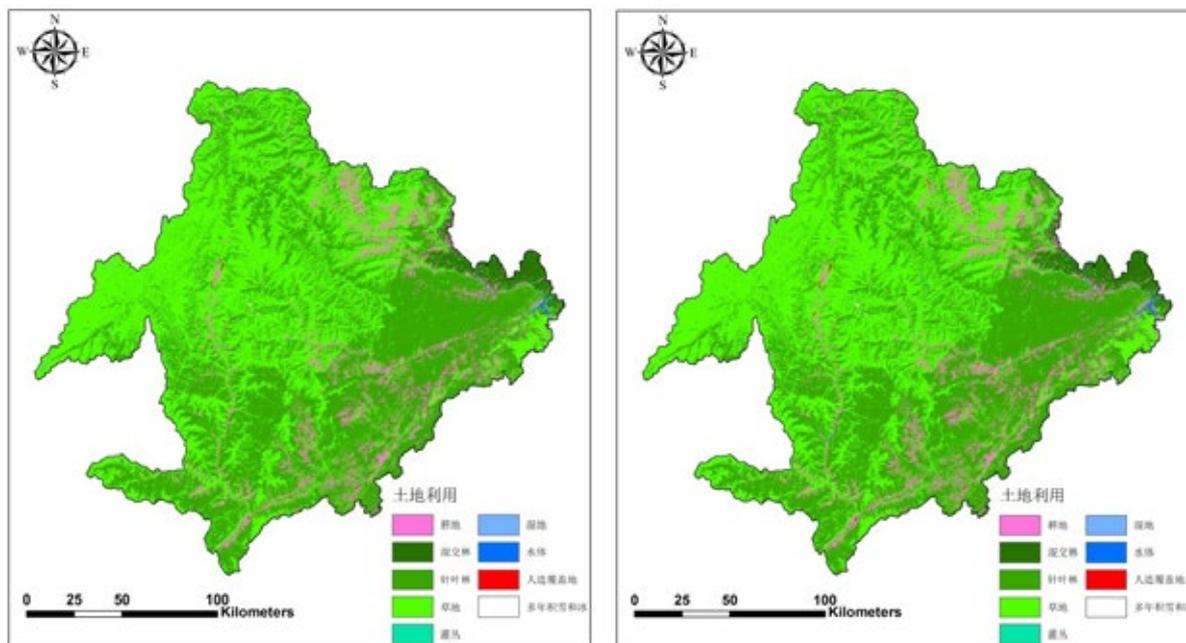


图 4-13 岷山地区 2000 和 2010 年土地利用现状

(2) 人口密度

岷山地区人口密度不高，平均为 31 人 /km²，密度最大为 11231 人 /km²。东部和南部人口密度较高，西部和北部人口密度较低。空间分析结果显示，大熊猫活动点位置人口密度基本为零，但也有 9 个大熊猫活动点位置有人口分布，占 1.57%，人口密度范围为 13-72 人 /km² 之间。

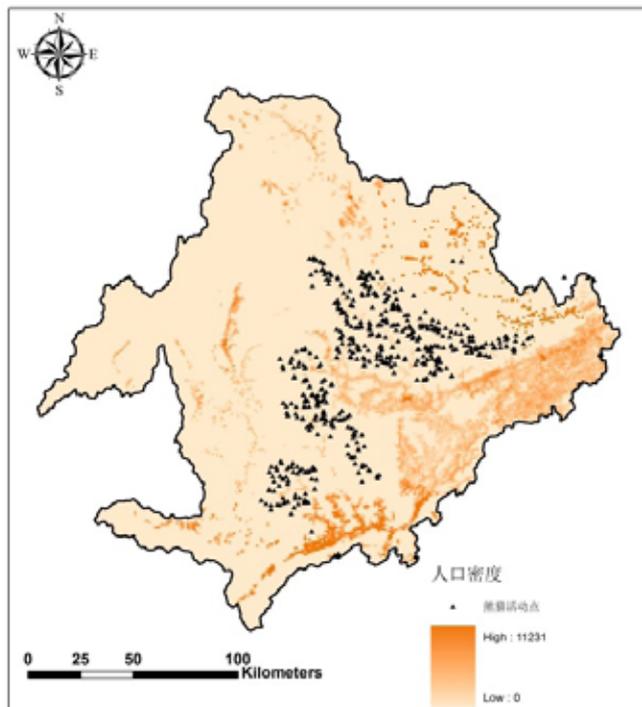


图 4-14 岷山地区人口密度

5. 气候变化对秦岭和岷山大熊猫种群影响模拟

本研究采用最大熵模型 (MAXENT) 对气候变化下秦岭和岷山大熊猫分布的潜在空间格局进行模拟。MAXENT 模型基本原理是为所有已知因素建立模型, 而将未知因素排除在外, 可对物种潜在分布进行预测。

另外, 我们采用生态位因子分析模型 (ENFA, ecological niche factor analysis) 来研究大熊猫地理分布, 该模型是一种多变量分析模型, 模型包含了 3 个重要概念: 边际性、特殊性和耐受性, 边际性反映了物种的最适生态位需求与整个研究区域生境因子状况的差异; 特殊性系数描述物种对生境因子的选择幅度; 耐受性反应了物种的分布范围。ENFA 的输入数据需要收集大熊猫活动痕迹点、生物地理因子和人为干扰因子。本研究拟采用 ENFA 模型来分析大熊猫的分布和地形、水源等生境要素的关系。

软件来源:

GIS 分析软件包 Biomapper 3 在其主页 (<http://www.unil.ch/biomapper/>) 下载, 以运行 ENFA 模型。

MAXENT 软件在 MAXENT 主页下载 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/MaxEnt/>), 版本为 3.3.2 版。

GIS 软件采用 ArcGIS 9.3。

5.1 数据来源和处理

模型需要使用的生物参数和环境参数从实际调查数据和以往研究资料中获取, 生物气候变量可以从气候模型模拟结果中获得。为确保模型模拟结果的准确性, 采用已知物种的实际分布数据进行模型校验; 利用 AUC 值和 Kappa 值判断模型模拟结果的准确性, 并利用专家经验知识判断选取合适的栖息地潜在分布结果。

大熊猫地理分布数据: 秦岭地区来源于第四次大熊猫全国调查, 共 433 个大熊猫分布点。岷山地区大熊猫地理分布数据来源于第四次大熊猫调查岷山地区数据, 共 574 个大熊猫分布点。根据 MAXENT 软件要求, 将大熊猫实际分布点按物种名、分布点经度和纬度顺序生成后缀为 .csv 格式的文件。

气象数据: 来源于世界气象数据共享网 (<http://worldclim.com/>)。

土地利用数据: 来源于中国科学院资源环境科学数据中心解译的秦岭和岷山地区 2010 年土地覆被 / 利用变化数据。

基础地理数据: 从国家基础地理信息系统 (<http://nfgis.nsd.gov.cn/>) 下载获得 1:400 万的中国国界和省界以及县界行政区划图, 作为分析的底图。

MAXENT 模型采用主要影响大熊猫分布的 12 个生物气候变量, 年平均温度、1 月最低温度、7 月最低温度、最热月最高温度、最冷月最低温度、1 月最高温度、7 月最高温度、最干燥月降水量、最湿润月降水量、年降水量、1 月降水量、7 月降水量。此外, 还包括植被类型、土地利用类型和 DEM, 其中 DEM 的数据分辨率为 1km。

表 5-1 各环境变量因子

序号	编号	生物气象含义
1	mp45bi501	年平均温度
2	mp45tn501	1月最低温度
3	mp45tn507	7月最低温度
4	mp45bi505	最热月最高温度
5	mp45bi506	最冷月最低温度
6	mp45tx501	1月最高温度
7	mp45tx507	7月最高温度
8	mp45bi5014	最干燥月降水量
9	mp45bi5013	最湿润月降水量
10	mp45bi5012	年降水量
11	mp45pr501	1月降水量
12	mp45pr507	7月降水量
13	Vegetation type	植被类型
14	DEM	海拔高度
15	LUCC	土地利用类型

ENFA 模型采用主要影响大熊猫分布的 19 个生物气候变量，年均温、昼夜温差月均值、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最热月最高温、最冷月最低温、年温变化范围、最湿季度平均温度、最干季度平均温度、最暖季度平均温度、最冷季度平均温度、年平均降水、最湿月份降水、最干月份降水、降水变化方差、最湿季度降水、最干季度降水、最暖季度降水、最冷季度降水。

5.2 研究方法

5.2.1 ENFA 模型

ENFA 是研究物种地理分布的一种多变量分析模型，最大优势在于模型计算只需物种“出现点”数据，而不需要“非出现点”数据。ENFA 是建立在生态位概念的基础上，在多维空间上比较物种出现点的生境因子分布与研究区域的生境因子分布的差异性。

ENFA 在 Biomapper 3 中运行。首先确定 EGVs 间的相互关系，之后建立这些变量的组合，转化为数量相等的两类不相关因子（marginality 和 specialization），形成了计算生境适宜性的多维度环境梯度空间。第一个因子为边缘因子（marginality factor, MF），是物种分布的平均值与研究区域整体平均值的差异，研究物种的分布偏离整个研究区域平均值的程度，显示物种的分布格局，相对于整体环境，是属于极端或是接近平均状态。MF 定义了物种生态位的位置。其他因子为特化因子（specialization factor, SF），是研究区域环境梯度变异与物种分布变异的比值，反映出物种对于整体

环境变动的忍受程度，显示物种在研究区域是广泛分布，还是特化于局部特定或稳定的栖息地中。SF 定义了物种生态位的宽度。因此，ENFA 就是通过比较整个研究区域（global distribution）与物种分布区域（species distribution）后将物种所占据的生态位数量化的过程（Hirzel, et al., 2002）。

表 5-2 各环境变量因子

编号	生物气象含义
BIO1	年均温 (Annual Mean Temperature)
BIO2	昼夜温差月均值 Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp – min temp))
BIO3	昼夜温差与年温差的比值 Isothermality (BIO2/BIO7) * 100
BIO4	温度变化方差 Temperature Seasonality (standard deviation *100)
BIO5	最热月份最高温 Max Temperature of Warmest Month
BIO6	最冷月份最低温 Min Temperature of Coldest Month
BIO7	年温变化范围 Temperature Annual Range (BIO5–BIO6)
BIO8	最湿季度平均温度 Mean Temperature of Wettest Quarter
BIO9	最干季度平均温度 Mean Temperature of Driest Quarter
BIO10	最暖季度平均温度 Mean Temperature of Warmest Quarter
BIO11	最冷季度平均温度 Mean Temperature of Coldest Quarter
BIO12	年平均降水 Annual Precipitation
BIO13	最湿月份降水 Precipitation of Wettest Month
BIO14	最干月份降水 Precipitation of Driest Month
BIO15	降水变化方差 Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)
BIO16	最湿季度降水 Precipitation of Wettest Quarter
BIO17	最干季度降水 Precipitation of Driest Quarter
BIO18	最暖季度降水 Precipitation of Warmest Quarter
BIO19	最冷季度降水 Precipitation of Coldest Quarter

在进行分析之前，环境因子筛选分别采用 bootstrap 和主成分分析法，其标准为选取无相关性的因子，且能最大程度反映物种分布状况。分别采用经筛选的环境因子和物种数据，其标准为选取无相关性的因子，且能最大程度反映物种分布状况。最后，将 HS map (Habitat Suitability map) 导入 ArcGIS 以中国 1: 400 万国界与省级界 (<http://sms.webmap.cn/> 下载) 为地理底图，做进一步分析。对于模型的验证，使用 k-fold 交互验证评价模型的精确性 (robustness)，该方法将物种分布数据随机划分成 k 部分，每一次都使用 k-1 部分校正模型，剩余一部分则用来验证模型，反复重复 k 次，之后生成 P/E 曲线判断模型。采用 AUC 值来分析模型模拟的拟合度。

5.2.2 MAXENT 模型

将大熊猫分布点数据和环境变量数据分别导入 MAXENT 的 “Samples” 和 “Environmental layers”，

随机选取 75% 的大熊猫分布点数据作为训练集（Training data），用于建立模型，剩下 25% 的大熊猫分布点数据作为测试集（Test data）用于模型验证。输出结果为大熊猫在秦岭和岷山地区分布适生指数值 0~1 之间的连续栅格数据，将结果导入 ArcGIS 9.3 后，与中国秦岭和岷山地区行政区划图叠加，得到大熊猫在秦岭和岷山地区的适生范围和适生程度预测分布图。采用 AUC 值来分析模型模拟的拟合度。

5.2.3 空缺分析（GAP）

自然保护区是大熊猫的天然庇护所，是众多野生动物的理想家园。国内外实践证明，建立自然保护区是实现物种保护目标最有效的途径之一。GAP 分析（Geographic approach to protection of biodiversity），即生物多样性保护规划的地理学方法，是一种快速、有效的较大尺度区域生物多样性保护评估手段（杨沅志等，2008）。GAP 分析的基本过程就是把所要考查的物种和植被类型的分布与保护区分布进行比较。首先绘制植物群落分布图，然后模拟物种分布。在 GAP 分析中植被和物种分布图与保护现状图结合起来，就可以很好地显示植物群落和物种在现有的保护区网中的分布，那些既不适应人为环境，也没有在保护区内得到充分表现的物种和植被类型就被认为是“保护空缺”（GAP），或者说它们是非常脆弱的。这样，这些区域就是下一步保护工作的重点。在这些区域进一步退化之前，人们可以通过建立新的保护区或改变土地管理方式来填充这些空缺，使生物多样性得到有效保护。本研究中 GAP 分析的基本过程就是把大熊猫气候适宜生境的分布与保护区分布进行比较，那些受气候变化影响容易退化的适宜生境，却没有在保护区内得到充分保护的区域就被认为是 GAP，或者说它们是非常脆弱的，这些区域是下一步保护工作的重点。

5.3 结果分析

5.3.1 秦岭大熊猫模拟结果分析

依据环境条件数据，预测得到大熊猫在秦岭地区适生范围与程度。适生值越高，代表大熊猫在该环境条件下适生程度越高，依据相关研究（杨瑞等，2008）将其适生区划分为 5 个等级（表 5-3）。

表 5-3 大熊猫适生性评价标准

适生区划分	适生指数范围
非适生区	适生指数 ≤ 0.1
低适生区	$0.1 < \text{适生指数} \leq 0.2$
边缘适生区	$0.2 < \text{适生指数} \leq 0.4$
适生区	$0.4 < \text{适生指数} \leq 0.6$
高适生区	适生指数 > 0.6

5.3.1.1 MAXENT 模型结果分析

(1) 现状

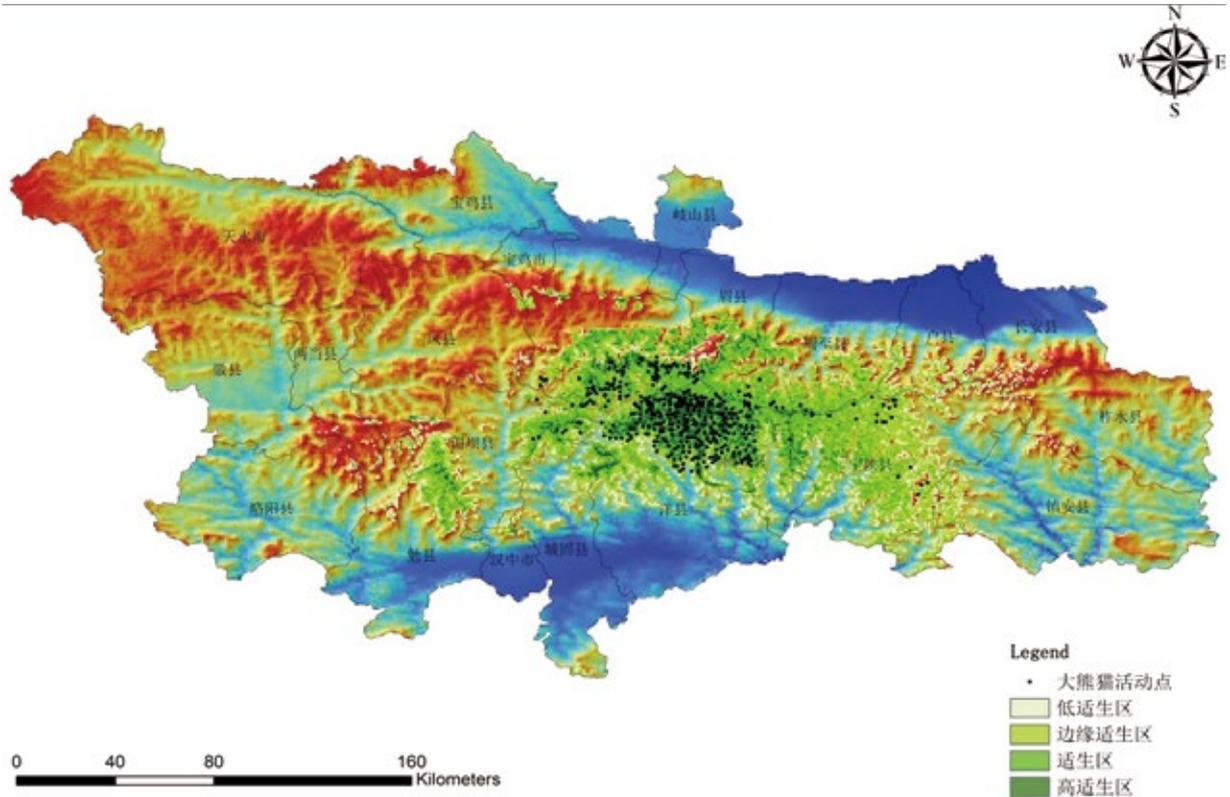


图 5-1 大熊猫适宜栖息地现状分布预测

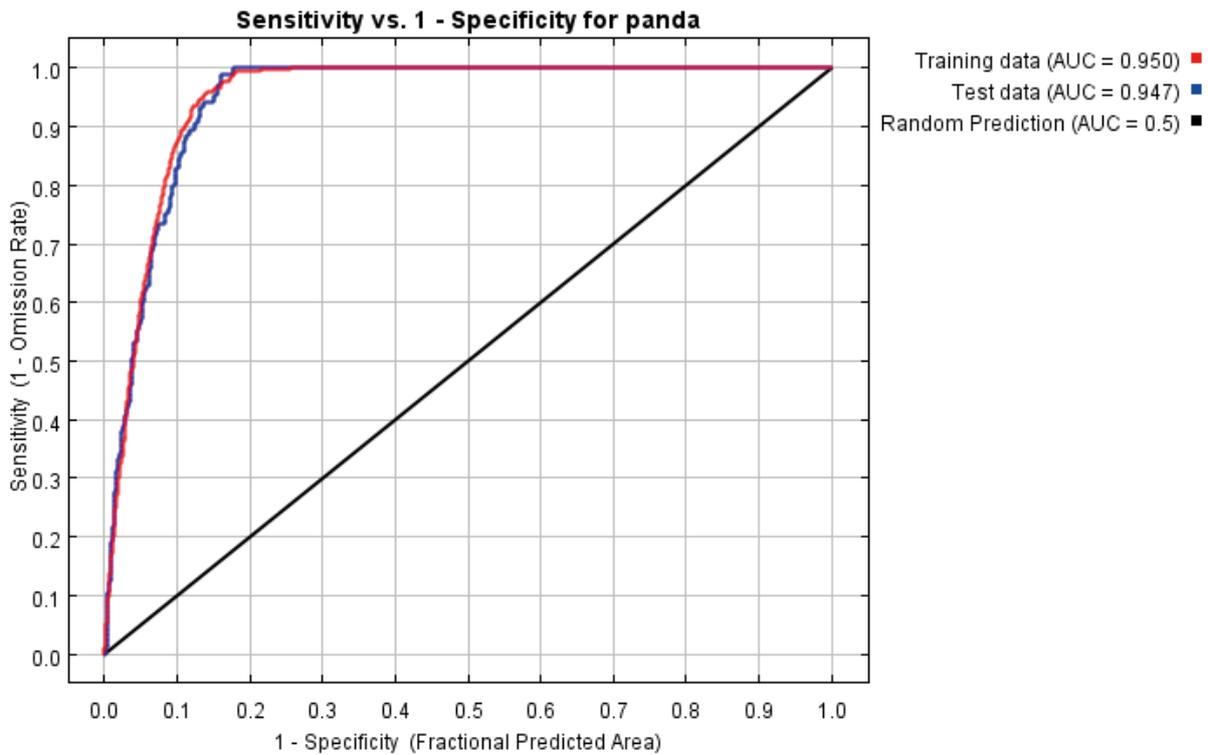


图 5-2 大熊猫适宜栖息地现状分布预测 AUC 值

从上图可知，现状气候条件下西部大熊猫种群适宜栖息地会向西南部留坝县和勉县扩张，北部太白山大熊猫种群适宜栖息地向西北部宝鸡县、凤县山区迁移趋势。东部大熊猫种群适宜栖息地向东南部宁陕县、镇安县扩张。南部、北部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

训练集 AUC 值为 0.950，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的中西部，其中，太白县、眉县、周至、留坝县、城固、洋县、佛坪县、宁陕 8 个县是秦岭大熊猫分布的高适生区，面积约为 1020km²，占适生区面积比例的 11.04%，适生区、边缘适生区、低适生区面积分别为 2939km²、3397km² 和 1886km²，分别占适生区面积的 31.80%、36.76%、20.40%。

表 5-4 大熊猫适宜栖息地现状各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	41632	—
低适生区	1886	20.40%
边缘适生区	3397	36.76%
适生区	2939	31.80%
高适生区	1020	11.04%

表 5-5 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
bio_13	32.6	33.2
bio_12	18	0.3
tmax_1	10.9	27.1
bio_5	9	1.6
zhibeixing	8	1.5
prec_7	6.9	2
bio_14	5.6	2.2
bio_1	2.1	3.7
tmin_7	1.7	2.3
bio_6	1.7	4.7
dem	1.4	11.8
lucc	0.8	0.9
prec_1	0.6	3.7
tmax_7	0.5	4.4
tmin_1	0.2	0.4

最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献 32.6%、18%、10.9%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：最湿润月降水量、海拔高度、1月最高温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

(2) 2050s 大熊猫适宜栖息地分布范围预测

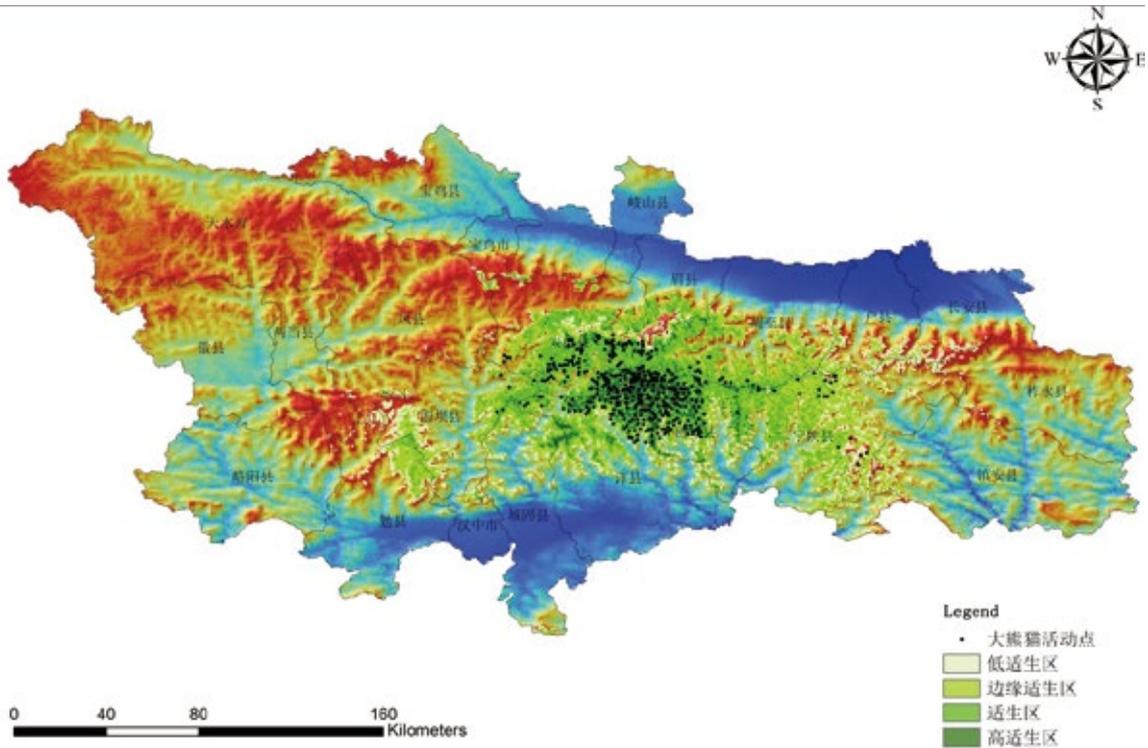


图 5-3 2050s 大熊猫适宜栖息地分布预测

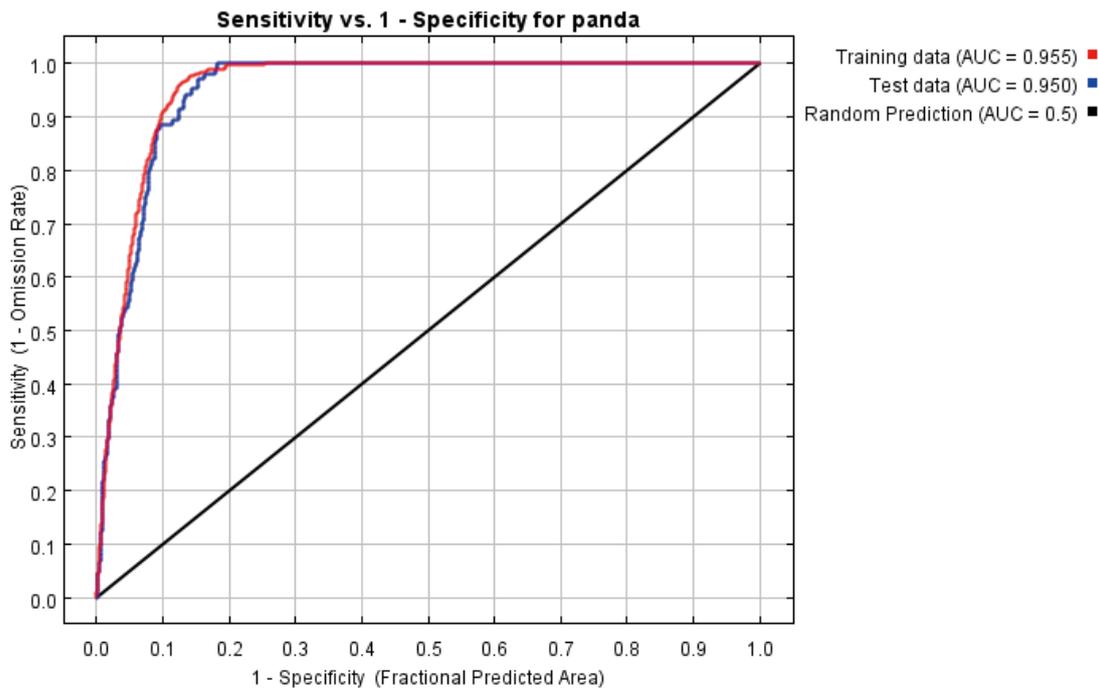


图 5-4 2050s 大熊猫适宜栖息地分布预测 AUC 值

从上图可知，和现状气候条件下模拟结果基本一致，西部大熊猫种群适宜栖息地会向西南部留坝县和勉县扩张，北部太白山大熊猫种群适宜栖息地向西北部宝鸡县、凤县山区迁移趋势。东部大熊猫种群适宜栖息地向东南部宁陕县、镇安县扩张。南部、北部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

由图 5-4 可知，训练集 AUC 值为 0.955，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的中西部，其中，太白县、眉县、周至、留坝县、城固、洋县、佛坪县、宁陕等 8 个县是秦岭大熊猫分布的高适生区，面积约为 876km²，占适生区总面积的 10.02%。大熊猫适生区总面积减少，非适生区面积增大。

表 5-6 2050s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	42132	——
低适生区	1809	20.70%
边缘适生区	3256	37.25%
适生区	2800	32.03%
高适生区	876	10.02%

表 5-7 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
mp45bi5013	40.6	15.4
mp45bi5012	19.7	1.9
mp45tx501	16.9	33.5
mp45bi501	4.9	15.2
zhibeixing	3.9	0.9
mp45bi5014	3.7	0.2
mp45tn507	3.7	1.9
dem	2.1	13.3
mp45bi506	1.2	5
mp45pr507	1.1	4.2
mp45pr501	1.1	3.6
lucc	0.7	0.8
mp45tx507	0.2	2
mp45tn501	0.2	0.7
mp45bi505	0.1	1.3

最湿润月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献 40.6%、19.7%、16.9%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：最湿润月降水量、1月最高温度、年平均温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

(3) 2070s 大熊猫分布范围预测

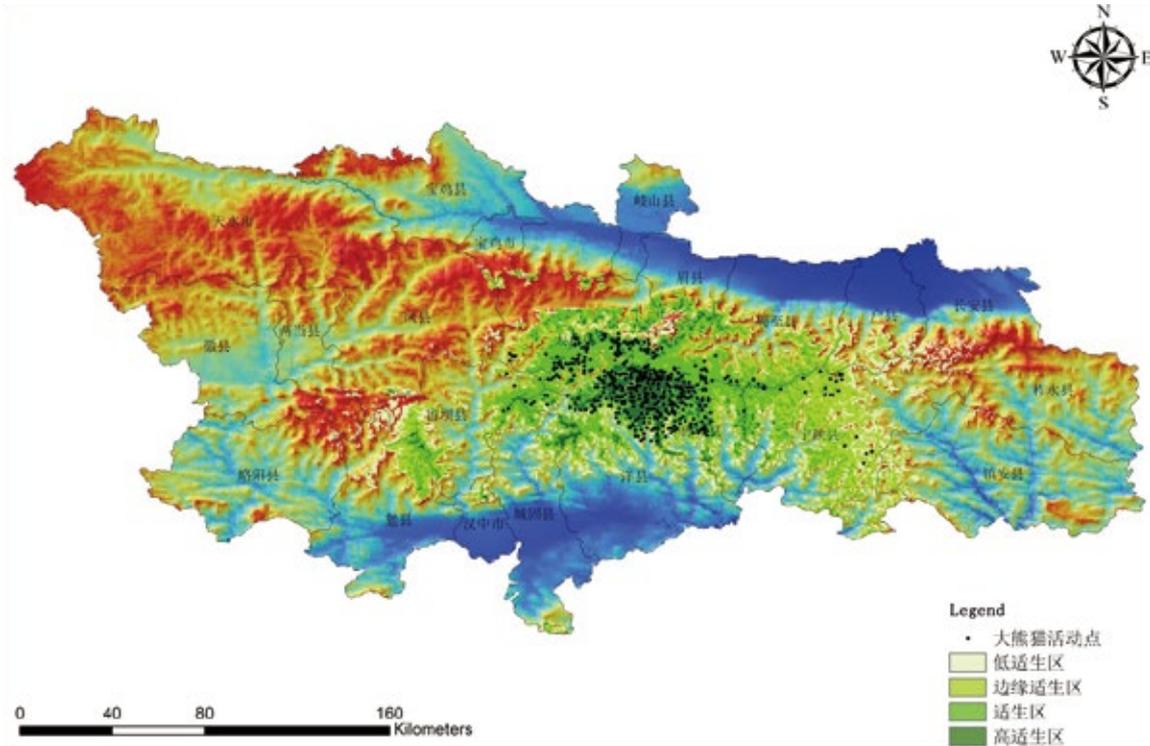


图 5-5 2070s 大熊猫适宜栖息地分布预测

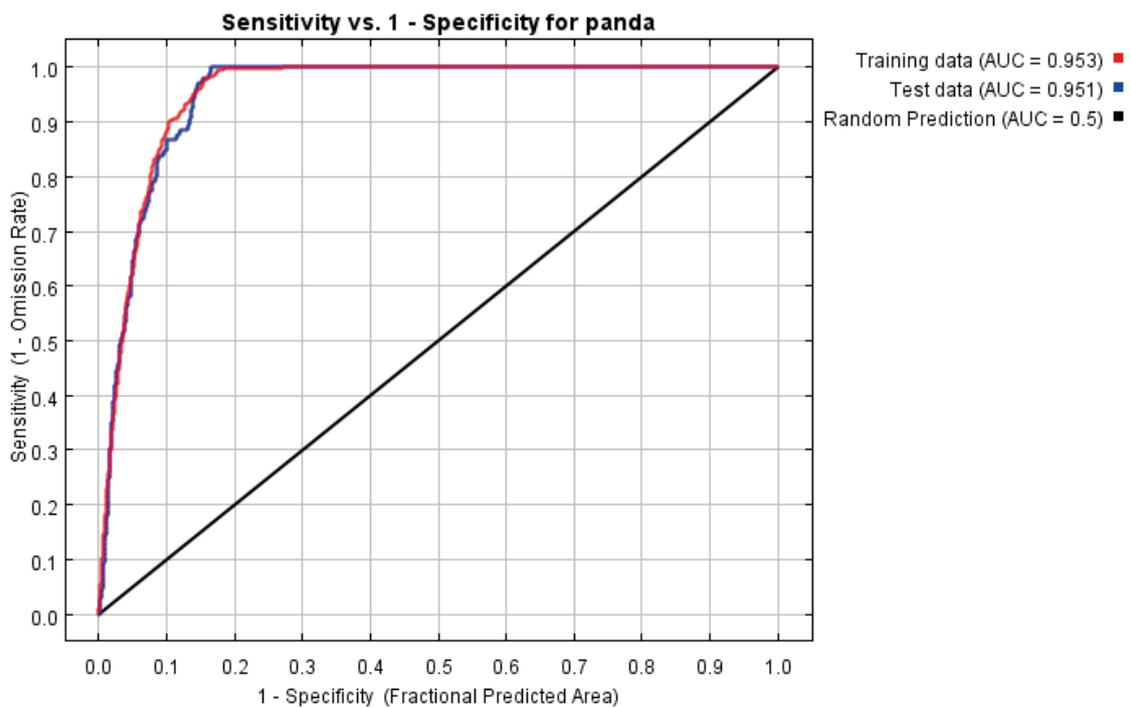


图 5-6 2070s 大熊猫适宜栖息地分布预测 AUC 值

从上图可知，和 2050s 气候条件下模拟结果基本一致，西部大熊猫种群适宜栖息地会向西南部留坝县和勉县扩张，趋势加强；北部太白山大熊猫种群适宜栖息地向西北部宝鸡县、凤县山区迁移趋势，趋势进一步加强。东部大熊猫种群适宜栖息地向东南部宁陕县、镇安县扩张。南部、北部地区由于是平原，人口密集耕地分布，大熊猫迁移趋势不明显。

由图 5-6 可知，训练集 AUC 值为 0.953，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在秦岭地区的中西部，其中，大熊猫高适生区面积约为 982 km²，占适生区总面积的 10.93%，适生区、边缘适生区、低适生区面积分别为 3039km²、3159km² 和 1807km²，分别占适生区面积的 33.82%、35.15%、20.11%。

表 5-8 2070s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	41886	—
低适生区	1807	20.11%
边缘适生区	3159	35.15%
适生区	3039	33.82%
高适生区	982	10.93%

表 5-9 环境因子贡献程度

变量 Variable	贡献率 Percent contribution	重要值排列 Permutation importance
mp45pr707	31	21.1
mp45bi7012	30	1
mp45tx701	17	21.7
mp45tn707	4.9	0.7
zhibeixing	4.6	1.6
mp45pr701	2.9	2.4
mp45bi7014	2.7	2.3
mp45bi7013	1.7	4.7
dem	1.2	13.7
mp45bi706	1.2	11.8
mp45bi701	0.7	16.5
lucc	0.7	0.9
mp45tn701	0.5	0.9
mp45bi705	0.5	0.5
mp45tx707	0.4	0.1

七月降水量、年降水量、1月最高温度分别贡献31%、30%、17%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：七月降水量、1月最高温度和年平均温度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

5.3.1.2 ENFA 模型结果分析

通过采用 bootstrap 和主成分分析法，筛选出 7 个主要的环境因子（表 5-10），对于大熊猫适生区分布的解释率约为 97.1%。

表 5-10 PCA 分析结果

代号	环境因子	贡献率	累计贡献率
BIO5	最热月份最高温 Max Temperature of Warmest Month	27.20%	27.20%
BIO6	最冷月份最低温 Min Temperature of Coldest Month	42.60%	69.90%
BIO7	年温变化范围 Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)	18.30%	88.10%
BIO11	最冷季度平均温度 Mean Temperature of Coldest Quarter	4.10%	92.30%
BIO9	最干季度平均温度 Mean Temperature of Driest Quarter	2.20%	94.50%
BIO19	最冷季度降水 Precipitation of Coldest Quarter	1.50%	96.00%
BIO17	最干季度降水 Precipitation of Driest Quarter	1.00%	97.10%

通过 MacArthur' s broken stick 方法 (Hirzael et al., 2002)，确定使用 7 个 ($\geq 5\%$) 因子 (包括 1 个 marginality 因子和 6 个 specialization 因子)，建立 HS model，得到大熊猫适生区分布图 (图 5-7)。

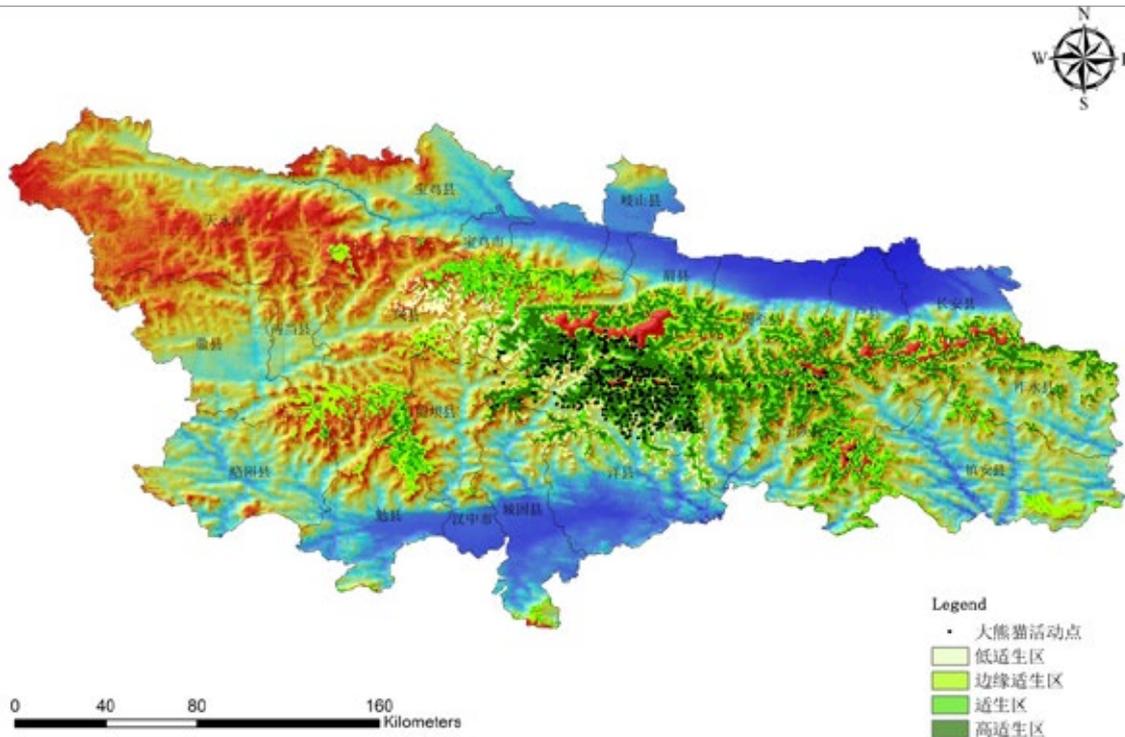


图 5-7 大熊猫的适生分布区

总得来说，大熊猫的分布适生区与整体环境不同，且特化于局部稳定环境中，对环境变化的忍受程度低（ $\text{marginality}=1.484$ ， $\text{tolerance}=1/\text{specialization}=0.148$ ）。

表 5-11 大熊猫不同适生区类型面积

适生区类型	面积（ km^2 ）	占适生区比例（%）
非适生区	40407.33	—
低适生区	823.69	7.87%
边缘适生区	2529.56	24.17%
适生区	3368.94	32.19%
高适生区	3743.35	35.77%

由上图可知，大熊猫的适生区主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县的大部分，勉县的北部，凤县、户县和长安县的南部，留坝县的西部；此外，天水市大部分以及宝鸡县的小部分也分布着大熊猫的适生区。经统计，研究区内大熊猫的高适生区面积为 3743.35km^2 ，占适生区总面积的 35.77%，适生区面积 3368.94km^2 ，占适生区总面积的 32.19%。秦岭大熊猫边缘适生区主要沿适生区边缘分布，边缘适生区主要分布在太白县、周至县、洋县、佛坪县、宁陕县和镇安县的交界处，面积约为 2529.56km^2 ，占适生区总面积的 24.17%，低适生区面积最小，为 823.69km^2 ，占适生区面积的 7.87%。

5.3.1.3 ENFA 模型与 MAXENT 模型分析结果比较

由两个模型的分析结果可知，利用 ENFA 模型和 MAXENT 模型模拟的大熊猫适生区结果空间分布存在差异，其中最大区别为天水分布区。ENFA 模型认为该区域是大熊猫的适生区，而 MAXENT 模型则认为该区域不是大熊猫的适生区，这主要是由于 ENFA 模型计算的是大熊猫的适生区，根据已有的环境因子可计算出该区为大熊猫的适生区。该模型考虑的主要环境因子都是气候因子，而没有考虑土地利用、植被类型等。MAXENT 模型是对大熊猫的生境随环境因子变化而发生潜在变化的预测，该模型认为大熊猫迁移到天水这么远的距离的概率几乎为 0。其它地区两个模型模拟出的大熊猫适生区总体看来还比较一致，主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县。

其次，两个模型模拟出的不同适生区的面积也有所不同。由表 14 和表 15、17、19 可知，ENFA 计算出的大熊猫高适生区和适生区面积明显大于 MAXENT 模型模拟结果，非适生区和边缘适生区面积要远远小于 MAXENT 模型模拟结果。

此外，两个模型识别的影响大熊猫适生区分布的主要环境因子有所不同。ENFA 模型认为影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为最热月份最高温、最冷月份最低温、年温变化范围、最冷季度平均温度、最干季度平均温度、最冷季度降水、最干季度降水；MAXENT 模型计算出最湿润月降水量、年降水量、1 月最高温度 3 个环境因子是影响未来气候变化下大熊猫潜在分布区变化的主要环境因子。

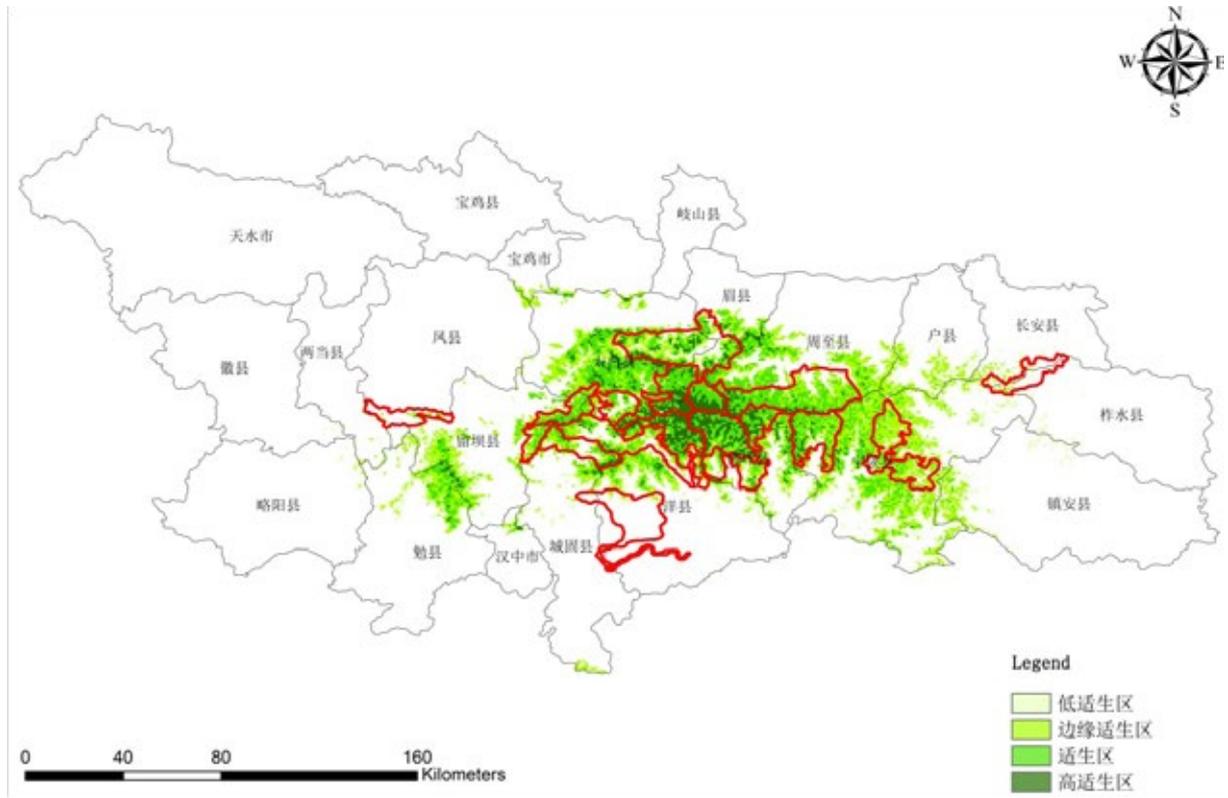
5.3.1.4 气候变化条件下大熊猫生境 GAP 分析

现有生境保护网络空缺

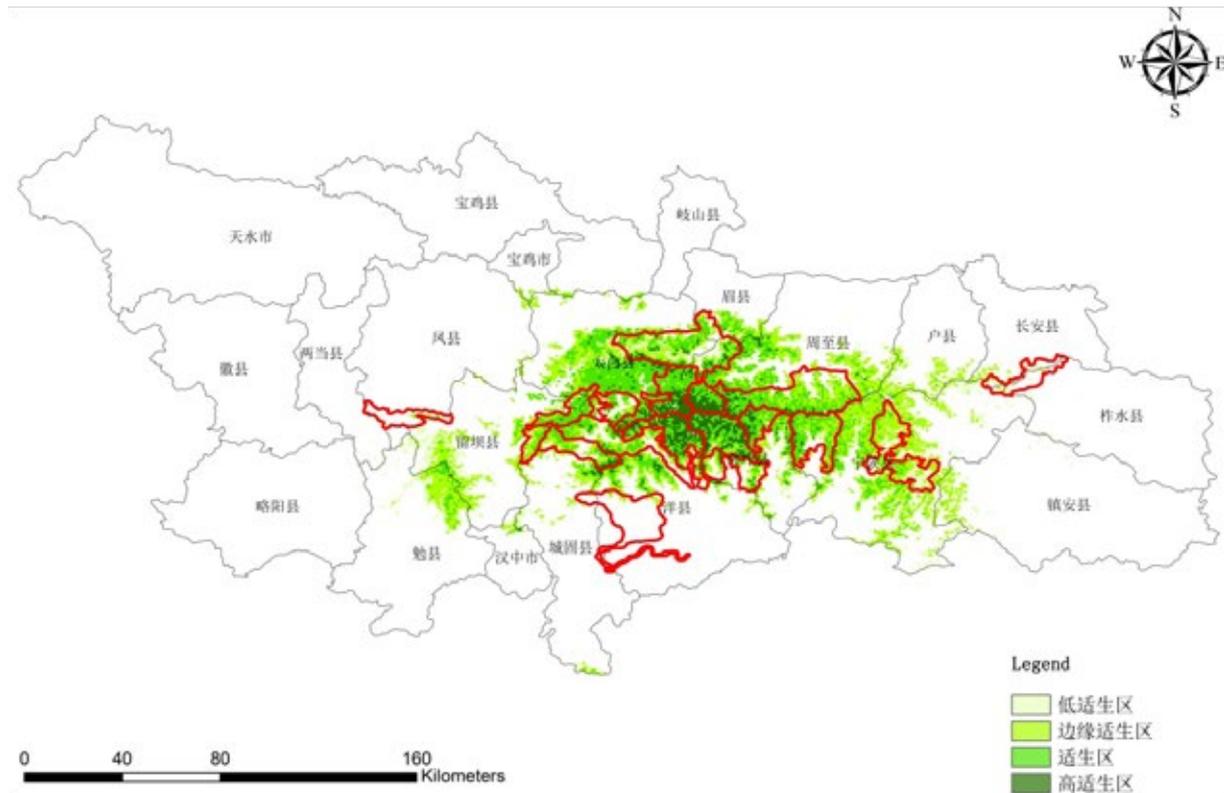
从 1965 年陕西省建立第一个国家级自然保护区—太白山自然保护区开始, 研究区至今相继建立了以保护大熊猫及其栖息地为主的自然保护区 18 个, 总面积 4200 km² (表 5-12)。其中国家级保护区 4 个, 分别是佛坪、长青、太白山和周至国家级自然保护区, 总面积 1718 km²; 省级保护区 14 个, 总面积 2482 km²。国家级和省级自然保护区面积占秦岭大熊猫栖息地和潜在栖息地面积的 70.8%, 初步形成了针对秦岭大熊猫及其栖息地和其他珍稀野生动植物保护的自然保护区网络体系。将约 80% 的秦岭大熊猫纳入了有效保护范围 (冯利国, 2008)。

表 5-12 研究区大熊猫自然保护区体系

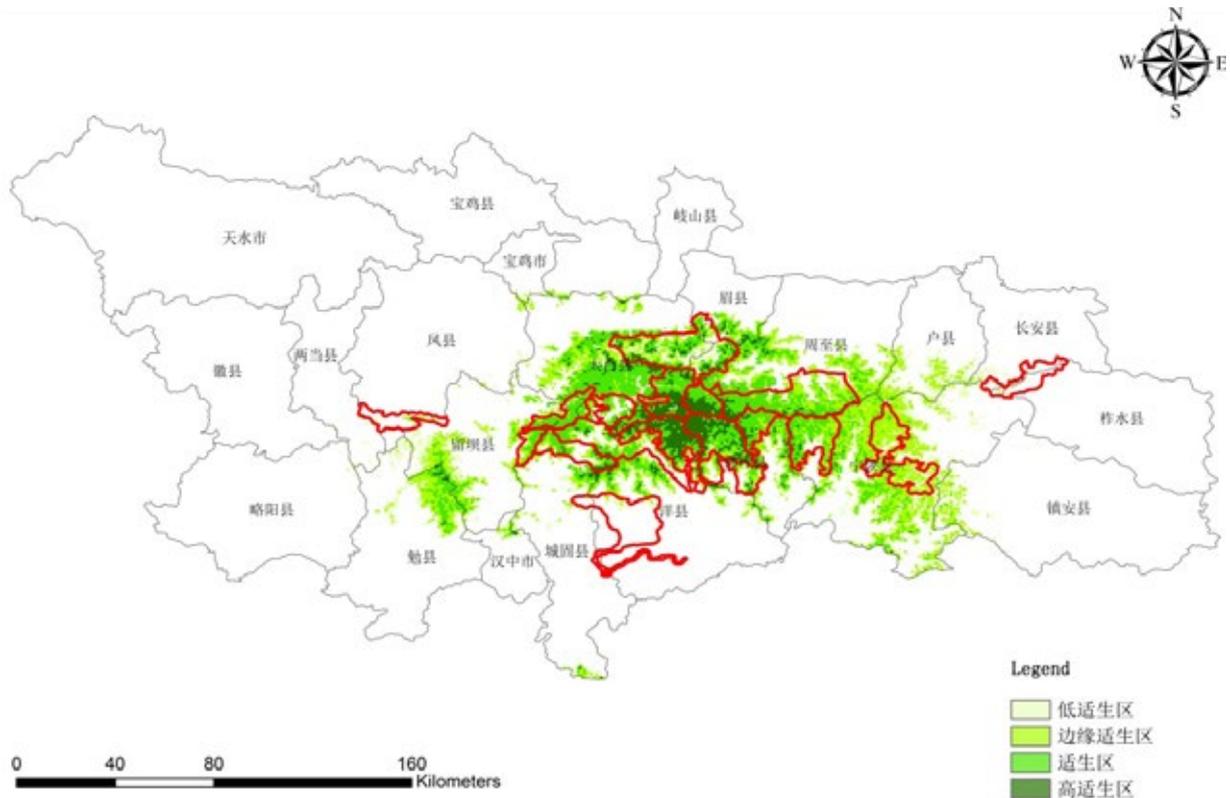
自然保护区名称	面积 /km ²				地点	主管部门
	合计	核心区	缓冲区	实验区		
佛坪国家级自然保护区	292.40	103.26	51.41	137.73	佛坪县	国家林业局
长青国家级自然保护区	299.06	110.00	34.09	154.97	洋县	陕西省林业厅
太白山国家级自然保护区	563.25	227.08	31.75	304.42	太白、周至、眉县	陕西省林业厅
周至国家级自然保护区	563.93	237.78	97.46	228.69	周至县	西安市林业局
国家级小计	1718.64	67.12	214.71	825.81		
周至老县城自然保护区	126.11	36.59	33.87	55.65	周至县	周至县林业局
屋梁山自然保护区	137.00	30.62	43.26	63.12	凤县	凤县林业局
桑园自然保护区	138.06	47.80	45.62	44.64	留坝县	留坝县林业局
摩天岭自然保护区	85.20	28.04	25.10	32.06	留坝县	省属汉西林业局
观音山自然保护区	135.34	42.74	37.93	54.67	佛坪县	省属龙草坪林业局
天华山自然保护区	254.85	70.23	54.11	130.51	宁陕县	省属宁西林业局
宁陕自然保护区	158.82	26.92	18.44	113.46	宁陕县	宁陕县林业局
板桥自然保护区	361.30	77.28	113.24	170.78	洋县	洋县林业局
黄柏塬自然保护区	254.09	47.40	126.63	80.06	太白县	省属太白林业局
娘娘山自然保护区	211.55	47.28	46.71	117.56	佛坪县	佛坪县林业局
牛尾河自然保护区	134.92	22.46	50.63	61.83	太白县	太白县林业局
盘龙自然保护区	188.44	56.60	83.85	47.99	城固县	城固县林业局
平河梁自然保护区	172.75	52.52	62.53	57.70	宁陕县	省属宁东林业局
皇冠自然保护区	123.72	37.24	22.56	63.92	宁陕县	宁陕县林业局
省计小级	2482.15	623.72	764.48	1093.95		
总计	4200.79	690.84	979.19	1919.76		



(a) MAXENT 模型现状大熊猫生适宜境与保护区分布



(b) MAXENT 模型 2050s 大熊猫适宜生境与保护区分布



(c) MAXENT 模型 2070s 大熊猫适宜生境与保护区分布

图 5-8 秦岭大熊猫生境保护网络与大熊猫生境叠加图

由图 5-8 和表 5-12 可以看出，目前研究区所建立的 18 个大熊猫自然保护区主要集中在秦岭主梁南北两侧的大熊猫栖息地。目前的自然保护区设置仅能保护 74.20% 的大熊猫高适生区，51.27% 的大熊猫适生区，30.11% 的边缘适生区和 18.31% 的低适生区；到 2050s，目前的自然保护区设置能保护 81.11% 的大熊猫高适生区，53.54% 的大熊猫适生区，31.17% 的边缘适生区和 21.52%；到 2070s，目前的自然保护区设置能保护 76.76% 的大熊猫高适生区，51.43% 的大熊猫适生区，28.95% 的边缘适生区和 20.32% 的低适生区。由此可见，现有研究区自然保护区的设置基本可以满足对未来大熊猫气候高适生区的有效保护，但不能满足未来 2070s 气候变化下大熊猫气候适生区的有效保护。同时，虽然这些自然保护区保护对象和任务基本相同，但由于土地权属和隶属关系不同，大熊猫栖息地的整体区域被人为地划分为若干个自然保护区，造成管理上各自为政、地域上条块分割的现象，既不符合自然保护区的建设原理，也不利于保护管理工作的正常开展。

表 5-13 现在和未来大熊猫气候适宜生境被保护面积

		现状	2050s	2070s
高适生区 (km ²)	保护面积 (km ²)	756.66	710.30	753.80
	总面积 (km ²)	1019.81	875.75	982.01
	比例 (%)	74.20%	81.11%	76.76%
适生区 (km ²)	保护面积 (km ²)	1506.90	1499.05	1563.23
	总面积 (km ²)	2938.91	2799.84	3039.46
	比例 (%)	51.27%	53.54%	51.43%
边缘适生区 (km ²)	保护面积 (km ²)	1022.66	1014.82	913.55
	总面积 (km ²)	3396.75	3256.00	3156.00
	比例 (%)	30.11%	31.17%	28.95%
低适生区 (km ²)	保护面积 (km ²)	345.17	389.38	367.27
	总面积 (km ²)	1885.58	1809.27	1807.13
	比例 (%)	18.31%	21.52%	20.32%
适生区总和 (km ²)	保护面积 (km ²)	3631.38	3613.55	3597.86
	总面积 (km ²)	9241.05	8741.13	8987.17
	比例 (%)	39.30%	41.34%	40.03%

5.3.2 岷山大熊猫模拟结果分析

5.3.2.1 Maxent 模型

依据环境条件数据，预测得到大熊猫在岷山地区适生范围与程度。适生值越高，代表大熊猫在该环境条件下适生程度越高，依据相关研究将其适生区划分为 5 个等级。

表 5-14 大熊猫适生性评价标准

序号	适生区划分	适生指数范围
1	非适生区	适生指数 ≤ 0.1
2	低适生区	$0.1 < \text{适生指数} \leq 0.2$
3	边缘适生区	$0.2 < \text{适生指数} \leq 0.4$
4	适生区	$0.4 < \text{适生指数} \leq 0.6$
5	高适生区	适生指数 > 0.6

(1) 现状

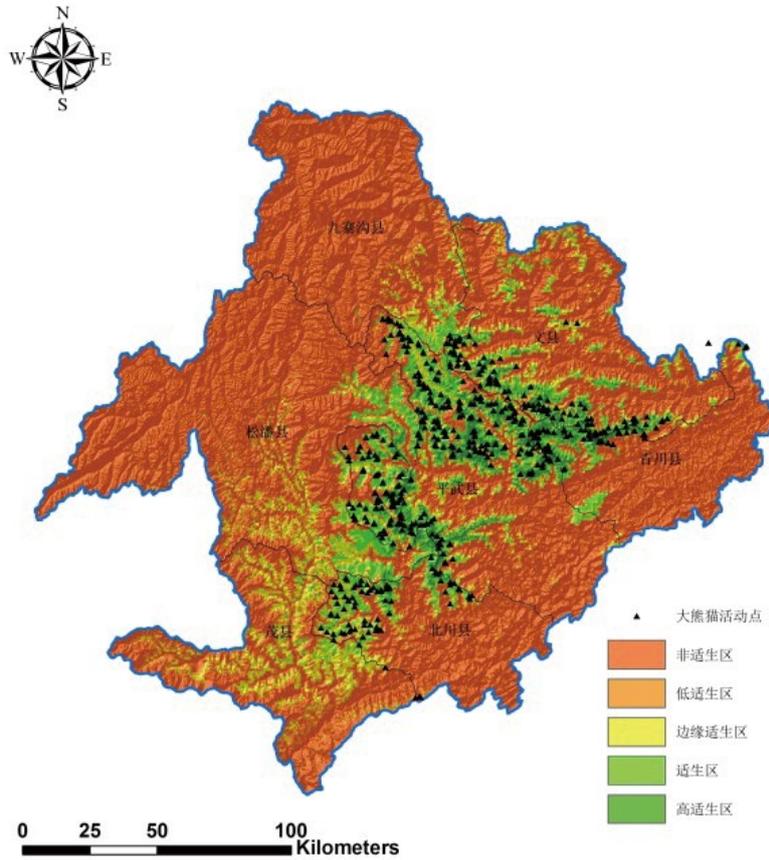


图 5-9 大熊猫适生范围现状

从上图可知，在现在气候条件下九寨沟县也存在大熊猫适生区，但面积不是很大；平武县在西北、西南部与松潘县交界地区部分属于高适生区；南部北川县与松潘县存在部分适生面积，但高适生面积很小。

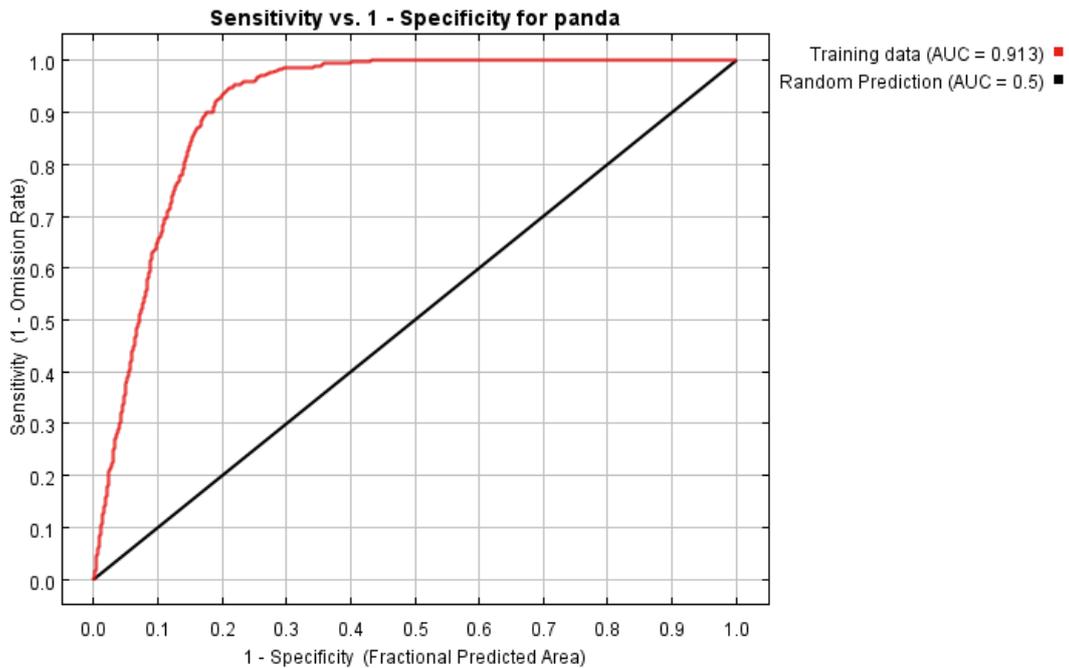


图 5-10 大熊猫适生范围现状 AUC 值

由上图可知，训练集 AUC 值为 0.913，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在岷山地区的中、东部。其中，大熊猫高适生区主要分布在文县、青川县、平武县、北川县 4 个县区，面积约为 1479.92km²。大熊猫适生区、边缘适生区、低适生区面积分别为 2711.62km²、3222.59km²和 2350.89km²。大熊猫非适生区面积最大，为 24427.08 km²。

表 5-15 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例
非适生区	24427.08	
低适生区	2350.89	24.07%
边缘适生区	3222.59	33.00%
适生区	2711.62	27.77%
高适生区	1479.92	15.16%

表 5-16 环境因子贡献程度

Variable	Percent contribution	Permutation importance
bi6	32.7	11.7
bi12	17	7.9
dem	16.1	35.4
tx1	15.5	15.7
bi13	9.3	8.6
bi1	2.4	0
veg	2.2	0.8
pr7	1.9	0.7
lulc2010	1.8	3.2
tn7	0.5	7.2
pr1	0.3	1.5
bi5	0.2	6.4
bi14	0.1	0.7
tn1	0	0
tx7	0	0

冷月最低温、年降水量、海拔高度和 1 月最高温度别贡献 32.7%、17%、16.1% 和 15.5%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：海拔高度、1 月最高温度、冷月最低温是影响大熊猫分布的主要环境因子。

(2) 2050s

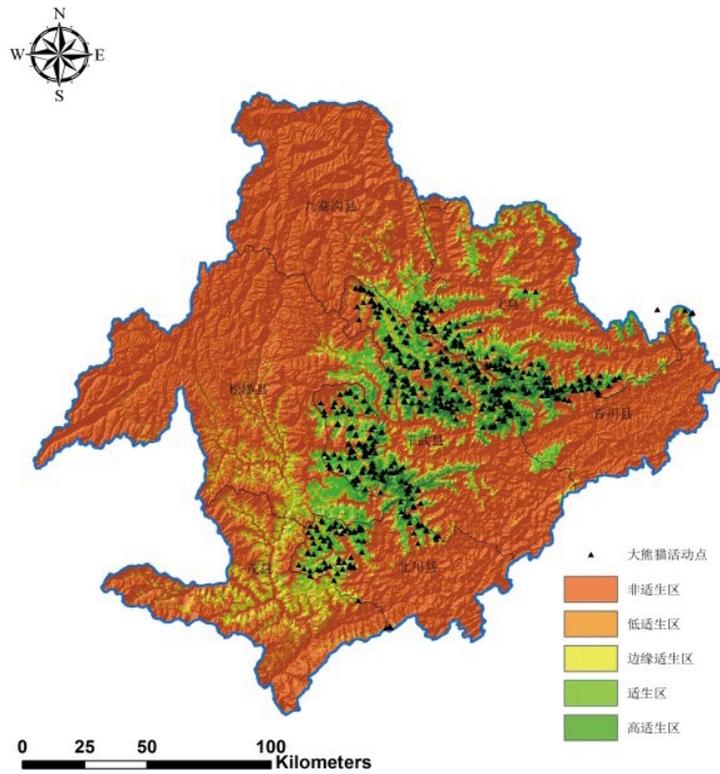


图 5-11 2050s 大熊猫分布预测

从上图可知，2050s 北部文县大熊猫向西北部九寨沟县迁移趋势加强，中部平武县大熊猫向西北、西南部松潘县迁移趋势加强，南部北川县大熊猫向北部松潘县迁移趋势加强。

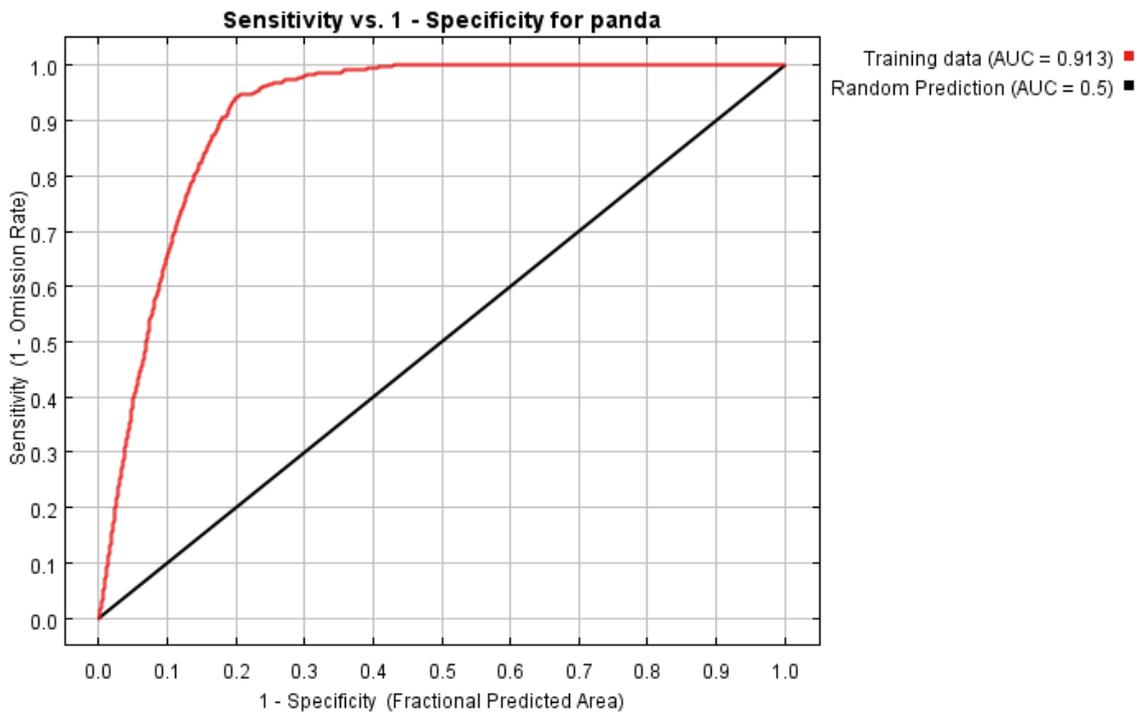


图 5-12 2050s 大熊猫分布预测 AUC 值

由上图可知，训练集 AUC 值为 0.913，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在岷山地区的中、东部。其中，大熊猫高适生区主要分布在文县、青川县、平武县、北川县 4 个县，面积约为 1569.08km²，相比现状有所增加。大熊猫适生区、边缘适生区、低适生区面积分别为 2809.87km²、3132.37km² 和 2472.20km²。大熊猫非适生区面积最大，为 24208.59 km²。

表 5-17 2050s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	24208.59	—
低适生区	2472.20	24.76%
边缘适生区	3132.37	31.38%
适生区	2809.87	28.15%
高适生区	1569.08	15.72%

表 5-18 环境因子贡献程度

Variable	Percent contribution	Permutation importance
mp45bi506	30.1	9.6
mp45bi5012	18	10.1
mp45tx501	12.9	21.5
dem	11.8	36
mp45bi5013	11.6	6.2
mp45bi501	9.9	0.2
zhibeixing	3.5	1
mp45bi505	0.5	3.1
mp45bi5014	0.4	0.9
mp45pr501	0.3	0.9
mp45tn507	0.2	8.6
lucc	0.1	0.3
mp45pr507	0.1	1.4
mp45tx507	0	0
mp45tn501	0	0

冷月最低温、年降水量、1 月最高温度分别贡献 30.1%、18%、12.9%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。Jackknife 检验结果显示：年降水量、1 月最高温度、dem 是影响大熊猫分布的主要环境因子。

(3) 2070s

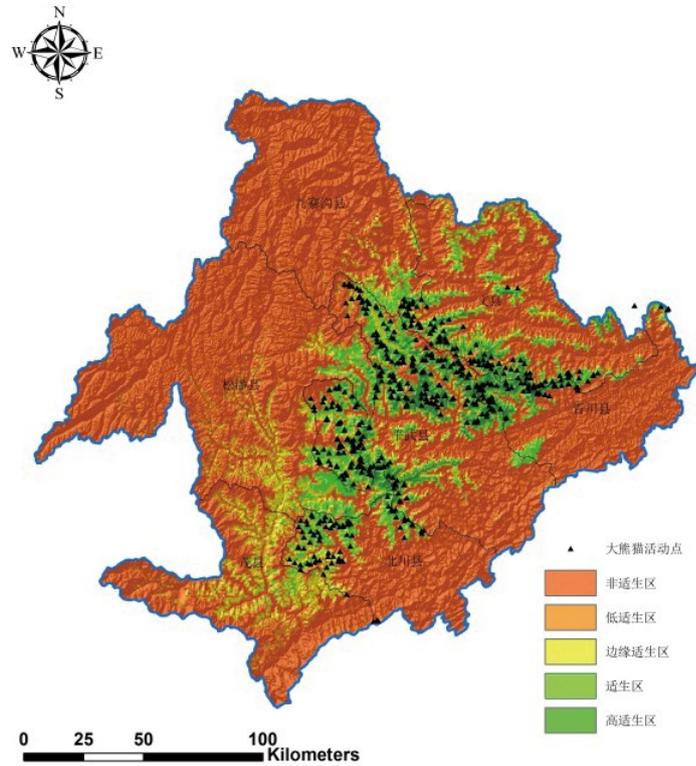


图 5-13 2070s 大熊猫分布预测

从上图可知，2070s 大熊猫迁移趋势与 2050s 时基本一致。北部文县大熊猫向西北部九寨沟县迁移趋势加强，中部平武县大熊猫向西北、西南部松潘县迁移趋势加强，南部北川县大熊猫向北部松潘县迁移趋势加强。唯一不同的是 2070s 大熊猫可迁移的高适生区面积增加。

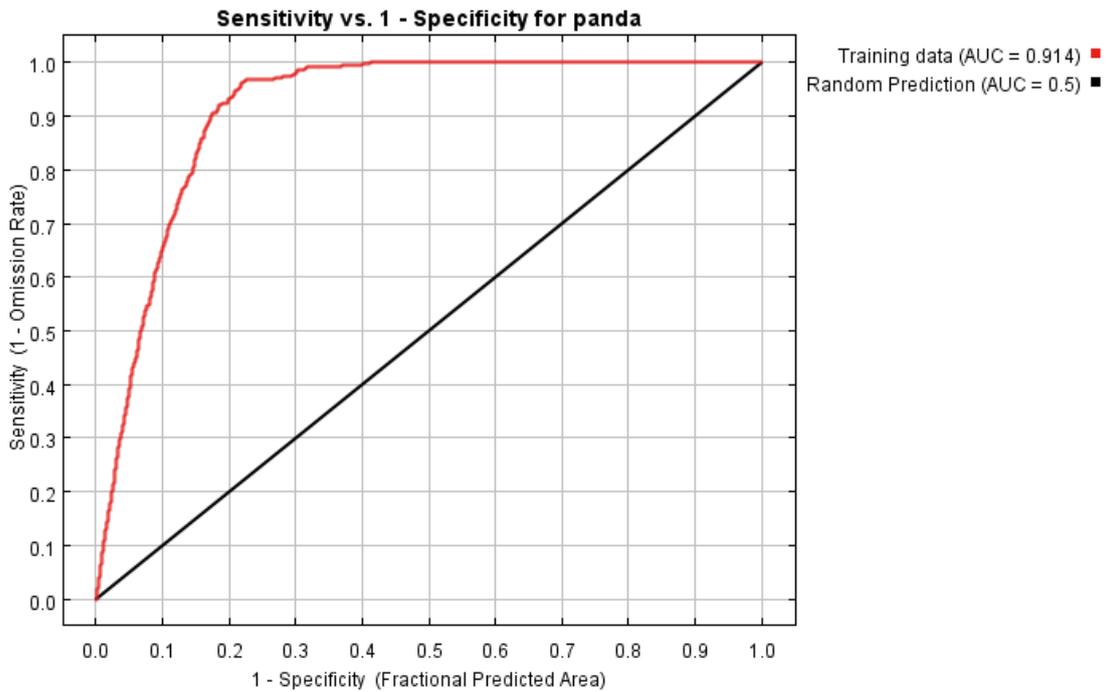


图 5-14 2070s 大熊猫分布预测 AUC 值

由上图可知，训练集 AUC 值为 0.914，表明 MAXENT 模型预测结果好。大熊猫适生区主要分布在岷山地区的中、东部。其中，大熊猫高适生区主要分布在文县、青川县、平武县、北川县 4 个县区，面积约为 1626.20km²，相比 2050s 有所增加。大熊猫适生区、边缘适生区、低适生区面积分别为 2798.30km²、2981.97km² 和 2397.72km²，相比 2050s 有所减少。大熊猫非适生区面积最大，为 24387.91 km²，相比 2050s 有所增加。

表 5-19 2050s 大熊猫各适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	24387.91	——
低适生区	2397.72	24.46%
边缘适生区	2981.97	30.42%
适生区	2798.30	28.54%
高适生区	1626.20	16.59%

表 5-20 环境因子贡献程度

Variable	Percent contribution	Permutation importance
mp45bi706	29.3	8
mp45bi7012	19	11.3
dem	15	37.5
mp45tx701	14.5	21.6
mp45bi7013	9.7	3.6
mp45bi701	5	0.9
mp45pr707	3.9	1.5
zhibeixing	2	1
mp45bi705	0.6	0.6
mp45bi7014	0.3	1.7
mp45pr701	0.3	1.4
mp45tn707	0.3	10.4
lucc	0.1	0.3
mp45tx707	0	0.3
mp45tn701	0	0

冷月最低温、年降水量、海拔高度分别贡献 29.3%、19%、15%，其余环境因子对大熊猫分布影响较小。

Jackknife 检验结果显示：1 月最高温、年降水量、海拔高度是影响大熊猫分布的主要环境因子。

5.3.2.2 ENFA 模型结果分析

通过采用 bootstrap 和主成分分析法，筛选出 7 个主要的环境因子（表 5-21），对于大熊猫适生区分布的解释率约为 95.7%。

表 5-21 PCA 分析结果

代号	环境因子	贡献率	累计贡献率
BIO19	最冷季度降水 Precipitation of Coldest Quarter	19.10%	19.10%
BIO17	最干季度降水 Precipitation of Driest Quarter	40.00%	59.00%
BIO11	最冷季度平均温度 Mean Temperature of Coldest Quarter	15.10%	74.10%
BIO9	最干季度平均温度 Mean Temperature of Driest Quarter	10.00%	84.10%
BIO6	最冷月份最低温 Min Temperature of Coldest Month	6.20%	90.30%
BIO1	年均温 (Annual Mean Temperature)	2.40%	92.70%
BIO3	昼夜温差与年温差的比值 Isothermality (BIO2/BIO7) * 100	1.90%	94.50%
BIO2	昼夜温差月均值 Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))	1.20%	95.70%

通过 MacArthur's broken stick 方法 (Hirzuel et al., 2002)，确定使用 7 个 ($\geq 5\%$) 因子 (包括 1 个 marginality 因子和 6 个 specialization 因子)，建立 HS model，得到大熊猫适生区分布图 (图 5-15)。

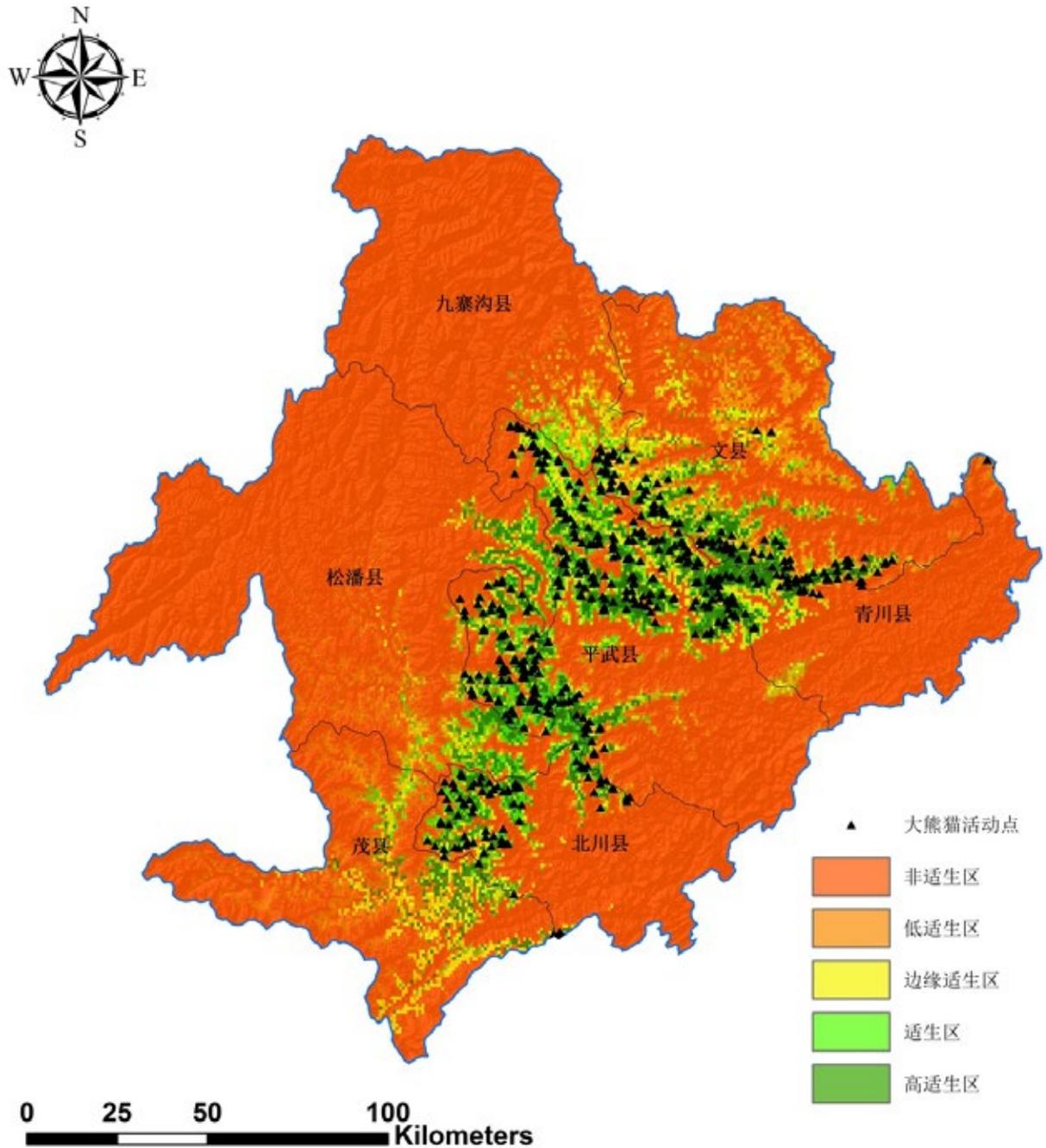


图 5-15 大熊猫的适生分布区

总的来说，大熊猫的分布适生区与整体环境不同，且特化于局部稳定环境中，对环境变化的忍受程度低（ $marginality=1.484$ ， $tolerance=1/specialization=0.148$ ）。

表 5-22 大熊猫不同适生区类型面积

适生区类型	面积 (km ²)	占适生区比例 (%)
非适生区	27046.66	—
低适生区	1658.01	23.20%
边缘适生区	1871.32	26.19%
适生区	1362.28	19.06%
高适生区	2253.83	31.54%

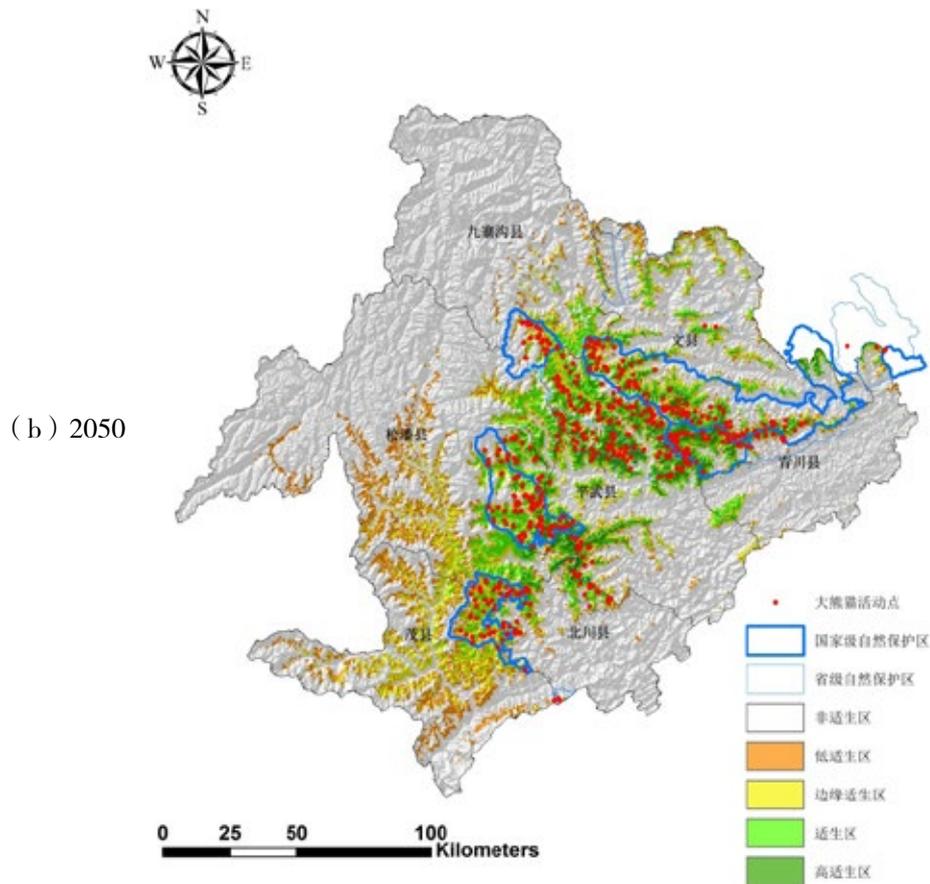
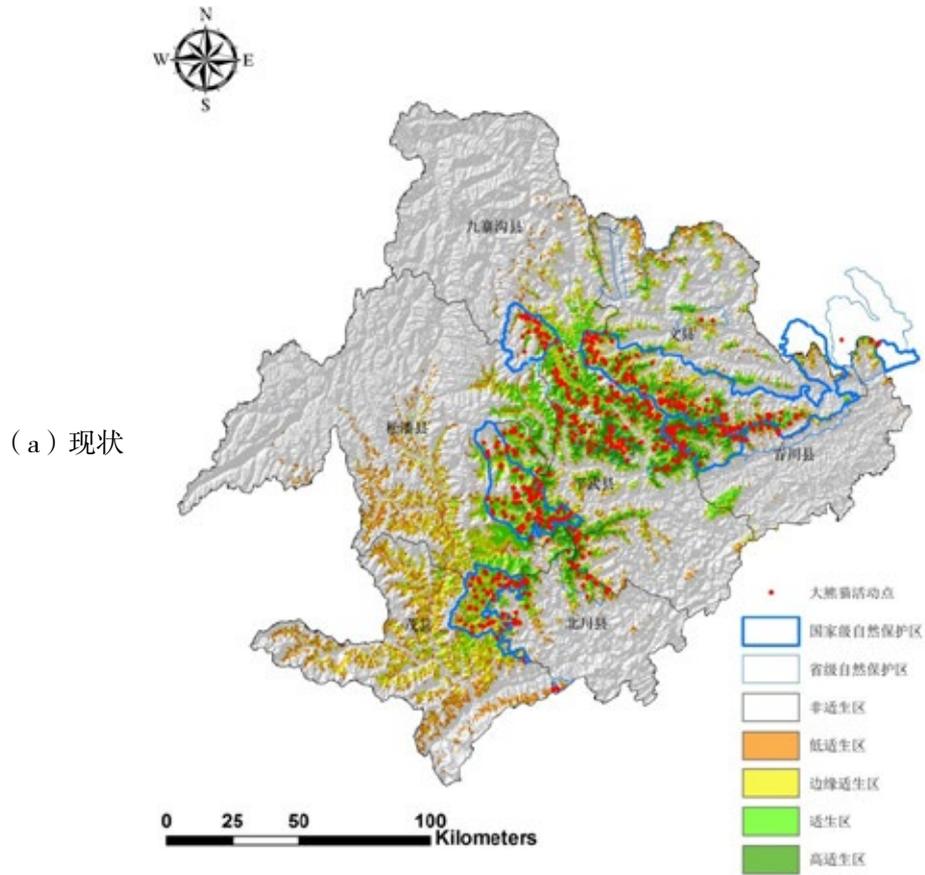
由上图可知,大熊猫的适生区主要分布在文县、青川县、平武县、北川县的大部分,此外九寨沟县、松潘县和茂县也分布着一些大熊猫种群。经统计,研究区内大熊猫的高适生区面积为 2253.83km²,占适生区总面积的 31.54%,适生区面积 1362.28km²,占适生区总面积的 19.06%。边缘适生区面积约为 1871.32km²,占适生区总面积的 26.19%,低适生区面积为 1658.01km²,占适生区总面积的 23.20%。

5.3.2.3 ENFA 模型与 MAXENT 模型分析结果比较

由两个模型的分析结果可知,利用 ENFA 模型和 MAXENT 模型模拟的大熊猫适生区结果空间分布存在差异,其中最大区别为高适生区分布格局。MAXENT 模型认为大熊猫高适生区主要分布在文县、青川县和平武县,高适生区比较集中分布,而 ENFA 认为高适生区分布范围较广,茂县、北川县和松潘县也大量分布着高适生区,且高适生区分布较破碎化。这主要是由于 ENFA 模型计算的是大熊猫的适生区,根据已有的气候因子可计算出该区为大熊猫的适生区,而没有考虑土地利用、植被类型等。而 MAXENT 模型是对大熊猫的生境随环境因子变化而发生潜在变化的预测,该模型认为大熊猫迁移范围不可能这么大,因此分布概率几乎为 0。其它地区两个模型模拟出的大熊猫适生区总体看来也不一致。

其次,两个模型模拟出的不同适生区的面积也有所不同。ENFA 计算出的大熊猫高适生区面积明显大于 MAXENT 模型模拟结果,非适生区面积也大于 MAXENT 模型模拟结果,而低适生区和边缘适生区面积小于 MAXENT 模型模拟结果,适生区面积与 MAXENT 模型模拟结果相当。

此外,两个模型识别的影响大熊猫适生区分布的主要环境因子有所不同。ENFA 模型认为影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为年均温、年平均降水、降水变化方差、昼夜温差月均温、昼夜温差与年温差的比值、温度变化方差、最湿季度平均温度以及最热月份最高温;MAXENT 模型计算出最湿润月降水量、年降水量、1 月最高温度 3 个环境因子是影响未来气候变化下大熊猫潜在分布区变化的主要环境因子。



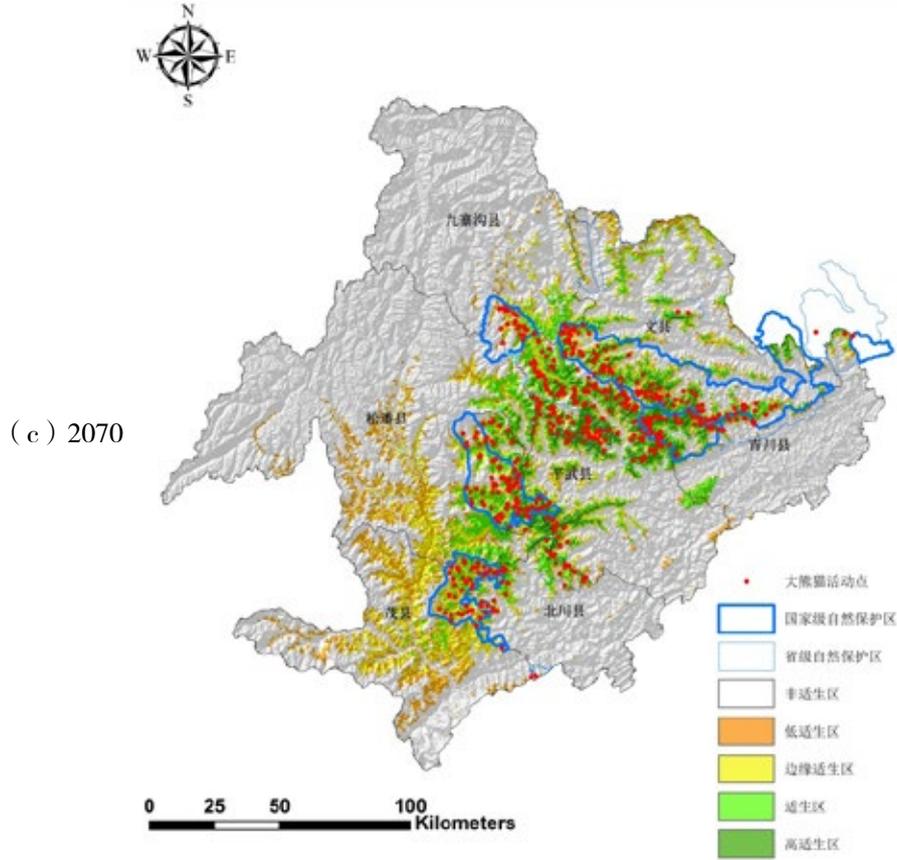


图 5-16 大熊猫适生区保护空缺

5.3.2.3 空缺分析

岷山地区自然保护区数量众多，国家级自然保护区有白水江、小寨子沟、雪宝顶、唐家河、王朗和青木川自然保护区。此外，还有 13 个省级自然保护区。国家级和省级自然保护区面积占该区总面积的 14.45%。

从空间上看，平武县北部、平武县东南部与青川县交界处、平武县西南部与松潘县交界处以及松潘县东部共 4 个区域存在大面积的大熊猫高适生区在自然保护区以外的情况，即保护空缺区域。

基于大熊猫适生区现状结果，叠加自然保护区边界分析后发现，高适生区 50.76% 在自然保护区内，其中 37.91% 在国家级自然保护区内。适生区 41.33% 在自然保护区内，其中 34.23% 在国家级自然保护区内。边缘适生区 23.38% 在自然保护区内，其中 18.31% 在国家级自然保护区内。低适生区 18.96% 在国家级自然保护区内，其中 12.47% 在国家级自然保护区内。

基于大熊猫适生区 2050s 结果，叠加自然保护区边界分析后发现，高适生区 49.59% 在自然保护区内，其中 37.79% 在国家级自然保护区内，相比现状该比例有所下降。适生区 41.71% 在自然保护区内，其中 33.58% 在国家级自然保护区内。边缘适生区 22.46% 在自然保护区内，其中 18.10% 在国家级自然保护区内。低适生区 17.08% 在国家级自然保护区内，其中 10.76% 在国家级自然保护区内。

基于大熊猫适生区 2070s 结果，叠加自然保护区边界分析后发现，高适生区 47.62% 在自然保护

区内，其中 36.59% 在国家级自然保护区内，相比 2050s 该比例进一步下降。适生区 41.89% 在自然保护区内，其中 33.44% 在国家级自然保护区内。边缘适生区 23.86% 在自然保护区内，其中 19.18% 在国家级自然保护区内。低适生区 16.74% 在国家级自然保护区内，其中 10.65% 在国家级自然保护区内。

总体上，现阶段大熊猫适生区的保护情况不容乐观，尤其是高适生区的保护比例仅仅达到 50.76%。气候变化未来情景下自然保护区内大熊猫高适生区面积比例下降，适生区保护情况将进一步恶化，保护工作任重道远。

5.4 讨论

5.4.1 大熊猫适生区变化

从图中可以看到，边缘适生区面积最大，其次为适生区面积，低适生区面积较小，高适生区面积最小。随着时间推移，高适生区面积一直在增加，边缘适生区面积一直在减少，适生区、低适生区面积经历了先增加后减少的过程，但 2070s 这二者面积仍然大于现状。因此，未来气候变化下岷山大熊猫适生区的面积变化对于大熊猫保护起到正效应。

表 5-23 岷山地区不同适生区类型面积 (km²)

适生区类型	现状	2050s	2070s
低适生区	2351	2472	2398
边缘适生区	3223	3132	2982
适生区	2712	2810	2798
高适生区	1480	1569	1626
总和	9765	9984	9804

图 5-17 大熊猫适生区面积变化

总体上 2050s 秦岭地区适生区面积下降，2070 年有所恢复，但仍然没有达到现状水平。低适生区和边缘适生区面积呈持续下降趋势，适生区和高适生区面积先呈下降趋势，后 2070s 呈现增加趋势。因此，未来气候变化下秦岭地区大熊猫适生区的面积变化对于大熊猫保护起到负效应。

表 5-24 秦岭地区不同适生区类型面积 (km²)

适生区类型	现状	2050s	2070s
低适生区	1886	1809	1807
边缘适生区	3397	3256	3159
适生区	2939	2800	3039
高适生区	1020	876	982
总和	9241	8741	8987

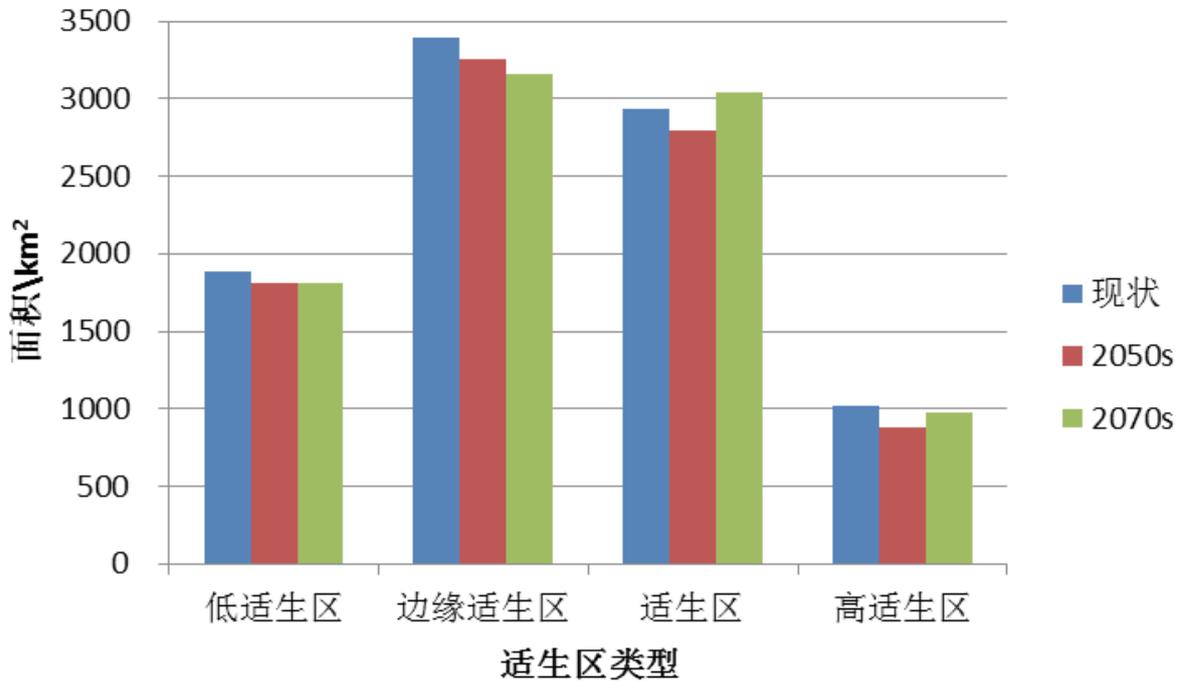


图 5-18 不同适生区类型面积

5.4.2 大熊猫适生区空缺分析对比

秦岭地区大熊猫适生区大部分处于自然保护区范围内，大熊猫得到了良好的保护。目前高适生区 74.20%、适生区 51.27%、边缘适生区 30.11% 和低适生区 18.31% 处于保护区内。气候变化 2050s 和 2070s 情景下，秦岭地区大熊猫高适生区和适生区处于保护区内的面积比现在大、比例比现在高。

表 5-25 秦岭和岷山大熊猫适生区面积保护空缺分析

		Present/km ²	%	2050s/km ²	%	2070s/km ²	%
秦岭	LS 低适生区	345	18.31%	389	21.52%	367	20.32%
	MS 边缘适生区	1023	30.11%	1015	31.17%	914	28.95%
	S 适生区	1507	51.27%	1499	53.54%	1563	51.43%
	HS 高适生区	757	74.20%	710	81.11%	754	76.76%
岷山	LS 低适生区	614	18.96%	584	17.08%	555	16.74%
	MS 边缘适生区	1038	23.38%	973	22.46%	984	23.86%
	S 适生区	1544	41.33%	1621	41.71%	1621	41.89%
	HS 高适生区	1035	50.76%	1076	49.59%	1071	47.62%

目前岷山地区大熊猫高适生区、适生区、边缘适生区和低适生区在保护区内的面积比例分别为 50.76%、41.33%、23.38% 和 18.96%，比秦岭的比例低。气候变化 2050s 和 2070s 情景下，该区高

适生区面积在保护区内的面积比例仍然比秦岭低，而且具有下降趋势。因此气候变化下岷山地区大熊猫栖息地保护形势更加严峻。

5.4.3 气候变化下秦岭和岷山大熊猫适生区位移情况分析

从表中可以看到，2050s 秦岭地区大熊猫适生区主要向西北方向移动，其中低适生区向正西方向移动 1.73km，边缘适生区和适生区主要向西北方向移动，绕到太白山北坡，向宝鸡方向扩张，其扩张路途上有海拔较低的峡谷，需要建立生物廊道。高适生区主要向东南方向宁陕县和镇安县扩张。2070s 秦岭地区大熊猫适生区继续向西和东南方向扩张，其中低适生区向西扩张 6.70km，适生区向西扩张 5.53km，高适生区向西扩张 2.07km，只有边缘适生区向东南扩张。

表 5-26 气候变化未来情景下秦岭地区大熊猫适生区位移情况

适生区类型	2050s			2070s		
	经度 (km)	纬度 (km)	方向	经度 (km)	纬度 (km)	方向
低适生区	-1.73	0.12	西	-6.70	-0.13	西
边缘适生区	-3.83	1.02	西北	2.58	-1.36	东南
适生区	-3.17	2.67	西北	-5.53	0.48	西
高适生区	1.00	-1.72	东南	-2.07	-0.33	西

从海拔上来看，2050s 秦岭大熊猫适生区整体向高海拔扩张 17.88m，其中低适生区扩张 91.09m，边缘适生区 11.38m，适生区海拔下降 7.70m，高适生区海拔基本不变。2070s 秦岭大熊猫适生区整体向高海拔扩张 6.50m，其中低适生区扩张 31.81m，边缘适生区海拔基本不变，适生区海拔下降 11.39m，高适生区海拔上升 17.35m。

综上所述，2050s 秦岭大熊猫适生区向主要以向高海拔扩张为主，向西北方向扩张为辅，2070s 秦岭大熊猫适生区海拔高度相比 2050s 下降 11.38m，但向西部扩张距离增强。

表 5-27 气候变化未来情景下秦岭地区大熊猫适生区海拔高度变化情况

适生区类型	2050s	2070s
低适生区	91.09	31.81
边缘适生区	11.38	0.55
适生区	-7.70	-11.39
高适生区	0.04	17.35
总体	17.88	6.50

从表中可以看到，2050s 岷山地区大熊猫适生区主要向东北方向移动，其中低适生区向正西方向移动，边缘适生区和适生区主要向东北方向的中海拔山地移动，其扩张路途上有海拔较低的平地，

需要建立生物廊道。高适生区主要向东部中海拔山地扩张。2070s 岷山地区大熊猫适生区继续向东北方向扩张，其中低适生区继续向西北扩张，适生区和边缘适生区向东北扩张，高适生区向北偏西扩张。

表 5-28 气候变化未来情景下岷山地区大熊猫适生区位移情况

适生区类型	2050s			2070s		
	经度 (km)	纬度 (km)	方向	经度 (km)	纬度 (km)	方向
低适生区	-5.59	4.13	西北	-3.49	2.06	西北
边缘适生区	1.21	0.34	东北	0.55	2.12	东北
适生区	2.90	2.15	东北	5.46	1.26	东北
高适生区	1.85	-0.04	东南	-0.67	1.01	西北
总体	0.38	1.84	东北	1.53	2.02	东北

从海拔上来看，2050s 岷山大熊猫适生区海拔基本不变，其中低适生区向高海拔扩张 81.79m，边缘适生区和适生区海拔下降，高适生区海拔基本不变。2070s 岷山大熊猫适生区整体海拔下降 19.72m，其中低适生区海拔升高 22.00m，边缘适生区和适生区海拔下降，高适生区海拔上升 20.53m。

综上所述，2050s 岷山大熊猫适生区向主要以向东北方向扩张为主，以应对气候变暖，因为岷山地区西部是大高山，不适合作为大熊猫的适生区，与此同时适生区海拔高度基本不变。2070s 秦岭大熊猫适生区海拔高度相比 2050s 下降 18.75m，但向东北扩张距离增强，这主要是随着纬度升高气温下降，大熊猫适生区主要分布在海拔较低地区。

表 5-29 气候变化未来情景下岷山地区大熊猫适生区海拔高度变化情况

适生区类型	2050s (m)	2070s (m)
低适生区	81.79	22.00
边缘适生区	-42.04	-36.46
适生区	-26.25	-51.93
高适生区	0.91	20.53
总体	-0.97	-19.72

5.5 结论

5.5.1 秦岭地区

(1) 气候变化对大熊猫栖息地具有相当影响，其中影响大熊猫适生区分布的主要环境因子为最湿润月降水量、年降水量、1 月最高温度。

(2) 大熊猫的适生区分布与整体环境不同，且特化于局部稳定环境中，对环境变化的忍受程

度低。

(3) 大熊猫的适生区主要分布在太白县、周至县、佛坪县和宁陕县的大部分，勉县的北部，凤县、户县和长安县的南部，留坝县的西部。

(4) 随气候变化，大熊猫的适宜分布区表现为逐渐向西、北、东方向移动的趋势，留坝县、勉县、凤县、户县和长安县是大熊猫未来主要潜在分布区。这些潜在分布区域的土地利用类型和植被是未来大熊猫保护工作中需要重点关注和加以保护和恢复的。

(5) 2050s 秦岭地区适生区面积下降，2070 年有所恢复，但仍然没有达到现状水平。低适生区和边缘适生区面积呈持续下降趋势，适生区和高适生区面积先呈下降趋势，后 2070s 呈现增加趋势。因此，未来气候变化下秦岭地区大熊猫适生区的面积变化对于大熊猫保护起到负效应。

(6) 秦岭地区大熊猫适生区大部分处于自然保护区范围内，大熊猫得到了良好的保护。目前高适生区 74.20%、适生区 51.27%、边缘适生区 30.11% 和低适生区 18.31% 处于保护区内。气候变化 2050s 和 2070s 情景下，秦岭地区大熊猫高适生区和适生区处于保护区内的面积比现在大、比例比现在高。

(7) 2050s 秦岭大熊猫适生区向主要以向高海拔扩张为主，向西北方向扩张为辅，2070s 秦岭大熊猫适生区海拔高度相比 2050s 下降 11.38m，但向西部扩张距离增强。

5.5.2 岷山地区

(1) 近 50 年来岷山地区年平均温度增加速率为 $0.028^{\circ}\text{C}/\text{a}$ ，增温趋势达到极显著水平 ($P<0.01$)，增温幅度达到 1.4°C ；年降水量减少速率为 $-4.17\text{mm}/\text{a}$ ，下降趋势达到极显著水平 ($P<0.01$)，下降幅度达到 208.5mm ；潜在蒸散呈现上升趋势，上升速率为 $1.45/\text{a}$ ，上升趋势达到极显著水平 ($P<0.01$)，上升幅度达到 72.28mm ；湿润指数呈现下降趋势，下降速率为 $-1.02/\text{a}$ ，下降趋势达到极显著水平 ($P<0.01$)，下降幅度达到 51。

(2) 2050 年代岷山地区年平均温度比近 50 年增加了 3.1°C ，比 2000–2010 年增加了 2.54°C 。年降水量比 1961–2010 年减少了 61.66mm ，比 2000–2010 年减少了 18.18mm 。2070 年代岷山地区年平均温度比近 50 年增加了 3.25°C ，比 2000–2010 年增加了 2.69°C 。年降水量比 1961–2010 年减少了 56.60mm ，比 2000–2010 年减少了 13.12mm ，比 2050 年增加了 5.06mm 。

(3) 2000–2010 年该区自然生态系统面积不断减少，人类活动和耕地面积不断扩展，对岷山大熊猫生存环境和栖息地构成威胁，不利于岷山大熊猫的保护工作。

(4) 模型模拟结果表明，在气候变化 RCP4.5 的未来情景下 2050s、2070s 北部文县大熊猫向西北部九寨沟县迁移趋势加强，中部平武县大熊猫向西北、西南部松潘县迁移趋势加强，南部北川县大熊猫向北部松潘县迁移趋势加强。冷月最低温、年降水量、海拔高度和 1 月最高温度是影响大熊猫分布格局的主要环境因子。

(5) 大熊猫边缘适生区面积最大，其次为适生区面积，低适生区面积较小，高适生区面积最小。

随着时间推移，高适生区面积一直在增加，边缘适生区面积一直在减少，适生区、低适生区面积经历了先增加后减少的过程，但 2070s 这二者面积仍然大于现状。因此，未来气候变化下大熊猫适生区的面积变化对于大熊猫保护起到正效应。

(6) 从空间上看，平武县北部、平武县东南部与青川县交界处、平武县西南部与松潘县交界处以及松潘县东部共个区域存在大面积的大熊猫高适生区在自然保护区以外的情况，即保护空缺区域。总体上，现阶段大熊猫适生区的保护情况不容乐观，尤其是高适生区的保护比例仅仅达到 50.76%。气候变化未来情景下自然保护区内大熊猫高适生区面积比例下降，适生区保护情况将进一步恶化。

(7) 与秦岭对比分析结果显示，气候变化下岷山地区大熊猫高适生区、适生区面积比例较大，但处于保护区内的面积比例较小。

(8) 2050s 岷山大熊猫适生区向主要以向东北方向扩张为主，以应对气候变暖，因为岷山地区西部是大高山，不合作为大熊猫的适生区，与此同时适生区海拔高度基本不变。2070s 秦岭大熊猫适生区海拔高度相比 2050s 下降 18.75m，但向东北扩张距离增强，这主要是随着纬度升高气温下降，大熊猫适生区主要分布在海拔较低地区。

6. 气候变化下大熊猫保护措施建议

6.1 高适生区是未来大熊猫保护工作的重点

高适生区是大熊猫最适宜的栖息地，是大熊猫采食、休憩、繁殖等活动的主要场所，是保护大熊猫的关键所在。大熊猫现有的栖息地在逐渐减少，必须采取严格的保护措施防止高适生区栖息地面积减少，将高适生区栖息地作为核心保护地，尽可能减少人类活动的影响，同时加强相关保护措施。对于已退化的高适生区栖息地，应将其列为重点保护区域，进行实时生态监测与生态评价，识别导致栖息地质量下降的关键原因，采取相应的技术措施，对这类栖息地进行生态修复与重建，使其重新成为大熊猫适宜栖息地。

在大熊猫现有保护网络的基础上，还有一些重要的适宜生境未能得到有效保护，它们主要存在于现有的各个保护区之间，岷山地区主要包括平武县北部、平武县东南部与青川县交界处、平武县西南部与松潘县交界处以及松潘县东部共 4 个区域存在大面积的大熊猫高适生区在自然保护区以外的情况，即保护空缺区域。秦岭地区主要有三个地方，即西南的留坝县和勉县、东南的宁陕县和镇安县以及最重要的太白山北坡和宝鸡县之间区域。应该将这几个区域也列入重点保护对象，可以新建自然保护区或者纳入已有的自然保护区范围，并且应在大熊猫向该区域迁移的可能路线上预留足够的通道。

6.2 加强大熊猫现有栖息地和潜在栖息地保护

大熊猫栖息地是大熊猫生存繁衍的根基所在，潜在栖息地是种群未来发展的希望。建议大力加强栖息地保护工作，加强现有自然保护区建设，调整优化现有保护范围，提高保护区外的管护水平，同时将潜在最适宜栖息地与已有的自然保护区范围进行整合，并对整合和完善后的自然保护区进行监测和评价，观察和记录大熊猫在新增最适宜栖息地出现的频率。

6.3 开展大熊猫自然保护区适应气候变化研究

气候变化下，岷山大熊猫适宜生境将发生迁移和变化，这就意味着建立的相应大熊猫自然保护区面积和位置应随之变动，进行适应性调整（包括水平和垂直调整），及时将新的大熊猫适宜生境纳入到临近保护区内以满足大熊猫为适应气候变化进行的长距离迁徙、觅食、繁殖等活动需要，增强大熊猫自然保护区适应气候变化的灵活性。

建立自然保护区适应气候变化综合技术体系，在各个保护区开展对物种、生态系统和自然遗迹等对气候变化响应的监测，以及时进行适应性的调整，增加适应弹性以有效适应气候变化。在保护区中，开展风险管理与对策等，建立气候变化影响栖息地的恢复和保护的技术对策，并将其作为自然保护区管理目标之一。对保护区周边进行监测管理，建立保护区灾害防御体系；在自然保护区周围创造和恢复缓冲区和栖息地镶嵌体，以满足物种适应气候变化而迁移需要，帮助生物多样性适应气候变化。

6.4 控制人类活动对大熊猫栖息地的干扰

2000-2010年秦岭和岷山地区自然生态系统面积不断减少，人类活动和耕地面积不断扩展，对秦岭和岷山大熊猫生存环境和栖息地构成威胁，进一步加剧气候变化的影响。所以，在进行秦岭和岷山地区开发活动时，尤其是开发区临近大熊猫栖息地时，应当考虑大熊猫栖息地保护的需求，尽量避免在大熊猫重点分布区和大熊猫的栖息地开展旅游活动以及进行公路、水电开发等重点建设项目，减少对大熊猫及其栖息地的干扰和破坏。同时严格控制大熊猫栖息地周边森林砍伐、耕种、放牧和割竹挖笋等人类活动。

6.5 结合现有的生物多样性保护政策和工程项目加强大熊猫栖息地保护

2010年经国务院批准，环境保护部发布了《中国生物多样性保护战略与行动计划（2011-2030年）》，该行动计划在全国划分了35个生物多样性保护优先区。2014年12月8日，张高丽副总理主持召开中国生物多样性保护国家委员会第二次会议，审议通过了《生物多样性保护重大工程实施方案（2015-2020年）》，其中开展全国生物多样性调查和评估是重大工程的一项基本任务。该任务主要以县域为单元的生物多样性调查与评估，建立以县域为基本单元的全国生物多样性数据库和信息平台。到2020年，重点完成全国生物多样性保护优先区域内904个县的生物多样性综合调查，其中秦岭和岷山大熊猫的活动范围位于保护优先区内。结合该项工程，可以获取秦岭和岷山大熊猫分布区详细的物种、生态系统本底数据，摸清秦岭和岷山大熊猫栖息地威胁因素。同时可以促进该区大熊猫野外保护、宣传教育、科研监测等工作，加强各大熊猫保护单位之间交流与合作，相互取长补短，为大熊猫保护事业的全面发展创造良好条件。

6.6 以国家公园建设和生态保护红线制度为契机治理破碎化和预留潜在栖息地

大熊猫栖息地破碎化是相当一个时期的最主要威胁。在气候变化的交互作用下，在适应和减缓对策中，增强栖息地斑块之间的连通将是大熊猫种群提高其适应弹性的有效手段。为此可以利用“国家公园”概念中要求面积足够大的基本原则，实现多个大熊猫自然保护区和其相邻的区域整合的可能性，实现大熊猫栖息地破碎化和行政管理破碎化的治理。对于在气候变化影响下，大熊猫适栖范围将位移的预测和可能性，尽早将这些区域纳入国家大熊猫保护规划，或者利用划定大熊猫生态保护红线的机遇，将这些区域划进红线以内禁止开发，为大熊猫未来适应气候变化预留出空间上的可演进潜在分布区。

参考文献

Campbell J. J. N. The history of Sino-Himalayan bamboo flowering, droughts and sun-spots. 竹子研究汇刊, 1987,6 (1) : 1-15.

Hirzel A H, Helfer V, Metral F. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. Ecological Modeling, 2001, 145: 111-121.

Hirzel A, Hausser J, Chessel D, et al. Ecological-Niche Factor Analysis: How to Compute Habitat-Suitability Maps Without Absence Data? Ecology, 2002, 83 (7) : 2027-2036.

Giorgi F, M R Marinucci, G T Bates, et al. Development of a second-generation regional climate model (RegCM2) part I: Boundary-layer and radiative transfer processes[J]. Mon Wea Rev, 1993,121: 2794-2813.

Giorgi F, M R Marinucci, G T Bates, et al. Development of a second-generation regional climate model (RegCM2) part II: Convective processes and assimilation of lateral boundary conditions [J]. Mon Wea Rev, 1993,121: 2814-2832.

IPCC. 2000. Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge University Press, Cambridge.

Keeley, J.E.; W.J. Bond (1999) . “Mast flowering and semelparity in bamboos: The bamboo fire cycle hypothesis” . American Naturalist 154 (3) : 383 - 391. doi:10.1086/303243.

Mao-Ning Tuanmu et al. Climate change impacts on understory bamboo species and giant pandas in China's Qinling Mountains. Nature Climate Change. 2012.11.11. DOI: 1038/NCLIMATE1727.

Pal J S, F Giorgi, Bi Xunqiang, et al. Regional climate modeling for the developing world: The ICTP RegCM3 and RegCNET [J]. Bull Amer Meteor Soc, 2007, 88: 1395-1409.

Reid. D. G. et al. Giant Panda Selection between Bashania fangiana Bamboo Habitat in Wolong Reserve, Sichuan, China. Journal of Applied Ecology. 1991, 28 (1) : 228-243.

Wang H J. The weakening of Asia monsoon circulation after the 1970's. AdvAtmosSci, 2001, 18 (3) : 376-386.

Zhai P M, Pan X H. Trends in temperature extremes during 1951-1999 in China. Geophys Res Lett, 2003, 30: 1913, doi: 10.1029/2003GL018004.

白晶. 秦岭南北气候变化特征及人为驱动力差异分析. 陕西师范大学硕士学位论文, 2011, 12-29.

车生泉, 可燕. 秦岭石翁山地植被研究 [J]. 广西植物, 1999,19 (1) : 53-59.

范俊韬. 2009. 气候变化对秦岭大熊猫分布格局的影响研究. 中国环境科学研究院硕士学位论文. 北京: 中国环境科学研究院.

范俊韬, 李俊生, 全占军, 等. 洋太公路秦岭大熊猫栖息地景观格局的影响 [J]. 生态学杂志, 2009, 28 (10) : 2082-2087.

- 冯利国. 陕西秦岭大熊猫自然保护区群建设与整合 [J]. 野生动物杂志, 2008, 29 (4): 201-204.
- 傅志军, 张行勇, 刘顺义, 等. 秦岭植物区系和植被研究概述 [J]. 西北植物学报, 1996, 16 (5): 93-106.
- 国家林业局. 全国第三次大熊猫调查报告. 北京: 科学出版社, 2006.
- 胡锦涛. 大熊猫的研究史略与分类地位 [J]. 生物学通报, 1990, 5: 1-4.
- 胡锦涛. 大熊猫研究. 上海科技教育出版社, 上海, 2001, 1-402.
- 姜隽. 几种预测入侵物种分布模型比较. 科技情报开发与经济. 2010, 20 (8): 129-130.
- 李承彪. 大熊猫主食竹研究. 贵阳: 贵州科技出版社, 1997.
- 李纪宏, 刘雪华. 自然保护区功能分区指标体系的构建研究 - 以陕西老县城大熊猫自然保护区为例 [J]. 林业资源管理, 2005, 4: 48-50.
- 李双双, 延军平, 万佳. 全球气候变化下秦岭南北气温变化特征. 地理科学, 2012, 32 (7): 853-858.
- 刘艳萍. 2012. 气候变化对岷山大熊猫及栖息地的影响. 北京林业大学硕士学位论文. 北京: 北京林业大学.
- 秦自生, 艾伦, 刘捷. 大熊猫主食竹种籽龄鉴定及种群动态评估. 四川环境, 1993, 12 (4): 26-29.
- 冉江洪, 刘少英, 王鸿加, 等. 小相岭大熊猫栖息地干扰调查 [J]. 兽类学报, 2004, 24 (4): 277-281.
- 任国玉, 郭军, 徐铭志, 等. 近 50 年中国地面气候变化基本特征 [J]. 气象学报, 2005, 63 (6): 942-956.
- 申国珍, 李俊清, 蒋仕伟. 大熊猫栖息地亚高山针叶林结构和动态特征 [J]. 生态学报, 2004, 24 (6): 1294-1299.
- 沈茂才, 张跃进, 陈彦生. 秦岭田峪河流域植被研究 [J]. 西北植物学报, 2001, 21 (3): 532-537.
- 四川省气候中心 / WWF. 气候变化与大熊猫分布格局的影响研究. 北京: 世界自然基金会 (瑞士) 北京代表处. 2000.
- 王将克. 关于大熊猫中的划分、地史分布及其演化历史的探讨 [J]. 动物学报, 1974, 20 (2): 191-200.
- 王金锡, 马志贵. 大熊猫主食竹生态学研究. 成都: 四川科学技术出版社, 1995.
- 王学志, 徐卫华, 欧阳志云, 等. 生态位因子分析在大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*) 生境评价中的应用 [J]. 生态学报, 2008, 28 (2): 821-828.
- 魏辅文, 冯祚建. 相岭山系大熊猫和小熊猫对生境的选择. 动物学报, 1999, 45 (1): 57-63.
- 吴建国, 吕佳佳. 气候变化对大熊猫分布的潜在影响. 环境科学与技术, 2009, (12): 168-177.

徐卫华, 欧阳志云, 蒋泽银, 等. 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.

杨沅志, 夏杰, 陈北光. 大尺度生物多样性保护评估手段 -GAP 分析. 广东林业科技, 2008, 24 (3): 85-89.

杨瑞, 张雅林, 冯纪年. 利用 ENFA 生态位模型分析玉带凤蝶和箭环蝶异地放飞的适生性 [J]. 昆虫学报, 2008, 51 (3): 290-297.

杨兴中, 蒙世杰, 雍严格, 等. 佛坪大熊猫环境生态的研究 (I) - 夏季栖息地植被群落分类与生境因子 [J]. 西北大学学报 (自然科学版), 1997, 27 (6): 509-514.

雍严格, 王宽武, 汪铁军. 佛坪大熊猫的移动习性 [J]. 兽类学报, 1994: 14 (1): 9-14.

张锋锋. 2008. 秦岭大熊猫栖息地生态环境特征研究. 西北农林科技大学硕士学位论文. 陕西: 西北农林科技大学.

张爽, 刘雪华, 靳强, 等. 秦岭中段南坡景观格局与大熊猫栖息地的关系. 生态学报, 2004, 24 (9): 1950-1957.

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 [J]. 兽类学报, 2002, 22 (3): 161-168.

张泽钧, 胡锦矗. 大熊猫生境选择研究. 四川师范学院学报: 自然科学版, 2000, 21 (1): 18-21.

周洁敏. 大熊猫栖息地评价指标体系初探 [J]. 中南林学院学报, 2005, 25 (3): 39-44.

周世强, 黄金燕. 大熊猫主食竹种的研究与进展. 世界竹藤通讯, 2005, 3 (1): 1-6.

朱靖, 龙志. 大熊猫的兴衰 [J]. 动物学报, 1983, 29 (1): 93-104.

王懿贤. 高度对彭曼蒸发公式二因子 $\delta / (\delta + \gamma)$ 与 $\gamma / (\delta + \gamma)$ 的影响 [J]. 气象学报, 1981, 39 (4): 503-506.

Penman H C. Natural evapotranspiration from open water, bare soil and grass [J]. Proc.R.Soc.Lond.Ser.A, 1948, 193: 120-145.

Richard G Allen, Luis S. Pereira, Dirk Raes, Martin Smith. Crop evapotranspiration- Guidelines for computing crop water requirements [Z]. FAO Irrigation and drainage paper 56, 1998, <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>.

C.W.Thornthwaite. An approach toward a rational classification of climate [J]. Geographical Review, 1948, 38 (1): 55-94.

栖息地破碎化对大熊猫种群长期生存的影响

前言

认识野生动物种群状况的重要参数为种群数量（密度）和种群分布，但无论采用何种调查方法和统计模型，种群数量的计算都存在一个数量估计和推理过程，或多或少都存在一定的误差；而种群及栖息地的空间分布基于物种分布的实际状况，没有数量估计和推理过程，能确保分析结果的准确度。因此，从种群和栖息地的空间分布和利用可更为准确地认识种群状况和保护成效。

栖息地破碎化一直是导致大熊猫等野生动物种群隔离和生存风险的直接因素，准确认识和掌握栖息地的分布格局、破碎化程度是实施大熊猫有效保护、提高保护成效的重要基础。全国第四次大熊猫调查（简称四调，下同）给出了野生大熊猫种群数量和栖息地最新的分布区域和数量结果，并根据路网、土地利用、人为活动等因素将大熊猫栖息地划为相互隔离的 33 个斑块。调查表明，过去十年间，大熊猫分布区地方基础设施建设和资源开发不断提速，进一步加剧了局部区域栖息地破碎化程度。栖息地破碎化研究涉及地形、植被、河流、路网、居民区、农业生产、旅游、矿业和水电开发等生物和非生物因子，由于研究模型多样、需要的数据和信息量巨大，大尺度下、较为准确的栖息地破碎化研究一直是大熊猫研究难以突破的领域。因此，本项目基于第四次全国大熊猫调查结果，在充分吸收已有研究的基础上，结合实地调查，尝试制定较为统一的栖息地和种群划分标准，确定明确的种群分布区及范围，进而对大熊猫栖息地的破碎化程度和种群隔离程度进行较为客观、细致的分析，并期望这一研究促进更多野生动物物种栖息地破碎化的研究。

根据全国第三、四次大熊猫调查成果，可以较为客观、真实地了解 10 年来大熊猫保护的成效及存在问题，从而准确把握大熊猫的实际状况，并从大熊猫长期生存的需求来认识未来大熊猫保护需要解决的问题和对策。本项目的预期目标：①建立大熊猫种群分布区及局域种群划分标准，并据此

报告作者：龚明昊（中国林业科学研究院湿地研究所）、崔丽娟（中国林业科学研究院湿地研究所）、范志勇（WWF）、朱耀军（中国林业科学研究院湿地研究所）、刘刚（中国林业科学研究院湿地研究所）、郭嘉（中国林业科学研究院湿地研究所）、李慧鑫（中国林业科学研究院湿地研究所）

报告合作单位：中国林业科学研究院湿地研究所

报告完成时间：2016 年 6 月

分析目前大熊猫栖息地及局域种群分布现状，确定现有野生大熊猫种群隔离单元以及各栖息地单元破碎化格局状况；②评估各局域种群未来生存风险；③根据大熊猫栖息地破碎化程度和局域种群生存风险，确定目前野生大熊猫优先保护区域，提出促进种群恢复和栖息地连接的有效对策及建议；④分析 10 年来各山系的大熊猫栖息地与种群变化，评估保护成效。

本项目基于大熊猫栖息地选择、家域等生物学特性确定了种群分布模型及参数，制定了基于种群分布区基础上的野生种群划定标准，对现有 6 大山系大熊猫进行了重新划分，并对各种群的生存状况进行了分析和预测。同时，基于大熊猫种群的空间利用及分布，制定了其栖息地质量及破碎化评价指标及方法，对各山系大熊猫的栖息地状况进行了评估，并对其 2000 年以来的变化进行了分析，为准确地认识大熊猫种群、栖息地现状及保护成效提供了重要信息和依据。研究表明：

1、经过多年的保护，6 大山系现有大熊猫种群分布区 314349.4 公顷，理论上可划分为大小、分布差异巨大，相互隔离的种群共 33 个；考虑到路网对大熊猫及栖息地的影响，种群格局可在此基础上划分为 38 个隔离种群；在不考虑种群扩散和种群复壮等因素情况下，在 30-50 年内无灭绝风险的种群有 12 个，100 年内无灭绝风险的种群有 9 个，各山系主体种群均具备保持长期生存的能力，但各离散小种群则面临较大的灭绝风险。

2、经过多年的保护，6 大山系大熊猫种群分布区面积增加 3%，栖息地从景观层面的破碎化已得到一定遏制，斑块之间的连接和融合程度得到加强，各山系均形成了一些对种群和栖息地稳定、发展有重要价值的大斑块，大熊猫种群安全水平进一步提升；但除秦岭和大相岭栖息地内的道路干扰程度有所减少外，其余各山系所面临干扰均呈增加态势，大熊猫栖息地的破碎化格局没有根本性改变；由于局部地区的干扰加剧，还造成栖息地破碎化类型更为多样，使形成的大斑块还面临较大的不确定性。

本研究认为：在长期保护和持续努力的大环境下，大熊猫种群分布区、种群数量和栖息地面积均有所增长，但需要注意的是大熊猫栖息地破碎化格局和所面临的干扰状况没有根本改变，种群的濒危状况并未得到改善，我们对所取得的保护成效应持谨慎乐观的态度，大熊猫保护仍然是一个长期而又艰巨的课题，需要持续的努力和坚持。

1. 研究方法

1.1 从种群分布研究栖息地破碎化状况

大熊猫栖息地由自然因素和人为因素构成，包括地形、植被、食物和人为干扰等因子，这些因子共同作用、最终构成大熊猫栖息地的质量状况和破碎化水平。大熊猫对不同空间环境具有选择偏好和回避效应、有家域和种群聚集的特性，栖息地质量的变化，将使其活动区域发生变化，进而形成新的种群分布区和聚集格局，即栖息地质量和破碎化状况最终会以种群分布格局的形式表现出来。因此，本项目拟根据现有大熊猫种群分布和种群聚集逆向推演栖息地及格局，研究大熊猫栖息地的破碎化状况；并根据山系水平的种群分布、聚集及功能性斑块评估其种群动态。

痕迹点是野生动物在完成生活史过程中留下的印迹，是认识其种群分布和格局的重要基础；同时，痕迹点的空间分布也是对环境变化、环境质量和环境因子的响应。野外大熊猫痕迹点的分布反映了大熊猫对自然阻隔（山体、河流）和人为干扰源的回避及程度，以及对自然阻隔和人为干扰源影响下的栖息地的选择利用强度。因此，基于大熊猫痕迹点的空间布局既可分析大熊猫种群分布格局的特征，也能认识其栖息地的破碎化和质量状况。

1.2 大熊猫栖息地与种群分布区的确定

1.2.1 大熊猫栖息地与种群分布区定义

大熊猫栖息地指能满足大熊猫个体或种群生存和繁衍条件的空间，是自然环境中对物种生存、发展有直接贡献的区域，生态学家将栖息地主要因子归纳为地形、植被、食物资源等要素。

大熊猫种群是指一定区域内全部个体的总和，具有地理和相对繁殖隔离的特征。分布区是大熊猫重要的种群参数和保护管理所需要的最基础信息，是指大熊猫个体和种群分布、扩散、交流的空间，包括大熊猫栖息地、部分非适宜栖息地和被人为干扰的区域。

1.2.2 大熊猫栖息地及种群划定

已有研究均根据生物和非生物因子对大熊猫栖息地及适宜性进行划分和评估，由于本研究基于全国大熊猫调查成果，已获取大熊猫对空间的利用格局信息。因此，本研究拟基于大熊猫空间分布信息划定大熊猫栖息地及种群分布区。

1.2.2.1 大熊猫栖息地和种群的确定

根据大熊猫独栖和领域行为的习性，各大熊猫痕迹点周围以家域半径为核心的扩展区应为大熊猫最常利用的空间，以此为基础将所有痕迹点扩展区进行叠加、融合后的区域即为一定区域内大熊猫群体完成其主要生活史的核心区域，并将该区域确定为大熊猫栖息地及斑块。

在大熊猫栖息地及斑块划定基础上，考虑到斑块之间的连接、斑块间群体交流和扩散的可能，将斑块之间没有制约群体交流扩散的天然和人为障碍，距离在大熊猫最大移动能力范围内的斑块划为同一种群；并将相连斑块及之间的区域划为种群分布区。

1.2.2.2 栖息地划定方法

基于大熊猫野外活动痕迹点，我们通过 GIS 的空间分析功能，以各痕迹点为圆心形成半径为 3 km 的圆形扩展区（3 km 为大熊猫家域的平均半径，以家域上限约 28 km² 计，代表大熊猫沿该痕迹点往外最可能到达的区域），然后将各痕迹点的扩展区进行融合，去除一些大熊猫偶发性扩散出去的区域（仅 1-2 个痕迹点、且与周边最近扩展区距离大于 3 km），融合后的扩展区所形成的多边形即为所在区域的大熊猫栖息地。

痕迹点扩展区及融合过程示意

图 1-1 扩展区

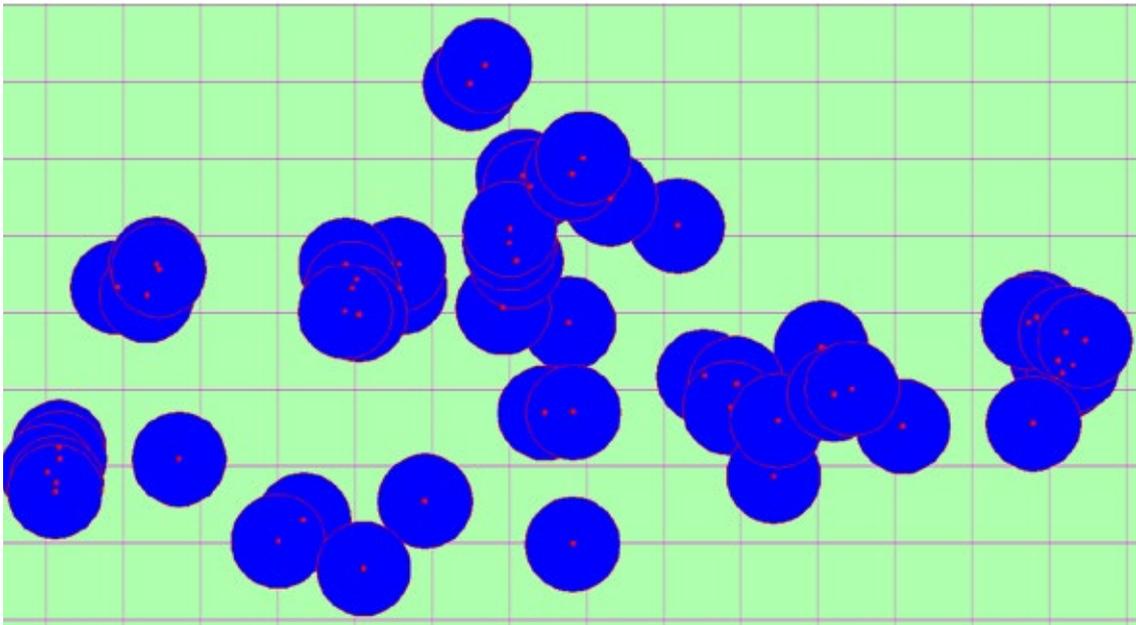
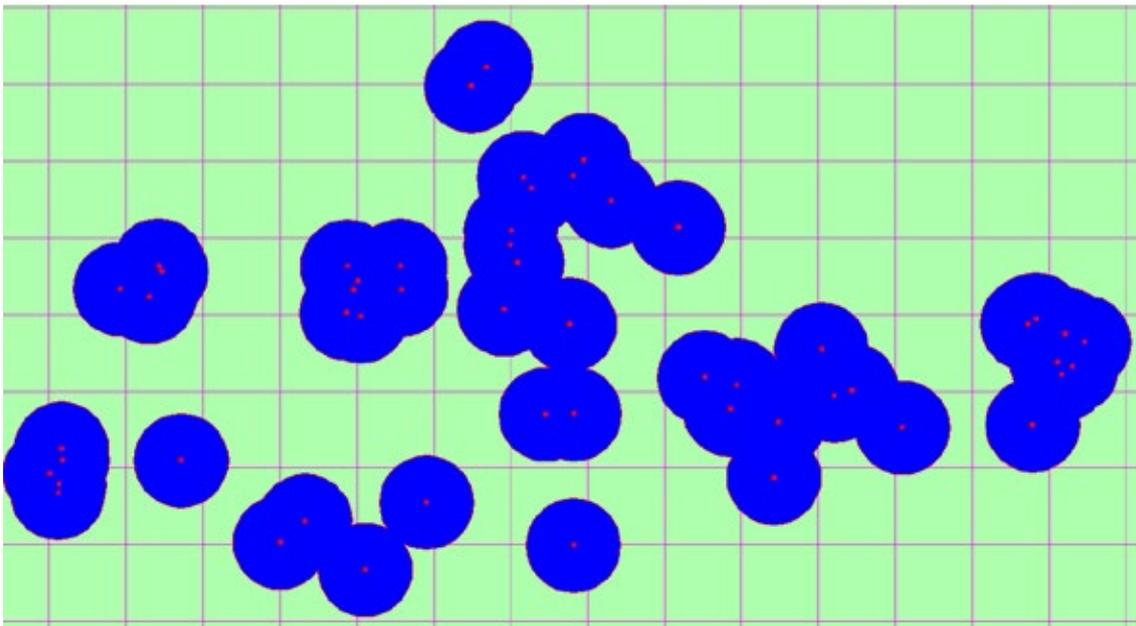


图 1-2 扩展区融合及栖息地斑块



1.2.2.3 种群划定方法

在栖息地及斑块划定基础上，根据栖息地斑块之间的现状，结合大熊猫的迁移能力划定大熊猫种群。根据已有的大熊猫行为、栖息地选择和干扰研究表明自然因素阻隔是大熊猫局域种群形成的主要原因，除了高海拔山体、宽阔的河流外，大熊猫还能临时选择被人为干扰影响的栖息地，从而出现在干扰源（农区、矿点、居民区、未封闭路网）周围发现熊猫痕迹点的现象。同时，大熊猫具有较强的迁移能力，除痕迹点周围 3 公里区域是其最可能抵达的家域范围外，基于迁移、交流和扩散的需要，大熊猫可能从一个区域临时或永久性地到另一区域生存，大熊猫离开家域并能成功返回的距离记录在 10 公里以上（胡锦矗，2001；潘文石，1998）。据此，本研究将距离小于 10 公里，中间无以下因素的斑块划为同一个种群。

高于各山系大熊猫选择最高海拔的山体视为对大熊猫种群交流、扩散产生阻隔。不同区域大熊猫选择最高海拔不同，根据四调数据分析，大熊猫对各山系最高海拔的选择为：秦岭 3022 米、岷山 3720 米、邛崃 3916 米、大相岭 2896 米、小相岭 3800 米、凉山 3715 米。

封闭的普通公路、高等级公路、高速公路均视为对大熊猫种群交流、扩散形成阻隔。

③因电站、水库等建设形成的宽度大于 1 公里（日移动距离的 2 倍）的大面积水面视为对大熊猫种群交流、扩散形成阻隔。

* 由于栖息地斑块之间具体地形、地貌各不相同，本研究只划分种群、不划定具体的种群分布区边界，种群分布区面积也基于栖息地斑块面积进行统计。

1.2.2.4 离散分布区确定原则

对于一些距离主体分布区较远，痕迹点数量较少的区域根据以下标准确定是否划为种群分布区。截至 2000 年（三调）仍有较多痕迹点分布的情况，仍然按照分布区划定；

②对于一些新出现的小面积分布区、且痕迹点较少（1-2 个），则需要排除大熊猫偶发性分布的情况，再考虑是否作为新的分布区；

③为研究方便，对偶发性的隔离小种群，不单独划分种群。

1.2.2.5 栖息地斑块内道路影响研究

全国第四次大熊猫调查主要根据大熊猫分布区内的公路干道对种群的切割，形成了各山系种群划分的结果。道路不仅极大地增加了人类进入野生动物栖息地的机会，直接导致野生动物死亡，还能对栖息地形成线状隔离，使动物对道路产生回避效应，间接对物种的繁殖、扩散造成影响，并最终成为小种群出现的主因。由于大熊猫栖息地斑块内有高速公路、国道等不同类型的路网，并且还有伴随路网的农业生产、开矿、旅游等人为干扰，这些干扰综合作用，共同对大熊猫栖息地及种群造成干扰。因此，认识道路干扰对大熊猫栖息地及种群的影响是进行栖息地和种群划分的重要基础。

结合全国第四次大熊猫调查对种群的划分，考虑到 108 国道秦岭、大相岭、小相岭种群分布区境内分别通过修建隧道和路线改道实现了栖息地连接，本项目专门对秦岭、岷山、邛崃山系几条重要的道路的影响进行研究，包括秦岭洋太公路、邛崃山系的 G318、S210、S303，岷山山系的 S205

和平松公路。基于国家林业局行业标准《建设项目对大熊猫影响评价方法》和已有道路影响研究成果，本项目认为在道路影响及伴随的其它人为干扰（农业生产、开矿、旅游等）综合作用下，邻近道路的栖息地质量会下降，如果综合干扰强度过大，大熊猫在行为活动中将对这些栖息地表现出回避效应，对这些区域栖息地的选择利用频率会下降，会远离邻近道路的区域。结合本项目的栖息地和种群分布区划定标准，若道路无封闭隔离网、且两侧大熊猫对道路的回避距离超过家域直径长度 6 公里（单侧大于 3 公里，即两近点之间的距离大于 6 公里，远小于大熊猫的最大移动并能返回的距离 10-24 公里，使道路影响下种群隔离划定的条件更为苛刻），则可以认为道路及其综合干扰已造成了种群的隔离。由于道路所在区域的地貌和其他干扰形态的类型、规模不同，还需根据实际情况对其隔离情况进行判定，若道路两侧种群分布区连接处有以下造成大熊猫跨越障碍的情况则不能划为同一种群：

①大熊猫有跨越障碍的高海拔区域（秦岭 3022 米、岷山 3720 米、邛崃 3916 米、大相岭 2896 米、小相岭 3800 米、凉山 3715 米）；

长距离的围栏（如造林防护围栏等）、围墙等大熊猫无法穿越的基础设施；

宽度大于 1 公里（日移动距离的 2 倍）的水体。

根据以上标准，本研究对秦岭、岷山、邛崃山系在四调中认为造成种群隔离的道路（洋太公路、G318、S210、S303、S205 和平松公路）进行研究，发现在道路两侧 3 公里范围内均分布有不同数量的大熊猫痕迹点，基于其家域面积推断，道路所在区域在其家域分布区范围内，且没有以上对其种群交流、扩散形成跨越障碍的因素。因此，本研究认为以上道路并没有造成道路两侧种群的绝对隔离，其分布区也没有中断。同时，研究还表明大熊猫在长期进化过程中面对人为干扰的加剧，可以通过空间和栖息地选择能够找到合适的区域进行扩散和交流，也充分说明了大熊猫仍具有较强的适应和生存能力。

表 1-1 秦岭、岷山、邛崃山主要干道周边大熊猫痕迹及距离统计表

道路名称	道路长度（米）	距离道路不同范围内的痕迹点数		
		3000 米	1500 米	500 米
洋太公路	72290.6	166	76	29
G318	44340.2	19	3	0
S210	136009.9	134	50	9
S303	54527.9	60	21	6
S205	80414.5	91	21	0
平松公路	55484.9	30	12	0

图 1-3 秦岭、岷山、邛崃山主要干道周边大熊猫痕迹点分布情况

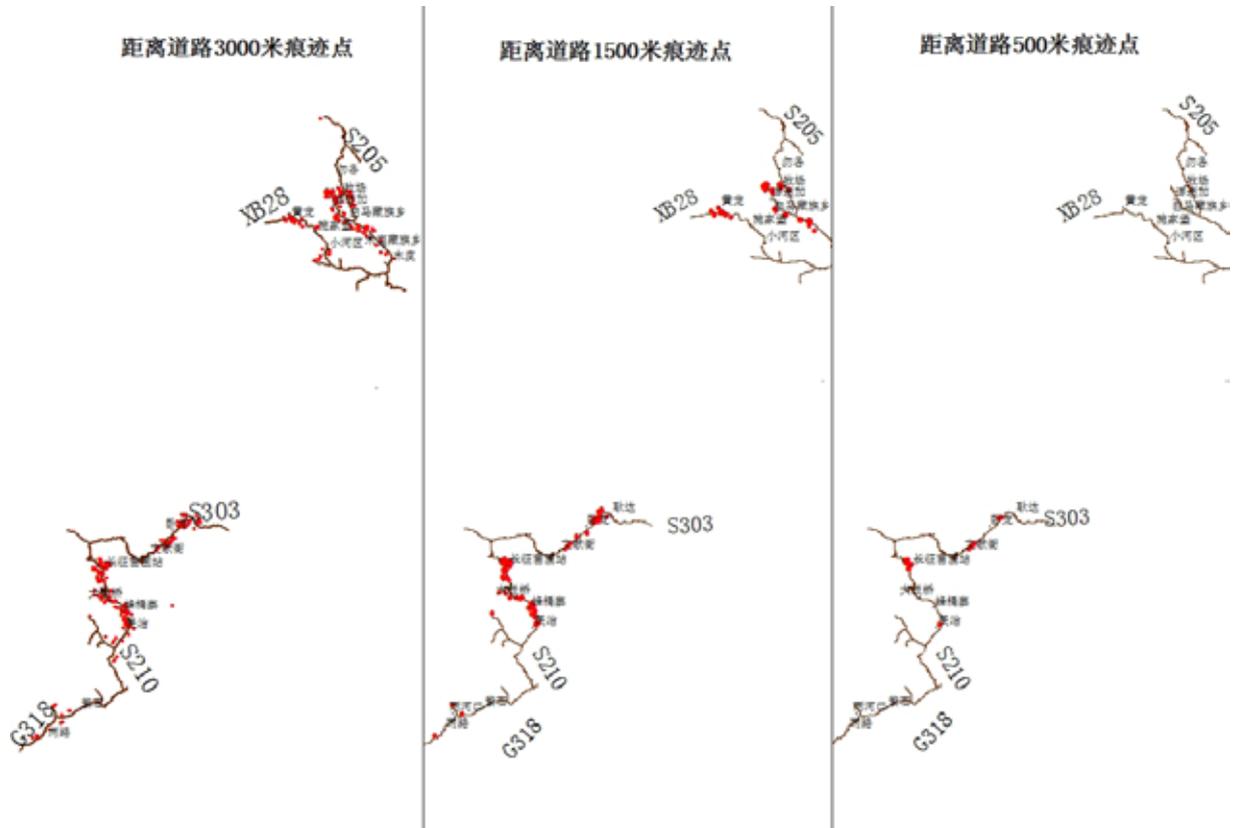
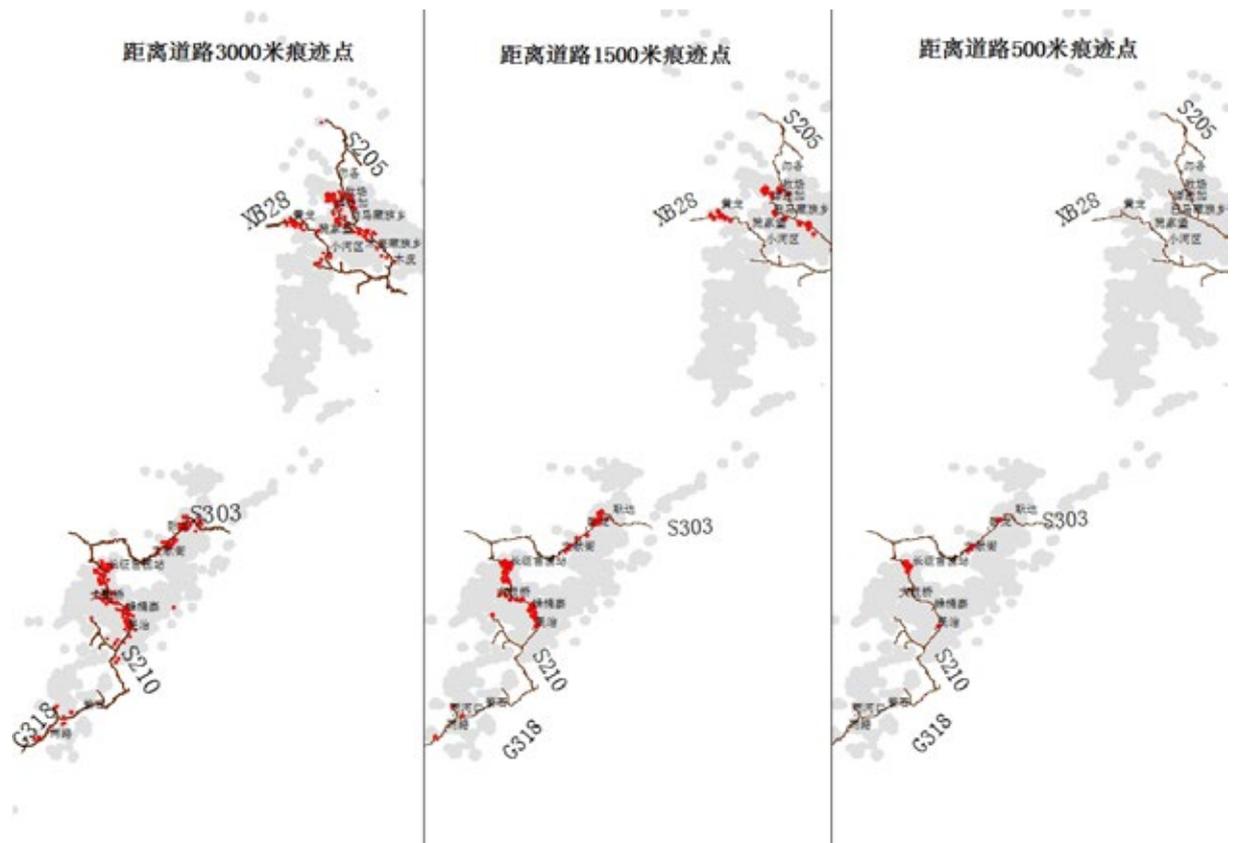


图 1-4 秦岭、岷山、邛崃山主要干道周边大熊猫种群分布区状况



1.2.2.6 道路对种群隔离影响的保守评估

本研究方法中基于野外痕迹点的栖息地与种群划分方法已经反映了包括道路在内的各种人为干扰对大熊猫空间分布的影响结果，研究结果中的种群划分基于大熊猫种群、行为等生物学特征及研究成果，具有理论上的合理性。同时，考虑到已有监测和研究并未从 DNA、GPS 项圈等手段得出以上道路对种群形成隔离的确凿证据，根据道路及伴随干扰对大熊猫空间分布的密切关系和四调种群划分结果，为增加结果的严谨性，本研究根据大熊猫对道路的回避距离和大熊猫分布区内的路网长度评估道路对大熊猫形成隔离的程度，以得出一个较为保守的种群划分结果。

隔离程度主要根据距离道路最近痕迹点的距离和数量对道路影响进行评估，痕迹点距离道路越近（回避距离）、数量越多表明道路及综合干扰对大熊猫越小；反之，则越大。同时，以上参数还要考虑大熊猫分布区内道路的可获得性（分布区内的道路长度；一定程度上可以作为通过种群规模对道路干扰的抵御能力，即道路影响下大熊猫通过适应仍能维持的种群规模和分布区大小）进行修正。根据以上评价标准，各山系道路对大熊猫种群造成隔离的程度由小到大依次为洋太公路、S210、S303、S205、平松公路、G318，洋太公路造成种群隔离的可能性最小，318 国道是干扰最强的道路，对种群造成隔离的可能性最大。通过道路对种群隔离的影响程度分析，可作为划定种群的最低标准，为较为谨慎地认识种群格局提供依据。

1.3 种群聚集和空间利用

大熊猫具有聚集的特征，每个大熊猫种群都有一个或多个聚集中心（最高密度聚集区）和不同密度聚集区（孙承骞等，2006；潘文石等，1988；胡锦矗等，1985）；同时，种群聚集也反映了大熊猫的空间利用特征。基于不同时段调查的痕迹点数据，通过 Arcgis 的 Kernel density analysis 功能可生成了大熊猫分布区的种群聚集密度分布图，并将聚集密度根据 nature break 方法把整个分布区分为高、中、低 3 类密度聚集区域，聚集密度最高的区域为种群聚集中心，通过不同密度聚集区的空间分布可认识种群的空间利用和聚集格局。同时，聚集程度的变化也可反映栖息地质量和破碎化格局的变化，聚集程度高的区域一定是栖息地质量好的区域，通过其高密度聚集区的变化可以反映其质量和破碎化格局的动态。

1.4 大熊猫栖息地破碎化及质量评价

1.4.1 破碎化定义

景观破碎化（landscape fragmentation）既是景观格局也是空间过程，是指由于自然或人文因素的干扰所导致的景观由简单趋向于复杂或连续的整体景观转变为分割和破碎的景观镶嵌体的过程，即景观由单一、均质和连续的整体趋向于复杂、异质和不连续的斑块镶嵌体。

1.4.2 大熊猫栖息地破碎化

根据对大熊猫栖息地的初步分析，目前大熊猫栖息地的破碎化主要有以下几种形式：穿孔、分割、破碎、缩小、隐性破碎化。

①穿孔：由于长期实施的大熊猫栖息地恢复、天然林保护、退耕还林等工程，大熊猫栖息地内

的植被得到恢复与优化，干扰水平有所下降，在景观水平上体现为原有栖息地斑块之间的连接水平不断提升，各山系形成了完整性好、面积较大的栖息地大斑块，这些斑块容纳了各山系最大的大熊猫种群，保证了各山系的种群安全与稳定。但由于这些大斑块内的人为干扰源仍然存在，局部干扰程度还有所加剧，这些干扰源导致大熊猫不选择或回避这些区域，从而在大斑块内部形成一些栖息地的空白区，从而使大熊猫栖息地破碎化以穿孔的形式表现出来，也是近年来栖息地破碎的新形式。

②分割：指栖息地斑块被自然或人为干扰分割为两块，导致种群之间交流出现障碍。

③破碎：指栖息地斑块被自然或人为干扰分割为两块以上的离散状况，导致种群之间交流出现障碍。

④缩小：指栖息地斑块被自然或人为干扰导致面积和范围缩小的状况，并导致种群分布区缩减。

⑤隐性破碎：对于一些因为人工林或天然林防护围栏（秦岭龙草坪、苏家沟）等因素形成栖息地隐性破碎仅做保护对策上的研究，不专门就此开展相关的破碎化分析。

1.4.3 栖息地破碎化评价指标

大斑块内的空白区、导致栖息地分割和破碎化的区域一定存在导致种群隔离和栖息地破碎的因素，对这些因素的认识是评估栖息地破碎化和制定保护对策的基础。基于大熊猫栖息地破碎化的主要形式，本研究制定了大熊猫栖息地破碎化的评估标准：

①穿孔：空白区斑块数、总面积、平均面积、占整个大斑块面积百分比、空白区质心之间的距离，用以上参数来反映空白斑块对栖息地及质量的影响。

②分割：栖息地斑块距离、面积、百分比

③破碎：栖息地斑块数、总面积、平均面积、最大斑块面积、斑块质心之间的距离。

缩小：缩小的面积和距离等。

1.4.4 栖息地质量评价

基于动物行为学和栖息地选择研究，栖息地质量好的区域也是物种喜选择的区域，也是其活动频率较高的区域，也是种群聚集程度高的地区。因此，根据物种在空间利用频率将高、中密度的种群聚集区作为优质栖息地，以此评估栖息地质量，对栖息地质量状况进行一粗略的评估。

1.5 种群生存力分析方法

种群生存能力的状态分析，有多种模型可以应用，分别适应于不同的状况和条件（Beissinger and McCullough, 2002）。在经过模拟对比研究，在栖息地破碎化分析的基础上，选择最为适宜成熟的以岛屿生物地理学为理论起源的种群生存力分析（PVA），作为分析种群生存风险的重要途径。考虑到已有大熊猫种群生存力研究的基础和预测结果的准确性（Bode and Brennan, 2011），本研究仍采用 VORTEX 预测各局域种群的动态。在具体研究中，种群参数基本参照已有种群生存力的研究成果，只对现状进行预测，不考虑种群扩散、人为补充等因素。结合已有研究形成的种群参数，根据划定的局域种群及种群数量，分别预测了未来 30 年、50 年和 100 年内各局域种群的灭绝概率（PE）。

2. 研究结果

当前大熊猫所面临的最主要威胁是其栖息地的大规模破碎化以及由此导致的小种群灭绝。根据本研究所确定的栖息地、分布区及破碎化评估方法，基于全国第三、四次调查中收集的全部大熊猫野外栖息地利用痕迹信息，经过种群分布区建模、空间利用格局分析、破碎化评估，各山系大熊猫栖息地、种群分布、种群空间聚集格局、破碎化现状及动态状况结果如下：

2.1 秦岭

2.1.1 种群状况

秦岭现有大熊猫分布区 314349.4 公顷。根据秦岭大熊猫栖息地的分布，结合斑块之间的地形、植被、干扰等因素，基于本研究所确定的种群划分方法将秦岭大熊猫划分为 4 个种群（王家楞种群、主体种群、锦鸡梁种群、平河梁种群），将四调种群中的秦岭西部、中部和中东部的 B、C、D 三种种群合并为本研究的一个大种群（由于 108 国道已以隧道形式穿越秦岭山脊，并且通过监测发现了该区域已被大熊猫利用实现了种群的扩散和栖息地连接，不再是大熊猫栖息地隔离的因素）；考虑到缺乏反映洋太公路两侧种群直接交流的直接证据，主体种群也可沿洋太公路划为 2 个种群（即原秦岭 D 种群为独立群体，B 和 C 种群合并），即秦岭大熊猫也可细化为 5 个种群。另外，西秦岭大熊猫分布区为一独立种群。

除 2 大种群保持长期生存能力外，其余小种群均存在生存风险。

2.1.2 栖息地状况

秦岭现有大熊猫栖息地呈现中部完整、东西部破碎的格局。破碎化主要有分割、破碎化和穿孔等形式，穿孔为 2000 年以来出现的破碎化形式。2000 年以来秦岭大熊猫栖息地面积扩展 30563 公顷（10.8%），最大斑块面积增加 66300 公顷（34.1%），所占比例增加 14.4%；优质栖息地（种群高、中密度聚集区）面积增加 50451 公顷，栖息地面积、完整性和种群的聚集程度都进一步加强，所占比例增加 56%。经过多年保护，在秦岭中部形成了一个面积 260600 公顷、占栖息地总面积 83% 的大栖息地斑块，栖息地景观完整性明显提升；但东部区域栖息地破碎化格局没有改变，栖息地斑块之间的连接极为脆弱。

图 2-1 秦岭大熊猫栖息地与种群划分

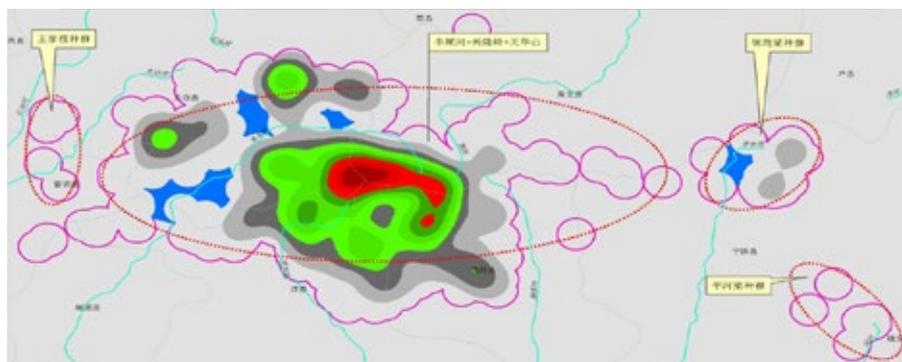


图 2-2 秦岭大熊猫种群划分与四调种群划分对比

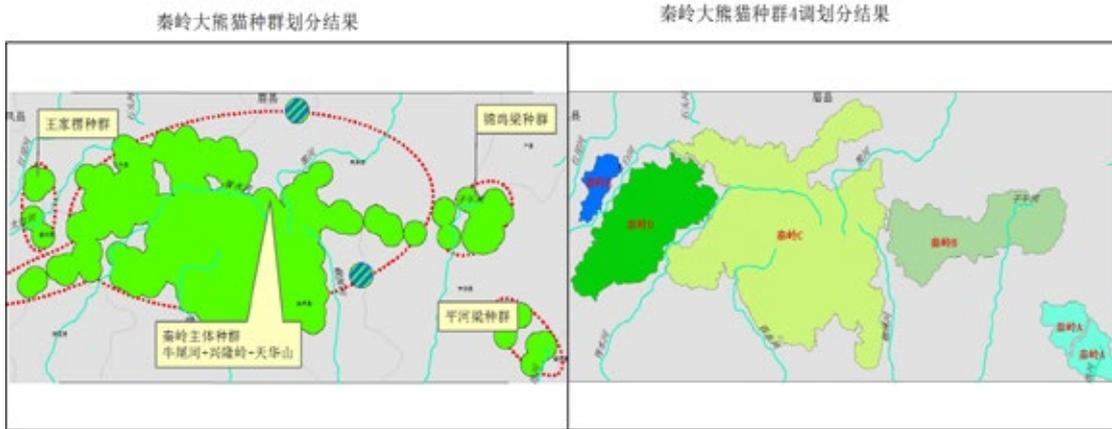


图 2-3 秦岭 2000 年、2012 年种群分布比较

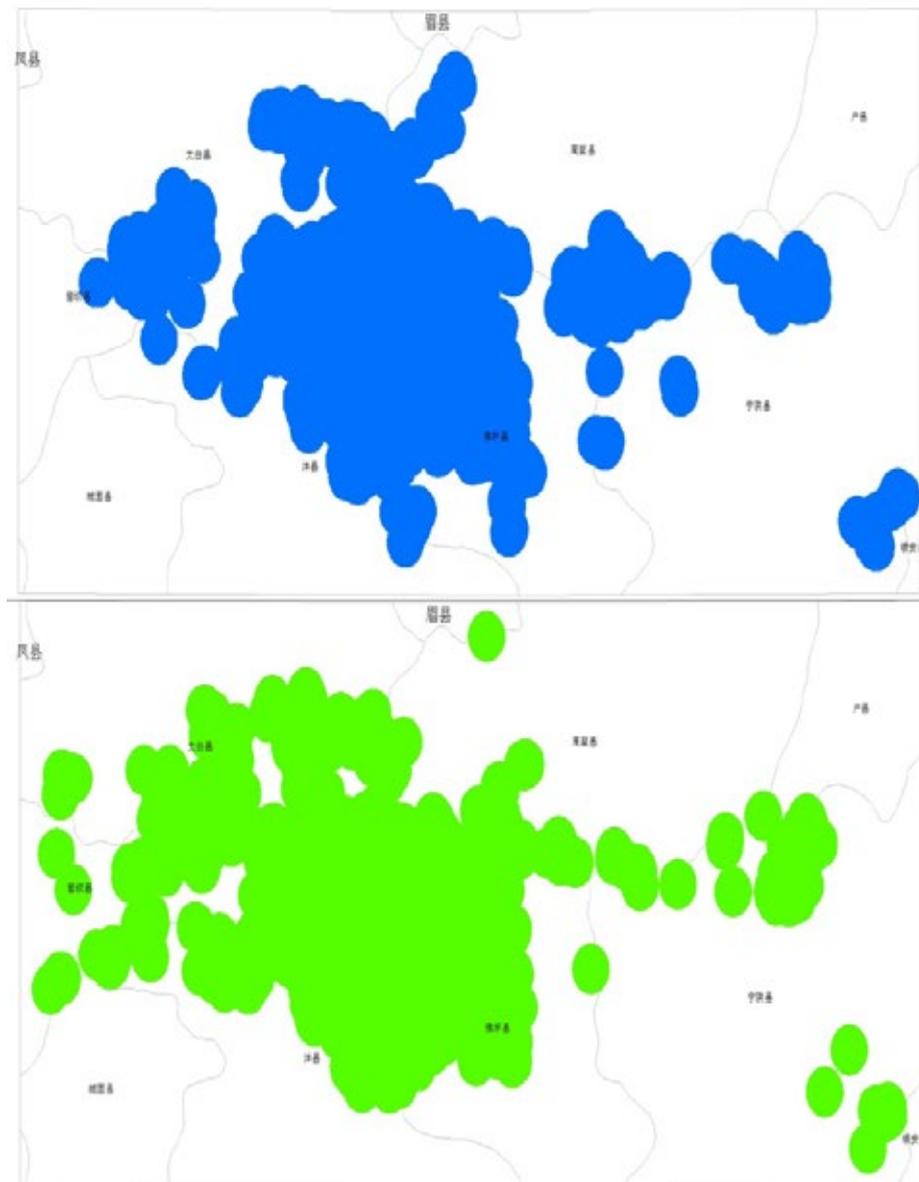
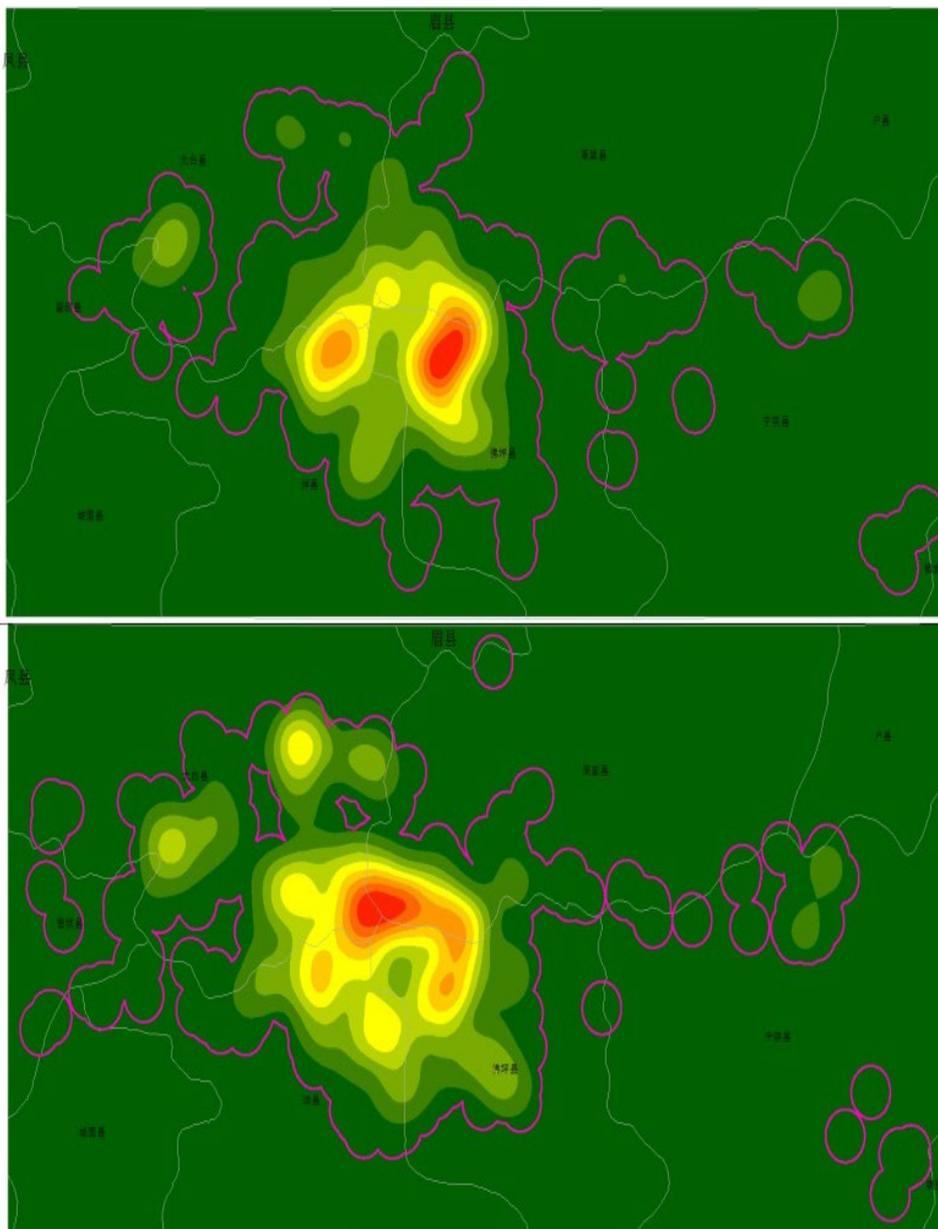


图 2-4 秦岭 2000 年、2012 年种群聚集比较



2.1.3 保护对策

与 2000 年比较，目前的栖息地斑块格局和现状除了反映长期保护的成效，栖息地实现了连接和扩展外，但需注意由于东部人为干扰严重，致使东部栖息地之间的连接极为脆弱，并且出现了栖息地退缩的现象（天华山保护区大熊猫分布区由于旅游开发向北退缩 12 公里、面积大大缩减）；同时，还应关注栖息地隐性破碎的问题，有针对性地提高栖息地质量和适宜性。根据该种群分布和栖息地破碎化状况，结合其聚集格局和干扰现状，本研究认为对未来应从以下途径提升该斑块和种群的保护成效。

大涧沟电站大坝和庄子上之间设置保护廊道

该区域处于胥水河流域大涧沟电站大坝和庄子上之间，属于原二郎坝走廊带的范围。该区域内

无大的居民聚居区、农耕区，植被完整，两侧熊猫痕迹点距离为 3 公里，是该区域实现栖息地连接最可行的区域，可以考虑在此区域设置保护廊道，采取可靠的保护管理措施增加连通性。

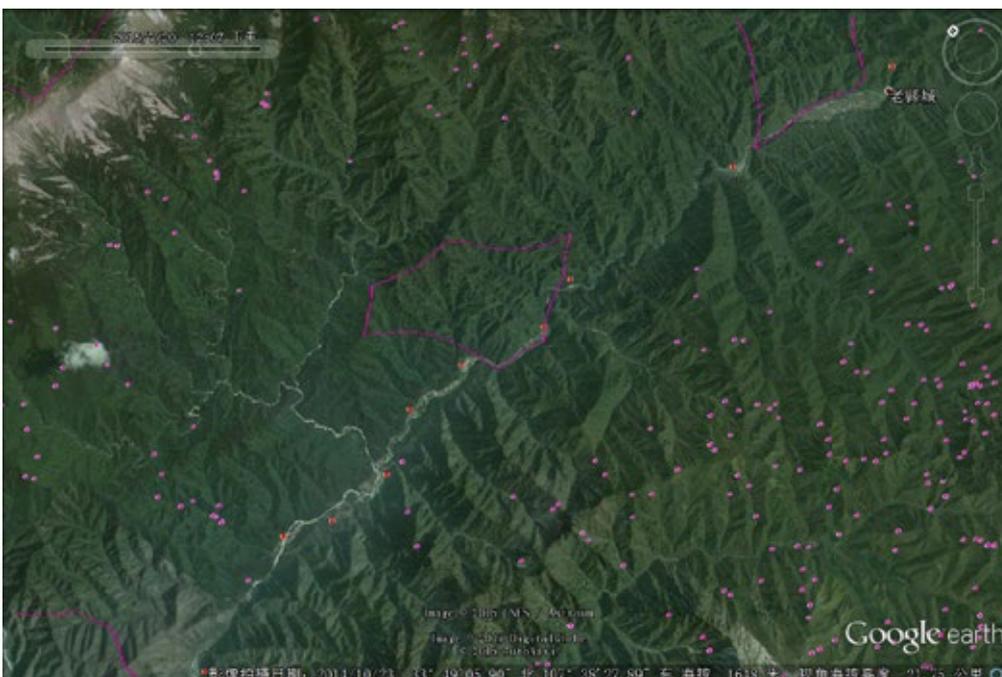
图 2-5 大涧沟电站大坝和庄子上之间现状



②核桃坪区域设置保护廊道

秦岭西部核桃坪区域沿胥水河两岸的农业开发和人为活动影响两岸栖息地，形成空白区域，但没有对两岸大熊猫扩散交流形成绝对阻碍，两岸痕迹点之间最近距离仅 1 公里，可通过控制人为活动等措施将使区域成为两侧大熊猫进行更为通畅交流的走廊。

图 2-6 胥水河核桃坪段现状



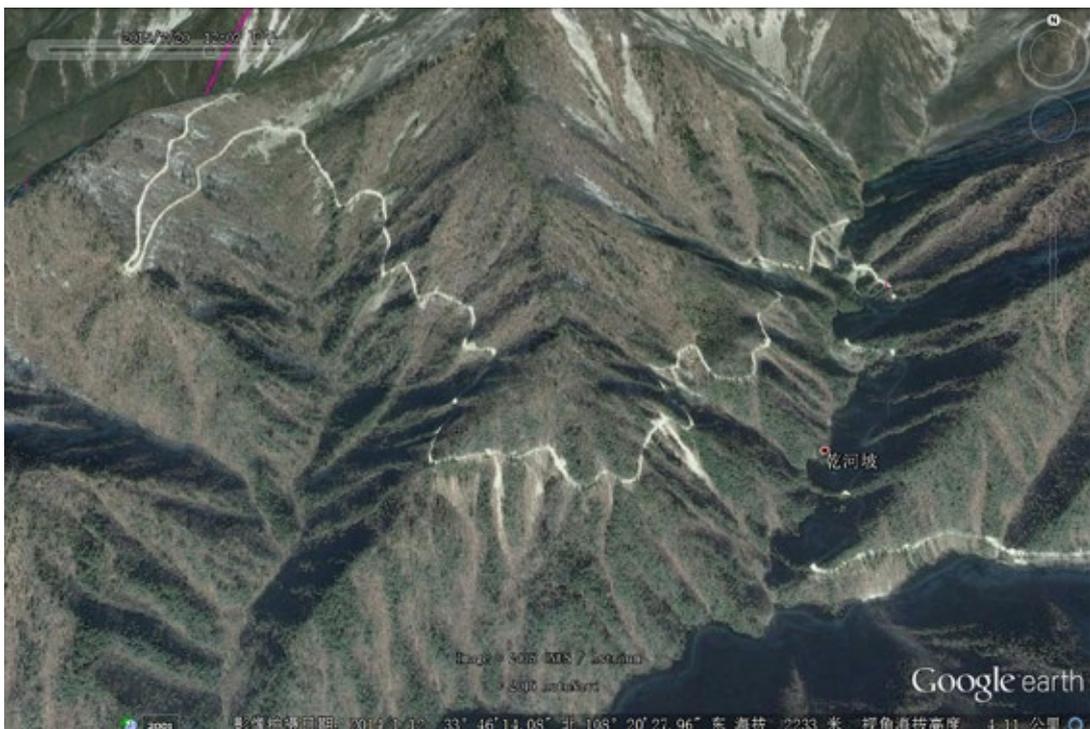
③控制秦岭东部区域的干扰强度

秦岭东部区域具有大熊猫扩散的较好条件（秦岭主脊），应控制龙草坪等地的旅游开发规模、菜子坪等地的矿业开发活动和户菜路的使用强度，促使大熊猫向东、向南扩散，避免种群分布区退缩的现象。

图 2-7 菜子坪区域现状



图 2-8 户县—菜子坪公路现状



④启动东部平河梁种群的救护和复壮工程

平河梁为秦岭最东的隔离种群，种群数量小、不具备长期生存的能力，与西部最近种群距离近 30 公里，中间还有西汉高速、210 国道等路网，种群间的交流与扩散几乎不可能。为保护该种群和维持秦岭大熊猫种群空间格局的稳定，急需通过人工措施，实施放归和栖息地恢复工程来实现该种群的持续生存与发展。

2.2. 岷山

2.2.1 种群状况

岷山现有大熊猫种群分布区 796578.6 公顷。基于本研究所确定的种群划分方法将岷山大熊猫划分为 10 个种群。将岷山北部四调基于九环线 S205 和平松公路划分的 3 种群合并为 1 个大种群（岷山主体种群），并根据地形因素将九寨沟种群和白河种群从原种群中分离出来、形成新的种群，将千佛山与南部种群分离出来、形成新的种群；考虑到 S205 和平松公路对大熊猫影响较大、形成较为明显的回避效应，分别在道路沿线的施家堡、上壳子村形成巨大的栖息地穿孔，基于对路网干扰的谨慎性考虑，岷山主体种群还可细分为三种群（四调岷山 G、J、K 种群），即岷山大熊猫种群也可划分为 12 个种群。

10 个种群中，除 4 个大种群可长期生存能力外，其余小种群面临较大的生存风险，尤其北部边缘地区。

2.2.2 栖息地状况

岷山大熊猫栖息地呈现中部完整，北部、南部破碎的格局，破碎化主要有分割、破碎化和穿孔等形式。2000 年以来岷山大熊猫栖息地面积扩展 8356.2 公顷，最大斑块面积增加 34500 公顷；种群高中密度聚集区总面积增加 15258 公顷；。经过多年的保护，在岷山中部形成了一个大的栖息地斑块，面积 670100 公顷，为该山系种群稳定和发展的基础。但是，岷山北部、南部由于历史和人为干扰等因素，栖息地破碎化格局没有根本性改变，栖息地斑块较小、分布离散、破碎化有加重的趋势，使一些局域小种群面临较大的灭绝风险；在栖息地大斑块内部，由于局部干扰加重，穿孔面积却急剧扩大，是十余年前的 3 倍多，而且穿孔的平均面积扩增了近 3.5 倍，这是岷山在栖息地破碎化中出现的新的重大问题。穿孔主要形成在施家堡、上壳子村等地，特别是施家堡所形成的大的“穿孔”可能导致种群和栖息地被再次割裂。

图 2-9 岷山大熊猫种群划分及关键区域

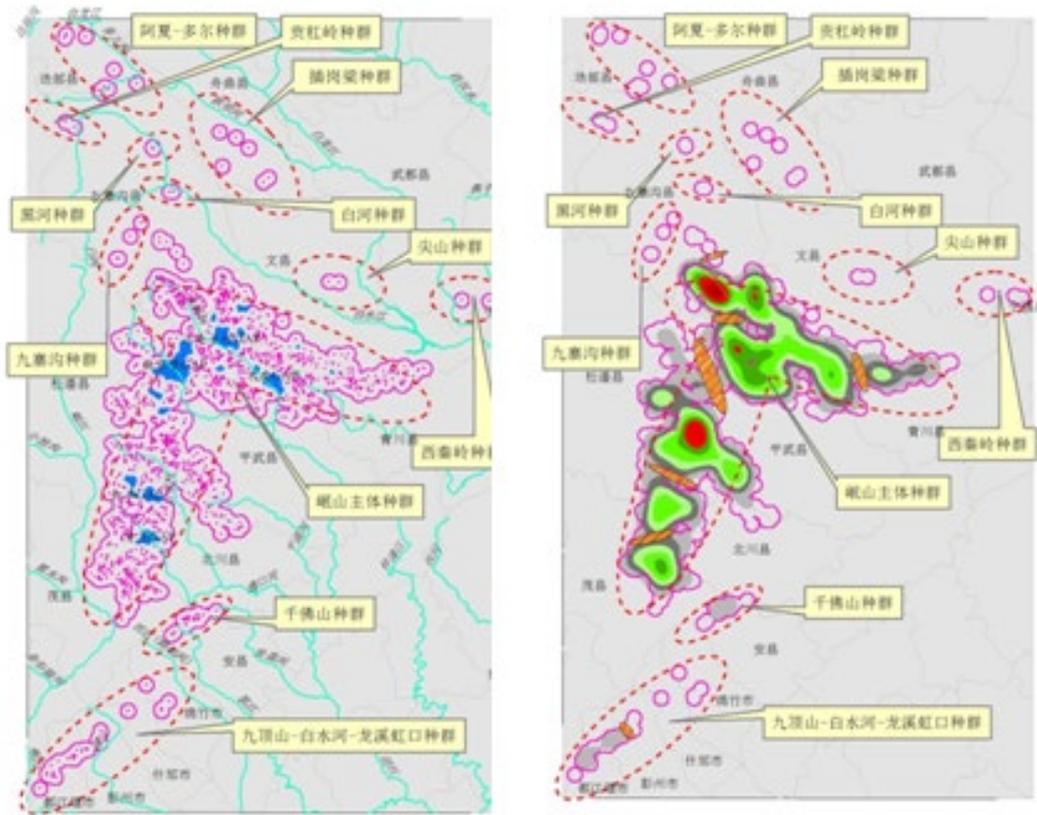


图 2-10 岷山大熊猫种群划分与四调种群划分对比

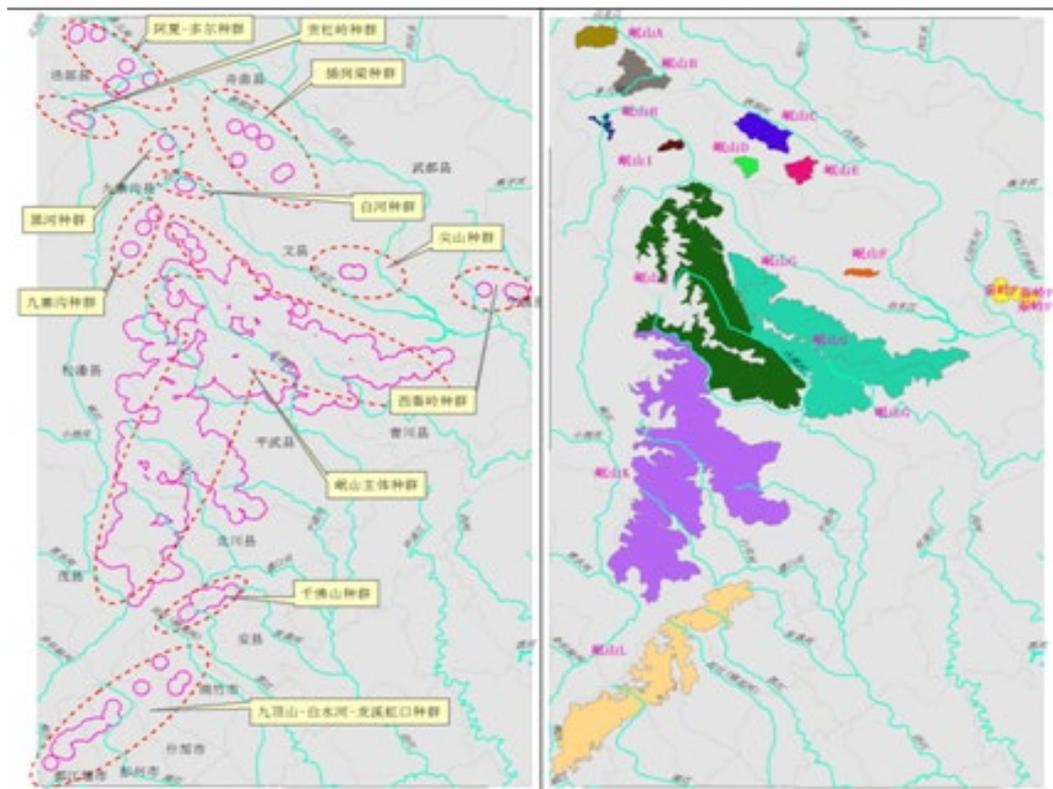


图 2-11 岷山 2000 年、2012 年种群分布比较

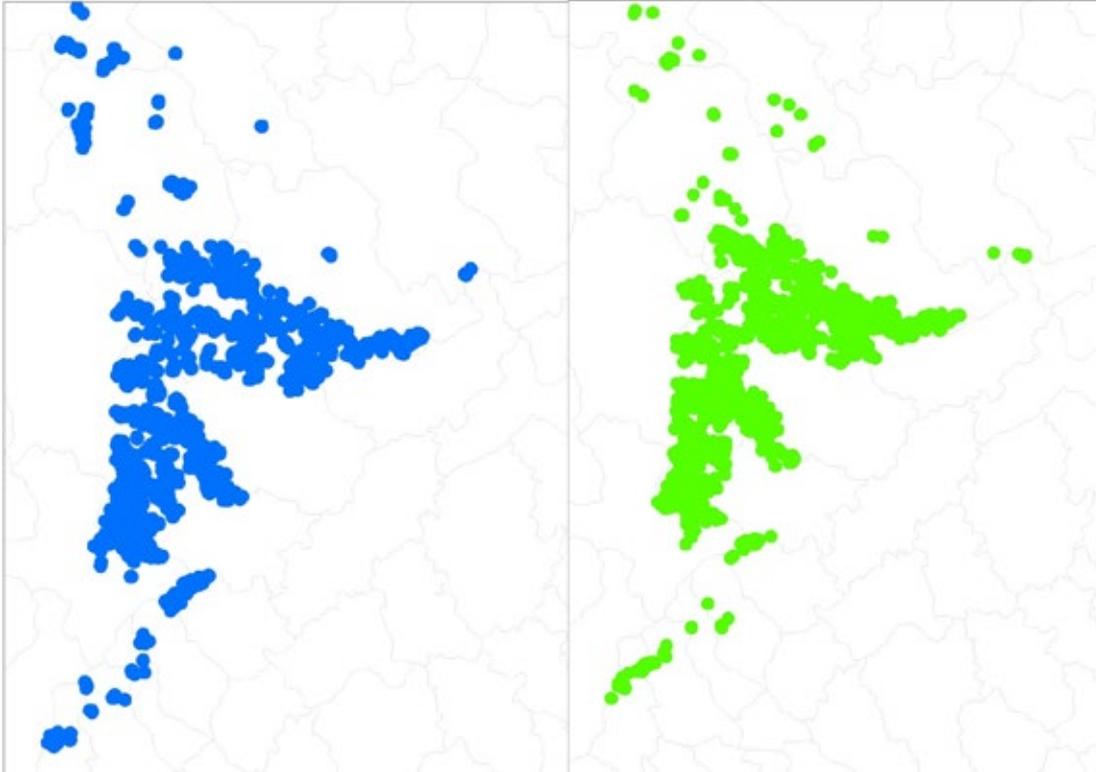


图 2-12 岷山 2000 年、2012 年种群聚集比较

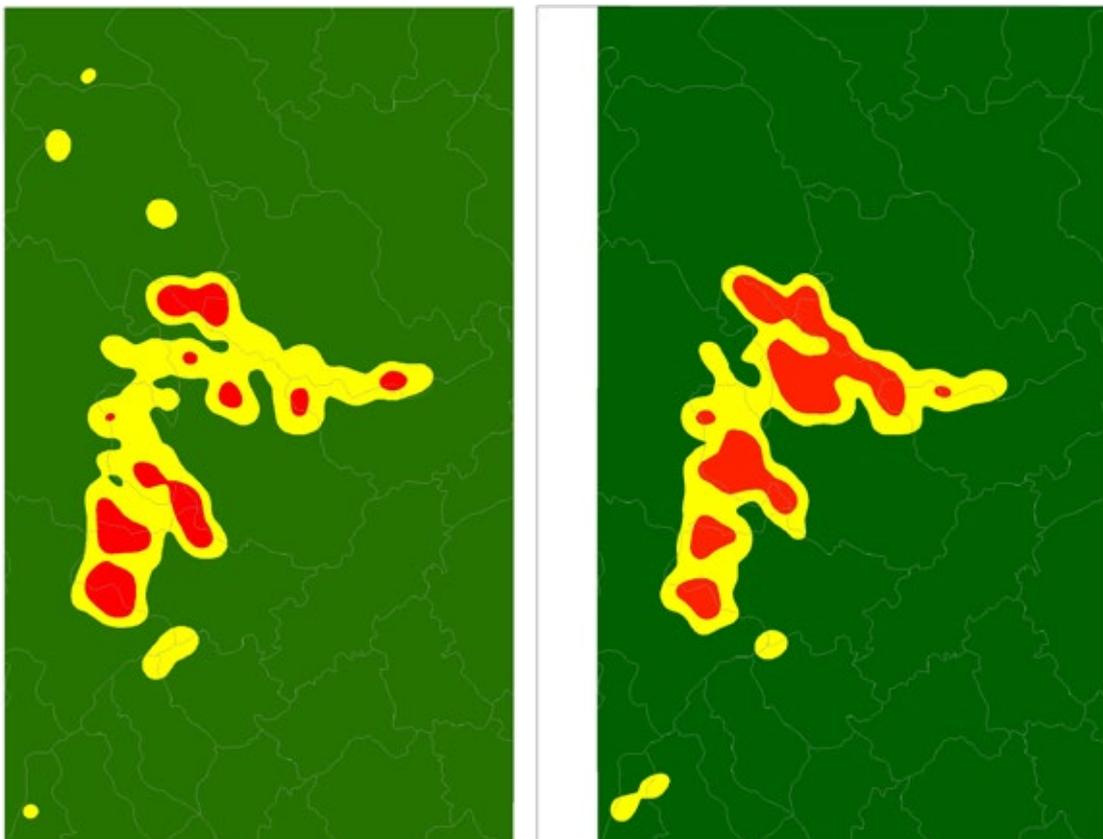


图 2-13 岷山栖息地穿孔斑块变化情况（2000–2012）

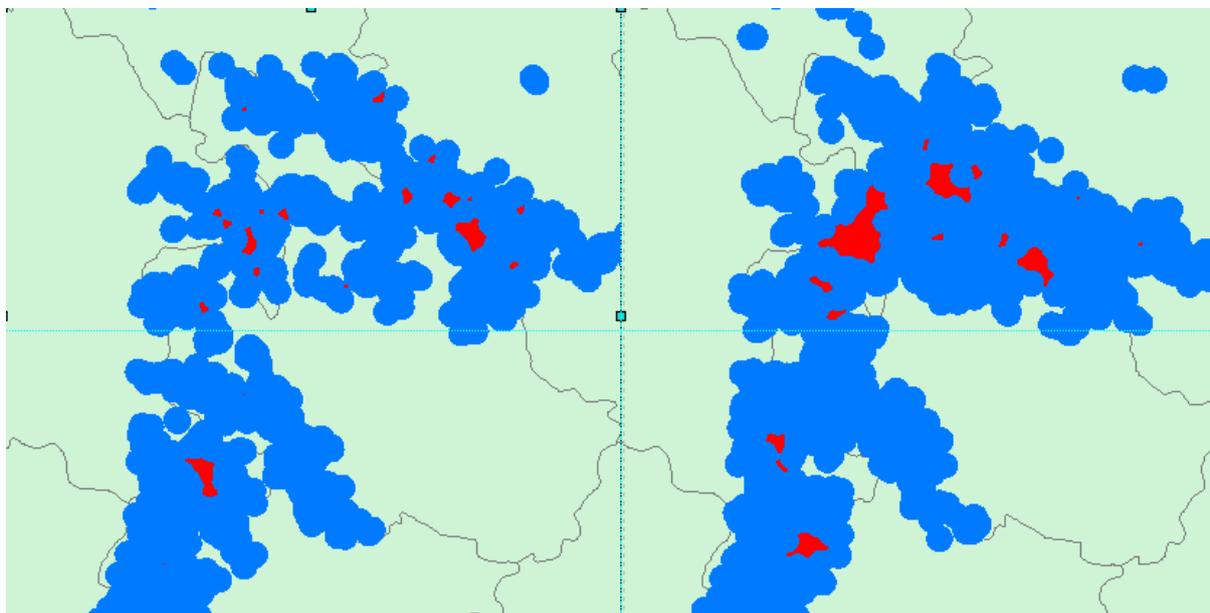


表 2-1 岷山山系 2000 年 -2012 年栖息地穿孔斑块变动情况

破碎化指数	2000 年	2012 年
穿孔斑块数量	20	14
总面积 (ha)	5807.5	18129.8
平均面积 (ha)	290.4	1295.0
最大斑块面积 (ha)	1991.8	9178.6

2.2.3 保护对策

随着岷山大熊猫栖息地面积增长和大斑块的形成，目前的栖息地斑块格局和现状除了反映长期保护的成效，栖息地实现了连接和扩展外，但需注意栖息地内的干扰格局没有根本性改变，种群和栖息地面临的隔离和破碎压力仍然巨大。根据该种群分布和栖息地破碎化状况，结合其聚集格局和干扰现状，本研究认为对未来应从以下途径提升该斑块和种群的保护成效。

(1) 加强马家区域栖息地保护

该区域为勿角保护区内的马家乡所在地及沿汤珠河流域，由于该区域当地群众长期的农业生产已经将部分区域中下坡都用于种植农作物，另外还有一些开矿等活动，对大熊猫及栖息地的影响仍然比较明显。由于勿角保护区是主体种群分布区外唯一通过斑块融合而被纳入主体种群的区域，说明斑块间确实存在一定的人为干扰，未来保护工作中应对该区域的开矿活动进行控制，加大栖息地恢复工作的力度，控制相关人为干扰，提升栖息地质量和与王朗保护区栖息地的连接度，通过种群交流和扩散，早日实现斑块间的自然融合。

(2) 加强对种群聚集、交流、连接具有重要价值区域的保护

图 2-14 马家乡所在地栖息地现状



唐家河保护区中北部瓦石坝与白水江保护区首楷坪之间的区域，对岷山东部种群连接、扩散具有重要意义；平武胡家磨至祥术加所在区域，对岷山主体种群北部连接具有重要意义；施家堡所在区域的保护将决定未来主体种群是否隔离，对岷山种群的分布格局具有重要意义；白羊和青片对促进岷山南部种群和栖息地连接具有重要意义。

图 2-15 平武胡家磨至祥术加所在区域的农业生产和人居状况现状

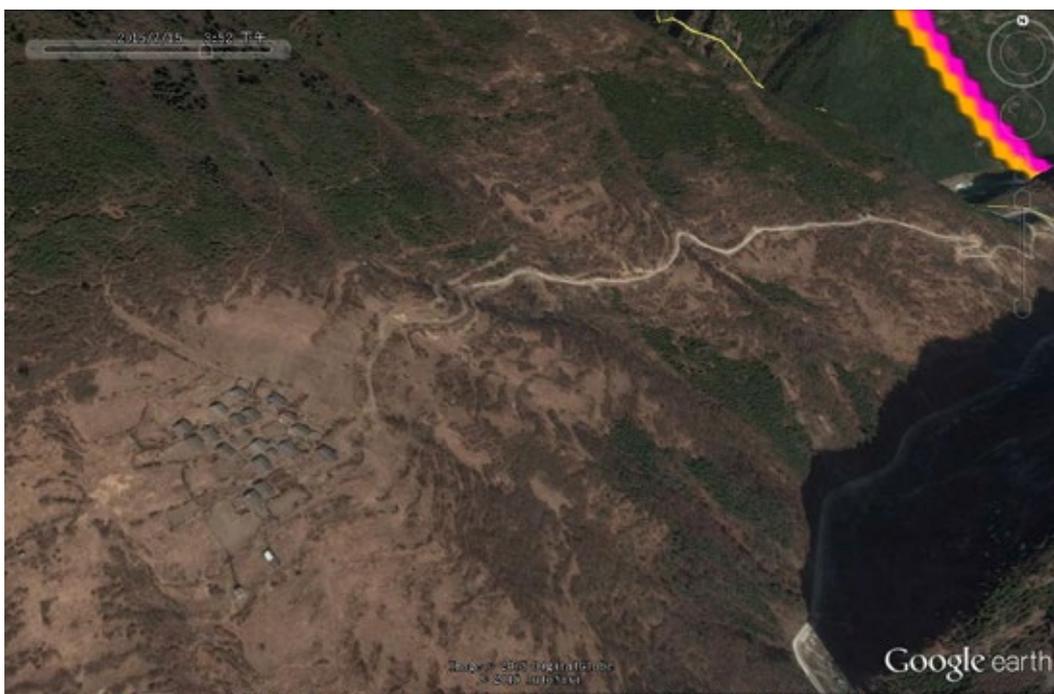


图 2-16 施家堡及周边现状

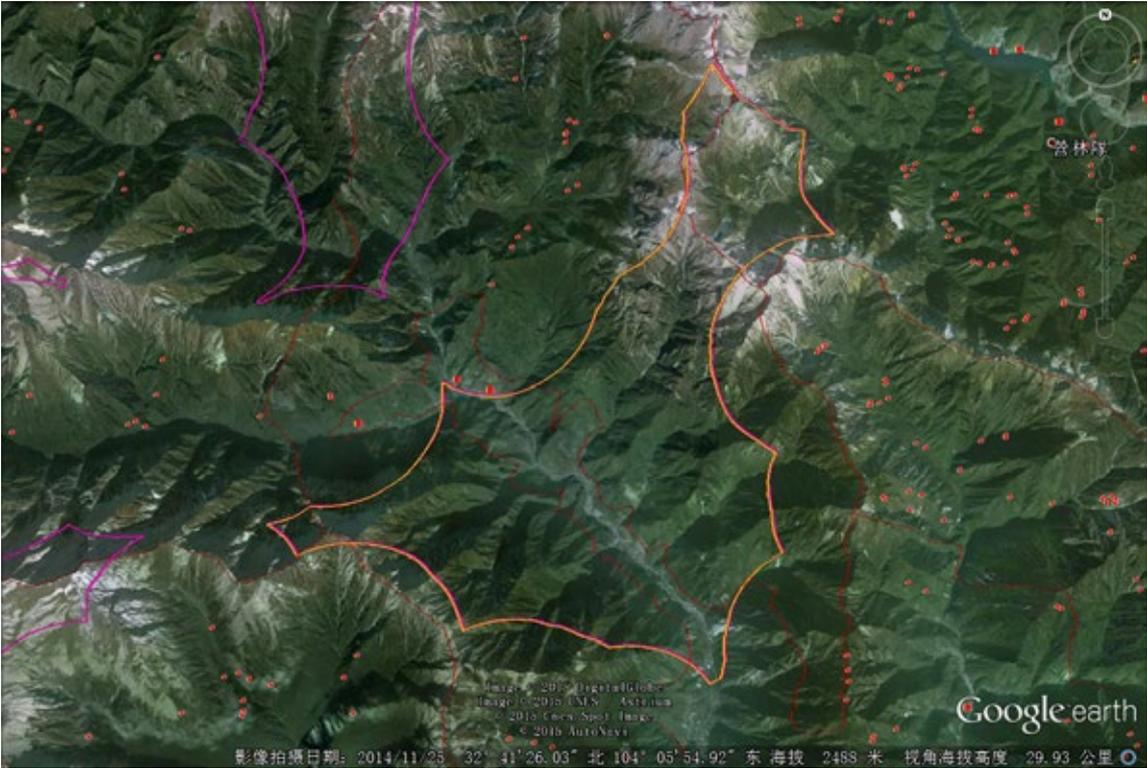
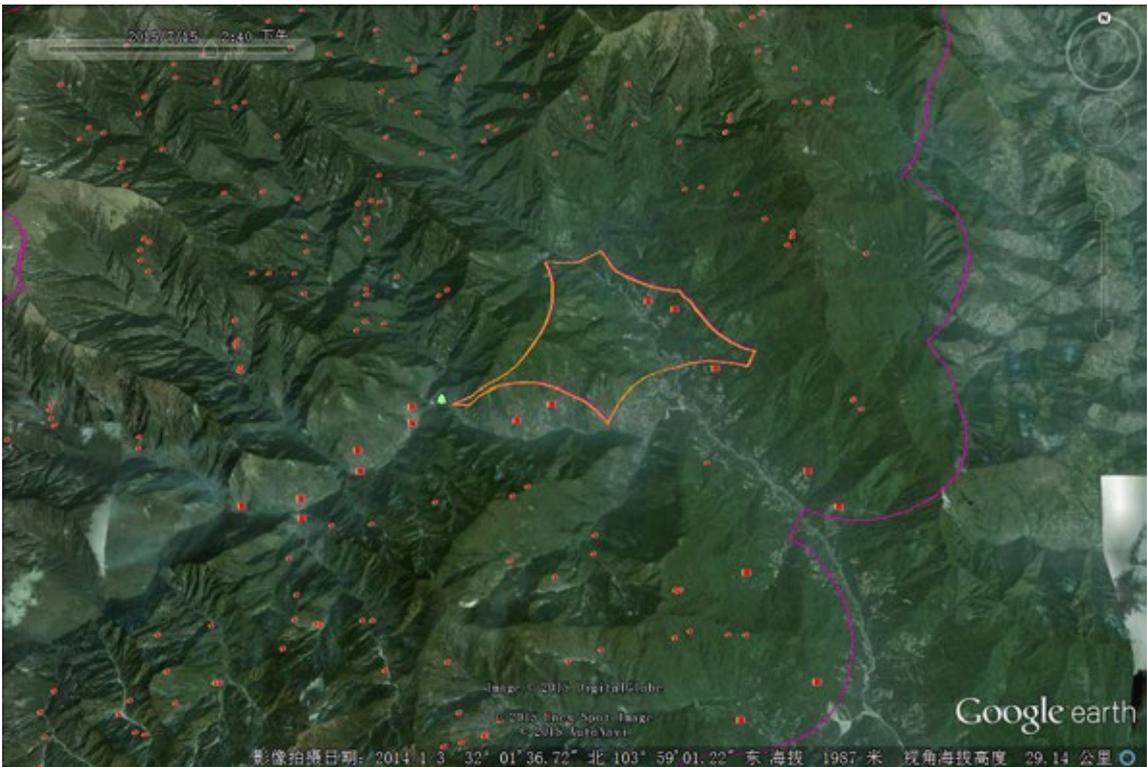


图 2-17 白羊和青片及周边现状



(3) 做好未来一些重大基础设施项目建设和建成后的应对策略

根据四川路网规划,该区域内还将建设“平绵高速(G8513)”等重大基础设施项目,将进一步加剧这一地区栖息地的破碎化程度。因此,应提前开展相关建设项目影响的研究,制定应对预案和后续的保护措施。

2.3 邛崃山

2.3.1 种群状况

邛崃山大熊猫种群分布区总面积为630408.6公顷。本研究将邛崃山大熊猫也划分为5个种群(邛崃山北部主体种群、邛崃山南部主体种群、小金种群、康定种群、石棉种群)。种群划分在空间上与四调结果差异较大的是宝兴县西河陇东—水富之间的区域,本研究根据农业生产、开矿等活动对大熊猫的严重干扰,已造成种群分布区自然隔离的情况,以此为界将邛崃山大熊猫划分为南、北两大隔离种群,而四调结果则将该区域划为一个种群(邛崃山C种群);当然,基于谨慎考虑,划定的南北两主体种群还可以公路为界细分为4个种群(原四调邛崃山A、B、C、D种群),即邛崃山大熊猫种群可谨慎地划分为7个种群。

除2个大种群可长期生存外,邛崃山系其余种群面临较大的生存风险。

2.3.2 栖息地状况

邛崃山大熊猫栖息地主要为北、南两大斑块及一些细小斑块组成,总体上北部斑块较大、完整,南部斑块较小、破碎化程度较高,破碎化主要有分割、破碎化和穿孔等形式。2000年以来邛崃山大熊猫栖息地总面积增加16519.7公顷;最大斑块面积增加8400公顷;优质栖息地(种群高、中密度聚集区)总面积增加49434公顷;中北部大熊猫栖息地范围总体保持稳定,种群的聚集程度有所增加。经过多年的保护,在邛崃山北部形成了一个大栖息地斑块,面积437300公顷、占整个山系栖息地总面积的69%,为该山系种群稳定和发展的基础;同时,邛崃山系栖息地破碎格局没有根本性改变,南部人为干扰严重,栖息地斑块较小、分布离散、破碎化程度较北部严重,部分区域被再度割裂的可能性较高;在北部大斑块内部因局部人为干扰的持续存在和加剧,“穿孔”形成的栖息地空白斑块显著增大,为十余年前的近3倍,平均面积增加78%,穿孔数量从11个增加到了18个。

图 3-1 邛崃山大熊猫种群划分及关键区域

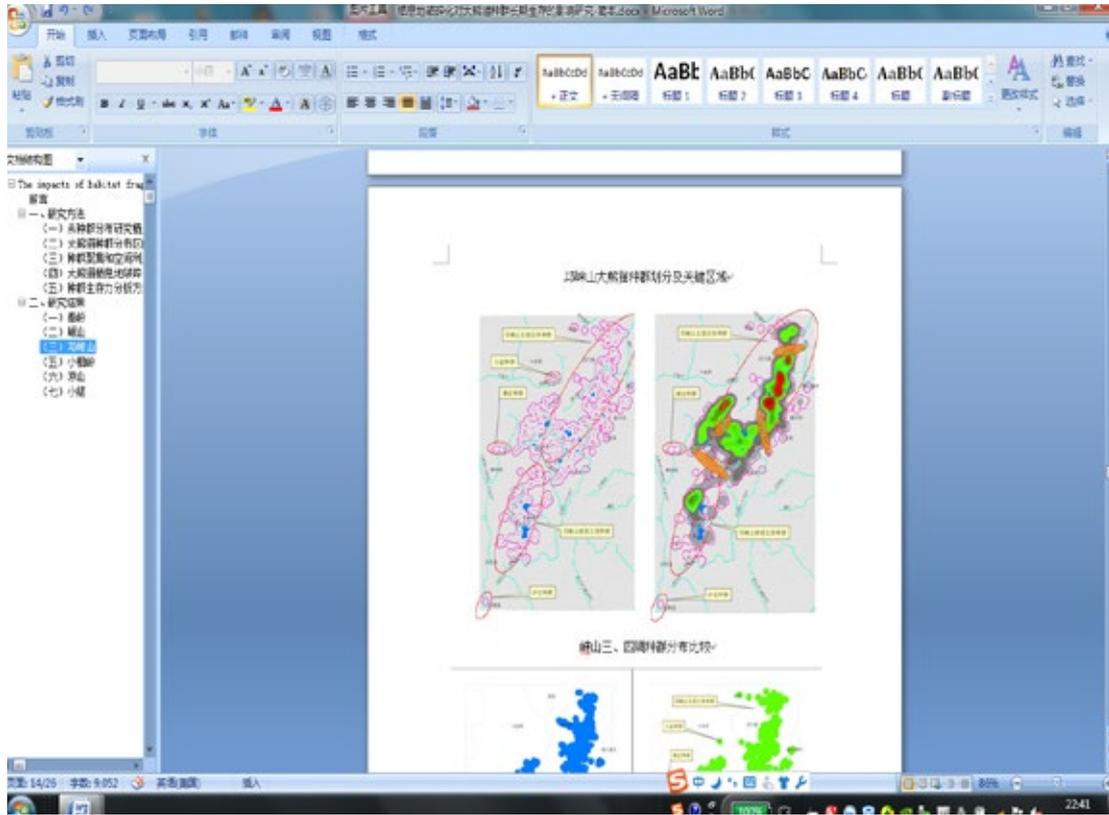


图 3-2 邛崃山大熊猫种群划分与四调种群划分对比

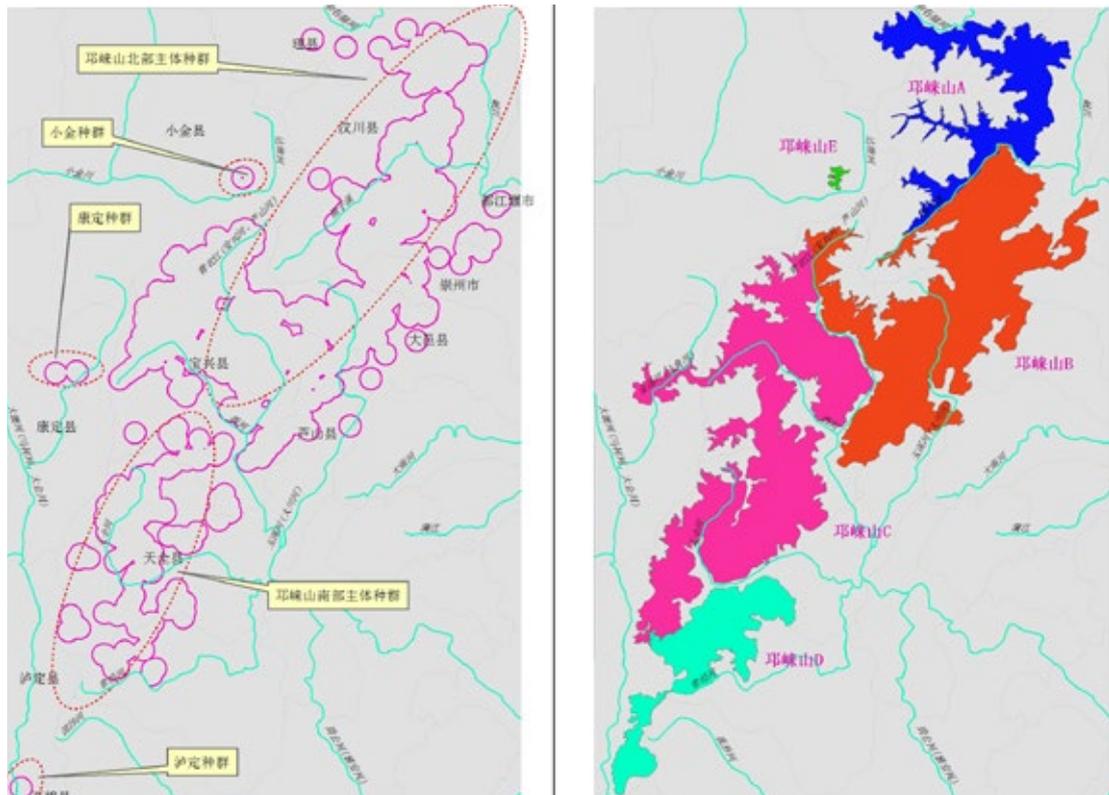


图 3-3 邛崃山 2000 年、2012 年种群分布比较

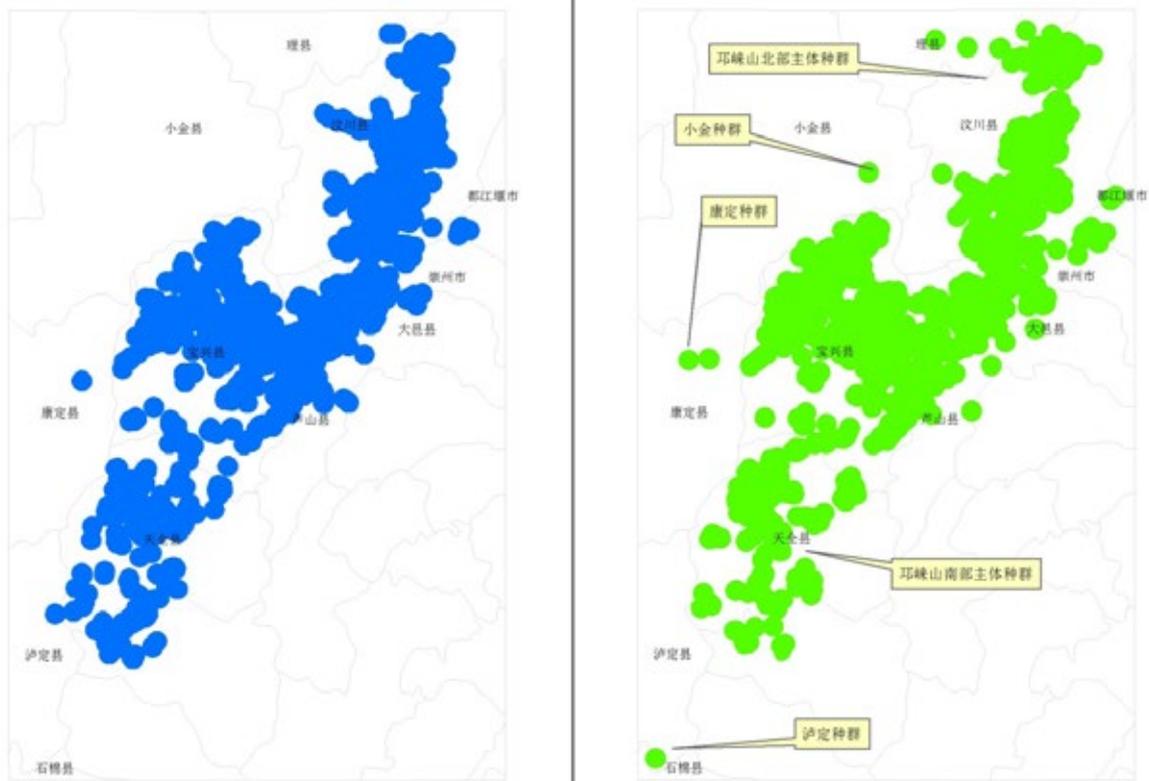


图 3-4 邛崃山 2000 年、2012 年种群聚集比较

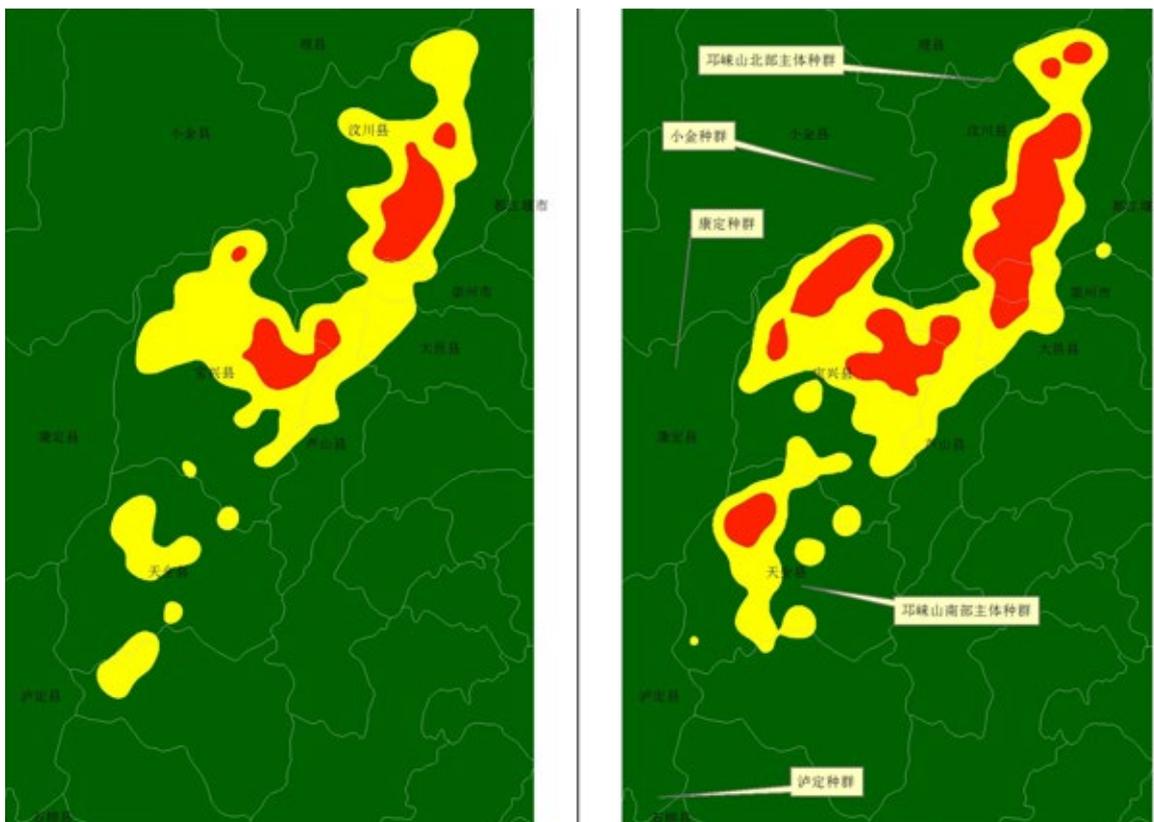


图 3-5 邛崃山栖息地空白斑块变化情况（2000–2012）

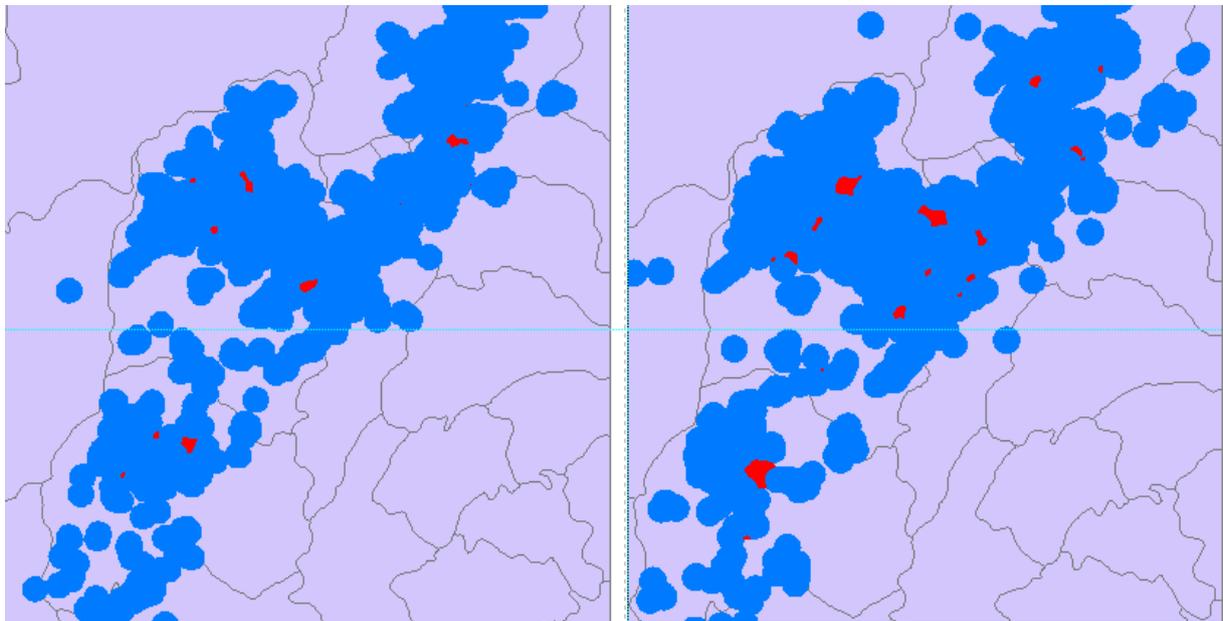


表 3-1 邛崃山系 2000 年–2012 年栖息地穿孔斑块变动情况

破碎化指数	2000 年	2012 年
穿孔斑块数量	11	18
总面积 (ha)	1636.6	4775.6
平均面积 (ha)	148.8	265.3
最大斑块面积 (ha)	469.7	1650.3

2.3.3 保护对策

针对邛崃山大熊猫种群和及栖息地的动态及面临的主要问题，建议未来保护工作侧重以下内容。

加强草坡河流域的保护

草坡河流域位于草坡保护区和卧龙保护区之间，作为邛崃山北部重要的保护区和大熊猫的集中分布地，由于草坡河的水电开发和流域村民的生产生活和灾后重建导致两保护区大熊猫种群的隔离程度 2000 年以来不断增加，栖息地破碎化呈加剧趋势，应通过控制该区域的人为干扰、实施栖息地恢复等措施促进两保护区之间种群的交流和栖息地连接。

加强玉溪河流域的开发管理

玉溪河流域位于大邑和芦山交界的区域，由于玉溪河流域的水电开发和西岭雪山的旅游开发导致岷山北部大熊猫和中部大熊猫之间的隔离程度加剧，影响种群的交流和扩散。未来保护工作应加强对该区域开发活动的管理，促进种群的交流和栖息地连接。

促进南部栖息地的扩展和恢复

宝兴县陇东镇、水富乡之间，由于该区域人为干扰和开发严重、持续时间长，导致两侧种群和

栖息地之间隔离程度增加，使邛崃山南、北种群分布区之间的连接中断，需要有效控制开发强度、实施栖息地恢复项目，为实现邛崃山中南部栖息地连接创造条件。

图 3-6 岷山南部干扰状况

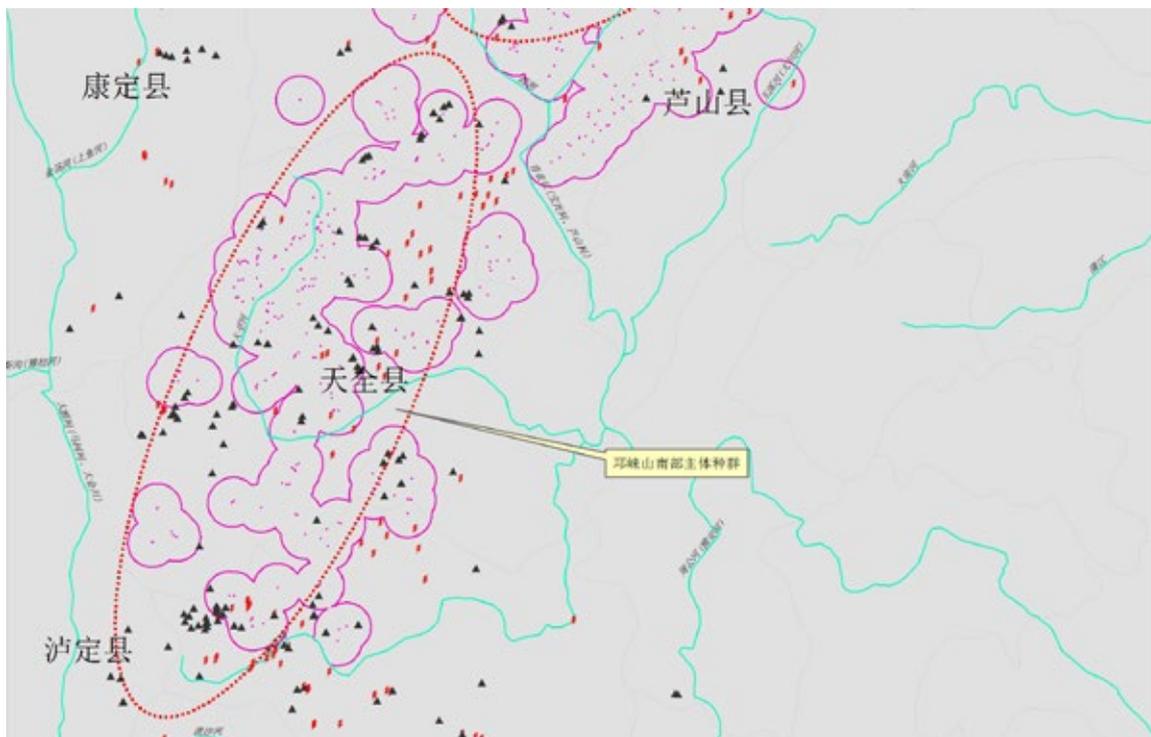


图 3-7 宝兴县陇东镇、水富乡之间现状

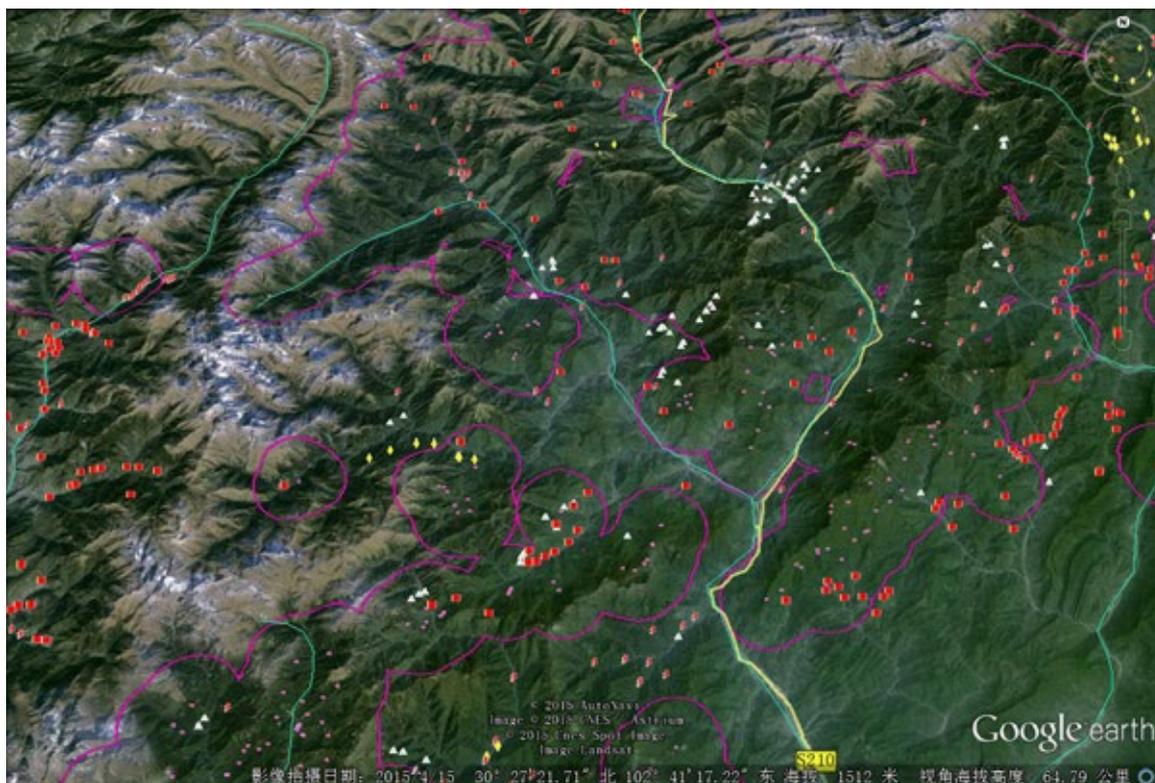
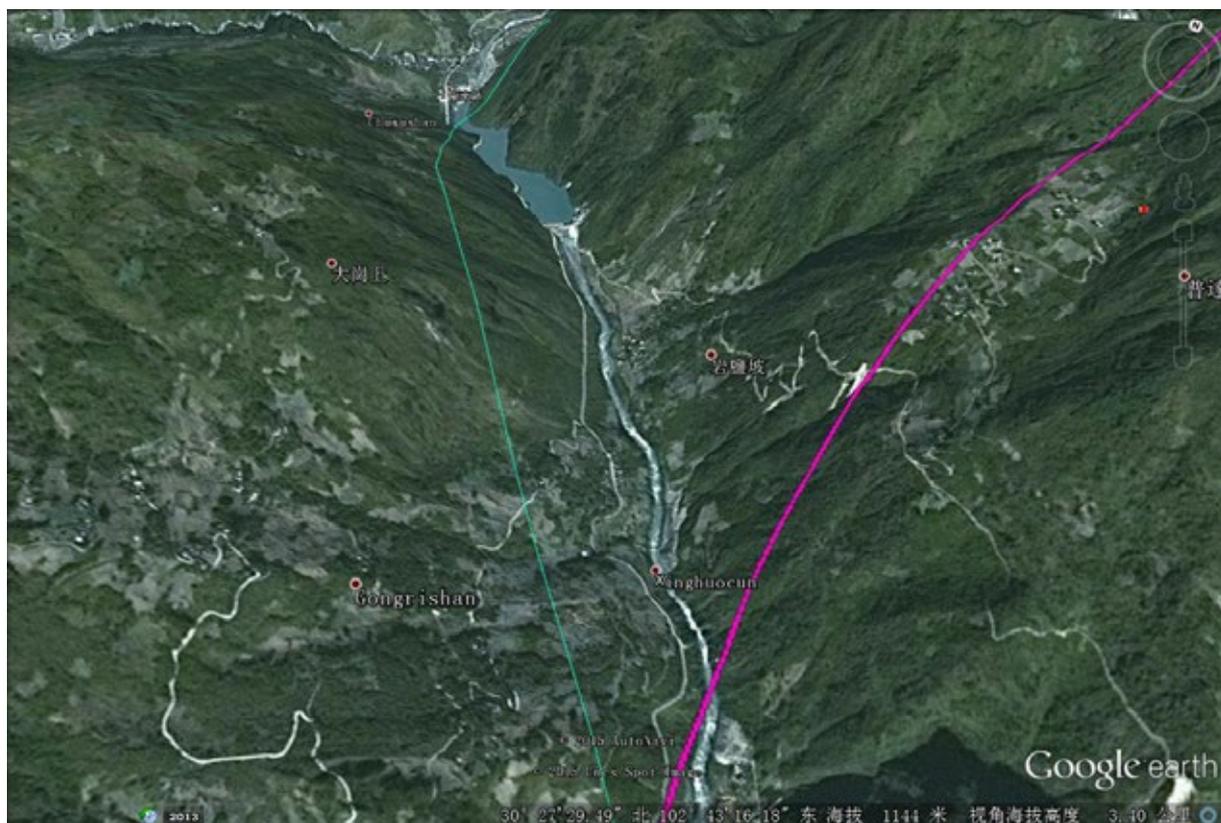


图 3-8 宝兴县陇东镇、水富乡之间现状



2.4 大相岭

2.4.1 种群状况

大相岭大熊猫种群分布区为 70624.9 公顷。本研究将大相岭大熊猫划分为 3 个种群（泥巴山种群、大相岭-瓦屋山种群、沙湾-峨眉种群），种群划分与四调结果基本一致，唯一区别是本研究将泥巴山种群与大相岭-瓦屋山种群之间的分界线确定为海拔过高的泥巴山山脊，四调是以 108 国道为分界线（由于 108 国道以隧道形式通过泥巴山，本研究认为 108 国道不应再是种群隔离的因素）。

除 1 个大种群可长期生存外，其余 2 种群面临较大生存风险。

2.4.2 栖息地状况

大相岭大熊猫栖息地整体上破碎化较严重，斑块较小、分布离散，最大斑块占栖息地总面积仅 35%。2000 年以来大相岭大熊猫栖息地面积扩展 40245.4 公顷，最大斑块面积增加 21199.9 公顷；优质栖息地（种群高、中密度聚集区）总面积增加 16627 公顷；大熊猫栖息地呈现明显的增长态势，出现了两处新分布区和栖息地（一是洪雅、金口河和峨边交界区域（瓦屋山保护区），另一处为峨眉沙湾区域），尤以大相岭西北栖息地恢复较快，理论的种群分布区已经与邛崃山种群分布区实现了连接，但瓦屋山区域的栖息地隔离程度较高、破碎化较为严重。

图 4-1 大相岭大熊猫种群划分与四调种群划分对比

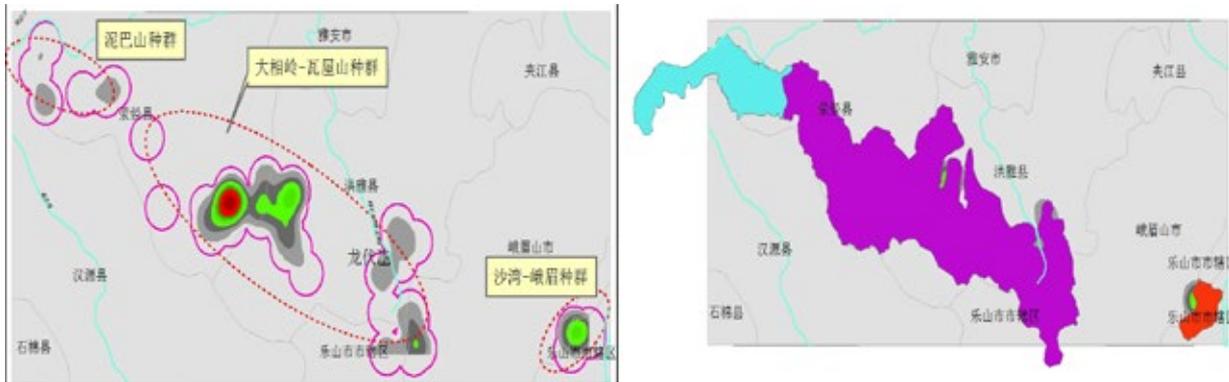


图 4-2 大相岭 2000 年、2012 年种群分布比较

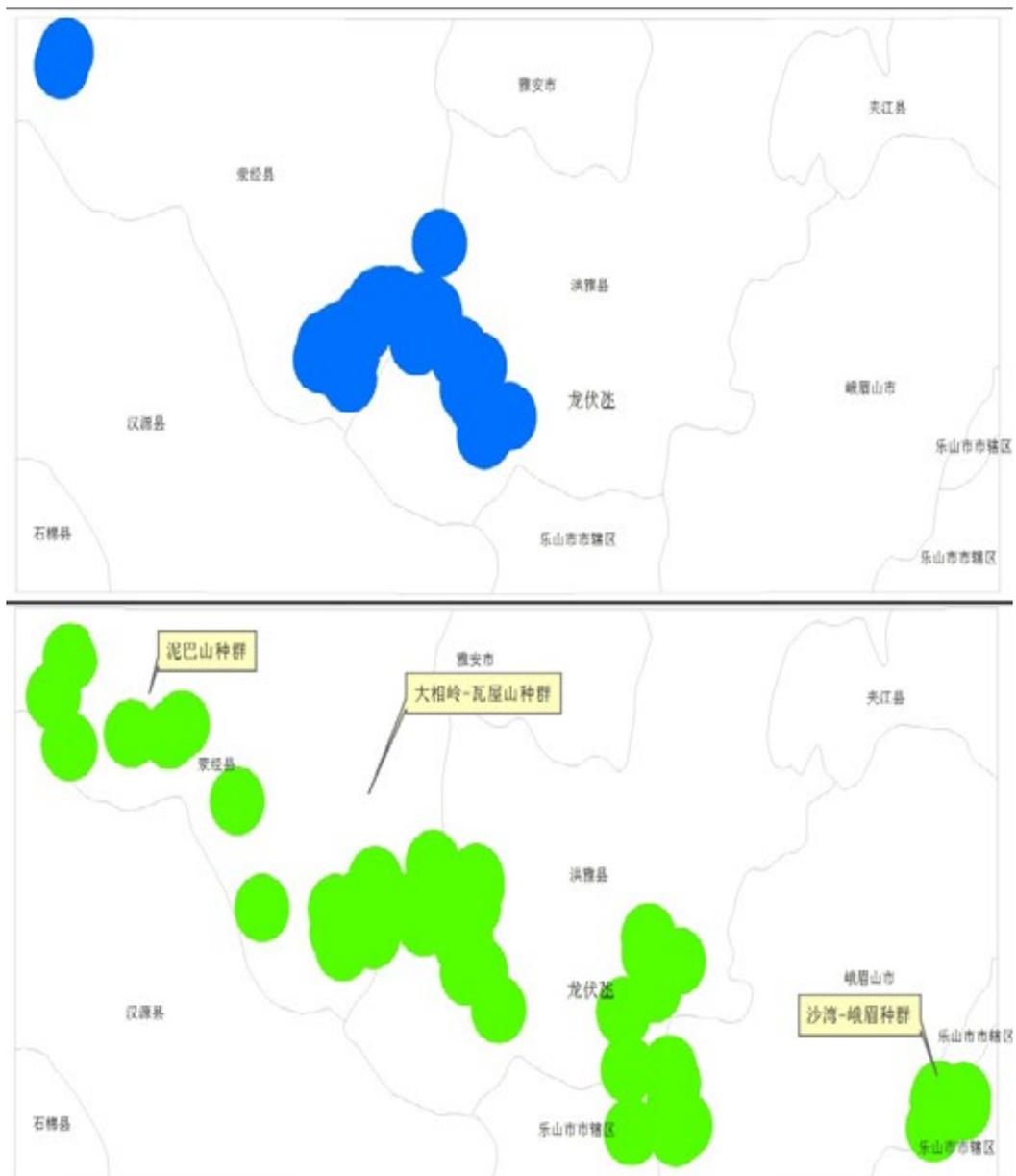
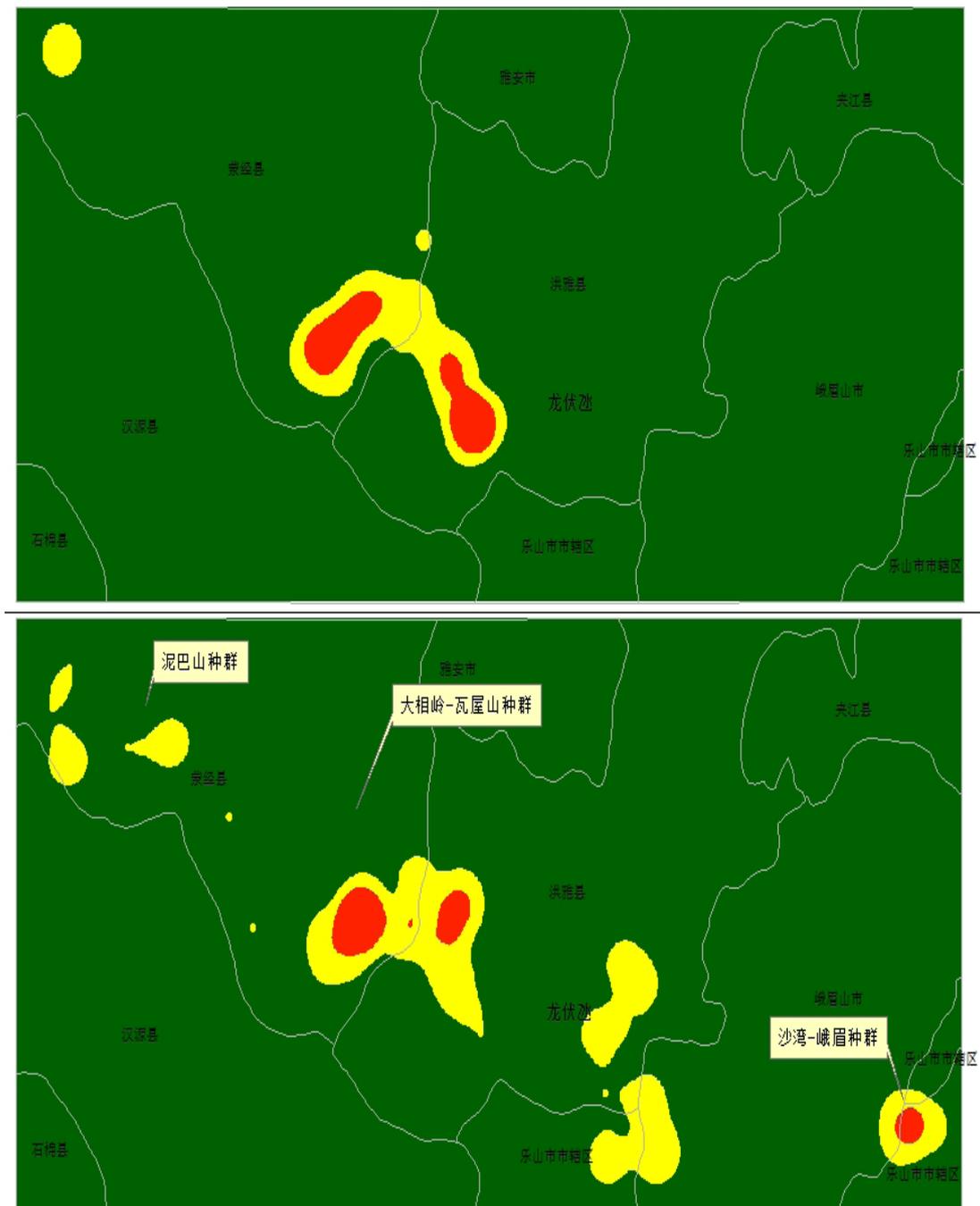


图 4-3 大相岭 2000 年、2012 年种群聚集比较



2.4.3 保护对策

根据大相岭大熊猫种群分布和栖息地破碎化状况，结合其聚集格局和干扰现状，本研究认为大相岭-瓦屋山种群呢栖息地干扰严重，斑块较为离散，破碎化最为严重，影响该区域大熊猫的种群安全，未来大熊猫保护工作中除了对整个区域内的开矿和水电开发进行有效控制和管理外，应加强对龙伏乡区域的矿业开发的控制，实施栖息地恢复，促进栖息地连接和种群交流，提升保护成效。

图 4-4 大相岭 - 瓦屋山种群最大栖息地斑块之间现状 (龙伏沱)

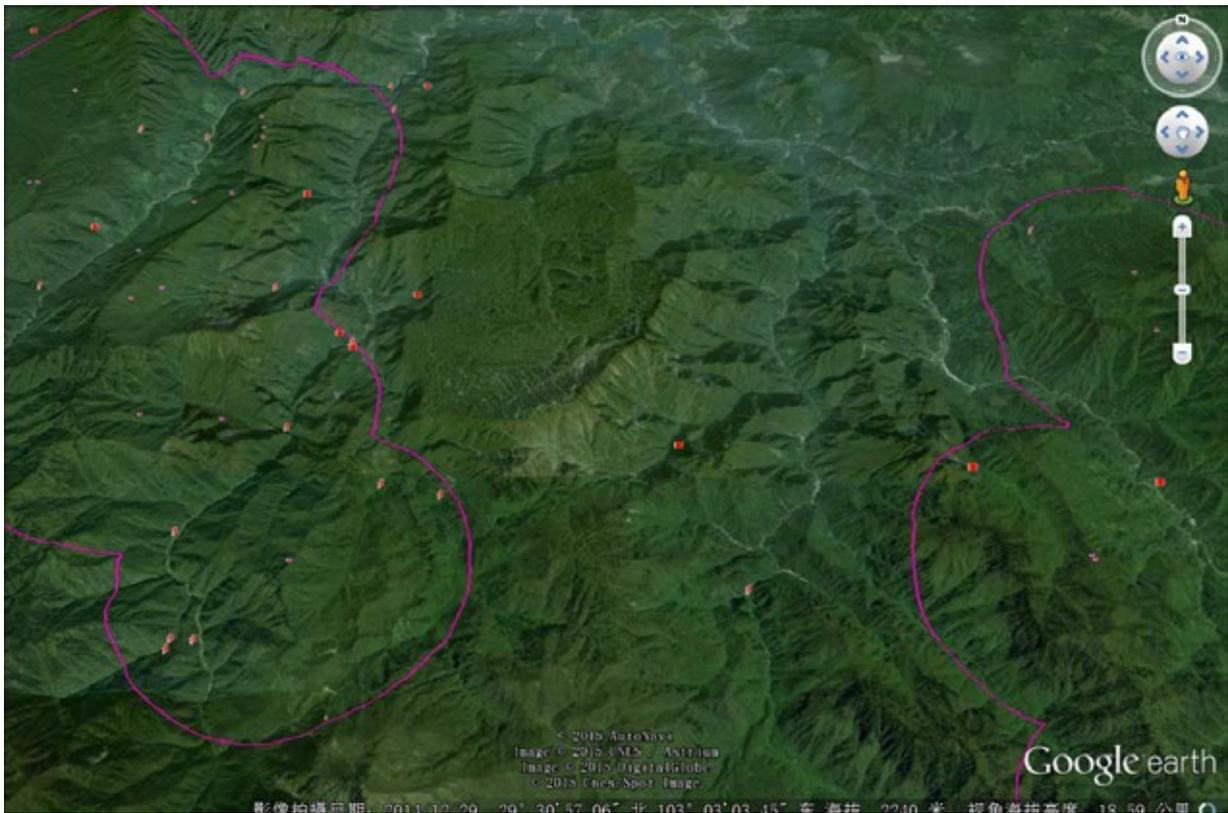


图 4-5 龙伏沱区域现状



2.5 小相岭

2.5.1 种群状况

小相岭大熊猫种群分布区总面积为 39996.5 公顷。本研究基于所确定的种群划分方法将小相岭大熊猫划分为 3 个种群（九龙种群、冶勒种群、栗子坪种群），种群划分与四调结果基本一致，只是将西部九龙境内的大熊猫根据周边山体过高的因素将其划为一独立种群。

除 1 个大种群（栗子坪种群）可长期生存外，其余 2 种群面临较大生存风险。

2.5.2 栖息地状况

小相岭大熊猫栖息地整体上斑块较小、分布离散，最大斑块占栖息地总面积 48%；108 国道以东栖息地完整、以西栖息地破碎化严重。2000 年以来小相岭大熊猫栖息地出现了减少，栖息地面积减少 27328.1 公顷，最大斑块面积也减小 9410.3 公顷；优质栖息地（种群高、中密度聚集区）减少面积 12600 公顷，说明栖息地范围和稳定性都受到了较大影响，优质栖息地也呈下降趋势，栖息地减少区域主要在小相岭西部冶勒自然保护区境内，栖息地破碎化程度增加。

图 5-1 小相岭大熊猫种群划分与四调种群划分对比

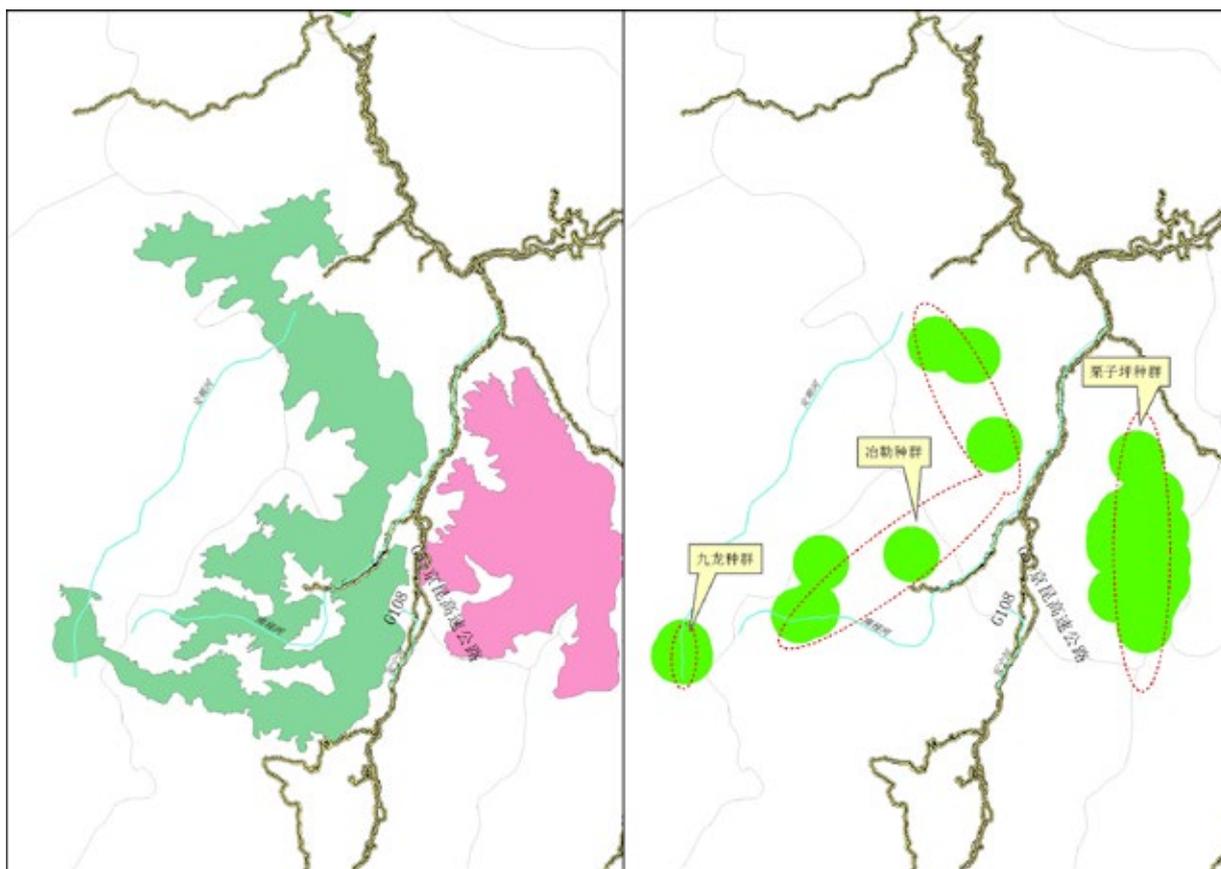


图 5-2 小相岭 2000 年、2012 年种群分布比较

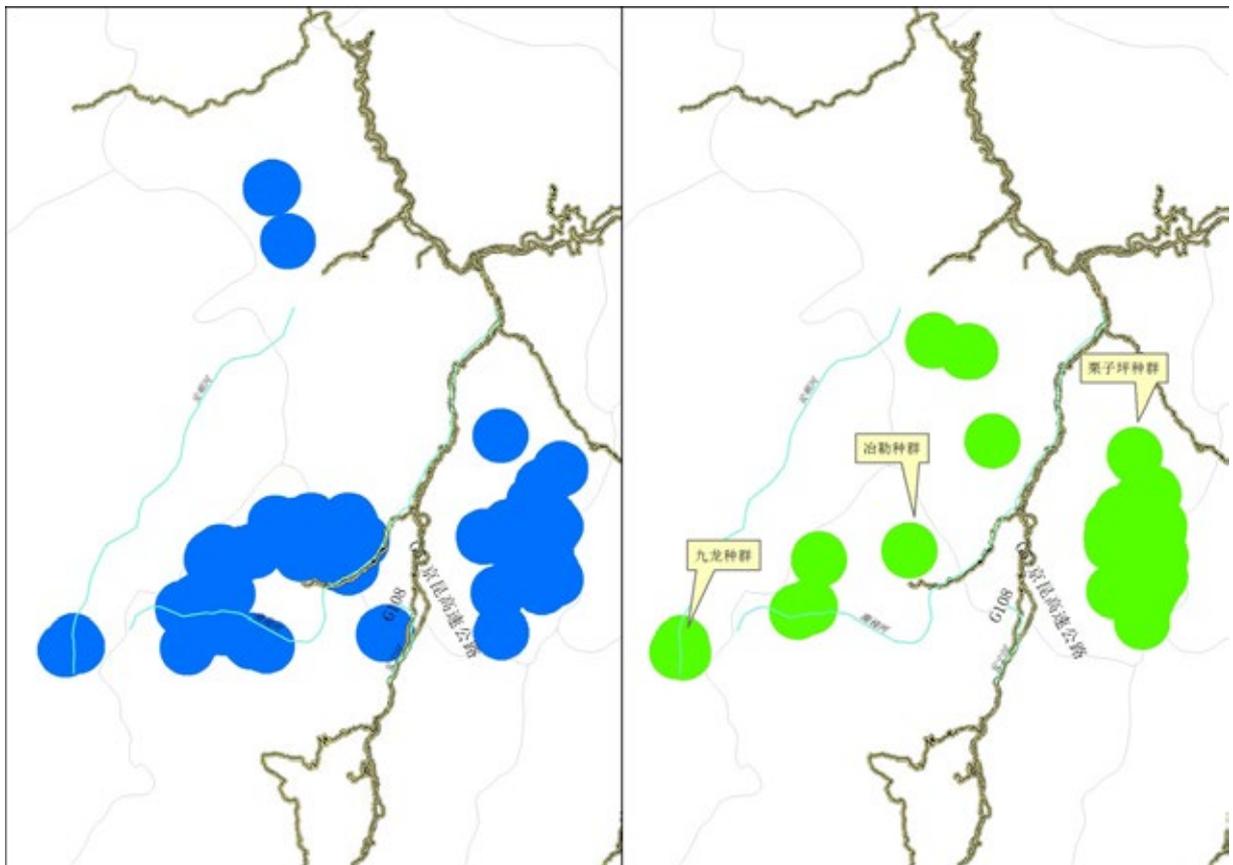
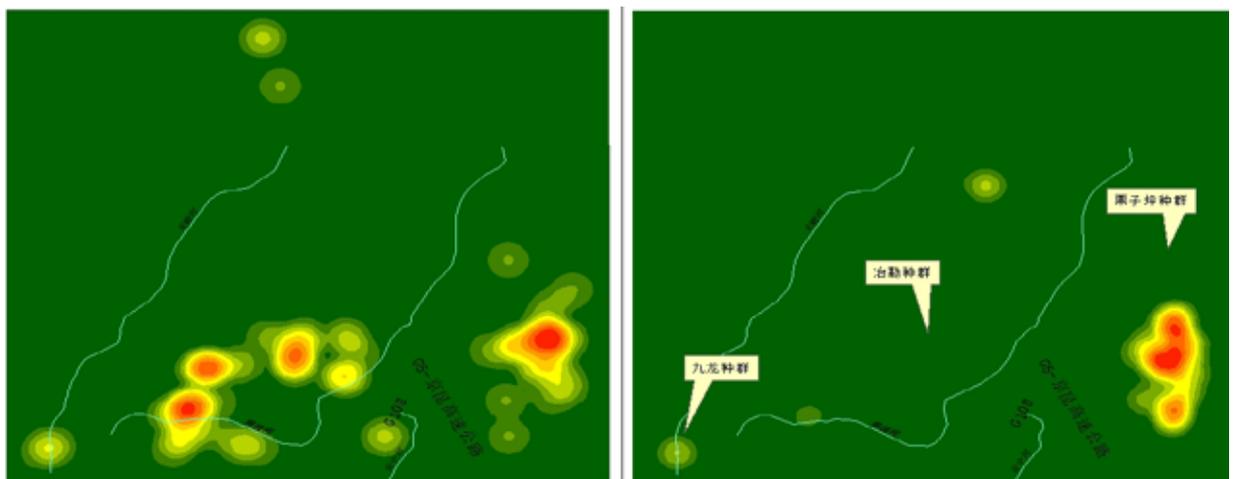


图 5-3 小相岭 2000 年、2012 年种群聚集比较



2.5.3 保护对策

由于小相岭大熊猫分布区内 108 国道、G5 京昆高速和南桠河流域水电开发存在已久，种群隔离已形成多年，108 国道两侧实现栖息地连接和种群交流越发困难。基于小相岭大熊猫种群分布和栖息地破碎化现状，本研究认为对未来大熊猫保护工作中应重点加强对栗子坪保护区东部种群及栖息地的保护工作，加快人工放回、复壮种群的进程，确保其种群的稳定与发展。

2.6 凉山

2.6.1 种群状况

凉山大熊猫种群分布区总面积为 175293.1 公顷。本研究基于所确定的种群划分方法将凉山大熊猫划分为 7 个种群（凉山主体种群、马边种群、咪咪泽种群、雷波马鞍山种群、峨边杨河种群、沐川种群、屏山种群），种群划分与四调结果最大的区别是将马边大风顶种群划为一隔离种群，主要原因是美姑境内美姑大风顶和马边大风顶之间有一空白区域未纳入保护区进行管理，在旅游和放牧综合作用下，造成种群分布的中断。

除 2 个大种群可长期生存外，其余种群面临较大的生存风险。

2.6.2 栖息地状况

凉山大熊猫栖息地除主体种群所在的美姑、黑竹沟等地斑块面积较大、景观完整外，其余区域栖息地斑块都较小、破碎化程度严重，最大斑块占栖息地总面积的 56%。2000 年以来凉山大熊猫栖息地总面积减少 15598.3 公顷，最大斑块减小 46162 公顷；优质栖息地（种群高、中密度聚集区）减少 36424 公顷，表明栖息地范围和稳定性均下降，种群聚集格局呈离散态势，使马边大风顶保护区大熊猫种群和与主体种群隔离开来。

图 5-4 凉山种群划分及关键区域

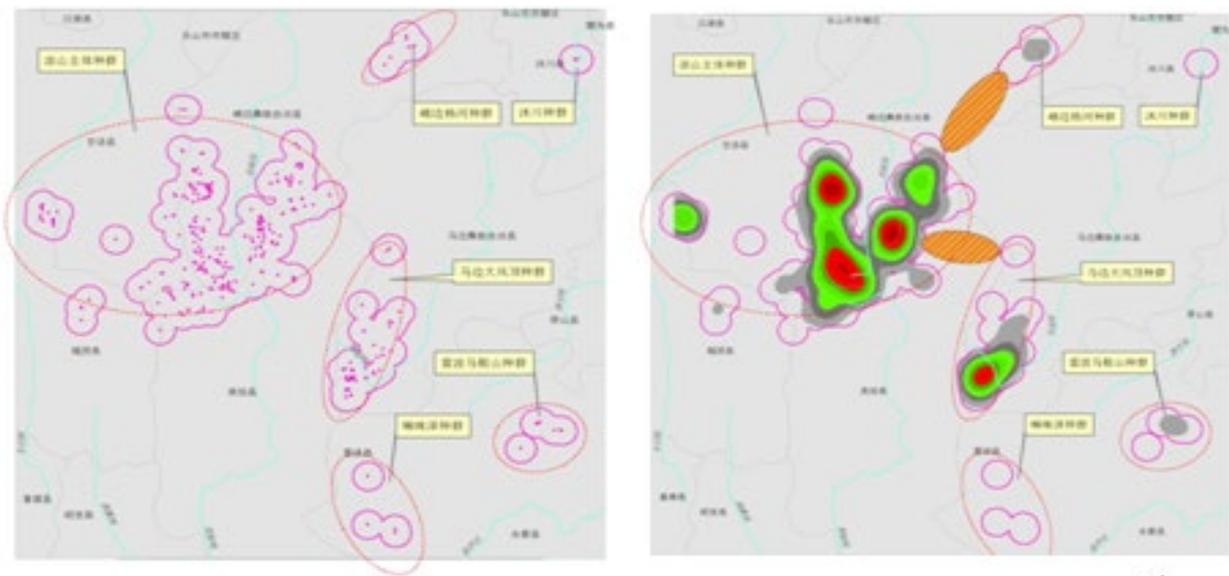


图 5-5 凉山大熊猫种群划分与四调种群划分对比



图 5-6 凉山 2000 年、2012 年种群分布比较

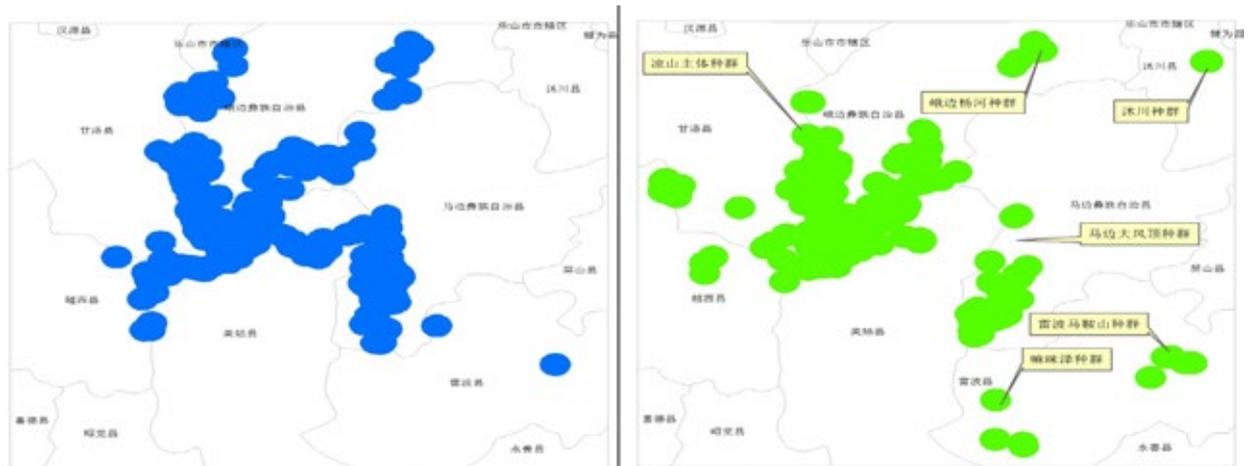


图 5-7 凉山 2000 年、2012 年种群聚集比较

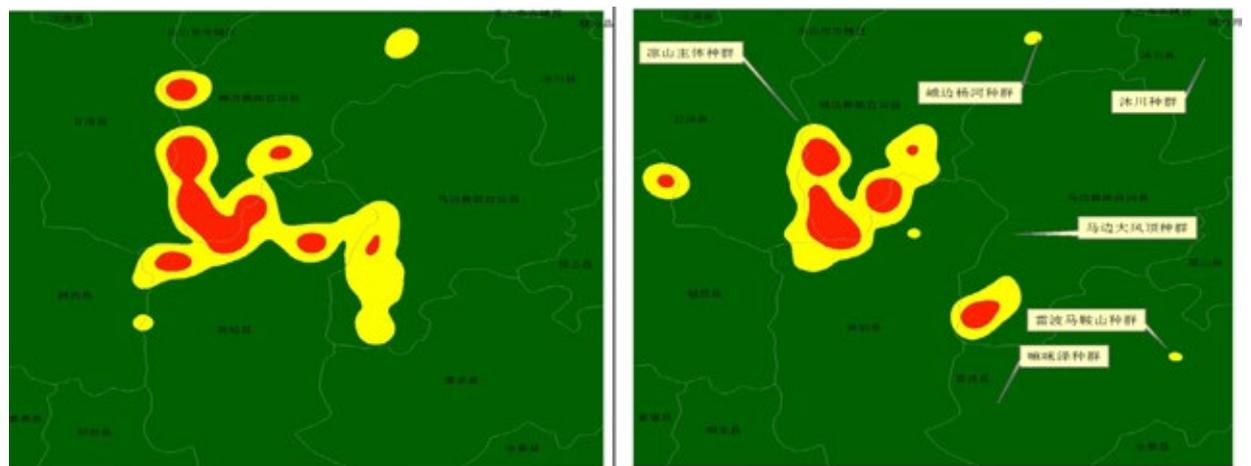
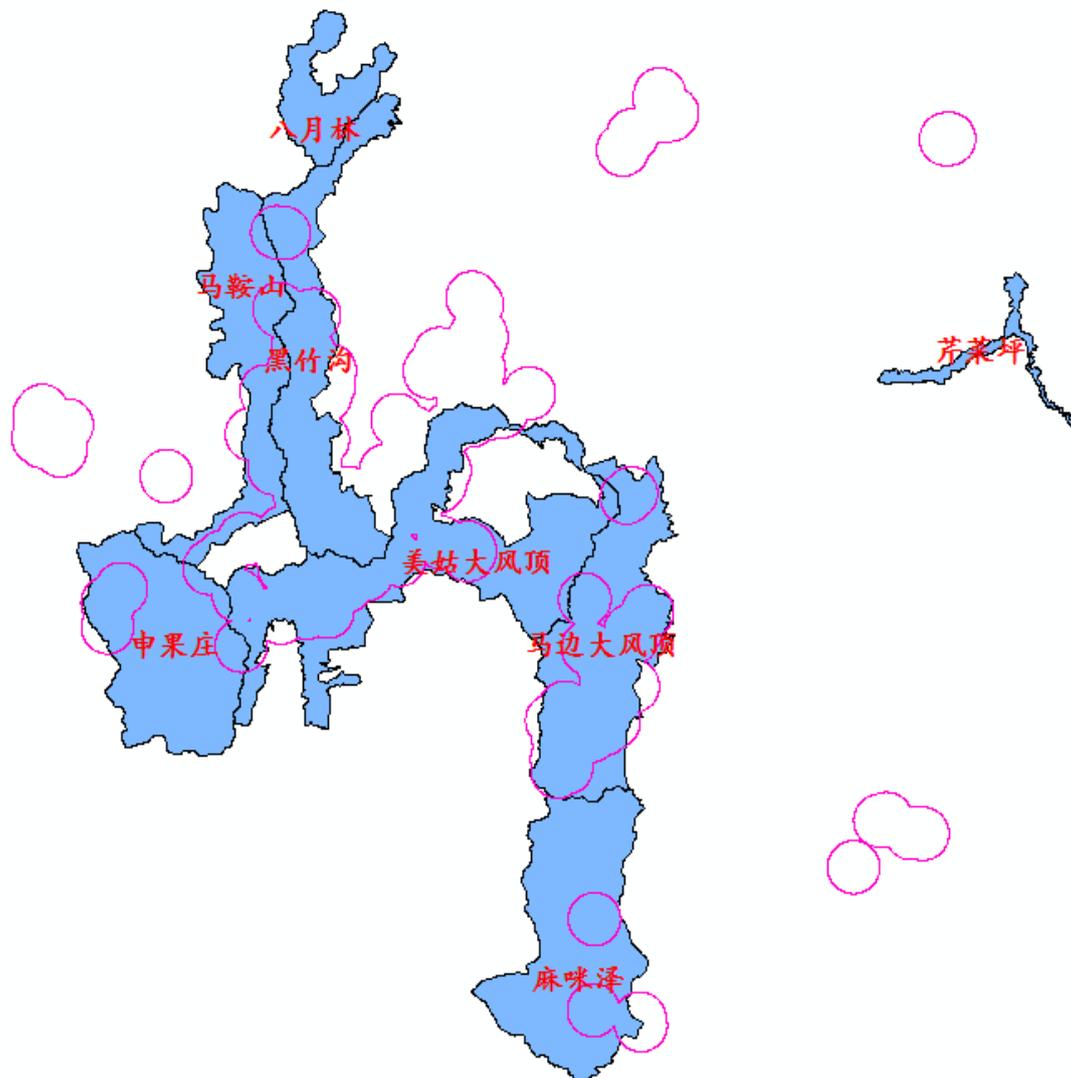


图 5-8 凉山大熊猫保护区网络分布现状（马边 – 美姑大风顶之间出现空白区域）



2.6.3 保护对策

根据凉山大熊猫种群分布和栖息地破碎化状况，结合其聚集格局和干扰现状，本研究认为对未来凉山大熊猫保护成效进一步提升的工程措施包括：将美姑大风顶北部没有纳入保护区的区域划入保护区，控制其境内的人为干扰；加强椅子垭口的管理，使其充分发挥大熊猫廊道的功能，促进周边大熊猫的交流与扩散，确保凉山主体种群的稳定和发展。

2.7 小结

2.7.1 栖息地变化

研究表明：经过多年的保护，6大山系大熊猫栖息地面积有所增加，栖息地从景观层面的破碎化已得到一定遏制，斑块之间的连接和融合程度得到加强，各山系均形成了一些对种群和栖息地稳定、发展有重要价值的大斑块，大熊猫种群安全水平进一步提升。

2.7.2 种群划分及生存预测

6大山系现有大熊猫种群分布区 314349.4 公顷（3%）。基于本研究所确定的种群划分方法，6

大山系大熊猫种群理论上可划分为大小、分布差异巨大，相互隔离的种群共 33 个；考虑到路网对大熊猫及栖息地的影响，种群格局可在此基础上划分为 38 个（道路导致的种群交流和隔离缺乏直接的数据支持）。在不考虑种群扩散和种群复壮等因素情况下，33 个局域种群中在 30-50 年内无灭绝风险的种群有 12 个，100 年内无灭绝风险的种群有 9 个，各山系主体种群均具备保持长期生存的能力，其余各离散小种群则面临较大的灭绝风险；50 年后大熊猫种群栖息地将缩减 154008.3 公顷，100 年后大熊猫种群栖息地将缩减 212199.4 公顷。

2.7.3 栖息地质量及破碎化格局

除秦岭和大相岭栖息地内的道路干扰程度有所减少外，其余各山系所面临干扰均呈增加态势，大熊猫栖息地的破碎化格局没有根本性改变，如岷山北部地区和邛崃山南部尤为显著；由于局部地区的干扰加剧，还造成栖息地破碎化类型更为多样，在大斑块内部形成“穿孔”的破碎化形成，使形成的大斑块还面临较大的不确定性；同时，大斑块和优质栖息地在各山系的比例不均衡，说明各山系的栖息地稳定水平和能力差异巨大，影响整体保护成效。

2.7.4 保护成效评价

在长期保护和持续努力的大环境下，大熊猫种群分布区、种群数量和栖息地面积均有所增长，但需要注意的是大熊猫栖息地破碎化格局和所面临的干扰状况没有根本改变，种群的濒危状况并未得到改善，我们对所取得的保护成效应持谨慎乐观的态度，大熊猫保护仍然是一个长期而又艰巨的课题，需要持续的努力和坚持。

表 7-1 2000 年与 2012 年大熊猫栖息地状况数据对比

时间	2000 年（公顷）				2012 年（公顷）			
	种群分布区	栖息地最大斑块	优质栖息地	调栖息地	种群分布区	栖息地最大斑块	优质栖息地	调栖息地
秦岭	283786.4	194300	90100	352914	314349.4	260600	140551	371915
岷山	788222.4	635600	500872	960313	796578.6	670100	516130	971319
邛崃山	613888.9	428900	322018	610122	630408.6	437300	371452	688759
大相岭	30379.5	3589.5	19576	81026	70624.9	24789.5	36203	122869
小相岭	67324.4	28590	24510	80204	39996.5	19179.7	11910	119364
凉山	190891.4	144600	124463	220412	175293.1	98438	88021	302369
合计	1974493	1435579.5	1081539	2304991	2027251.1	1510407.2	1164267	2576595

2.8 保护建议

大熊猫保护是世界关注度最高、中国政府投入最多的物种保护项目，保护好大熊猫是中国对世界生物多样性保护的重要贡献和责任。经过几代人几十年的努力也只是维持住了已有状态，距离濒危现状的扭转还有漫长的历程。由于大熊猫的进化特征和现有生存状态脆弱，已有的保护努力不能松懈。要实现大熊猫在中国长期生存和繁衍，需要付出比现在更大的努力。保护野生动物的核心在于保护野生动物繁衍生存所必需的栖息地，提供足够大的空间供群体间的基因交流。要实现这样的目标，未来大熊猫保护工作不但要确保现有的大熊猫栖息地一寸也不能丧失，而且必须扩展和连接潜在和近百年曾有大熊猫分布的区域。同时，还要考虑气候变化对的大熊猫分布未来的影响，综合制定最有雄心的保护计划并长期实施。

近十余年的努力，虽然在景观水平的保护初步见到一些成效，但大熊猫栖息地所面临的干扰、破碎化类型和种群安全格局也出现了新的变化，大熊猫保护思路和方法也需要转型升级，必须通过创新来积极应对新的保护需求。基于本研究，结合最近的大熊猫保护研究成果，就未来的大熊猫保护工作提出以下建议：

（1）在重点区域实施栖息地恢复或改造项目，连接破碎栖息地斑块，增加完整性

大熊猫保护成效的进一步提升取决于栖息地完整性和连接度的增加，从而减小景观水平的破碎化程度。未来保护工作应将新增保护资源实施在能增加现有斑块间连接程度和水平的区域，以有限的投入获取栖息地完整性的显著提升，从而促进种群的扩散和交流，将大熊猫保护成效推进到一新的水平。根据本研究所确定的关键区域，在这些区域开展以促进栖息地恢复为目标的森林经营和生态系统管理项目，实施保护廊道建设工程，提升栖息地规模和连接水平，增加景观的完整性；对这些区域内现有的公路网进行评估，通过改道或重建减小对种群交流的影响，提升环境友好水平。

（2）人工促进小种群保护

由于栖息地的破碎化，各山系均存在数量不等的局域小种群，部分局域种群由于种群规模过小、遗传多样性低、对外接纳和扩散受阻等因素面临较大的生存风险。为有效保护这些种群，建议对有一定规模的小种群可以通过圈养种群放归（Reintroduction）和高密度种群疏散、转移（Translocation）个体来增加种群规模，也即“人工辅助迁入”，实现持续生存；对一些规模小（1-5）的离散小种群，则可重点考虑转移或迁入大熊猫个体，强化邻近种群连接，增加种群规模和遗传多样性，实现长久生存。

（3）积极应对全球气候变化，提前制定保护对策

大熊猫分布区相当部分为自然保护区，大部分为国家一级公益林和重点公益林，被纳入了国家生态功能区和主体功能区，大规模的开发项目在分布区内实施的可能性较小，气候变化将可能成为影响未来大熊猫栖息地的又一主要因素。根据已有气候研究成果对大熊猫在栖息地演替的预测，应根据栖息地的演替方向开展栖息地保护与恢复，为大熊猫应对气候变化储备必要的生存空间，特别

是加强秦岭北部和东部地区、岷山西北部地区、邛崃山南部地区的栖息地保护与恢复。强化和优化大相岭、小相岭和凉山地区大熊猫栖息地破碎化治理，以减少气候变化带来的负面压力并使大熊猫适应长期变化下的生存。

(4) 加强对现有干扰的管理和控制，开展对道路干扰的研究，建立更为准确的栖息地评估体系

人为干扰仍然是大熊猫栖息地恢复、连接和适宜性提升的主要障碍，尤其是水电开发、矿业开发和路网建设对其影响规模大、时间长，有的甚至不可逆转，未来的大熊猫保护中应结合种群发展和栖息地景观保护的需要，有针对性地对干扰进行有效降低和管控，进一步改善大熊猫的生存环境。

线型基础设施建设作为大熊猫及栖息地的最重要干扰源，对多种类型的线型基础设施建设，特别是道路干扰类型、强度、变化的认识缺失较多，无法准确判定道路干扰是否对种群造成隔离。未来应加强两方面的研究工作，一是对道路干扰形态的认识，揭示道路影响的生态过程和作用机制；二是从种群规模和空间分布上认识大熊猫对道路干扰的响应。

在此基础上，探索、创新更准确的干扰和栖息地评价方法和指标体系，为准确认识和评估栖息地状况、制定可行的保护对策提供依据。

(5) 开展栖息地大斑块内破碎化监测和风险评估

栖息地大斑块的形成是长期保护的成效，也是种群稳定和发展的基础，对区域大熊猫安全具有重要意义。根据本研究结果，由于局部干扰的持续存在和加剧，栖息地大斑块均出现了“穿孔”的破碎化形式，部分区域存在深度分割和彻底割裂的风险，对大斑块的质量和功能都将造成重大影响。因此，未来大熊猫保护工作应适时掌握这些区域栖息的变化，有效控制导致破碎化加剧的现象。

图 8-1 全国大熊猫种群分布现状

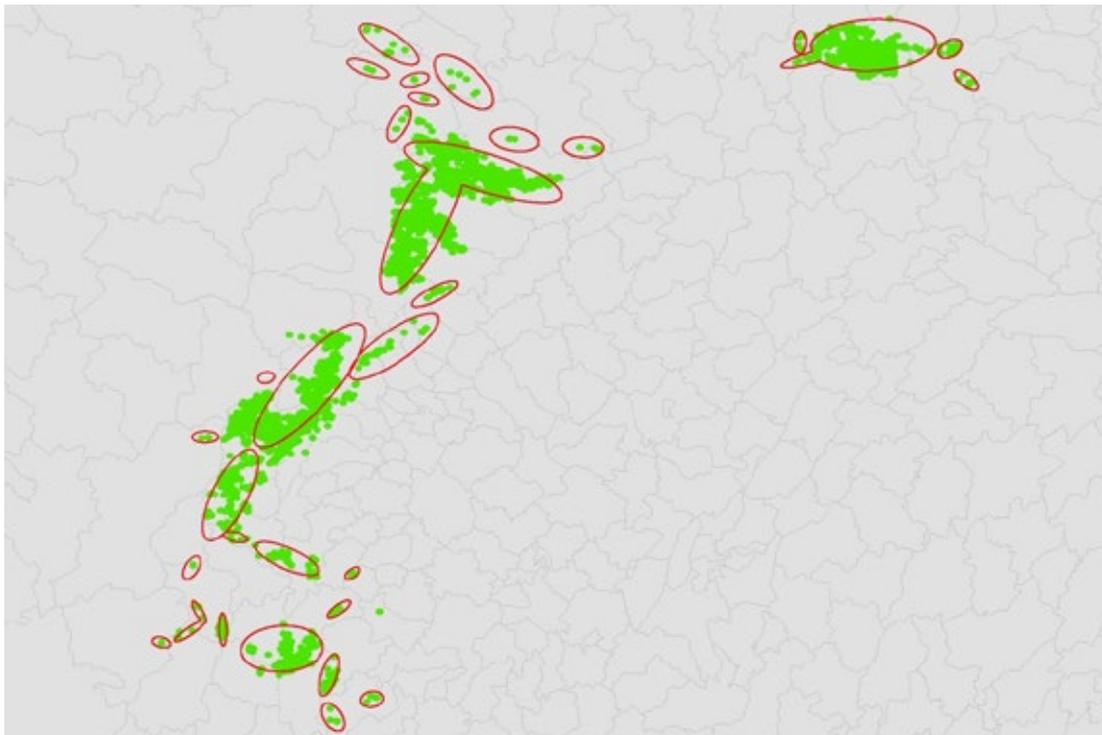


图 8-2 50-100 年大熊猫种群分布区变化图

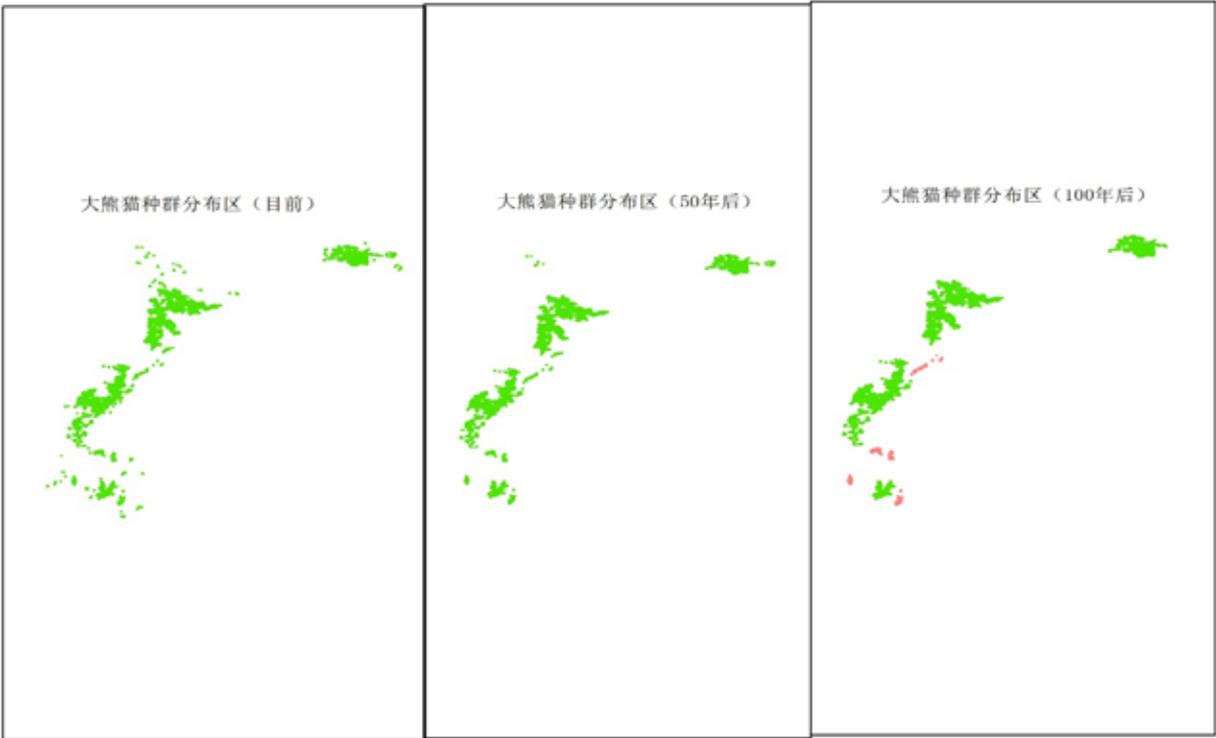


表 8-1 大熊猫各局域种群生存力分析结果

山系	种群名	种群数量 (只)	栖息地面积 (公顷)	30年内灭绝 概率 (PE in 30 years)	50年内灭绝 概率 (PE in 50 years)	100年内灭 绝概率 (PE in 100 years)
秦岭	王家楞种群	2	10589.3	1	1	1
	主体种群 (牛尾河+兴隆岭+天华山种群)	319	260600	0	0	0
	锦鸡梁种群	13	22950	0.124	0.314	0.792
	平河梁种群	7	12431.6	0.674	0.926	1
	西秦岭种群	4	7805.4	0.934	1	1
岷山	阿夏-多尔种群	13	18301.1	0.124	0.314	0.852
	插岗梁种群	6	15751	0.676	0.936	1
	尖山种群	2	5107.7	1	1	1
	贡杠岭种群	2	5168.2	1	1	1
	黑河种群	1	3326.5	1	1	1
	九寨沟种群	3	9079	1	1	1
	白河种群	1	3657.6	1	1	1
	岷山主体种群	734	681000	0	0	0
	千佛山种群	14	16940	0.222	0.23	0.858
	九顶山-白水河-龙溪虹口种群	21	26700	0.008	0.044	0.33
邛崃山	邛崃山北部主体种群	413	470800	0	0	0
	邛崃山南部主体种群	111	148200	0	0	0
	小金种群	1	2827.2	1	1	1
	康定种群	2	5794.1	1	1	1
	石棉种群	1	2827.2	1	1	1
大相岭	泥巴山种群	5	13562	0.896	0.994	1
	大相岭-瓦屋山种群	31	50744.5	0	0.002	0.024
	沙湾-峨眉种群	2	6314.5	1	1	1
小相岭	九龙种群	2	3648.8	1	1	1
	冶勒种群	7	17167.9	0.65	0.95	1
	栗子坪种群	21	19179.7	0.008	0.044	0.33
凉山	凉山主体种群	89	117694.3	0	0	0
	马边种群	19	28639	0.008	0.076	0.296
	咪咪泽种群	3	8828.8	1	1	1
	雷波马鞍山种群	4	8809.1	0.934	1	1
	峨边杨河种群	4	8227.6	0.934	1	1
	沐川种群	2	3084.8	1	1	1
PE:Probability of extinct						

参考文献

- 中国林业部 .WWF. 中国大熊猫及栖息地综合考察报告 .1989 (内部资料)
- 毕凤州等 . 中国大熊猫极其栖息地保护管理计划 .1989 (内部资料)
- 大熊猫联合调查队 . 岷山竹类和大熊猫 .1977 (内部资料) .
- 四川珍贵动物资源队 . 四川省珍贵动物资源调查报告 . 四川省林业局 ,1977 (内部资料)
- 四川省林业厅 . 四川省陆生脊椎野生动物调查报告 .2001 年 (内部资料)
- 胡锦涛主编 . 天府奇兽 . 成都 : 四川科学技术出版社 ,1994.
- 胡锦涛等主编 . 卧龙的大熊猫 . 成都 : 四川科学技术出版社 ,1985.
- 胡锦涛主编 . 大熊猫研究 . 上海 : 上海科学教育出版社 ,2001.
- 潘文石等主编 . 继续生存的机会 . 北京 : 北京大学出版社 ,2001.
- Susan A. Mainka 等主编 . 大熊猫放归野外可行性国际研讨会会议报告 . 北京 : 中国林业出版社 ,1999.
- 王金锡等主编 . 大熊猫主食竹生态学研究 . 四川科学技术出版社 ,1993.
- 李承彪等主编 . 大熊猫主食竹研究 . 贵阳 : 贵州科技出版社 ,1997.
- 秦自生 , 泰勒 艾 1996 大熊猫栖息地林冠间隙中竹子与乔木的更新 . 四川师范学院学报 : 自科版 . 17 (4) :1-6.
- 陕西省大熊猫调查队 1989 陕西省大熊猫综合调查报告 . 油印本 .
- 严旬 1990 中国大熊猫保护区的状况困扰和发展 . 野生动物 6 : 9-11.
- 国家林业局 .2006. 全国第三次大熊猫调查报告 . 北京 : 科学出版社 .
- 国家林业局 .2014. 全国第四次大熊猫调查报告 (已公布, 未出版) .
- 潘文石 , 高郑生 , 吕植 . 秦岭大熊猫的自然庇护所 . 1988. 北京 : 北京大学出版社 .
- 孙承骞 , 张哲邻 , 金学林 . 秦岭大熊猫局域种群的划分及数量分布 . 陕西师范大学学报 (自然科学版) . 2006,34:163-167.
- 魏辅文 , 张泽钧 , 胡锦涛 . 野生大熊猫生态学研究进展与前瞻 . 兽类学报 . 2011, 31 (4) : 412-421.
- 龚明昊 , 侯盟 , 蔺琛 , 宋延龄 , 欧阳志云 . 基于野外痕迹点和 GIS 技术定量评估步道对大熊猫活动的影响 . 生物多样性 . 2012, 20 (4) :420-426.
- 龚明昊 , 高作锋 , 侯盟 . 基于野生动物适宜栖息地的保护区及网络规划—以秦岭大熊猫保护区网络优化为例 . 林业资源管理 . 2011, (1) :49-54.
- 龚明昊 , 刘刚 , 官天培 , 李惠鑫 , 岳建兵 , 周天元 . 秦岭大熊猫种群扩散格局及研究方法探讨 . 生态学报 . 2016,36 (18)
- 龚明昊、欧阳志云、徐卫华、刘刚 . 《建设项目对大熊猫影响评价方法》林业行业标准
- Zejun ZHANG, James K. SHEPPARD, Ronald R. SWAISGOOD, Guan WANG, Yonggang NIE, Wei WEI,

Naxun ZHAO and Fuwen WEI. Ecological scale and seasonal heterogeneity in the spatial behaviors of giant pandas. *Integrative Zoology*, 2014, 9: 46 – 60.

Feng T T, Van Manen F T, Zhao N X, Li M, Wei F W. 2009. Habitat assessment for giant pandas in the Qinling Mountain region of China. *Journal of Wildlife Management*, 73 (6) :852 – 858.

Linderman M, An L, Bearer S, He G M, Ouyang Z Y, Liu J G. 2005. Modelling the spatio-temporal dynamics and interactions of households, landscapes, and giant panda habitat. *Ecological Modelling*, 183:47 – 65.

Xu W H, Wang X Z, Ouyang Z Y, Zhang J D, Li Z Q, Xiao Y, Zheng H. 2009. Conservation of giant panda habitat in South Minshan, China, after the May 2008 earthquake. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(7) :353 – 358.

Zhu L F, Zhan X J, Ment T, Zhang S N, Wei F W. 2010. Landscape features influence gene flow as measured by cost-distance and genetic analyses: a case study for giant pandas in the Daxiangling and Xiaoxiangling Mountains. *BMC Genetics*, 11:72.

Beissinger SR , McCullough DR. 2002. *Population Viability Analysis* [M]. Chicago: University of Chicago Press.

Bode M , Brennan KEC. 2011. Using population viability analysis to guide research and conservation actions for Australia’ s threatened malicefowl *Leipoa ocellata*[J]. *Oryx*, 45 (4) : 513—521.

Peery MZ. Henry RW . 2010. Recovering marbled murrelets via corvid management: A population viability analysis approach[J]. *Biological*

Conservation, 143 (11) : 2414—2424

曾治高, 李俊生, 颜文博, 范俊韬, 崔芳洁, 宋延龄. 洋太公路对秦岭大熊猫活动及其栖息地保护的影响. *西北林学院学报*, 2009, 24 (6) :88-93

范俊韬, 李俊生, 全占军, 罗建武, 胡理乐, 肖能文, 吴晓蕾. 洋太公路对秦岭大熊猫栖息地景观格局的影响. *生态学杂志*, 2009, 28 (10) :2082-2087

范隆庆, 董岚, 张顺林, 冉江红, 岳碧松. 凉山山系大熊猫栖息地的景观格局, 应用与环境生物学报, 2010, 16 (2) :179-184

范志勇, 王梦虎. 大熊猫的保护现状与保护大熊猫及其栖息地工程. *野生动物*, 1993, 53

任毅等. 秦岭大熊猫栖息地植物. 西安: 陕西科学技术出版社, 1998

基于物种长期生存的生态保护红线 指标体系构建及方法示范

前 言

生态保护红线是中国政府在特定发展阶段下实现经济社会与生态保护协调发展、保障国家生态安全的创新性制度设计，也是我国生态建设进程中的难得机遇。生态安全来自生态系统的功能与服务，生态功能和服务取决于系统的完整性。物种和生物多样性是生态系统及其服务功能的基础，是巩固人类福祉的基石，也是生态系统完整性管理的目标。然而，近几十年来，生物多样性和生态系统服务功能正在以前所未有的速度下降，为应对这一挑战，需要实施强有力的政策和制度设计，生态保护红线的提出无疑切合了这一现实需求。通过生态保护红线对生态系统实施有效保护，从而实现国家和区域生态安全是开展生态文明建设的必然选择。要实现这一目标，决策者需要科学、可信和独立的信息，并充分考虑物种、生物多样性、生态系统服务和人类发展需求之间的多重关系，还需要有效的方法和技术措施的研究，使生态保护红线划定具有坚实的理论支持、相关利益方认可、可实现和易于操作的特征。

鉴于生态保护红线从概念到划定技术实践方面存在的一些可探讨和改进的问题，为丰富和完善生态保护红线的内涵，提高生态保护红线划定的科学性、可操作性和说服力，本项目拟基于实现关键物种长期生存为出发点，拓展和完善对生态保护红线概念的理解；并根据不同区域、景观的重要物种生物学特性和对栖息地选择的要求，研究生态保护红线划定的原则和程序，确定划定所需的基本信息、数据和指标体系，制定生态保护红线划定的技术要求。并以秦岭大熊猫长期生存和发展为案例实践本研究的原则划定秦岭地区生态保护红线，为其它区域、景观的生态保护红线划定提供具

报告作者：龚明昊（中国林业科学研究院湿地研究所）、范志勇（WWF）、崔丽娟（中国林业科学研究院湿地研究所）、李俊生（中国环境科学研究院）、张明祥（北京林业大学教授）、朱耀军（中国林业科学研究院湿地研究所）、刘刚（中国林业科学研究院湿地研究所）、郭嘉（中国林业科学研究院湿地研究所）、李慧鑫（中国林业科学研究院湿地研究所）

报告合作单位：中国林业科学院湿地研究所

报告完成时间：2016年6月

体的思路和方法示范。

根据秦岭大熊猫种群的历史、当前分布及未来发展，结合栖息地当前格局及预期演替，考虑全球气候变化影响、区域经济社会发展现状，本研究划定了确保秦岭大熊猫长期生存的当前生态保护红线和实际生态保护红线。其中，确定秦岭当前生态保护红线面积为 379474.1 公顷，用地比例为 5.8%；基于当前生态保护红线和 BCC-CSM1-1、HadGEM2-ES、CCSM4、MIROC5 四种气候变化模型的未来大熊猫栖息地预测和空间格局变化，秦岭在适应气候变化下的实际生态保护红线面积为 495238.4 公顷，用地比例为 5.7%。

本项目从已有生态保护红线研究较薄弱和缺失的领域着手，基于与生态功能和生态保护红线划定最紧密的物种因素，探索生态保护红线的概念和指标体系，进一步丰富了生态保护红线划定的科学依据和理论体系，有助于完善生态保护红线的内涵与划定技术标准，对提高国家生态保护红线划定的科学性、有效性、可行性和成效具有实际意义

1. 生态保护红线提出及划定存在的问题

1.1 生态保护红线的提出

为应对人口增长、工业化、城市化和全球气候变化对生态环境的影响，中国政府于 2011 年提出在重点生态功能区、生态敏感区、脆弱区等基础上划定生态保护红线（以下简称：红线）的政策，实施最为严格的管控措施，以此构建国家和区域生态安全格局，实现经济社会与生态保护的协调发展；并于 2013 年中共十八届三中全会后正式上升为国家战略，彰显了以强制性手段构建国家生态安全格局的政策导向和决心（高吉喜 2015, 徐德琳 et al. 2015）。红线是中国政府在特定发展阶段下实现经济社会与生态保护协调、保障国家生态安全的创新性制度设计，红线已成为各级政府关注的热点，一些地方政府开始进行红线划定试点和管理政策探索；同时也引起一些生态、经济、社会学对红线相关理论和划定方法的研究，并提出了相关的红线划定的技术指南和规范等研究成果，有效地推进了红线划定工作（林勇 et al. 2016）。

1.2 生态保护红线划定存在的问题

红线是我国生态建设进程中的难得机遇，抓住机遇推进我国生态建设成效的提升是研究者、实施者和政策制定者的共同责任。由于红线是一项由国家层面率先提出的生态保护措施和政策，在生态学界就其理论支撑和技术方法研究上的准备明显不足和滞后，使红线在具体划定中面临一系列来自理论和方法上的挑战。

（1）理论支撑薄弱

目前红线理论及管理研究处于探索阶段，红线划分的理论尚不完善，生态保护红线尚无明确、多方认可的概念和定义，环保、林业、国土、城建、海洋等政府部门对红线给出了各自不同的解读，特别是红线划定后的管理对策（法规、财税、考核等）至今仍处于缺失状态；目前红线划定主要的理论支撑来自景观生态学和生态系统生态学，而其他学科的理论很少被用于红线划定，使其理论支持显得极为薄弱（邹长新 et al. 2015, 林勇 et al. 2016）。

（2）现在推荐的生态价值评价方法复杂且可操作性低

当前红线划定方法中提出的生态功能重要性评价模型和方法存在两个普遍问题：一是方法过于专业化、过程复杂，要收集大量的数据、设定不同的情景和参数、需要复杂的模拟和统计，使得在实际划定中可操作性较低，导致部分地区在红线划定试点中只在省级尺度进行评价、取消了区域生态价值评估这一过程，如吉林省、广东省；二是从不同角度或主导生态功能入手进行价值评价的结果差异巨大，不同区域、生态系统服务主导功能不同，再加上红线划定者的专业背景和对各生态因素价值重要性认知不同，对同一区域或生态系统分别以水源涵养、生物多样性保护、人居环境优化、区域发展等为主导功能开展评价，其结果差异巨大，对红线划定结果影响也较大（孔红梅 et al. 2002）。由于过程复杂、专业沟壑，评价角度或主导功能选择对结果的影响较大，导致在具体的评

价过程常常出现无从下手、难以深入的局面（郑华 and 欧阳志云 2014）。

（3）现有划定方法过于粗放、过多考虑区域发展的需求

已有红线划定实际工作中所采用的方法粗放，过多地依赖已有生态功能区或保护区（地）的区划结果进行简单叠加，而对这些区划中存在的主观性、随意性和不合理性缺少分析，没有应对措施，较少考虑对系统生态过程、格局和功能的影响（徐德琳 et al. 2015）。同时，在实际划定中过多地考虑和迎合区域和局部发展的需要，在红线中对已经存在的农业、人居用地等小斑块处理缺乏长远眼光和战略考虑，人为增加红线的景观破碎化程度。

（4）较少考虑历史状况，对未来生态系统的变化和发展预测不足

目前所有红线划定主要根据生态空间现状和当前及未来区域经济发展进行划定，很少考虑生态环境的历史状况，对所在区域已有的生物多样性、生态功能缺乏考虑；同时，由于方法、数据的制约，已有红线划定中对未来生态系统演替、特别是全球气候变化影响下的发展趋势关注较少，使红线划定在时间尺度和空间尺度上有所缺失。

（5）对物种的关注不够

生态保护红线作为政府在生态保护领域的顶层制度设计，其实质是对不同层级或尺度的生态系统进行管理，而生态系统管理的主要目标或产出是以物种为代表的生物多样性（McLeod and Leslie 2009）；同时，物种是生态系统中的基本单元和特征，是生态系统功能和服务得以表达的载体，物种的种群生态学特征（种群数量、分布、行为）还是反映全球气候变化和人为活动对生态系统结构和功能产生影响最直接、最灵敏的指标。综合已有红线划定理论基础和技术方法，物种长期生存和发展的空间需求很少被体现在生态保护红线的划定中，与物种相关的种群生态学和保护生物学原理也自然未纳入红线划定的理论支撑。

为此本项目拟从物种长期生存和发展需求出发，基于其种群分布现状，根据其生物学特性对空间环境和栖息地要素的需求，考虑其历史分布，结合全球气候变化下栖息地的演替趋势和所在区域经济社会发展与人民群众生产生活现状，以种群保护与栖息地生态系统或景观完整性提升、优化为原则探索生态保护红线划定的指标体系、技术方法和理论体系，并以大熊猫长期生存需求尝试秦岭生态保护红线划定示范。基于这样的示范项目研究，本项目目标是：

- ①探索从物种需求出发划定生态保护红线的指标、流程和方法；
- ②建立基于物种划定生态保护红线的理论支撑，将种群生态学和保护生物学原理引入生态保护红线划定支撑系统；
- ③丰富生态保护红线划定的方法和理论体系，提升红线划定的可操作性与生态保护成效。

2. 基于物种划定生态保护红线的理论支撑及技术体系

2.1 基于关键物种长期生存需求是研究生态系统完整性、划定生态保护红线的有效途径

(1) 生态保护红线的目的是保护生态安全，生态系统完整性则是生态安全的基础

笔者认为，生态保护红线是为确保国家和区域生态安全所需最小空间而划定的一个或多个闭合曲线。红线这一制度性设计源于国家或区域生态安全的需要，其目的是为了保护支撑人类经济社会可持续发展的自然生态系统，通过对其实施最为严格的管控，从生态角度构建国家安全格局（高吉喜 2015, 徐德琳 et al. 2015）。但国家和区域生态安全的基础来自所在区域自然生态系统所提供的功能及服务，而生态系统的功能及服务则取决于其结构和格局的完整性，也是评估其功能和效率的基础。

(2) 物种是生态系统的基本构建单元和生态功能的载体

物种及所代表的生物多样性既是生态系统保护的目的地，也是其功能得以表现的基础。物种是生态系统的基本构建单元，不同物种形成的生物多样性以及它们之间不同的量比关系，构成了生态系统的基本特征（张雪萍 2011）。物种还是生态系统功能和服务得以表达的载体，离开了物种，生态系统也就不复存在（Wilsey and Potvin 2000）。物种的种群生态学特征是反映全球气候变化和人为活动对生态系统结构、完整性和功能产生影响最直接、最灵敏的指标，生态系统结构和功能变化首先通过物种的种群数量、空间分布、栖息地选择行为等反映出来。

(3) 物种长期生存取决于生态系统中生境要素的适宜性和景观完整性

物种的长期生存是生态系统功能和服务的基本表现形式，其长期生存取决于所在生态系统的完整程度，能否为其提供现在和未来所需的空间环境、生境要素及配置。一个生境适宜度高、景观完整、边缘效应小的环境适宜物种长期生存（刘惠清 2008）；反之，生境适宜性差、景观破碎的环境则可能导致种群隔离、遗传漂变，不利于物种长期生存（Caggiano and Teti 2013）。因此，认识和评估一个生态系统的完整性是衡量其是否能确保其所在区域内的物种能否长期生存的关键，而完整性的重要指标在于系统对物种的生境适宜性和景观完整性。

(4) 基于物种生物学特性是研究生态系统完整性、划定生态保护红线的有效途径

物种长期生存在自然环境、食物资源、景观特点方面有其特殊要求和适应性特征，通过以上生境要素的配置和调控可以提高栖息地适宜性的景观完整性，从而保护和优化其生存环境，实现物种的长期生存。因此，基于物种生物学特性及生境和景观要素的配置来认识所在生态系统完整性的基本要求，可以实现对生态保护红线的科学划定。

同时，从物种入手划定生态保护红线使红线划定有了明确的抓手，也将与物种基础研究相关的种群生态学、保护生物学原理直接引入红线划定理论体系，使对红线划定结果的评价有可执行、可检验和可量化的具体目标。

（5）基于关键物种划定红线可提高红线的可行性、科学性和代表性

作为一种生态安全与保护制度设计，红线的可行性、科学性和代表性是确保其成效的前提。由于一个区域物种较多，不同物种的生物学特性差异巨大，不同长期生存所需生态系统的范围、格局也不相同。因此，选取什么物种研究其生态系统完整性，对红线的划定结果非常重要。

为此笔者认为，应选择在所在区域生态系统或生物多样性具有代表性、指示性的物种，考虑一些区域的旗舰物种（Flagship species）、关键物种（Key species）、优势种（Dominant species）、区域性代表物种（Surrogate species）、保护伞物种（Umbrella species）等，如大熊猫、虎、豹、雪豹、棕熊、江豚、朱鹮、鹤鹑类、鸬鹚类、雁鸭类、黔金丝猴、滇金丝猴、大型食肉鱼类、顶级或次顶级建群树种或草种等物种。针对这些物种长期生存面临的问题，开展栖息地恢复、连接、优化等保护措施，以提高其栖息地质量和景观完整性，实现其野生种群的就地保护。同时，通过对关键物种所在生态系统的保护和重建也将提升生态系统的结构、功能和服务，并使该系统其他物种也能共享此其生境，从而实现对区域生态系统和生物多样性的保护。其中，最典型的案例为大熊猫保护项目对长江中上游地区生物多样性和生态系统的有效保护。

（6）从物种入手划定生态保护红线可弥补已有区划的不足，解决人为因素对生态系统完整性的影响

基于物种划定红线主要考虑其种群生存和发展的空间需求和栖息地演替的变化，以栖息地景观的完整性确保了红线生态系统的完整性，可以有效弥补已有自然保护或保护地区划、主体功能区划、生态功能区划中对具体物种长期生存需求考虑的不足或缺失，有助于完善红线划定指标体系，提高红线划定的科学性和有效性；同时，基于物种长期生存的需要，还可以融通已有区划中因为行政区划、行业管理、隶属关系等管理破碎化造成的保护网络、自然保护区的隔离，可通过红线提高生态系统的完整性和生境斑块的连接，实现生态功能的提升和完善，符合已有红线划定中的景观格局理论和系统保护规划理论的要求。

总之，生态安全的基础是生态系统的功能和服务，生态功能和服务劣与优取决于系统的完整性；物种是生态系统基本单元和管理目标，其长期生存也取决于所在生态系统的完整性；基于物种长期生存需要的原则可以准确认识所在生态系统的要素和景观的完整性，而生态保护红线又是确保生态系统完整性的重要措施。因此，通过物种可以划定科学、可行、有效的生态保护红线，并成为重要的红线划定指标之一。

2.2 基于物种划定生态保护红线的原则

根据红线划定的需要，将所选定的关键物种确定为目标物种，通过目标物种确定红线划定的原则。

（1）种群安全原则

所划定的红线需满足所在区域目标物种当前种群长期生存所需的空間，同时还要考虑种群发展

的空间需求，要为未来可预期种群分布的变化预留空间，确保种群生存安全。

(2) 栖息地适宜性原则

所划定红线需根据目标物种对栖息地生境要素的需求，将适宜的地形、植被、食物、个体扩散通道等尽可能地划入红线，确保物种长期生存对栖息地的空间需求和环境适宜性。

(3) 历史和发展原则

物种现有的种群规模和生物学特性是长期进化与适应的结果，所划红线应充分考虑未来栖息地及生态系统演替的可能，特别是全球气候变化对栖息地分布格局的影响，要将未来的优质潜在栖息地提前纳入红线范围；同时，应对历史分布情况予以考虑，以应对周期性环境和气候变化对栖息地演替的影响。

(4) 景观完整性原则

所划定红线需从景观上保证和提升生态系统的完整性，不能因人为因素增加目标物种栖息地的分割和破碎化程度、导致群落中的群体隔离而使生态过程歧化。

2.3 基于物种划定生态保护红线的指标体系

基于物种长期生存划定生态保护红线所需的主要指标体系如下：

(1) 目标物种的种群分布区

通过调查、文献资料等获取目标物种的种群数量和分布区，包括目标物种的历史分布区及种群动态，以此作为红线划定的基础。

(2) 目标物种的生物学特性

研究并收集目标物种的行为、栖息地选择、繁殖、生存能力等生物学特征数据，以此分析种群分布、栖息地适宜性、生态系统完整性等。

(3) 目标物种分布区的本底信息

研究、收集目标物种分布区的地形、地貌、植被、食物资源、气候、河流、路网、土地利用类型、人为干扰等基本信息，以此作为研究生态系统完整性和红线划定基础。

(4) 目标物种栖息地适宜性现状及预测

基于物种分布和分布区的本底信息，结合物种对空间环境和资源的利用特性，评估所在区域目标物种栖息地的分布、适宜性格局；并根据气候变化和经济社会发展对未来栖息地及适宜性的影响进行预测，掌握未来适宜栖息地的分布情况，以此划定可预期时期内的红线范围。

2.4 红线存在的两个阶段及划定流程

(1) 基于物种划定生态保护红线有以下两种形式：

①当前生态保护红线：考虑种群当前和历史分布并满足目标物种当前生存所需空间范围的闭合

曲线。这是保守和最小红线区，可作为实现长期生存需要的初始阶段。

②实际生态保护红线（未来红线）：既满足目标物种当前生存所需空间、又能满足未来种群长期生存发展并覆盖未来适宜栖息地演替区域的闭合曲线。这才是划定红线保护生态系统完整性以保障生态安全的基础。

参考国家环境保护部《生态保护红线划定技术指南》，在所划定红线范围基础上，应将闭合曲线内的居民点、农业用地、建设用地等剔除，并为其保留不超过总面积 5% 的人工用地。因此，红线面积应为红线范围内去除现有用地和 5% 保留用地后的范围。

(2) 基于以上指标体系，可根据以下流程划定生态保护红线：

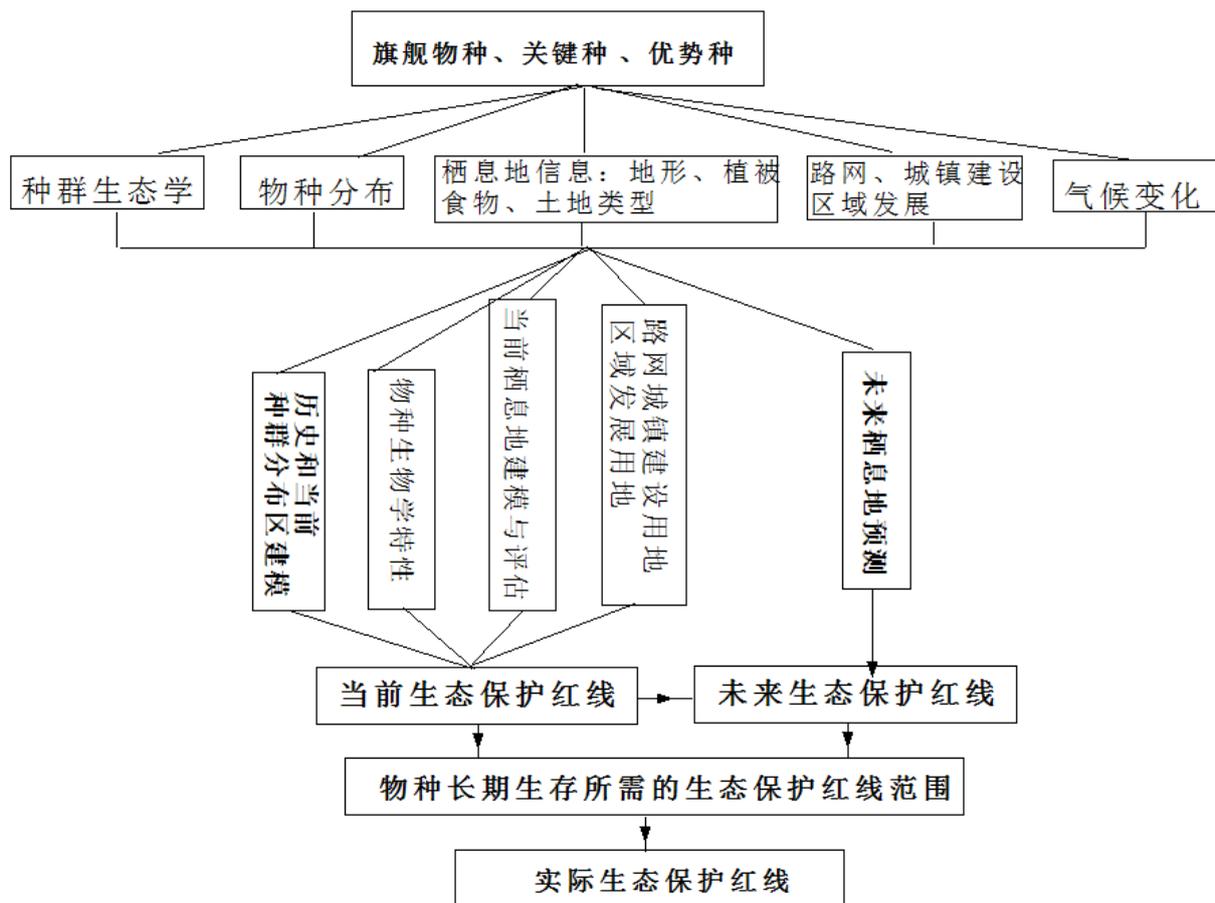


图 2-1 以关键物种为目标划定生态保护红线的技术流程

2.5 红线划定所需的主要方法

(1) 种群分布区确定方法

种群分布区的确定有许多方法，常用的是基于物种分布模型（Species Distribution Models, SDMs）划定种群分布区。即将物种的分布样本信息和对应的环境变量信息进行关联得出物种的分布与环境变

量之间的关系,并将这种关系应用于所研究的区域,对目标物种的分布进行估计的模型(李国庆 et al. 2013)。基于SDMs的研究,生态学领域已经研发出了众多用于物种分布预测、栖息地评估的模型和方法,主要有 BIOCLIM 模型、HABITAT 模型、DOMAIN 模型、生态位因子分析模型(Ecological Niche Factor Analysis, ENFA)、马氏距离模型(Mahalanobis Distance, MD)、边界函数方法(Border Function, BF)、最大熵模型(Maximum Entropy, Maxent)、广义线性模型(Generalized Linear Model, GLM)、广义加法模型(Generalized Additive Model, GAM)、分类与回归树模型(Classification and Regression Tree, CART)、推动回归树模型(Boosted Regression Tree, BRT)、多元适应性回归样条(Multivariate Adaptive Regression Splines, MARS)、人工神经网络(Artificial Neural Network, ANN)等基于统计和空间分析的模型,有效地促进了对物种及栖息地空间格局、适宜性和景观水平的认识。

另外,对有家域或领域行为的物种,如老虎、雪豹、大熊猫,还可根据其生物学特性,结合栖息地空间格局进行划定。通过地面调查、或配戴 GPS 项圈等手段研究其家域大小,然后结合栖息环境的适宜性和人为干扰格局确定其可能分布的区域,并在此基础上划定其分布区。

(2) 栖息地适宜性评价与预测方法

栖息地适宜性评价主要基于物种对地形、植被、食物资源的选择及对人为干扰的回避,分析、认识物种所在空间环境及其的适宜性及空间异质性,并在此基础上认识其景观格局,从而了解其生存环境质量和适宜性状况(Rosenzweig 1981)。主要用的方法有机理模型(Store and Kangas 2001)、最大熵模型(Maximum Entropy, Maxent)(Phillips and Dudík 2008)、生态位因子分析模型(Ecological Niche Factor Analysis, ENFA)和广义线性模型(Generalized Linear Model, GLM)等。

栖息地预测方法基于原有栖息地选择标准,根据栖息地因子的变动情况确定未来一定时间内栖息地及适宜性的空间格局的变化,目前常用的为最大熵模型(Maximum Entropy, Maxent)。

(3) GIS 技术

全部红线划定的数据及图形处理均可以通过 GIS 技术来实现,常用的软件有 ARCGIS10.0, ARCVIEW, ERDAS, MAPINFO 等。

3. 秦岭及大熊猫概况

3.1 秦岭概况

秦岭山系横亘于我国中部，其主体位于陕西省中南部，主峰太白山海拔 3767.2 米。秦岭是对我国自然、气候、文化和经济社会都具有重要影响的山脉，是我国重要的天然林区、水源涵养功能区、国家重点生态功能区，在国家主体功能区划中多列入禁止开发或限制开发区域（李旭辉 2009）。秦岭为我国南北地理和气候的天然分界线，是华北暖温带气候带与秦淮亚热带气候带的分界线，长江、黄河两大水系的分水岭，动物区系中古北界与东洋界的分界线和南北文化地理分界线。秦岭境内沟谷纵横、峰峦叠嶂、植被繁茂、地形复杂，为众多生物物种生存繁衍提供了得天独厚的自然条件，造就了东西承接、南北过渡、四方混杂、区系交替、种类繁多的生物基因库和避难所，是世界上最具生态特点和生物多样性的代表地区（潘文石 2001）。秦岭是我国珍稀物种大熊猫的分布最北限和东限，是大熊猫种群密度最大的山系。近年来，中国政府和国际组织在秦岭实施了一系列珍稀濒危物种保护工程和项目，依托大熊猫保护工程，已建成大熊猫自然保护区 16 个，其中国家级 12 个，省级 4 个，成为我国目前最大、最完整的自然保护区网络（国家林业局 2006）。

3.2 秦岭大熊猫概况及栖息地利用特征

3.2.1 秦岭大熊猫分布概况

秦岭是大熊猫的分布最北限和东限，为大熊猫种群密度最大的山系，大熊猫主要分布在山脉中段的南坡，在北坡和西段有少量分布。全国第四次大熊猫调查表明：秦岭大熊猫分布区涉及陕西省 7 县、22 个乡镇，现有大熊猫 345 只、占全国大熊猫总量的 18.5%。

3.2.2 大熊猫栖息地选择特征概况

该物种经过长期的进化与适应，已形成其独特的栖息地适应性特征，有其特有的行为规律和营养对策，对地形、植被、食物、干扰回避的选择性明显，其种群长期生存对景观和生态系统完整性有客观的要求。根据陕西省第四次大熊猫调查报告，秦岭竹类资源丰富，在 1,200 ~ 3,100m 的秦岭中段南坡是大熊猫的主要栖息地。大熊猫栖息地质量主要取决于森林植被、竹类资源、地貌条件和人为活动强度等因素。秦岭大熊猫的栖息地状况大致为 4 种类型：①海拔 2,000 ~ 2,600m 的中山上部，山高谷深，人烟稀少，具有适于大熊猫活动的阴坡、半阴坡和相对平缓地段，是大熊猫比较稳定的栖息地。此外该区集中分布着 85% 以上的箭竹、华桔竹，食物资源丰富，为大熊猫夏秋季的主要栖息地。②海拔 1,400 ~ 2,000m 的中山下部，地形较为开阔平缓，分布着大量的巴山木竹，是大熊猫冬春季的活动场所。但该区域内人为活动增加异常，缩小了熊猫的生存空间。③中山部的沟谷源头人为活动频繁，栖息地退化，熊猫活动较少。④低中山及沟谷地带人为活动强烈，栖息地严重破坏，大熊猫几乎不在此区域活动。

3.2.3 秦岭大熊猫的家域特征

家域是大熊猫的重要行为特征。家域的生物学意义在于熟悉它们所生活的环境，有利于摄食、防御天敌和寻找配偶，同时也使其自我调控种群密度，使资源得以适度利用。已有研究表明大熊猫的后代大都离开原来的家域，从而避免了近亲繁殖，提高了种群的杂合度。家域的存在，降低了种内对食物的竞争，从而调节了种群密度。根据潘文石等通过 13 年对 22 只配戴无线电跟踪项圈大熊猫进行的家域研究，表明秦岭大熊猫家域面积为 3.26–28.93 平方公里，平均大小为 10.62 平方公里（潘文石 2001）。雄性成年个体倾向于采取分散利用家域的模式；雌性成年个体侧倾向于集中利用家域中的某一部分区域（核域），雌性之间的核域相互远离。

4. 基于大熊猫长期生存的秦岭生态保护红线划定示范

秦岭是我国重要的天然林区、水源涵养功能区、国家重点生态功能区，需要通过划定红线进一步确保其生态系统功能和生态安全。大熊猫是秦岭生态保护与修复的旗舰物种，通过对该物种保护工程的实施极大地促进了整个山系生物多样性的保护和生态系统服务功能的提升。基于大熊猫长期生存的需要来划定生态保护红线能确保红线划定结果的科学性、可行性、效果和效率，是生态保护红线划定上可使用的指标性因素之一，而且简便易行、可操作性强。

为划定满足秦岭大熊猫的长期生存需要的生态保护红线，我们将其红线范围界定为：满足现有种群长久生存的空间需求，并充分考虑栖息地和景观完整性，兼顾历史分布情况和未来栖息地演替趋势的闭合空间。其红线可根据时间尺度划分为当前生态保护红线和实际生态保护红线（未来红线）两种。根据前面基于物种长期生存划定红线的原则、指标体系、流程，秦岭生态保护红线划定所需指标体系、数据及结果如下：

4.1 指标体系

4.1.1 大熊猫种群分布区（当前分布区和历史分布区）

根据大熊猫独栖和领域行为的特征，各大熊猫痕迹点周围以家域为核心的扩展区应为大熊猫最常利用的空间，基于 ARCGIS 软件以所有痕迹点为基础建立大熊猫家域直径为核心的扩展区，将全部扩展区进行叠加、融合后的区域即为一定区域内大熊猫种群完成其主要生活史的核心区域，并将该区域确定为大熊猫的种群分布区。根据秦岭大熊猫的平均家域面积（ 10.62km^2 ），我们将家域直径确定为 3.6 km，以此形成大熊猫的种群分布区的划分标准，并基于秦岭第三、第四次大熊猫调查中收集的痕迹点，形成大熊猫种群的历史和当前分布区，并以此作为红线划定的基础。

基于以上研究，2000 年秦岭大熊猫分布区面积为 283786.4 公顷，2012 年秦岭大熊猫分布区面积为 312198.2 公顷，两分布区叠加合并后的外缘为界，其分布区为 369531.4 公顷，以此范围为基础开展红线划定。

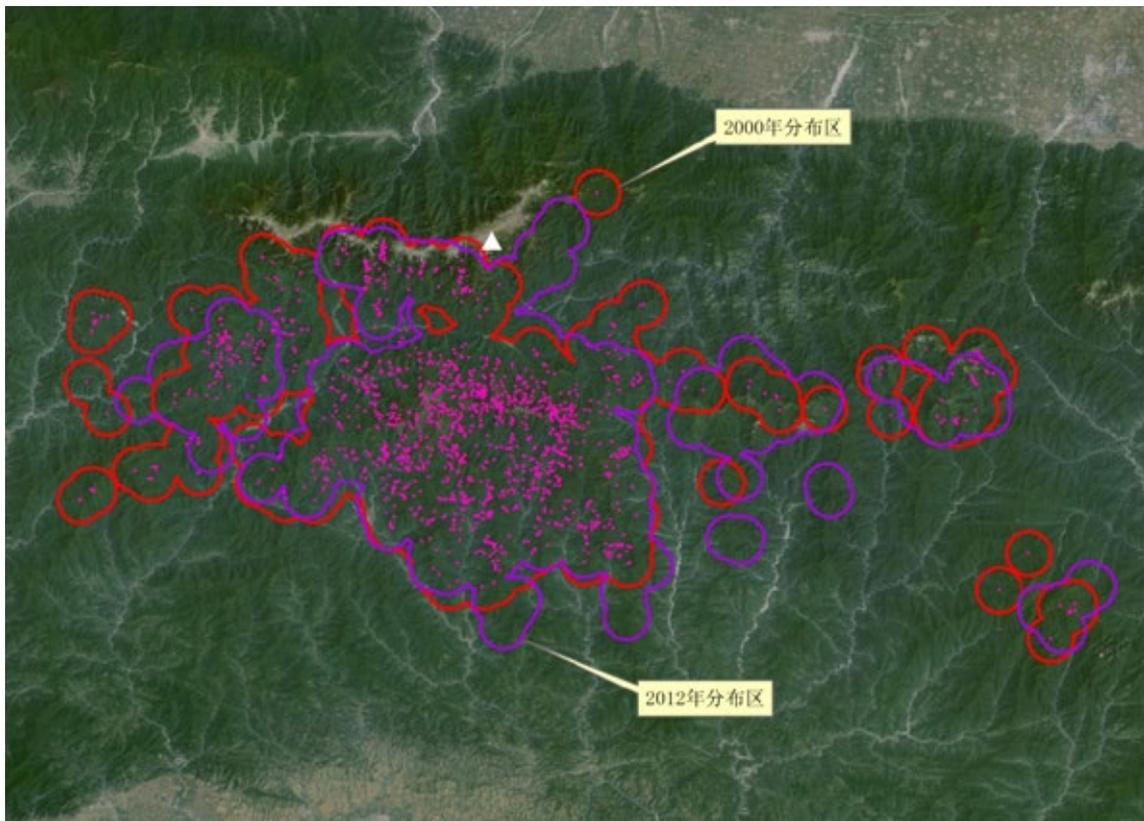


图 4-1 2000 年与 2012 年大熊猫种群分布区状况

4.1.2 大熊猫栖息地适宜性现状评价与预测

根据秦岭大熊猫对空间环境及要素的选择特性，综合栖息地所在的地形（海拔、坡度、坡向）、植被、竹子、气候（已有研究中确定对大熊猫影响最重要的 8 个气候因子：Mean diurnal range contribution, Mean temperature of coldest quarter contribution, Mean temperature of warmest quarter contribution, Precipitation of coldest quarter contribution, Precipitation of driest quarter contribution, Precipitation of warmest quarter contribution, Precipitation seasonality contribution, Temperature seasonality contribution）和人为干扰（道路、居民点）等 15 因子通过 MAXENT 模型对当前栖息地进行评估，并结合全球气候变化对未来的栖息地变化情况进行预测，分别得出当前和未来秦岭大熊猫栖息地现状及预测结果和 GIS 图层。

栖息地预测所需分布、地形、植被数据来自全国第四次大熊猫调查成果，气候数据来自 WORLCLIM 数据库（Hijmans et al. 2005）。考虑到未来不同 general circulation model（GCM）对气候预测结果不同，在分别模拟其预测结果下，栖息地变化将增加栖息地预测结果的不确定性，为此我们采用已有气候对大熊猫影响研究中的 4 种模型（BCC-CSM1-1, CCSM4, HadGEM2-ES, MIROC5），通过 ARCGIS 将 4 个模型预测结果的气候因子进行叠加，然后计算其气候因子的平均值，并基于平均值对未来栖息地的变化进行预测。这样能充分反映未来气候变化的综合情况，也能减少不同模型计算结果对预测产生的不确定性。

考虑到研究对未来保护实践的指导价值、秦岭在国家主体功能区划中的定位和区域经济发展模式的可能性，本研究对研究时段和气候变化场景进行了固定：只对至 2050 年、低排放情景（RCP26）的栖息地动态进行了模拟。

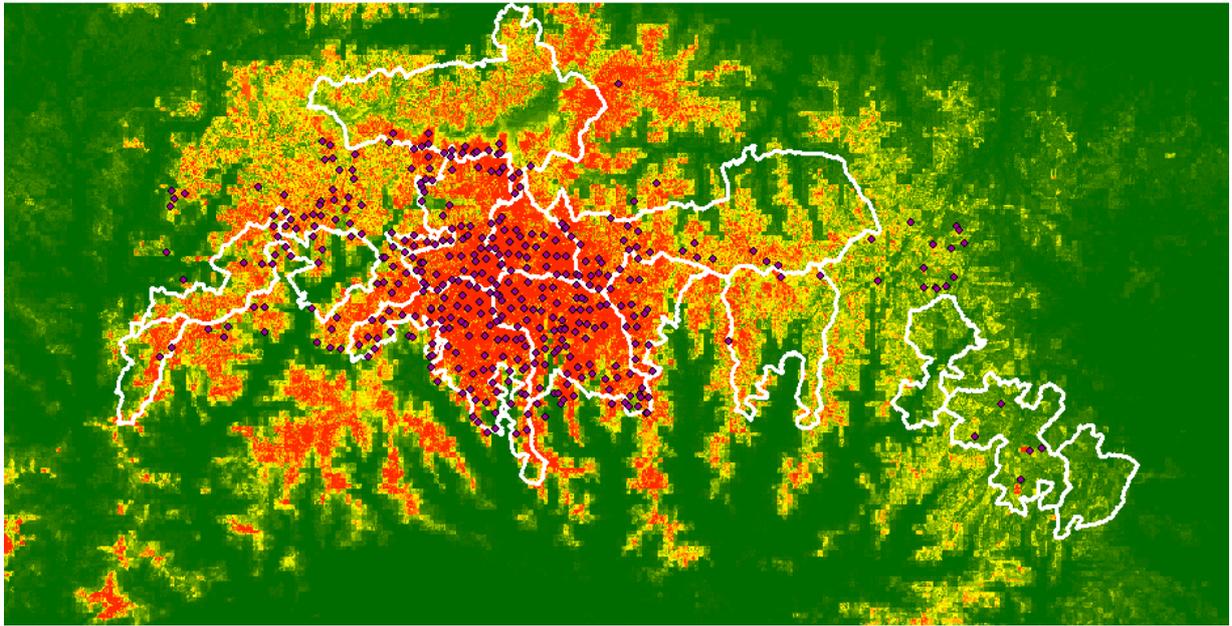


图 4-2 当前大熊猫栖息地适宜性评价图

Training AUC (0.91) and Test AUC (0.87) 均表明评价结果具有较高的可信度。其中，气候因子的重要值与已有气候影响研究结论基本吻合 (Songer et al. 2012)；本研究地形因子（坡度、海拔、破相）对大熊猫的重要性与已有栖息地选择行为研究结论一致 (Schaller 1985)，并再次证明了大熊猫基于能量与营养对策对坡度利用的忠诚度 (胡锦涛 2001)。

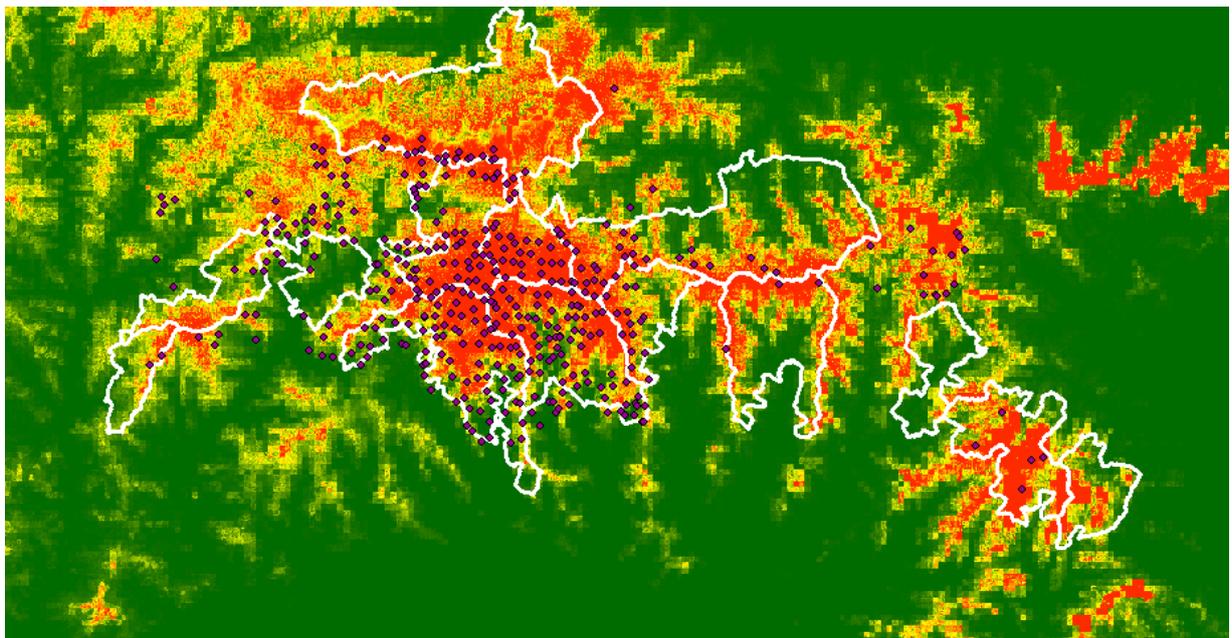


图 4-3 2050 年秦岭大熊猫栖息地及适宜性预测结果图

表 4-1 参与栖息地评价因子及各因子对评价结果的贡献率如下表：

Habitat variables	Description	Variable contribution (%)	Permutation importance (%)
Bio4	Temperature seasonality	22.9	25.0
Bio15	Precipitation seasonality	20.4	23.0
Bio11	Mean temperature of coldest quarter	5.4	16.3
Bio17	Precipitation of driest quarter	7.4	8.4
Slop	Topographic characteristic	6.8	5.8
Bio18	Precipitation of warmest quarter	14.1	4.9
Bio2	Mean diurnal range	9.0	4.2
Elevation	Topographic characteristic	2.1	3.7
Vegetation	Vegetation formation group	1.5	2.4
Bamboo	Food resource	1.2	1.9
Bio19	Precipitation of coldest quarter	0.1	1.3
Road	Anthropogenic disturbance of transportation	3.3	1.1
Aspect	Topographic characteristic	0.8	0.8
Bio10	Mean temperature of warmest quarter	4.5	0.7
Resident	Anthropogenic disturbance of human activity	0.5	0.5

4.2 秦岭生态保护红线划定示范及流程

(1) 分析、研究秦岭大熊猫生物学特性、行为、栖息地选择等种群生态学研究成果，收集红线划定的相关数据、信息和资料。

(2) 通过种群分布区模型确定历史和当前种群分布区，并将两分布区融合、并以此作为红线划定的基础，作为基础红线。

(3) 开展大熊猫分布区当前栖息地及适宜性评价，分析当前栖息地及适宜性分布格局，并预测 2050 年栖息地的变化趋势，评价及预测结果见指标体系部分。

(4) 在种群分布区的基础上，把大熊猫种群分布区外当前的潜在栖息地纳入红线，以确保当前大熊猫种群长期生存所需的空间和资源。

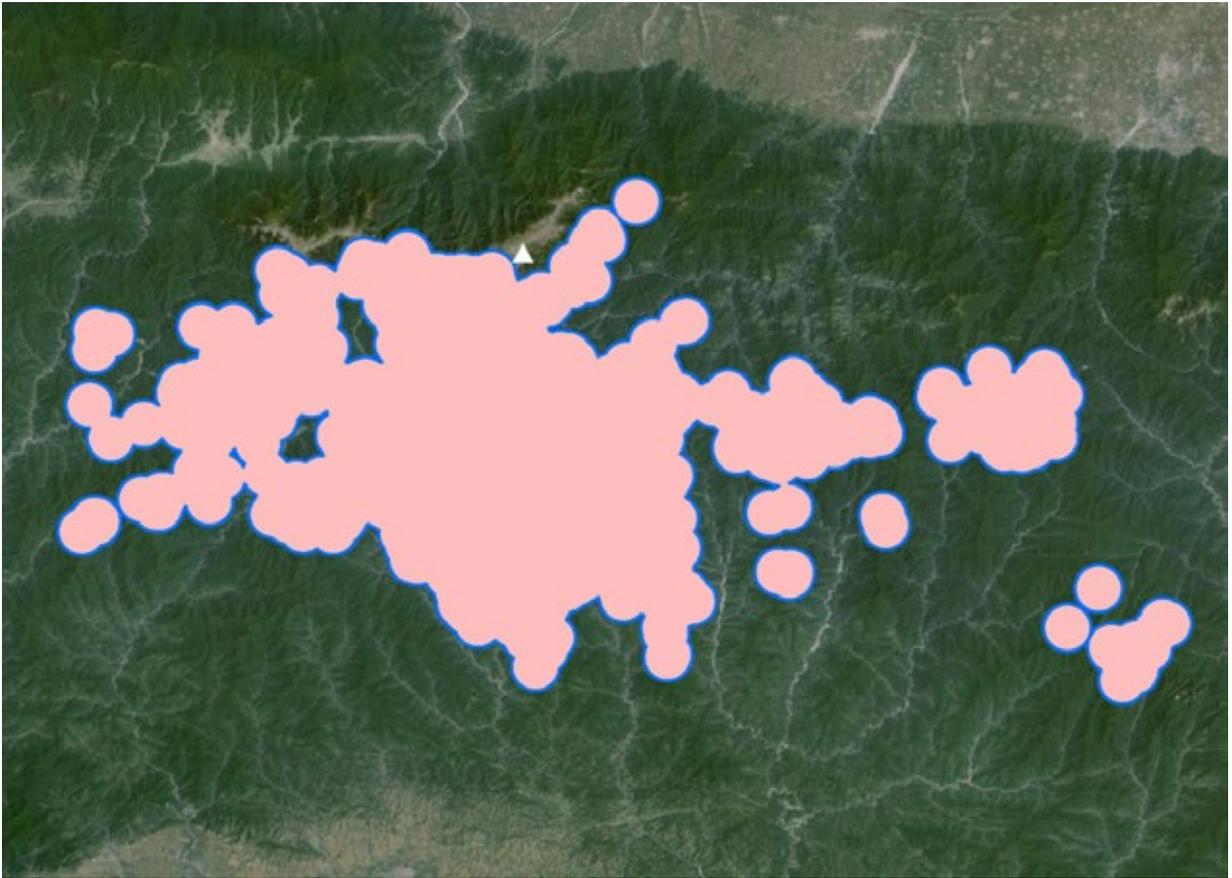


图 4-4 根据大熊猫种群分布区划定的生态保护红线范围

由于种群分布区外大熊猫潜在栖息地范围较大，根据大熊猫的生物学特性和栖息地适宜性评估结果，按以下原则将种群分布区外潜在栖息地纳入红线：

- ①在潜在栖息地质量较好（如潜在栖息地斑块大、密集分布）的地区，根据最适宜潜在栖息地边界将种群分布区外质量好的潜在栖息地全部纳入红线；
- ②在潜在栖息地质量一般区域，以现有种群分布区外 3.6 公里范围内（秦岭大熊猫家域平均直径，即大熊猫分布区再往外扩展一个家域直径范围）的适宜和较适宜潜在栖息地作为边界，将其纳入红线。
- ③确保景观和生态系统完整性，不能因增加红线区域导致栖息地破碎化加剧。

（5）在种群分布区 + 潜在栖息地范围的基础上，将当前红线区域中存在一些大熊猫不选择的区域（自然地形和人为干扰）、或当前已经被人类生产生活所严重使用的区域划出红线，优化后的范围即为大熊猫保护所需的当前生态保护红线。

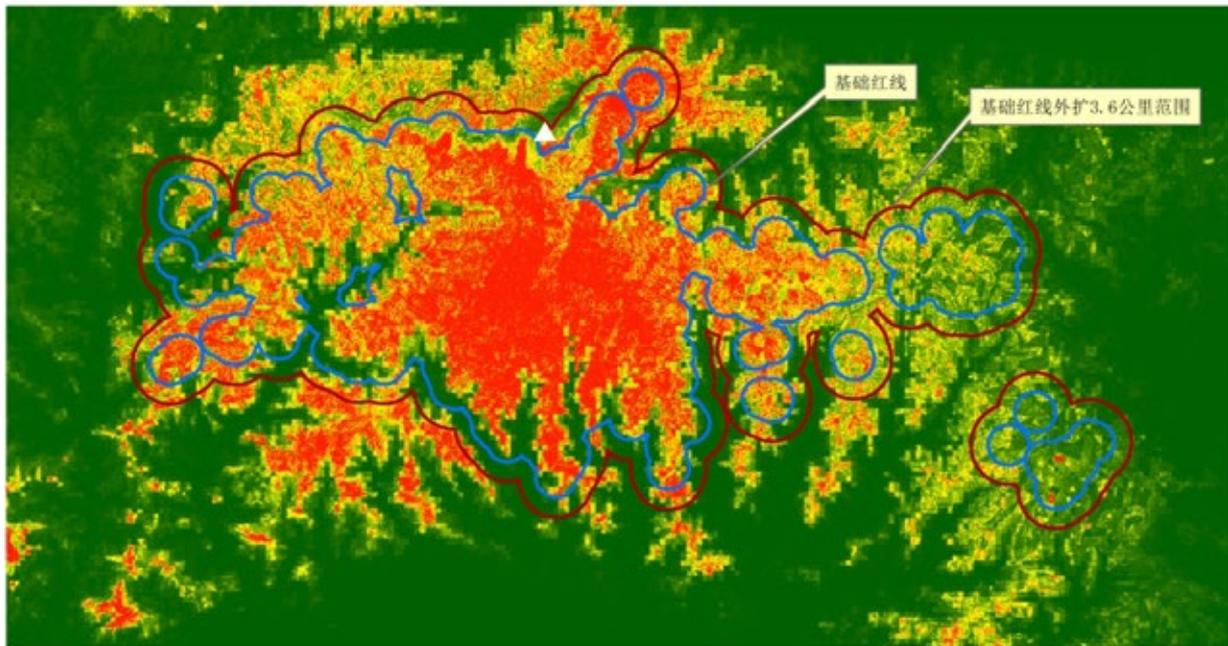


图 4-5 种群分布区外 3.6 公里内的范围

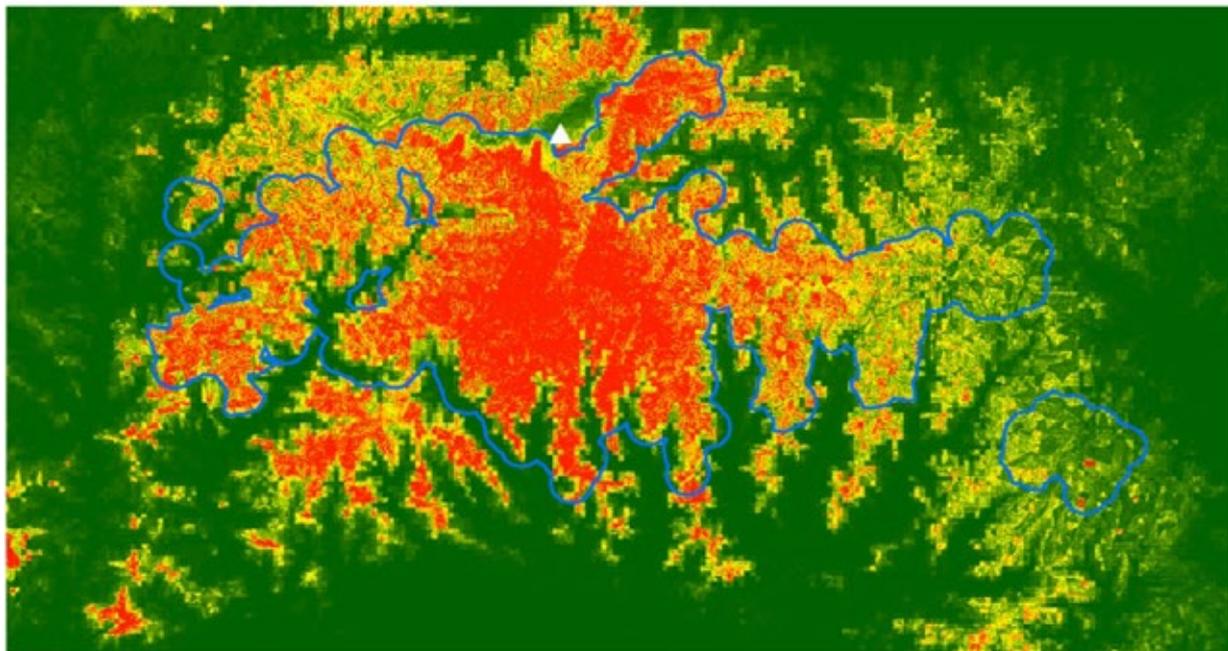


图 4-6 种群分布区外 3.6 公里内的适宜栖息地

将大熊猫不利用和已经被人类严重使用的区域划出原则：

- ①根据秦岭大熊猫对地形的选择特征，大熊猫在秦岭选择的最低海拔为 1200 米、最高海拔为 3000 米，因此将 1200 米—3000 米以外的区域划出红线。
- ②将当前红线区域内的城镇、居民点、农业生产用地和公路网划出红线。
- ③确保景观和生态系统完整性，不能因为这些区域划出增加景观破碎化程度或生态过程中断。

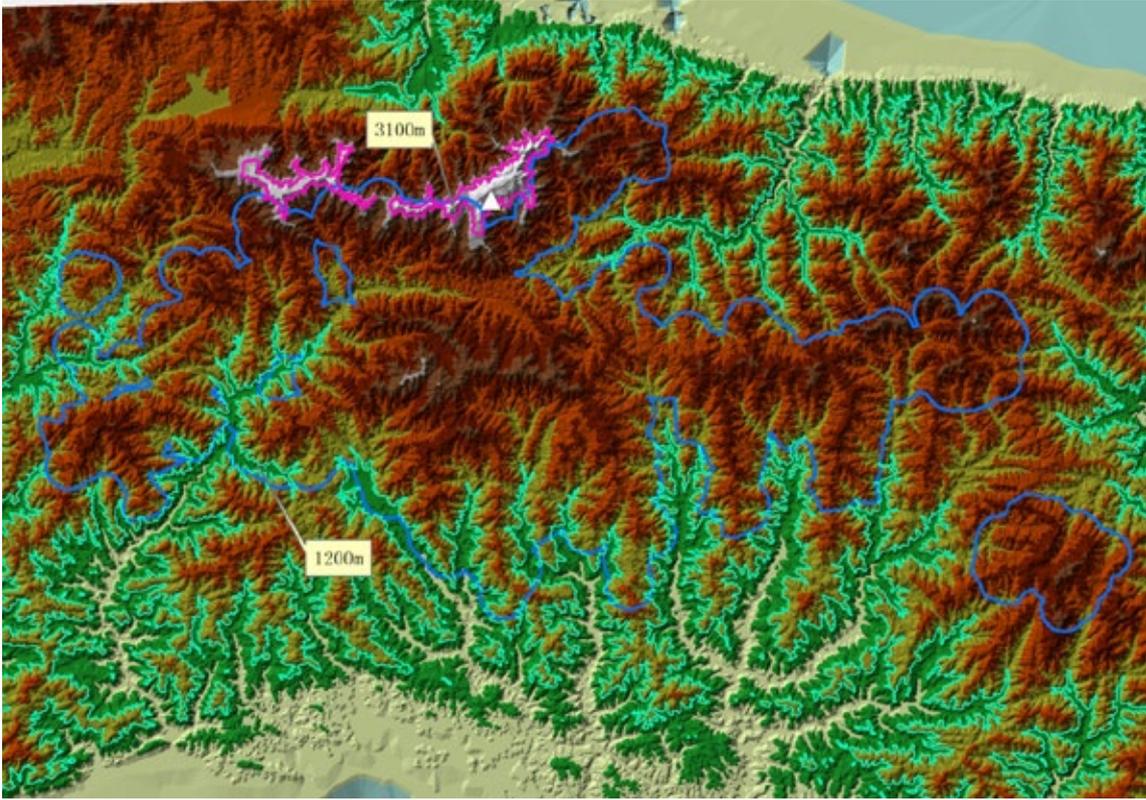


图 4-7 去除 1200 米以下、3100 米以上大熊猫明显不选择的区域

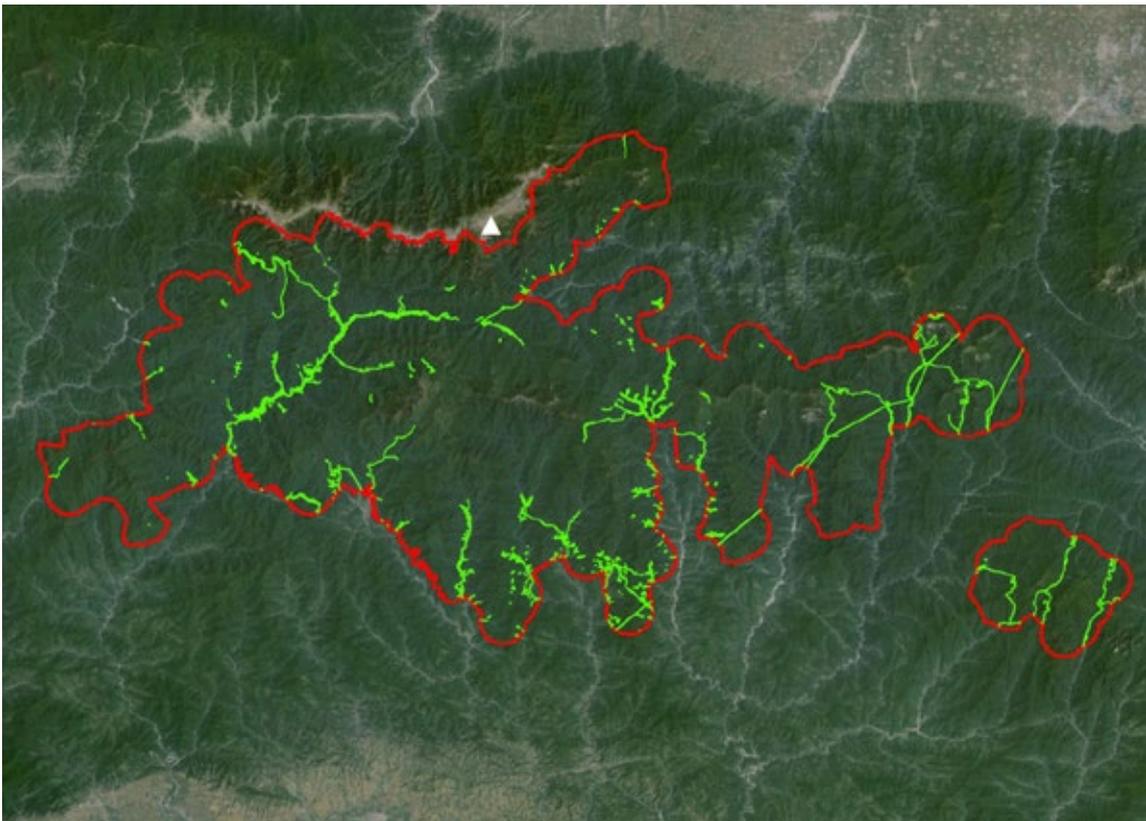


图 4-8 当前生态保护红线范围及已有用地情况（示意图 1）

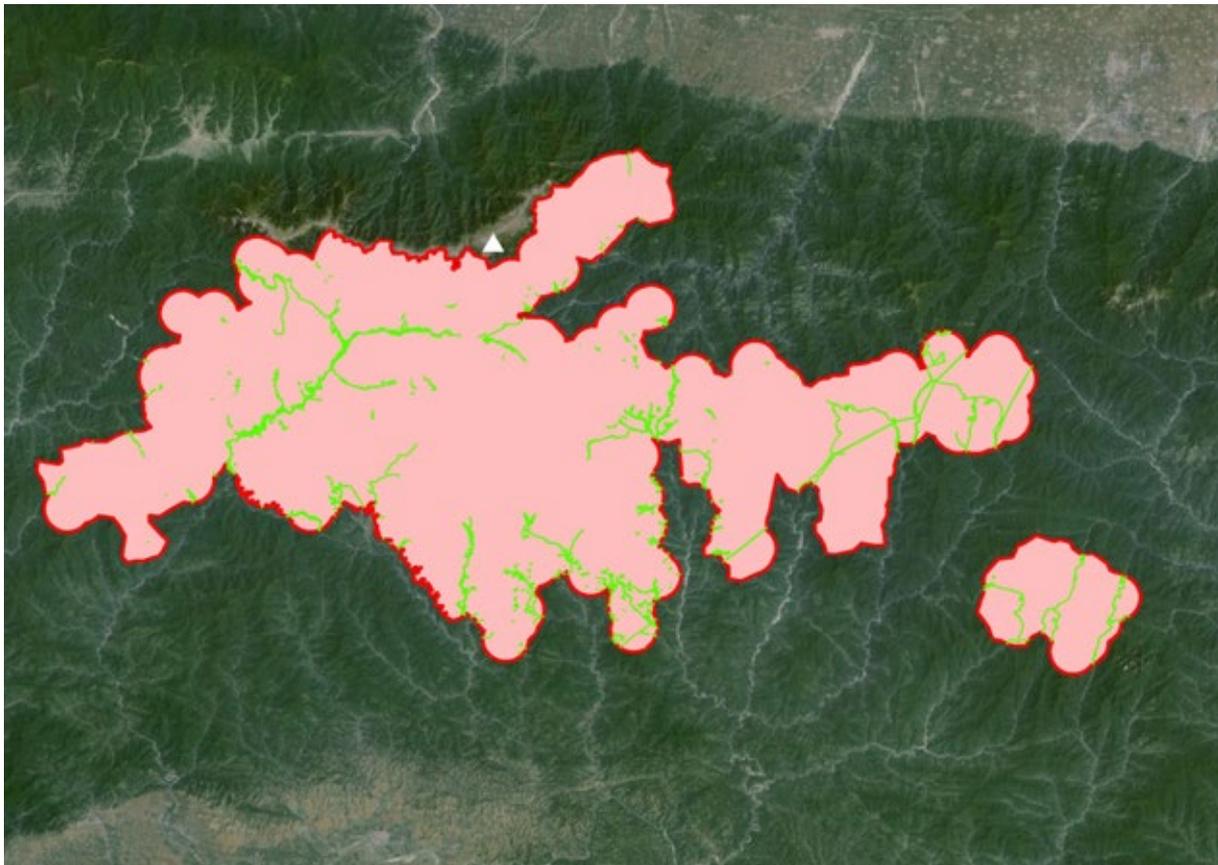


图 4-9 当前生态保护红线范围及已有用地情况（示意图 2）

经计算，基于秦岭大熊猫历史和当前种群分布区，结合周边主要潜在栖息地，划出大熊猫不利用区域及现有生产生活用地，秦岭当前生态保护红线范围为 403030 公顷，划出 3404.3 公顷生产生活用地及 5% 的预留用地，当前生态保护红线实际面积为 379474.1 公顷，用地比例为 5.8%。

（6）考虑到气候变化对大熊猫栖息地植被、主食竹的影响栖息地及适宜分布格局可能出现较大变化，生态保护红线还应在当前红线的基础上，将未来可能出现的潜在栖息地区域也纳入红线范围，确保未来大熊猫种群发展及分布格局变化后的空间需求和种群安全；并在此基础上形成秦岭大熊猫长期生存所需的最终生态保护红线范围。为提高红线的准确性，基于 BCC-CSM1-1、CCSM4、HadGEM2-ES、MIROC5 4 种气候模拟结果的平均值对 2050 年的栖息地变化进行了预测，并在此基础上划定红线结果，并作为实际生态保护红线范围。

考虑到未来栖息地变化情况较大，应根据以下原则将预测的潜在栖息地划入红线。

由于当前生态保护红线已经充分考虑了种群和栖息地因素，预测红线（未来红线）范围划定主要考虑将当前红线周边的主要大斑块潜在栖息地划入红线即可。

对距离当前红线距离较远的大面积预测红线（未来红线）内斑块，可根据大熊猫最远迁徙距离、地貌特征及人为干扰格局确定是否将其纳入未来红线范围。

确保景观和生态系统完整性，不能增加红线范围内栖息地破碎化程度。

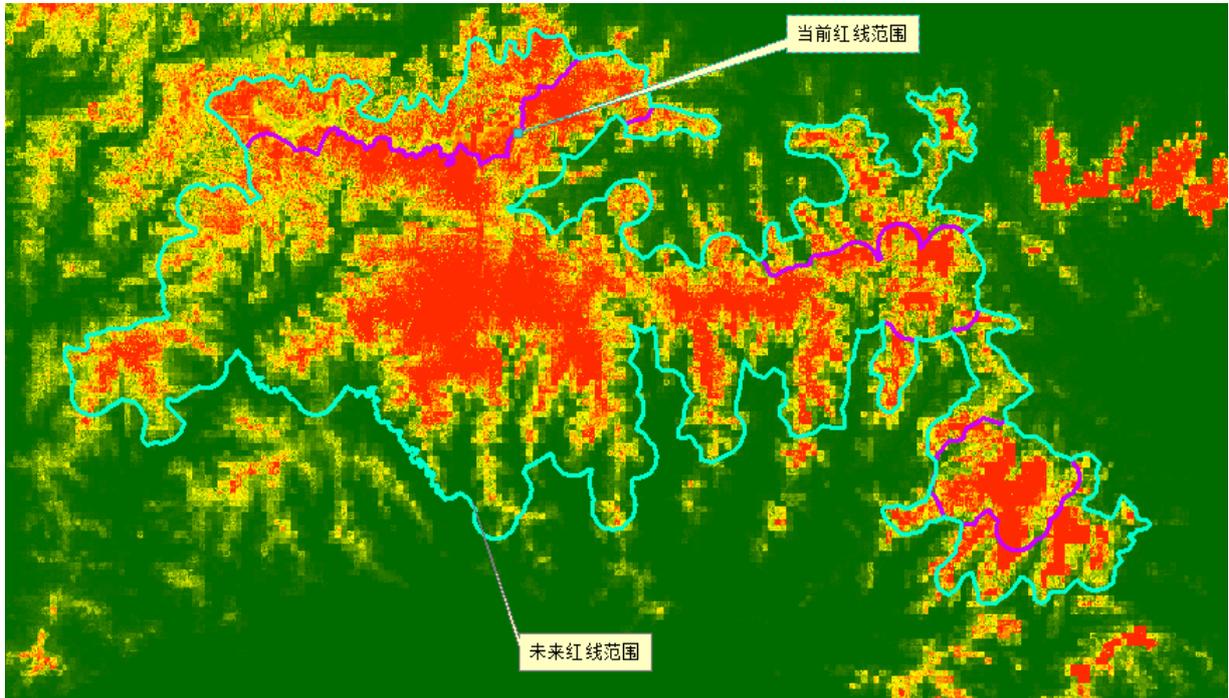


图 4-10 秦岭实际生态保护红线范围（示意图 1）

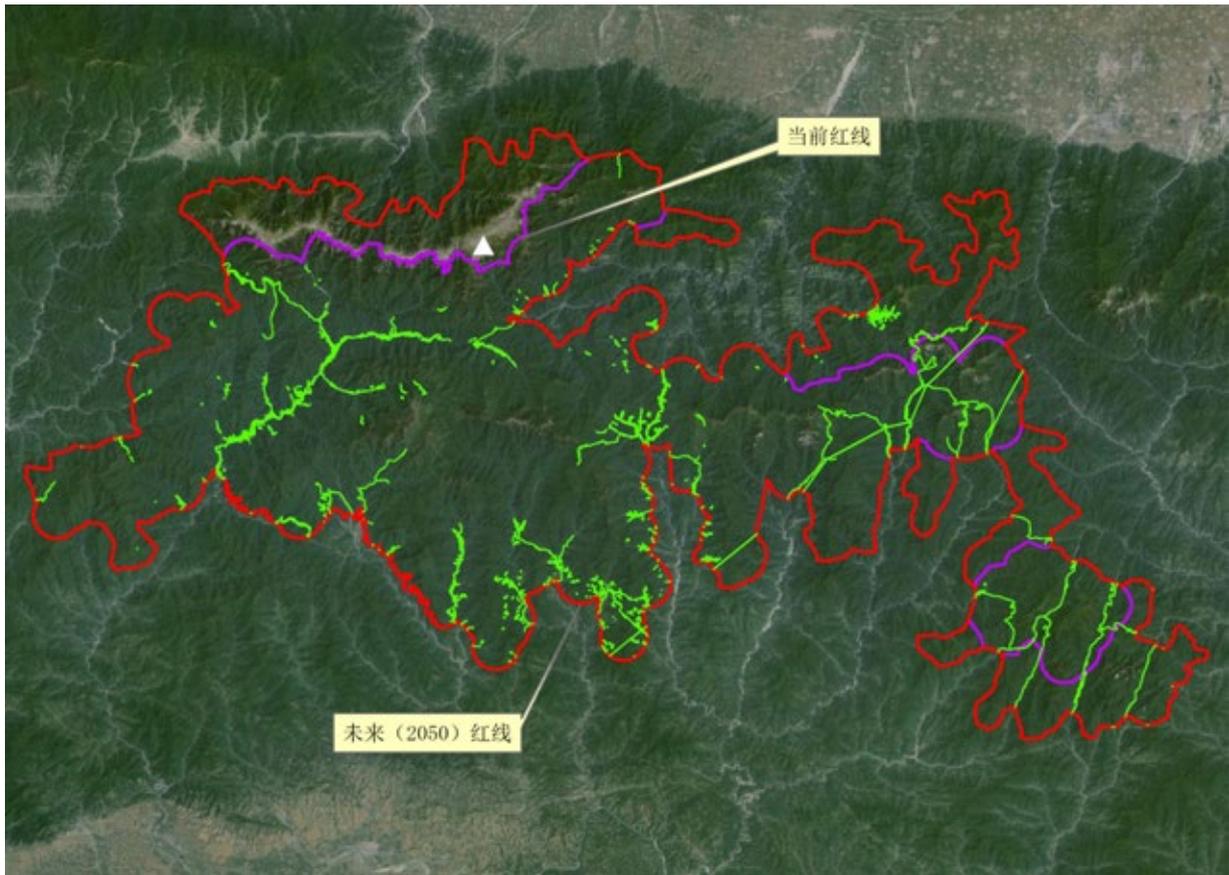


图 4-11 秦岭实际生态保护红线范围（示意图 2）

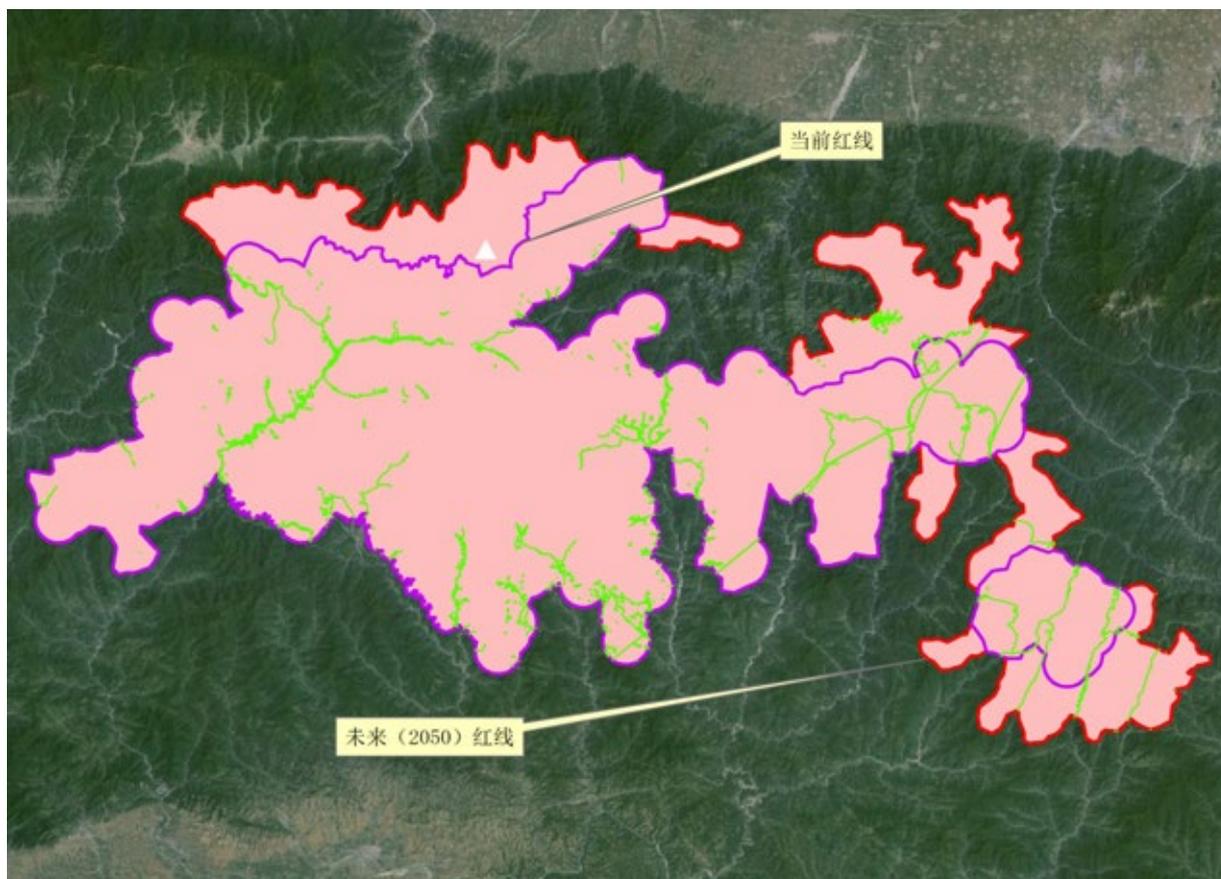


图 4-12 秦岭实际使用保护红线范围（示意图 3）

经计算，基于综合四种气候模型的大熊猫栖息地预测结果和当前生态保护红线划定结果，考虑未来栖息地演替和空间格局变化，秦岭实际生态保护红线覆盖范围为 525300，划出 3796.57 公顷现有生产生活用地及 5% 的预留用地（26265 公顷），秦岭实际生态保护红线（未来）面积为 495238.4 公顷（比当前生态保护红线增加 115764.3 公顷），用地比例为 5.7%。

4.3 主要理论和数据支撑体系

4.3.1 理论支持

主要为大熊猫种群生态学，包括：大熊猫生物学特性、生境选择标准、家域；景观生态学；保护生物学。

4.3.2 数据支持

地形（海拔、坡度、坡向）、植被、土地利用、最新遥感影像、路网、居民点、大熊猫分布信息、竹子分布（食物）、气候（主要要素）等，以上数据主要从国家基础地理信息数据、全国第三、四次大熊猫调查成果和 Worldclim 数据库获取。

参考文献

- Caggiano, A. , and R. Teti. 2013. Keeping up with the neighbours: using a genetic measurement of dispersal and species distribution modelling to assess the impact of climate change on an Australian arid zone gecko (*Gehyra variegata*) . *Diversity & Distributions* 19:964 – 976.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- McLeod, K. , and H. Leslie. 2009. Ecosystem-based management for the oceans. *Restoration Ecology* 18:780–781.
- Phillips, S. J. , and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161 – 175.
- Rosenzweig, M. L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62:327–335.
- Schaller, G. B. 1985. Giant pandas of Wolong. *Bioscience* 36.
- Songer, M., M. Delion, A. Biggs, and Q. Huang. 2012. Modeling Impacts of Climate Change on Giant Panda Habitat. *International Journal of Ecology* 2012:1–12.
- Store, R. , and J. Kangas. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape & Urban Planning* 55:79–93.
- Wilsey, B. J. , and C. Potvin. 2000. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Importance of Species Evenness in an Old Field. *Ecology* 81:887–892.
- 高吉喜 . 2015. 探索我国生态保护红线划定与监管 . *生物多样性* 23:705–707.
- 国家林业局 . 2006. 全国第三次大熊猫调查报告 (精) . 科学出版社 .
- 胡锦涛 . 2001. 大熊猫研究 . 上海科技教育出版社 .
- 孔红梅, 赵景柱, 姬兰柱, 陆兆华, 邓红兵, 马克明, and 张萍 . 2002. 生态系统健康评价方法初探 . *应用生态学报* 13:486–490.
- 李国庆, 刘长成, 刘玉国, 杨军, 张新时, and 郭柯 . 2013. 物种分布模型理论研究进展 . *生态学报* 33:4827–4835.
- 李旭辉 . 2009. 陕西秦岭生态功能区划及保护对策研究 . 西北大学 .
- 林勇, 樊景凤, 温泉, 刘述锡, and 李滨勇 . 2016. 生态红线划分的理论和技术 . *生态学报* 36.
- 刘惠清 . 2008. 景观生态学 . 东北师范大学出版社 .
- 潘文石 . 2001. 继续生存的机会 . 北京大学出版社 .
- 徐德琳, 邹长新, 徐梦佳, 游广永, and 吴丹 . 2015. 基于生态保护红线的生态安全格局构建 . *生物多样性* 23:740–746.

张雪萍 . 2011. 生态学原理 . 科学出版社 .

郑华 , and 欧阳志云 . 2014. 生态红线的实践与思考 . 中国科学院院刊 1:457-461.

邹长新 , 王丽霞 , and 刘军会 . 2015. 论生态保护红线的类型划分与管控 . 生物多样性 23:716-724.

竹子开花对大熊猫种群及栖息地的 潜在影响与预警方案研究

摘要

本项目选择大熊猫主要栖息地秦岭和岷山山系作为研究区域，利用全国大熊猫历史普查数据以及调查问卷方式获取的信息，对两个山系地区大熊猫主食竹未来 40 年的开花风险进行了三个情景预测，并分析了开花风险单一因素以及和人为活动共同对大熊猫种群、食物以及栖息地的影响。

研究的主要结论如下：

(1) 秦岭分布了 4 种主食竹，分别为巴山木竹、秦岭箭竹、龙头竹和华西箭竹，面积最大的为巴山木竹，其次为秦岭箭竹。秦岭西部和东部保护区的竹种较为单一，而中部的长青、佛坪和观音山等保护区的竹种较为丰富。全国大熊猫第二次普查期间，秦岭山系竹子开花呈现零星分布，主要集中在佛坪、长青和老县城。全国大熊猫第三次普查期间，除了太白山、厚畛子林场和天华山有较大面积竹子开花外，其他地区均为零星开花。对于人为干扰因素，割竹挖笋、采伐和公路对大熊猫种群、食物以及栖息地有较强烈影响，耕种和旅游的影响较弱。综合干扰等级来看，桑园、黄柏塬和菜子坪三个保护区人为干扰强度较大，干扰强度最弱的为周至南部和佛坪保护区。

岷山分布了 12 种主食竹，包括团竹、龙头竹、八月竹、冷箭竹、拐棍竹、巴山木竹、秦岭箭竹、糙花箭竹、缺苞箭竹、青川箭竹、华西箭竹和短锥玉山竹，面积最大的为缺苞箭竹，其次为华西箭竹。岷山中北部和北部保护区的竹种较为单一，而中部和南部的雪宝顶、白羊和千佛山等保护区的竹种较为丰富。全国大熊猫第二次普查期间，岷山山系竹子开花明显，主要集中在黄龙、九寨沟和唐家河。

报告作者：刘雪华（清华大学环境学院生态所）、范志勇（WWF）、李艳忠（清华大学环境学院生态所）、长有德（WWF）、陈懋（清华大学环境学院生态所）、李杨（WWF）、刘兰妹（清华大学环境学院生态所）、王情（清华大学环境学院生态所）、龚明昊（中国林业科学研究院湿地研究所）、李亚军（清华大学环境学院生态所）、叶子云（清华大学环境学院）、谢冰（清华大学生命学院）

报告合作单位：清华大学环境学院

报告完成时间：2016 年 6 月

全国大熊猫第三次普查期间，主要是勿角有大面积开花，其他地区均为零星开花。对于人为干扰因素，割竹挖笋、采伐和公路对大熊猫种群、食物和栖息地有较强烈影响，耕种和旅游的影响较弱。综合干扰等级来看，新建的阿夏、多尔和查岗三个保护区人为干扰强度较大，干扰强度最弱的雪宝顶和裕河保护区。

（2）情景一预测的 2020 和 2030 年秦岭山系大熊猫主食竹都存在大面积开花的风险。2020 年秦岭地区大熊猫主食竹大部分低海拔巴山木竹区域处于极高风险区，面积达到了 2063km²，占到总面积的 49% 左右，分布空间位置主要位于秦岭山系的西部和西南部区域。大熊猫高密度区主要分布在强、极强风险区域，其中以长青、太白和观音山较为显著。到 2030 年左右，仍有 2063km² 竹子开花极高风险区，主要是高海拔秦岭箭竹开花，分布秦岭山区的中东部和东部区域。2040 年秦岭地区大熊猫主食竹开花面积较小，大熊猫高密度分布点除了少数分布在高危区域外，绝大多数分布在极低与低风险区域。

情景一预测的 2030 年岷山山系大熊猫主食竹存在大面积同时开花的风险，2020 年和 2040 年竹子开花风险低或中等。2030 年岷山地区大熊猫主食竹大部分区域处于高、极高风险区，面积之和达到了 4632km²，占到总面积的 53% 左右，其中极高风险区主要分布在岷山区域的中部和南部，包括雪宝顶、白羊、小寨子沟、宝顶沟和千佛山等保护区，此外，北部的查岗、多尔保护区也有分布；高风险区域主要零星分布在岷山山系中北部区域的九寨沟和王朗等保护区。

（3）竹子开花对三调时秦岭大熊猫种群影响强和较强的区域共占 10%，主要分布长青保护区、佛坪保护区、牛尾河保护区、老县城保护区这四个区域，由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较大，且大熊猫的分布密度亦较高，使得这些区域的影响程度较大；整个秦岭以低影响为主，占 81%。人为干扰共同作用下加大了竹子开花的影响，使强影响和较强影响区域面积都增加，之和达到 21%，对秦岭中部大熊猫高密度区域影响很大。四调时，因大熊猫种群密度加大并发生扩散现象，竹子开花的影响较三调时大，强影响和较强影响区域面积占总的 21%，且呈现向西向南扩大，斑块面积也大。道路干扰影响下的竹子开花影响加重，强影响和较强影响区域占比增大到 28%，且集中在大熊猫高密度区。

竹子开花对三调时岷山大熊猫种群较强影响和强影响级别所占整个主食竹的面积 1% 和 3%，两者之和仅 4%，主要分布在王朗保护区的西北部、小寨子沟和宝顶沟保护区的交界处，由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较小，且大熊猫的分布密度较高的区域重合度不大，使得这些区域的影响程度不大。加上人为干扰因素后，其中强影响和较强影响的面积分别达到 54km² 和 546km²，分别占到总面积的 1% 和 6%，共计占到整个主食竹面积的 7%，使得对大熊猫强、较强影响面积进一步扩大。四调时，强影响区域占 8%，集中分布在九寨沟、王朗、小河沟、唐家河等保护区。开花单因素影响较强区域占面积比 12%，主要分布在岷山中部多数区域及南部部分区域。四调时岷山中部区域大熊猫密度多数处在极高和高水平，故影响很大。四调时道路干扰加大了竹子开花对大熊

猫种群的影响。强影响区域的空间分布发生了变化,岷山中部出现了部分强影响区域。而较强影响区域面积增大了 1000 多 km^2 , 比例增长 11%。

(4)竹子开花对三调时秦岭大熊猫食物影响大,强影响与较强影响区域占绝大部分面积(78%),分布于老县城、黄柏源、长青、佛坪和观音山等大熊猫高密度区域,且强影响区域还分布于保护区间的过渡区域。在竹子开花和人为干扰多因素共同作用下,总体格局不变,仅增加了 5% 的低影响区域和 1.3% 的强影响区域。可见人为干扰因素影响相对较弱,不是构成影响大熊猫食物的主要原因,竹子开花才是影响大熊猫食物质量、多样性及可达性的主要因素。四调时,竹子开花与道路干扰主要加重了对东边区域的影响,主要是天华山保护区及其周边。

竹子开花对三调时岷山大熊猫食物的影响大,研究区内强影响和较强影响和区域占 56%,其中强影响只有 9%,较强影响面积最大,占到 47%。强影响区域主要分布在王朗、勿角和龙溪虹口。较强影响的区域主要分布岷山中部和北部区域。人为干扰使强影响区域发生了空间变化,在岷山北部及中部区域有较多出现。人为干扰使得中等强度的影响面积增加了 10%,但没有竹子开花单因素的影响大,但改变了影响格局。四调时,道路干扰对竹子开花后的大熊猫生境加强了负面影响,强影响区域面积增加了 2%,主要出现在岷山北部的迭部和包座;较强影响区域面积增加了 4%,主要出现在岷山中部。

(5)竹子开花对三调时秦岭大熊猫栖息地的影响大,强影响区域占 26%,较强影响区域占到总面积的 36%,强和较强影响区域基本与大熊猫栖息地在空间上重合,对栖息地影响显著。人为干扰因素加剧了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响,其影响面积的转化主要发生在弱影响区域和中等影响区域。人为干扰因素加大了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响,但总体格局没有大的变化,可见竹子开花是主体影响因素。四调时,强影响区域占总面积的 28%,主要分布在长青和佛坪中部及南部,黄柏源、牛尾河和桑园等西部区域,东部平河梁有一部分。中等影响区域面积最大,占比 41%,分布在秦岭中部、北部及东部的大部区域。强影响区域与四调大熊猫密度重叠度高的区域有长青、佛坪和牛尾河三个保护区。道路干扰加重了竹子开花对大熊猫栖息地的影响,强影响和较强影响区域面积占比大大增加,其中强影响区域增加了 14%,较强影响区域增加了 35%,使得所有大熊猫密集区都受到影响。

竹子开花对三调时岷山大熊猫栖息地的较强影响和中等影响的区域面积最大,分别占到总面积的 39%;占地面积最小的为强影响区域,仅为 677km^2 。人为干扰因素加大了岷山地区大熊猫潜在栖息地的影响,但总体格局与开花单因素的影响格局基本一致。人为干扰使一部分较强或中等影响的区域变为了强影响的区域,主要集中在岷山中部和南部的自然保护区范围中。四调时,强影响区域位于岷山中部偏北的区域,主要在白河、勿角、王朗、小河沟、唐家河等保护区,面积占 8%。较强影响区域范围大,占地达 41%,主体分布在岷山中部和南部,岷山最北部和东部也有分布。在道路干扰双重作用下,总格局变化不大,强影响面积增加到 9%,低影响区域面积增加到 10%。在岷

山中部偏北形成更多的斑块，在黄龙、白羊、千佛山、白水河也都有分布。中等影响的斑块空间上更加破碎化。

（6）竹子开花预警方案体系可根据竹子开花状况，选择采取常规应对或紧急应对方案，该体系的构建为竹子开花预警工作的开展提供了系统的框架思路。目前工作焦点主要为主食竹开花区的抚育更新以及巡护，同时运用传统巡护与高新技术手段相结合的方法对高风险开花区域进行监测。此外，加强大熊猫栖息地的保护，提高保护区管理人员的职业能力和技能，以及提高保护区周边民众保护野生动物的意识对大熊猫和其他濒危物种的保护已尤为必要。

关键词：大熊猫，秦岭山系，竹子开花，风险预测，影响分析，预警体系

1. 绪论

1.1 研究背景

竹类植物是禾本科重要分支，属竹亚科（*Bambusoideae*）植物，主要分布在亚洲、非洲和南美洲的热带和亚热带地区，其中亚太地区种类和面积约占世界的 80%。竹类植物生长的海拔可高达 4000m。中国的竹林面积约占世界的 1/5，是世界竹类植物的集中分布地，竹林生长与发展对于维护生态环境和社会经济都有十分重要作用。

大熊猫（*Ailuropoda melanoleuca*）是世界生物多样性保护旗舰物种，是中国特有种，也是珍贵的第四季孑遗物种，已经过逾 800 万年的进化历史，其食物来源的 99% 为竹子。据国家林业局和世界自然基金会普查统计显示，目前全球野生大熊猫仅分布在中国的四川省、甘肃省和陕西省，种群不足 1600 只（国家林业局 2006）。随着历史地理与气候环境演变、人为活动对森林干扰等综合作用，大熊猫分布范围目前已退缩到中国秦岭南坡、岷山、邛崃山、凉山和大小相岭等山脉区域，形成现在大熊猫的分布格局，即一个狭长自然地带，总体呈“岛屿状”分布格局。大熊猫分布与活动范围高度依赖所食竹类植物的空间分布（刘颖颖和傅金和 2007）。充分认识大熊猫栖息地和潜在栖息地大熊猫主食竹类植物种群分布与生长发展规律，是整体保护大熊猫栖息地和种群可持续发展的重要基础。

竹子开花是竹类植物普遍存在的自然现象。人们发现和探索竹子开花规律已有相当长的历史记录，积累了不少感性认识和经验，对于竹子开花这一现象的理解逐渐科学完整，建立了一系列不同角度的成因学说，包括开花周期（柴振林等 2006）、竹子营养与生理（柴振林和华锡奇 2003），以及环境变化诱导（丁兴萃 2006）等。借助新兴的生物学、遥感技术等手段发展了获取和分析竹子开花信息的新思路（吴燕和刘雪华 2008）。观测研究指出，竹子开花的不确定性主要由两方面引起：一是同一区域内的野生竹种靠自然传播，生理成熟期基本一致，多同时开花，移植栽培竹由于不同地区反复交叉引种谱系混杂，形成不成规律的零星开花格局；二是同种竹也存在生理发育成熟程度不同的情况，并受环境条件的某些改变而诱导开花（杜凡等 2000）。竹子开花上述成因理论归纳及相关的实证统计和分析，将为建立竹子开花监测指标给出科学论证和根据，也将为预测竹子开花以及风险评估提供思路。

竹子开花曾对中国大熊猫种群造成过严重影响并引起相当的重视。如在 20 世纪 70–80 年代，在四川岷山和邛崃山系发生过两次大面积箭竹开花，导致了栖息地内超过 200 只大熊猫的饥饿而死亡。其中，1975 年岷山地区发生了缺苞箭竹（*Fargesia denudata*）和部分糙花箭竹（*Fargesia scabrida*）大范围开花，灾情持续了几年，后在境内发现了 138 只大熊猫尸体（胡锦涛 1986）。1983 年左右，秦岭长青、佛坪地区也曾发生过竹子较大面积开花事件（来自佛坪档案资料库），大熊猫面临着断粮的危险，当时中国政府邀请 WWF 派专家来华协助拯救大熊猫，WWF 也由此正式进入中国（袁越

2011)。20世纪80-90年代又有报道在秦岭发生了若干起竹子开花事件，由于发生面积、时间和人为干预等原因，未发现对大熊猫栖息地和种群产生明显影响（潘文石等2001；于占成和施海燕2007）。伴随竹子开花，短时间内会发生竹林大面积枯亡和更新，使某一区域内竹林发生大规模、不确定的衰亡和更新过程，必然会对大熊猫栖息地及其种群造成影响，但对于这种影响的范围、时间与程度目前还没有一个理性、客观的认识和界定。对于大熊猫栖息地环境，竹子开花对植被、土壤和地表水环境造成的影响所导致大熊猫长期适应的生境状态发生变化，这将间接影响大熊猫种群活动和繁殖等情况，但这一系列的设想还没有具体通过实证进行过归纳和分析。因此，有必要对竹子开花及其对大熊猫栖息地和食源供给格局影响的风险进行识别，进一步研究大熊猫种群在这些风险作用下将发生的种群迁移、扩散和出现隔离等过程，以提出应对和缓解竹子开花对大熊猫保护带来威胁的对策。

认识和描述竹子开花对大熊猫潜在影响，需要树立一套科学的分析和表达方法，建立监测指标和预警方案是这套科学方法的核心内容。竹子开花的监测指标可在现有认识竹子开花成因的基础上合理划归，选择可量化、可操作的指标进行综合处理评价。预警方案可从发现警情、分析警兆、寻找警源、判断警度等不同阶段出发，制定方案，达到维护区域稳定和安全的目标（何焰和由文辉2004）。伴随GIS和计算机技术发展，各种基础信息和风险信息可以以图层、图层属性形式集成，有效提高对数据的叠加分析与信息挖掘；各类风险预警模型的研究和构建，为未来构建由人机交互界面、决策支持层、专题应用层以及基础信息层组成的风险预警体系奠定了基础，同时为实现风险快速分析模拟和智能决策支持指明了发展方向（蔡玉秋2013）。竹子开花预警可以参考风险管理四阶段理论，即“减灾、准备、响应、恢复”（刘铁民2011），结合空间信息技术，建立宏观可视、信息全面的综合预警方案，更智能地优化确定应对策略。

对于竹子开花现象目前仍被认为是由多种因素综合作用下发生的不确定事件，针对不同地域、不同种类竹子开花需要运用经验和数据挖掘技术深入分析，在风险识别与管理的思想指导下开展探索。目前，将竹子成因分析与实地应用结合，实现竹子开花的预测预警，并能评价对大熊猫栖息地及其种群的影响的研究尚属空白，能够比较系统认识和应对竹子开花风险的预警方案还没有形成，有待在中国大熊猫栖息地内进行开展相应的示范研究。

1.2 研究目标

本项目的整体目标为：建立竹子开花相关的基础数据库和风险库（含关键监测指标），对大熊猫重点分布区域的竹子开花进行预测，并分析竹子开花对大熊猫栖息地及种群的潜在影响，构建预警方案，制定对策体系。

1.2.1 基础数据库的构建

基础库主要是基于竹子开花相关信息而构建的信息库，包括基本信息、大熊猫信息、竹子开花的历史信息、主食竹信息、人为干扰信息。其中基本信息包括道路、河流、DEM、行政区、植被类

型等；大熊猫信息指自 1975 年以来岷山山系大熊猫密度分布状况，包括大熊猫第一次、第二次和第三次普查的痕迹点；竹子开花信息包括大熊猫第二次和第三普查的竹子开花信息，由于第一次普查报告中未提及岷山地区竹子开花信息，故本研究假定在第一次普查期间没有竹子开花。第三次大熊猫普查期间及其以后的开花信息主要通过调查问卷方式获取；主食竹的分布信息和人为干扰信息来自第三次大熊猫普查的数据。

1.2.2 竹子开花风险数据库的建立以及预测分析

根据竹子开花的历史信息，获取每个竹子斑块的竹龄以及开花周期，从而预测 2020 年、2030 年以及 2040 年竹子开花的空间风险等级，并分析各开花时段的空间分布面积和空间位置。本项目对 1974 年前的最近一次开花时间设立了三个情景，即 1970 年（情景一）、1965 年（情景二）、1960 年（情景三）。

1.2.3 竹子开花影响分析及预警方案对策提出

本报告以情景一为例，分析评估了 2020 年竹子开花单一因素对大熊猫种群、大熊猫食物以及大熊猫栖息地的影响；以及结合竹子开花和人为干扰多因素（三调），或和道路干扰（四调）对三个方面的影响，并进行了影响的对比分析。并在评定了影响分析后，有针对性的提出了预警方案 and 对策，以减缓竹子开花风险带来的损失。

1.3 研究内容

1.3.1 收集竹子开花历史信息

1.3.1.1 开展了秦岭、岷山地区调查问卷工作

项目组对秦岭、岷山地区 40 个大熊猫自然保护区进行了问卷调查。调查对象为各保护区具有丰富野外经验的工作人员，调查内容包括当前保护区的大熊猫数量、分布空间位置；竹子开花的年代、面积、影响以及空间分布位置等。课题组召开关于岷山地区竹子开花信息调查问卷的座谈会，系统讨论了各个保护区问卷的内容，对所调查信息进行了核准和讨论，并汇集了各种参考意见。

1.3.1.2 获取竹子实生苗信息

为了更全面的掌握竹子开花的时间年代，对保护区的竹子实生苗信息进行了补充问卷调查，获取了每个保护区内的实生苗位置，海拔高度，竹龄，高度，基径等信息，从而确定了竹子的开花时间，完善了竹子开花基础数据库。

1.3.1.3 开展竹子开花信息的文献调研工作。

课题组工作人员通过查询维普资讯中文科技期刊、中国知网数据库（表 1-1）以及保护历史县志（表 1-2）等资料，尽可能广泛的获取关于竹子开花的信息。详细信息查看附录 2.1-2.3。

表 1-1 查询文献资料获取开花历史信息

竹种	地区	开花年限	资料来源
缺苞箭竹	白水江自然保护区	1975	黄华梨, 白水江自然保护区大熊猫主食竹类资源及其研究方向建议, 甘肃林业科技, 1995第一期
缺苞箭竹	白水江自然保护区阴坡半阴坡、王朗自	1983~1993	黄华梨, 白水江自然保护区大熊猫主食竹类资源及其研究方向建议, 甘肃林业科技, 1995第一期
缺苞箭竹	四川北川片口自然保护区	2004	钟伟伟, 刘益军, 史东梅, 大熊猫主食竹研究进展[J], 中国农学通报, 2006, 22(5): 141-145.
槠花箭竹	甘肃文县、四川青川、平武北川、松潘	1975	刘颖颖, 傅金和, 大熊猫栖息地竹子及开花现象综述[J], 世界竹藤通讯, 2007, 5(1): 1-4.
槠花箭竹	唐家河自然保护区	1983	
冷箭竹	项鍊山系	1935	刘颖颖, 傅金和, 大熊猫栖息地竹子及开花现象综述[J], 世界竹藤通讯, 2007, 5(1): 1-4.
冷箭竹	陕西秦岭	1975	刘颖颖, 傅金和, 大熊猫栖息地竹子及开花现象综述[J], 世界竹藤通讯, 2007, 5(1): 1-4.
冷箭竹	卧龙自然保护区	1983	秦自主, 艾伦, 秦勃, 等. 拐棍竹生物学特性的研究[J]. 竹子研究汇刊, 1993, 12(1): 6-17.
巴山木竹	陕西秦岭地区和四川	1978	刘其建, 牛立红. 人工促进巴山木竹、华桔竹实生苗生长的试验. 竹类研究, 9(1), 1990
巴山木竹	陕西佛坪娘娘山自然保护区	2004	
毛金竹	河南省	1960~1973	
拐棍竹	项鍊山系	1987	刘颖颖, 傅金和, 大熊猫栖息地竹子及开花现象综述[J], 世界竹藤通讯, 2007, 5(1): 1-4.
秦岭箭竹	大巴山南坡南天门以下区域	2004	王小红, 竹子开花对大熊猫生存影响分析[J], 成都大学学报(自然科学版), 2009, 28(1).
箭竹	浙江省安吉县	1958~1962	柴振林, 秦玉川, 华锡奇, 等. 竹子开花原因研究进展[J]. 浙江林业科技, 2006, 26(2): 53-57; 林树燕, 毛

巴山木竹是多年生一次性开花竹类, 据调查访问, 有的林地百年未曾开花, 有的开花周期为70—75年。全面开花的竹林开花持续年限最多两年, 部分开花的可持续4—6年。

表 1-2 查询县志资料情况汇总

县名	来源	出版时间	竹类信息	开花信息	备注
周至	无				
宁陕	寧陝廳志	清道光 9 年 [1829]	有。筋(不明)竹、斑竹	无	
佛坪	佛坪廳志	清光绪 9 年 [1883]	无		
洋县	洋縣誌	清光绪 24 年 [1898]	无	无	有物产信息, 无竹
	洋縣誌	清康熙 33-34 年 [1694-1695]	有。竹、笋		
	洋縣縣誌備考	民国 20 年 [1931]	无		
城固	城固縣誌	清康熙 56 年 [1717]	无	无	
	城固縣誌	清光绪 4 年 [1878]			
留坝	留壩縣誌	清道光 22 年 [1842]	无		
太白	无				

1.3.2 构建竹子开花相关的全国保护区基础数据库

为了研究竹子开花的时空格局, 并进行开花预测和影响分析, 我们构建了有关全国大熊猫保护区基础信息数据库, 数据主要包括以下三类:

生物环境因子数据: 包括植被类型, 大熊猫痕迹点及主食竹分布

非生物环境因子数据: 包括数字高程模型 (DEM)、坡度、坡向等

人为干扰因子数据: 包括割竹挖笋、滑坡、放牧、道路、采矿、旅游等

1.3.3 建立秦岭、岷山山系竹子开花风险数据库以及预测分析

根据竹子开花历史信息数据库的时间序列, 建立了每个竹子斑块的当前竹龄, 结合每个竹种类型的开花周期 (如秦岭箭竹 60 年开花周期, 华西箭竹开花周期 60 年), 根据建立的预警风险等级体系 (如低风险、中等风险、高风险、极高风险), 在三种情景下对未来不同时间段 (如未来 2020 年, 2030 年, 2040 年) 的开花风险进行预测。

1.3.4 分析秦岭、岷山山系竹子开花的影响

系统分析了秦岭、岷山山系竹子开花和人为干扰综合作用对大熊猫种群, 大熊猫食物来源及其大熊猫栖息地的影响。其中种群方面包括种群隔离、局部区域小种群的生存等; 食物方面包括食物多样性, 可达性等; 栖息地方面主要指栖息地连通性、走廊带等方面。

1.3.5 提出预警方案和对策建议

根据构建的预警方案体系, 对竹子开花状况进行巡护与监测, 根据实地野外勘察结果, 通过信

息分析和警度评估，确定是否启动预警方案以及启动何种预警方案（日常预警还是紧急预警）。根据事先制定的预警策略，能够及时快速的对不同预警等级做出响应，采取有效的措施减少竹子开花造成的危害。

1.4 技术路线

项目实施的具体技术路线图 1-1 所示：

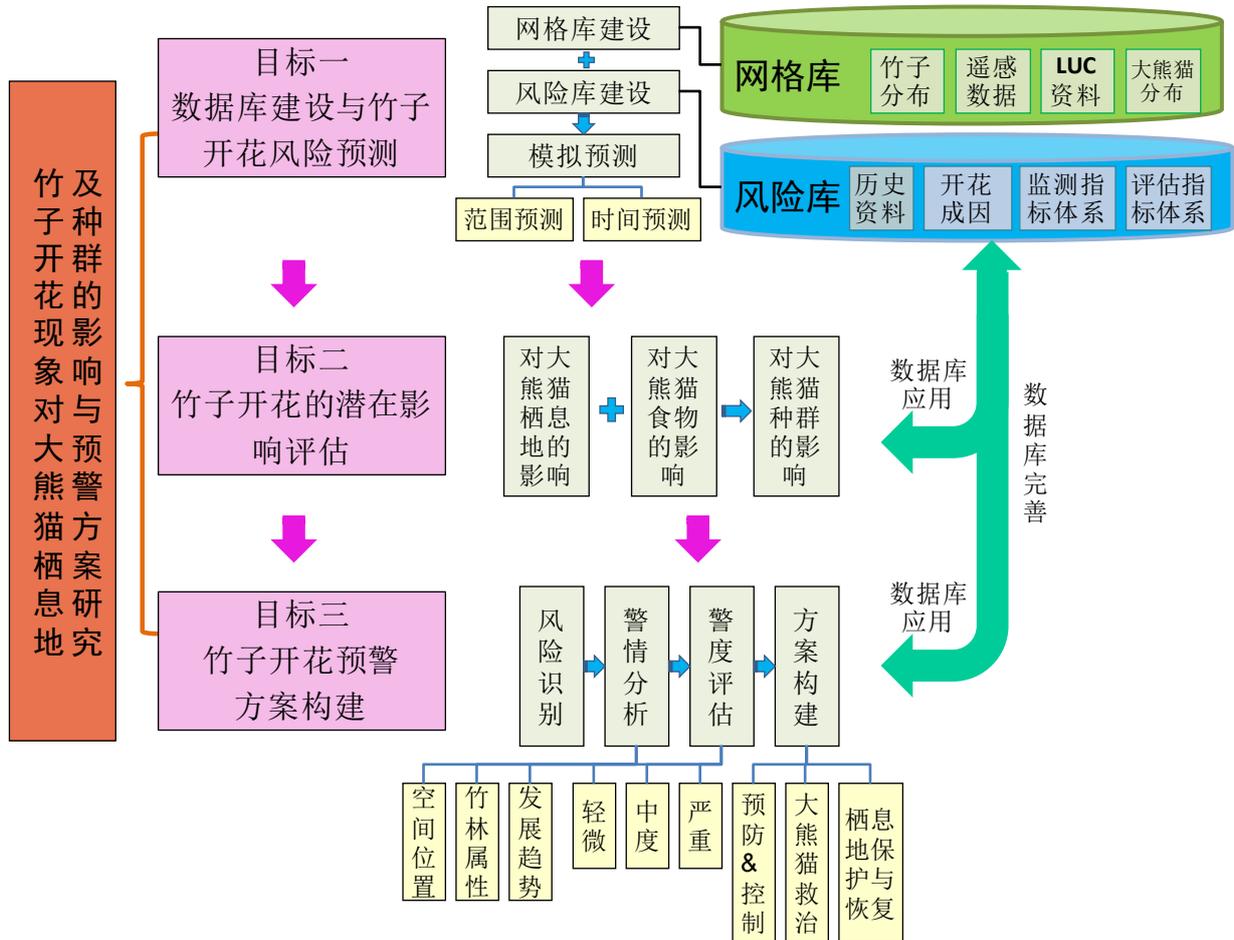


图 1-1 整个项目实施的技术路线图

2. 研究区域概况

2.1 秦岭地区

2.1.1 地理位置

研究区位于东经 $105^{\circ} 29' 29'' \sim 108^{\circ} 47' 57''$, 北纬 $32^{\circ} 50' 18'' \sim 34^{\circ} 00' 18''$ 之间, 属于秦岭陕西段, 大熊猫自然保护区主要有太白山自然保护区、佛坪自然保护区、观音山自然保护区、老县城自然保护区、周至自然保护区等, 共 11 自然保护区 (国家林业局 2006)。

2.1.2 地形地貌

秦岭东起河南淅川县, 西到甘肃临潭县, 北靠渭河平原, 南邻汉江盆地, 东西长 500 km, 南北宽 260 km, 是长江和黄河两大水系的分水岭。大熊猫在秦岭地区主要分布于太白、周至、宁陕、佛坪、洋县和留坝县, 在这一区域, 秦岭山脉的主脊由宁陕县光头山 (海拔 2906m), 经周至县向西北折至主峰太白山 (海拔 3767m), 再向西沿太白梁 (海拔 3534m) 到达鳌山 (海拔 3476m), 其两侧分列着海拔 2000m 以上的高峰 30 余座, 形成了南北气候的天然屏障。中山区 (海拔 1200~2000m) 和亚高山区 (海拔 2000~3000m) 为本区的主要组成部分。秦岭北坡陡峭、河床狭窄; 南坡平缓, 河谷开阔, 冬季秦岭主脊阻挡了西北寒冷气流, 因此本区气候温暖。

2.1.3 气候环境

秦岭所处的气候带属于北亚热带和暖温带过渡地区, 由于受高大山体的影响, 由山麓到山顶可分为暖温带、中温带、寒温带和亚寒带。南坡海拔较低地区具有北亚热带气候。夏季受西南及太平洋暖湿气流影响, 气候炎热湿润; 春秋处于冬夏季的过渡期, 气候变化较大, 四季分明, 7~9 月降水量较多, 约占全年降水量的 50%。该区域气候温暖, 雨量充沛, 年均降水量 900mm, 水源丰富, 生长有种类繁多而茂盛的植物。

2.1.4 动植物资源

从动物地理区划来看, 秦岭大熊猫分布区处于东洋界和古北界的分界线, 该地段生物多样性十分丰富, 动植物种类繁多。据不完全统计, 在大熊猫分布区内有野生种子植物 150 余科, 1700 余种, 脊椎动物 82 科 642 种, 其中兽类 130 种, 鸟类 331 种。其中有国家重点保护野生植物 32 种, 国家 I、II 级重点保护野生动物 80 种。大熊猫、金丝猴、羚牛、豹、林麝、朱鹮、金雕、白冠长尾雉、红腹角雉、血雉、红腹锦鸡等我国特有的珍稀濒危动物遍布其间, 独叶草 (*Kingdonia uniflora*)、红豆杉 (*Taxus chinensis*)、连香树 (*Cercidiphyllum japonicum*)、水青树 (*Tetracentron sinense*) 等珍稀植物在这里也有分布。大熊猫分布区植被良好, 森林覆盖率达 79% 以上。

2.2 岷山地区

2.2.1 地理位置

岷山山系是我国大熊猫的主要分布区。岷山地区位于四川盆地西北部, 主要包括岷江以东山

地，东起甘肃省宕昌县、武都县及四川省青川县一带，西至四川省松潘县的郎木寺与毛尔盖一线，北抵甘肃省岷县，南到四川省都江堰市，面积为 346.07 万 hm^2 ，南北蜿蜒约 500km，总体呈南北走向。分布区地理坐标介于东经 $103^{\circ} 08' 24'' \sim 105^{\circ} 35' 22''$ ，北纬 $31^{\circ} 04' 18'' \sim 33^{\circ} 58' 28''$ ，最高峰为中段的雪宝顶，海拔高达 5588m。区内地形复杂，以高山峡谷地貌为主。气候的垂直变化明显，属山地亚热带向高原气候的过渡地带。由于生境的多样性与复杂性，岷山地区保存了丰富的生物多样性，是我国生物多样性保护的优先地区，也是全球生物多样性保护的关键地区。

2.2.2 地形地貌

长江上游支流岷江（古代长江正源）、涪江、嘉陵江上源白龙江和黄河支流白河、黑河的分水源地。中国大熊猫主要分布区，著名自然风景旅游区。岷山北起甘肃东南岷县南部，南止四川盆地西部峨眉山，南北逶迤 700 多公里，有“千里岷山”之说。甘肃境内为岷山北，由花尔盖山、光盖山、迭山、古麻山等组成。四川境内为岷山主体部分，有摩天岭、雪宝顶、九顶山、青城山、峨眉山、四姑娘山、鹧鸪山等著名山峰，龙门山和邛崃山为岷山中南段山脉，峨眉山为岷山南端凸起山峰。岷山为强烈隆升的褶皱山地，山势北段为北西向，南段转为东北向，山脊海拔 4000 ~ 4500 米。主峰雪宝顶位于松潘县城东 20 多公里。海拔 5588 米，是四川著名山峰之一，已对外开放。5000 米以上有现代冰川分布，古冰川遗迹很多。山体由砂岩、板岩、石灰岩和花岗岩等组成，地形崎岖。

2.2.3 气候环境

岷山地区位于四川盆地西北部，主要包括岷江以东山地，面积为 346.07 万 hm^2 。区内地形复杂，以高山峡谷地貌为主。气候的垂直变化明显，属山地亚热带向高原气候的过渡地带。由于生境的多样性与复杂性，岷山地区保存了丰富的生物多样性，是我国生物多样性保护的优先地区，也是全球生物多样性保护的关键地区。

2.2.4 动植物资源

岷山已建立了唐家河、王朗、九寨沟、白河、白水江和铁布 6 个自然保护区。其中，位于岷山东坡四川省青川县和平武县境内的唐家河和王朗自然保护区，面积分别为 4 万 hm^2 和 2.8 万 hm^2 ，主要保护大熊猫、金丝猴、扭角羚；位于岷山腹部四川省九寨沟县的九寨沟自然保护区，面积 6 万 hm^2 ，其保护对象为大熊猫、金丝猴、扭角羚；白河自然保护区面积 2 万 hm^2 ，主要保护金丝猴、大熊猫、扭角羚及绿尾虹雉；位于岷山东北坡甘肃文县境内的白水江自然保护区，面积约 9 万 hm^2 ，亦以大熊猫、金丝猴、扭角羚为保护重点；岷山西坡四川省若尔盖县的铁布自然保护区，面积 2 万 hm^2 ，保护梅花鹿及蓝马鸡生境。

3. 数据收集与处理

3.1 秦岭地区

3.1.1 大熊猫自然保护区概况

本报告的分析数据是基于第三次全国大熊猫普查（1999–2003 年）和第四次全国大熊猫及其栖息地普查（2010–2012 年），第三次普查期间秦岭地区大熊猫保护区空间分布信息见图 3-1 左，对于 2003–2014 新建的保护区未考虑；第四次猫调范围信息见图 3-1 右，范围有变化。

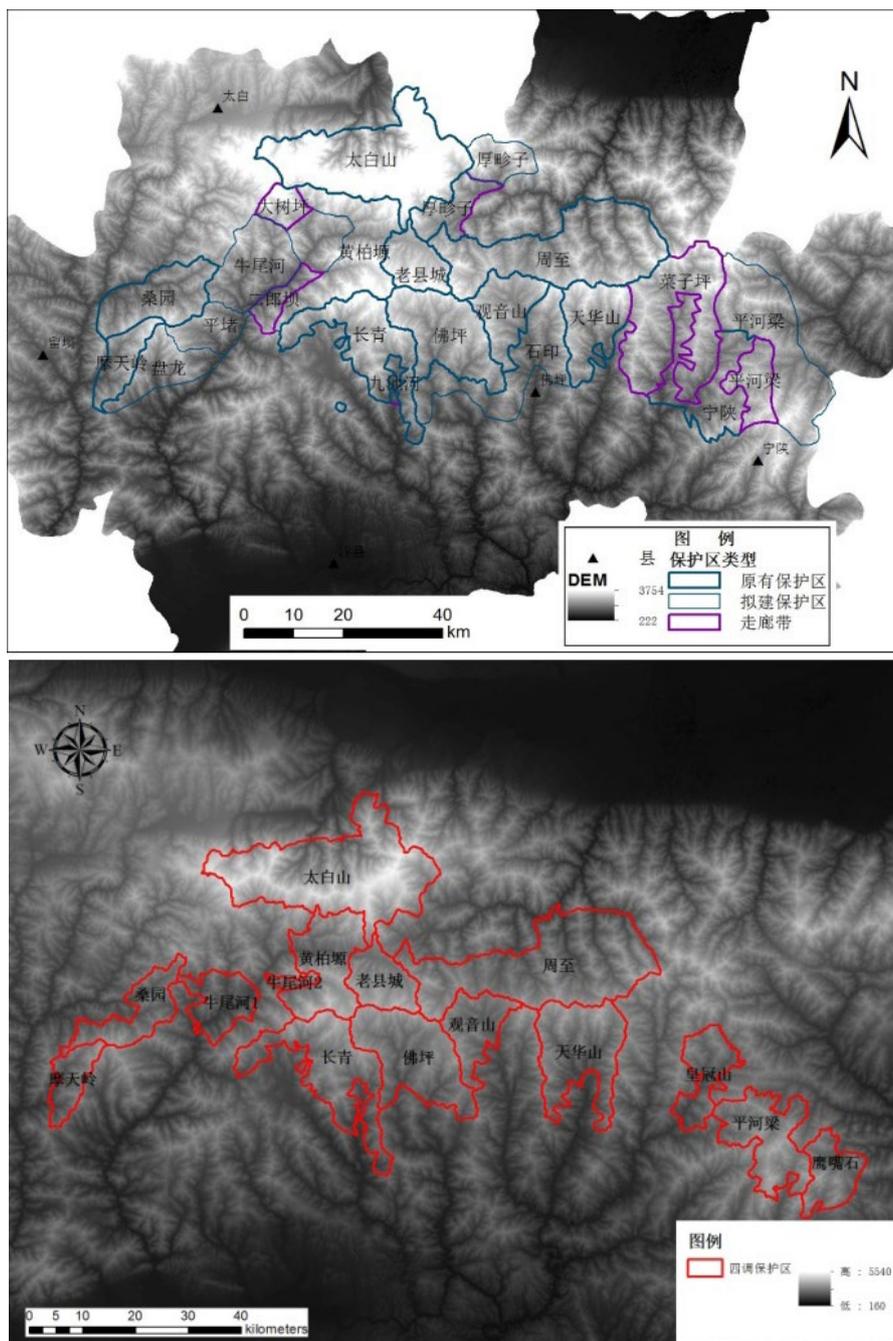


图 3-1 秦岭地区大熊猫普查范围：左 - 三调，右 - 四调

秦岭地区大熊猫保护区及走廊带基本信息如表 3-1 所示，可看出秦岭地区面积最大的保护区为太白山保护区，面积为 558.2km²，其次为周至保护区，面积为 533.96km²。面积最小的国家级保护区为佛坪保护区（为 292.41km²）。各保护区的大熊猫数量数据来自各保护区的调查问卷以及全国第三次大熊猫普查，分布数量最多的依次为佛坪、长青、黄柏塬、老县城和周至。

表 3-1 秦岭地区保护区基本信息

名称	类型	面积 (km ²)	大熊猫数量 (只)
太白山	国家级	558.20	11
周至	国家级	533.96	21
长青	国家级	303.53	52
佛坪	国家级	292.41	76
老县城	国家级	125.53	28
宁陕	省级	238.10	未知
桑园	省级	224.99	7
牛尾河	省级	224.90	未知
天华山	省级	198.62	8
观音山	省级	166.09	9
摩天岭	省级	110.61	2
平河梁	拟建	499.00	0
黄柏塬	拟建	305.74	43
石印	拟建	290.40	未知
厚畛子	拟建	208.29	5
盘龙	拟建	158.19	0
平堵	拟建	108.08	未知
菜子坪	走廊带	429.92	未知
二郎坝	走廊带	62.79	未知
大树坪	走廊带	61.56	未知
九池河	走廊带	20.36	未知

3.1.2 大熊猫密度

利用全国大熊猫第三次、第四次普查获取的大熊猫野外痕迹点，制作了大熊猫的密度分布图（图 3-2）。图 3.2 展示了秦岭山系大熊猫密度分布状况，其中密度等级按照每 km² 大熊猫痕迹数量来划分，

极低密度为 0-1 个 / km²，低密度 1-2 个 / km²，中等密度为 2-3 个 / km²，高密度为 3-4 个 / km²，极高密度为大于 5 个 / km²。图 3.2 左显示了三调时大熊猫的高密度分布区主要分布在佛坪、长青、老县城等区域。由图 3-2 右，发现四调时大熊猫痕迹点高密度及极高密度区域的面积加大，且由中央高密度、极高密度区域向外围扩散现象明显，向西、西北、东南、东四个方向扩散，在宁陕、平和梁区域、太白县西南角均有了新的分布。

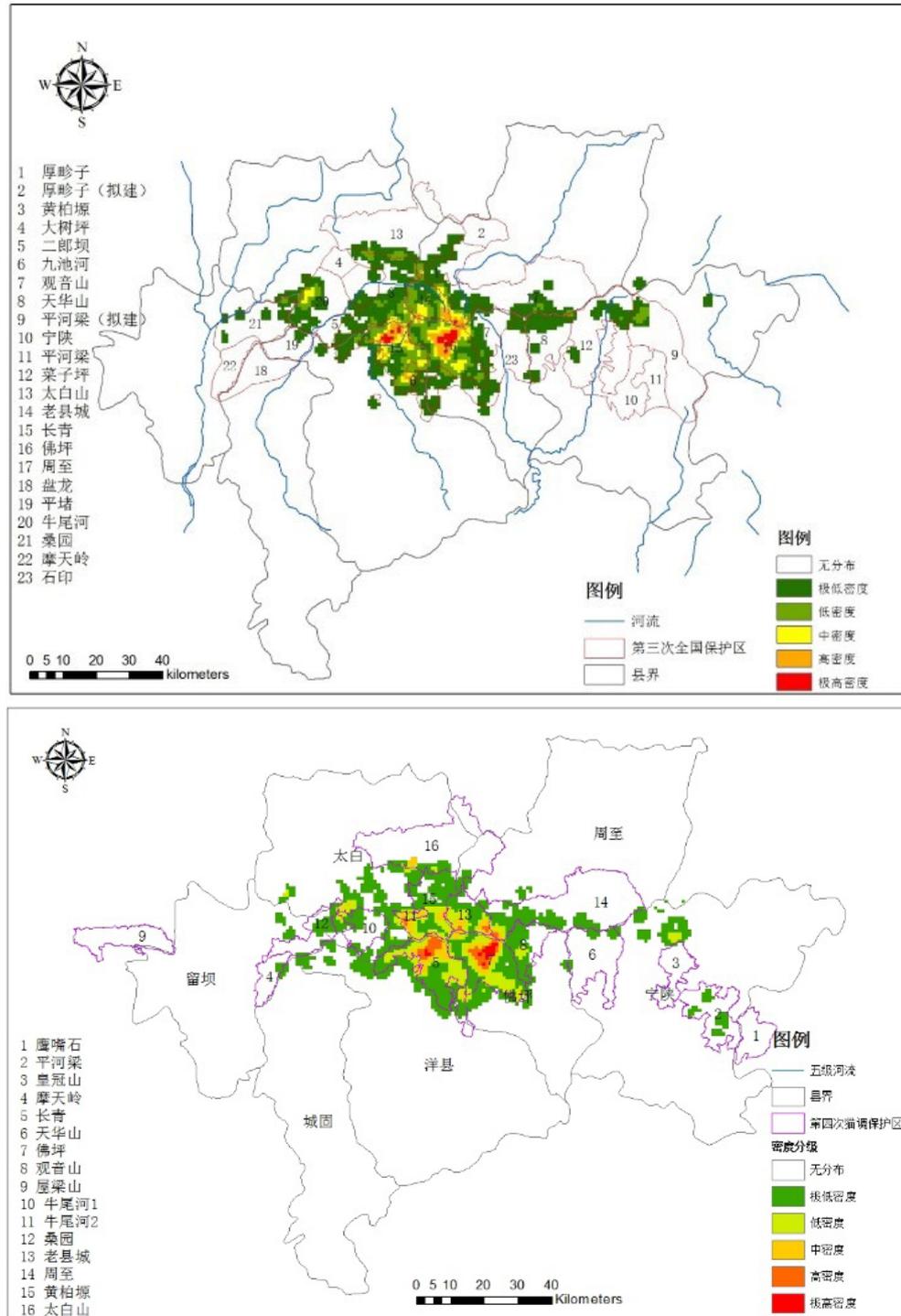


图 3-2 秦岭大熊猫痕迹点分布密度等级图：左 --- 三调，右 --- 四调

3.1.3 大熊猫主食竹

秦岭山系主要分布了四种主食竹，分别为巴山木竹、秦岭箭竹、龙头竹和华西箭竹（图 3-3）。其中分布面积最大的为巴山木竹，为 1814.04km²，占到总面积的 44.4%（表 3-2）；其次为秦岭箭竹，面积为 1523.56km²，占到总面积的 37.3%。这两种竹种为秦岭山系大熊猫的主要食物来源，两者占到总面积的 81.72%。龙头竹和华西箭竹两者累积仅占到总面积的 18.2%。

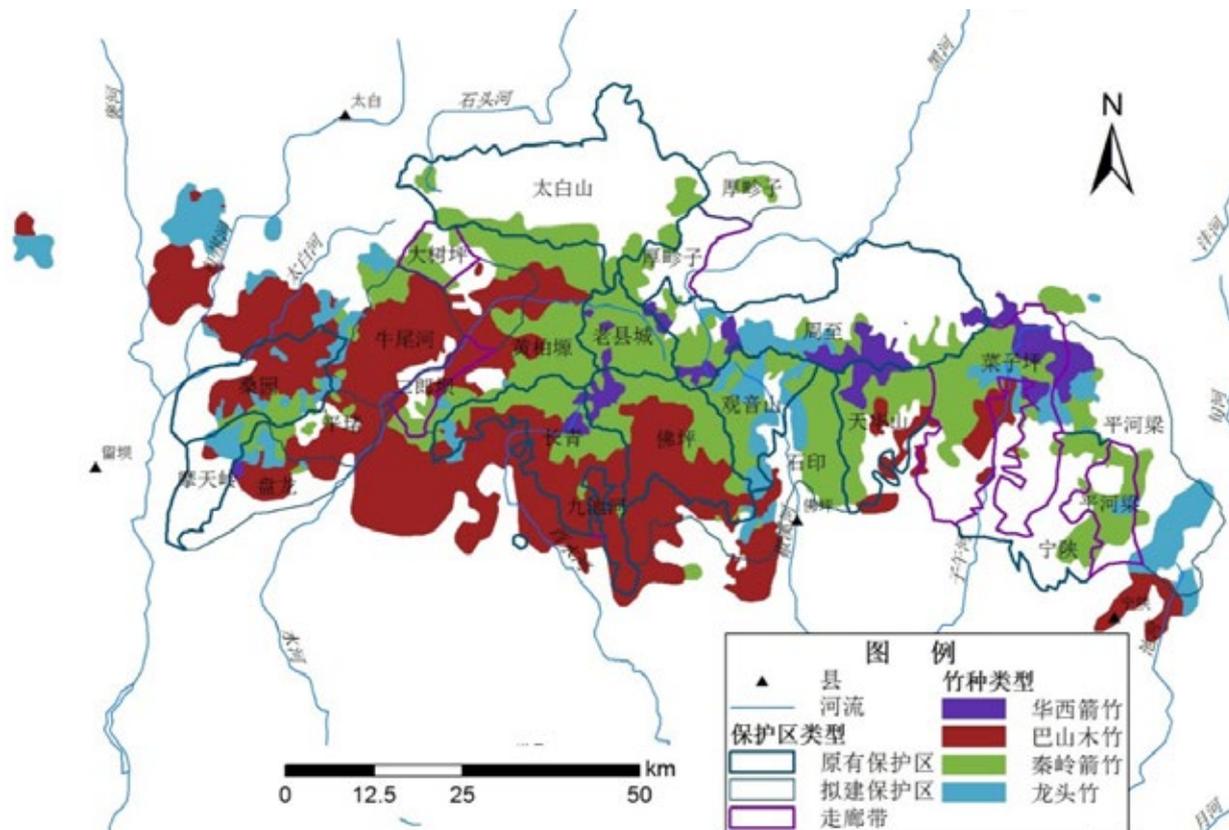


图 3-3 秦岭山系大熊猫主食竹空间分布图

表 3-2 大熊猫主食竹面积

竹种类型	面积 (km ²)	百分比 (%)
秦岭箭竹	1523.56	37.30
龙头竹	513.85	12.58
华西箭竹	232.81	5.70
巴山木竹	1814.04	

从各保护区角度而言，太白山、老县城与平河梁保护区内主食竹种类以秦岭箭竹为主，其他竹种类型较少分布，而牛尾河、桑园保护区内则以巴山木竹为主，竹种类型较为单一，竹种丰富度较低，如果保护区内的主要竹种大面积开花，将对大熊猫产生致命的影响。长青、佛坪、观音山以及周至保护区内则以两种或两种以上主食竹大面积分布，竹种丰富度较大，为大熊猫食物提供了多元化的

选择，一定程度上可减缓单一竹种大面积开花对大熊猫造成的威胁。整体而言，秦岭地区西部和东部竹种较为单一，而中部的长青、佛坪、菜子坪等竹种较为丰富。

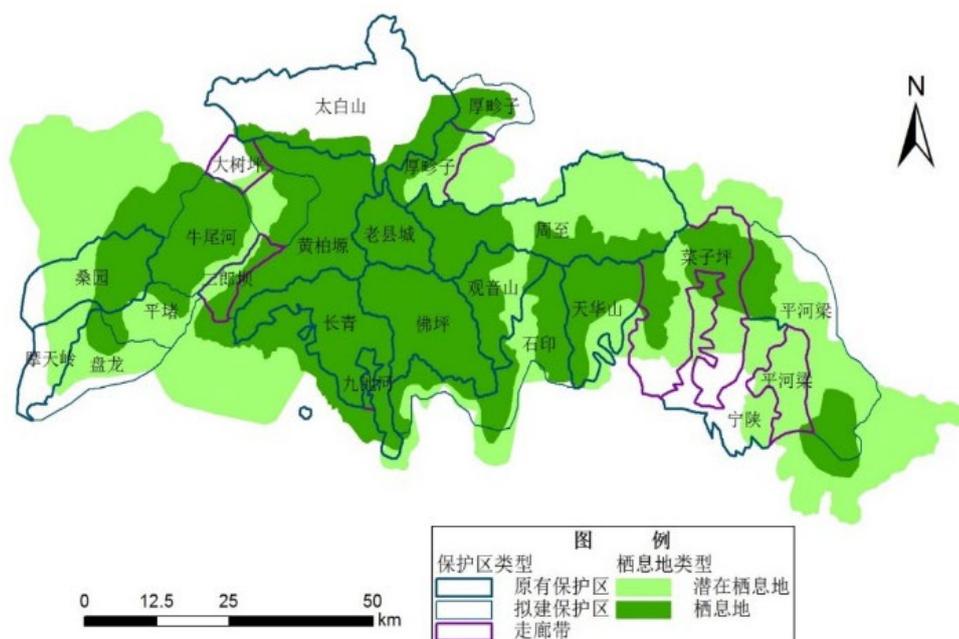
巴山木竹作为大熊猫主要食物来源之一，其对温度、水分、光照等生态因素较为敏感。在空间分布上（图 3-3）来看，广泛分布在海拔高度 1000–2200m，以 1500–2000m 之间为生长最适宜范围。1500m 以下和 2000m 以上分别由于土壤水分和热量的不足而生长较差。秦岭箭竹海拔高度 1700–3000m 之间，在 1700–1800 的高程上与巴山木竹形成一个狭窄的复合分布带。巴山木竹为大熊猫冬季的主要食地，秦岭箭竹为大熊猫的夏季觅食场所。

3.1.4 大熊猫栖息地

根据全国大熊猫第三次、第四次普查获取的大熊猫栖息地分布（图 3-4）。由图 3-4 左，可知秦岭地区自然保护区大部分范围已包含在大熊猫栖息地和潜在栖息地内，空间上分为 5 部分，西部为桑园、摩天岭保护区和拟建的牛尾河、平堵、盘龙保护区；中部为大熊猫的核心分布区域，包括太白山、黄柏塬、老县城、长青、佛坪、观音山以及石印、九尾河走廊带；东部包括周至–天华山、菜子坪和平河梁南部三部分。

需要特别指出的是，根据从周至保护区相关专家获得的信息，了解到在全国第三次大熊猫普查期间，周至保护区的北部区域由于竹子较大面积枯死和人为砍伐，导致该地区基本无主食竹分布，故划分为潜在栖息地。但项目组工作人员近期与保护管理人员沟通获悉，目前该区的主食竹已经更新良好，为大熊猫提供了丰富的后备食物资源。此外，从太白山保护区工作人员了解到，太白山北部区域由于竹子分布较少，而且未发现大熊猫分布的痕迹，未列为第三次调查的范围。

四调时，大熊猫栖息地有少许变化，东南角平和梁斑块加大；光头山片缩小，但与菜子坪片连接成一片；西边增加了一片，见图 3-4 右。



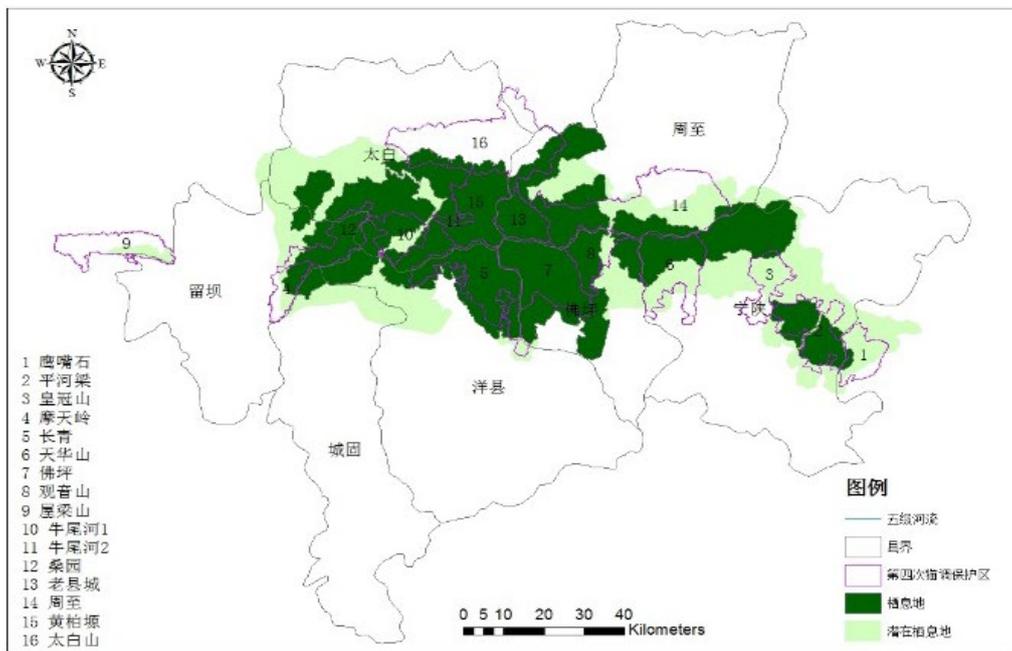


图 3-4 秦岭大熊猫栖息地分布图：左 --- 三调，右 --- 四调

3.1.5 竹子开花信息

3.1.5.1 第二次全国大熊猫普查期间竹子开花情况

第二次全国大熊猫普查的时间为 1985-1988 年，数据来源主要是当地保护区的存档资料以及全国第二次大熊猫普查报告，由于均为纸质资料，后期进行了扫描以及跟踪数字化，图 3.5 所示为第二次普查期间的秦岭地区竹子开花空间图。

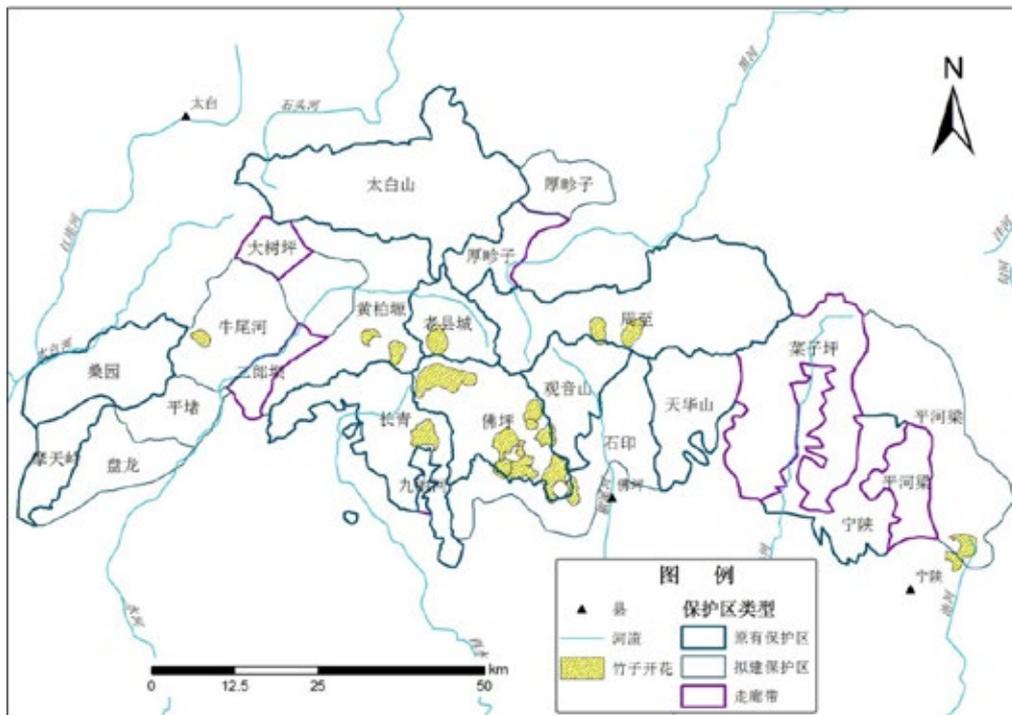


图 3-5 第二次大熊猫普查中竹子开花空间分布图

据记载, 1983 年 10-11 月长青林业局曾在兴隆岭南坡(现洋县华阳镇)从海拔 900m 的沟谷地带至 2900m 的主脊范围内, 对大熊猫主要取食竹种的生长、分布和产量进行调查。调查面积为 191.85km², 整个竹林中, 生长良好的面积占 78%, 其中巴山木竹占 55.7%, 秦岭箭竹占 22.3%。秦岭箭竹开花和半开花面积占到秦岭箭竹总面积的 21.6%。此外, 在开花枯死的秦岭箭竹中, 已经开始更新的占全部面积的 28.8%。1984-1985 年, 秦岭箭竹的开花面积没有进一步发展, 1985-1986 年恢复更新的面积在继续扩大。1987 年 4 月, 对 1983 年秦岭箭竹开花的区域进行再次调查发现大片的实生苗已经更新, 且已经发现有大熊猫的活动足迹。

3.1.5.2 第三次全国大熊猫普查期间及之后的竹子开花情况

1999 年至今的竹子开花信息是通过调查问卷的方式获取的, 其信息包括竹子开花时间、开花面积、空间位置以及是否有后期抚育措施等。为了更加完善竹子开花信息, 项目组对秦岭地区各保护区还进行了竹子实生苗信息的调查, 通过实生苗的当前年龄推算该地区竹子开花的时间。后期根据回收到的调查问卷, 进行空间位置识别, 并空间化为地理信息数据库中的基础元素, 完善竹子开花信息数据库。图 3-6 展示了秦岭地区第三次大熊猫普查期间至今竹子开花空间分布图。

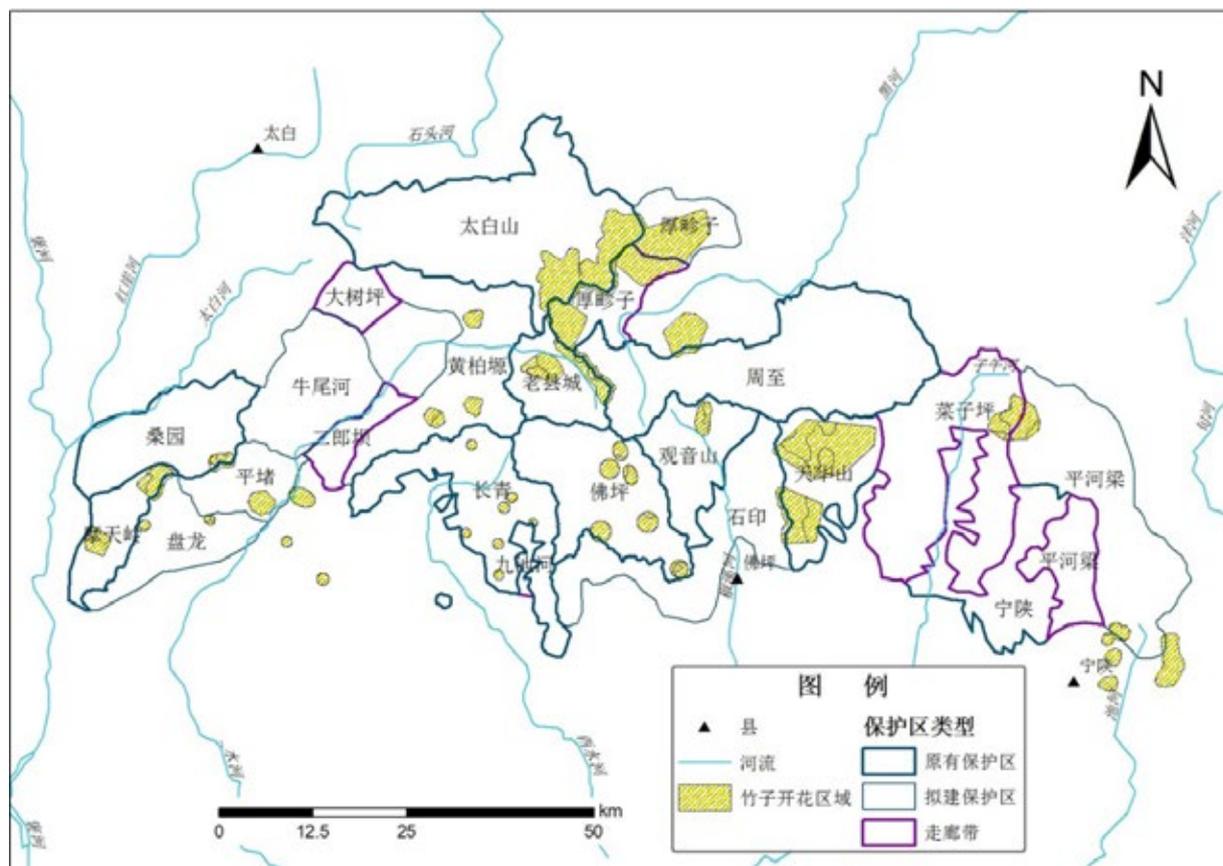


图 3-6 全国大熊猫第三次普查至今主食竹开花空间分布图

从图 3-6 上可知, 自 2000 年左右以来, 秦岭山系西部的桑园、摩天岭、盘龙、平堵竹子开花呈现零星分布, 面积相对较小。秦岭山系中部的长青、佛坪、观音山以及黄柏塬亦以零星开花为主,

但北部的厚畛子林场以及太白山东南区域则有较大面积的连续开花。秦岭东部的天华山保护区在 2005 年和 2012 年则有大面积开花，平河梁南部区域则有部分零星开花。

3.1.6 干扰信息状况

3.1.6.1 三调时的人为干扰单因子及多因子综合分析

根据秦岭地区近年的实际人为活动状况，本报告选择了具有代表性的 6 种人为干扰因素类型进行分析，包括道路干扰、放牧干扰、旅游干扰、耕种干扰、割竹挖笋干扰、采伐干扰。由于人为干扰具有一定的影响范围，对此为每种干扰类型做了 4 个范围区间的缓冲带，缓冲半径分别为 250m, 500m, 750m 和 1000m，并分别赋予干扰等级为弱、中等、强和极强，干扰赋值分别为 1-4。如图 3-7 所示。

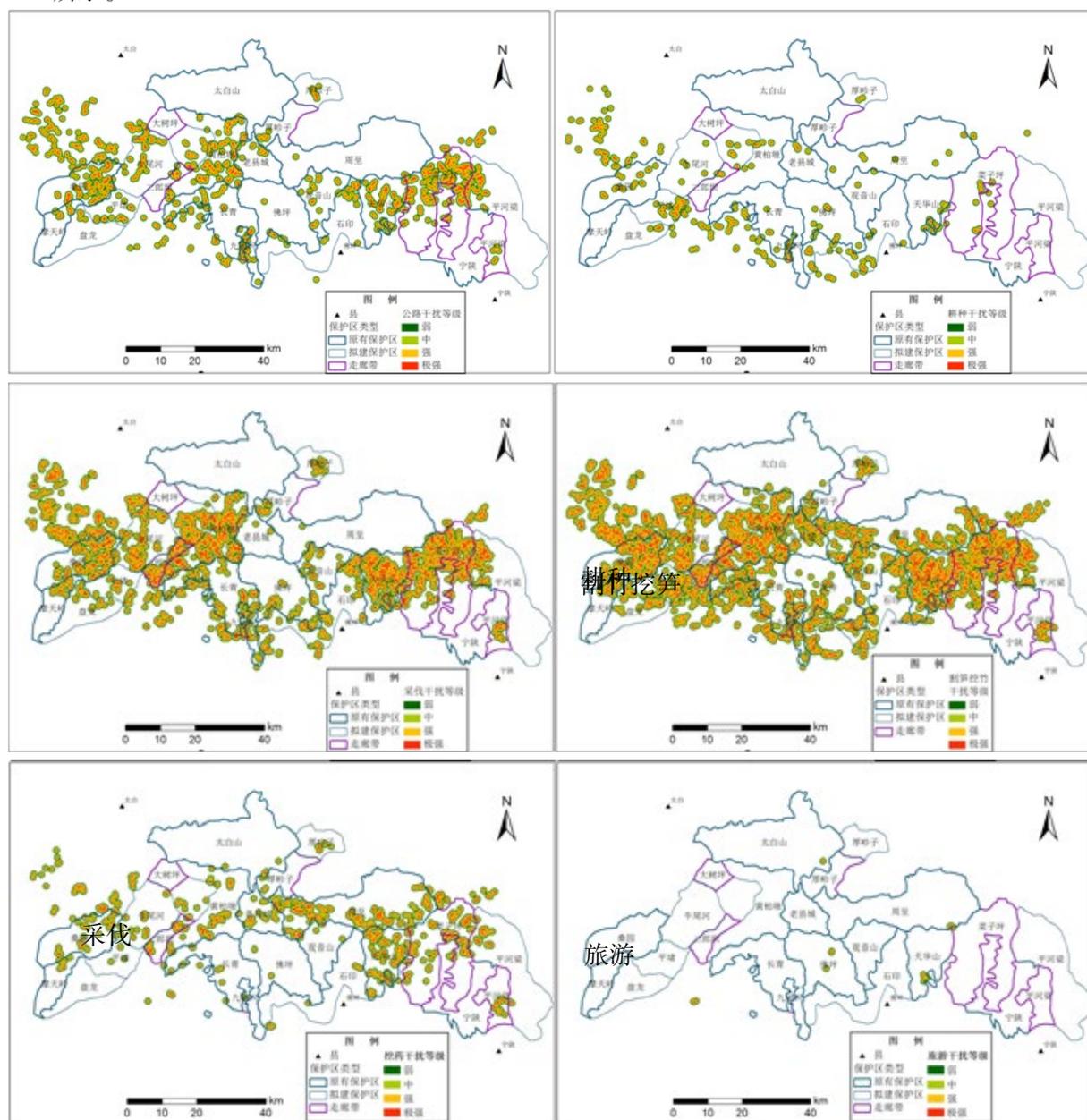


图 3-7 人为干扰单因子等级图

各种生境干扰因子对于大熊猫种群的影响大小是有区别的，根据各种资料和野外调查经验，都只能对大熊猫选择的倾向性提供定性的判断，而无法用定量的数据结果来表征。但各因子的影响力是不同的，需要进行综合评估，必须考虑它们的加和权重。本报告采用 AHP 法获取各因子的权重值，为人为干扰的六种类型建立对比矩阵，最后算出公路、耕种、采伐、砍竹挖笋、挖药、旅游的权重值分别为：0.38，0.25，0.16，0.10，0.07 和 0.04。根据该权重计算人为干扰因子的综合影响等级，对计算结果分为五个等级，分别为极弱、弱、中、强和极强，对应赋值为 1-5，结果如图 3-8 所示：

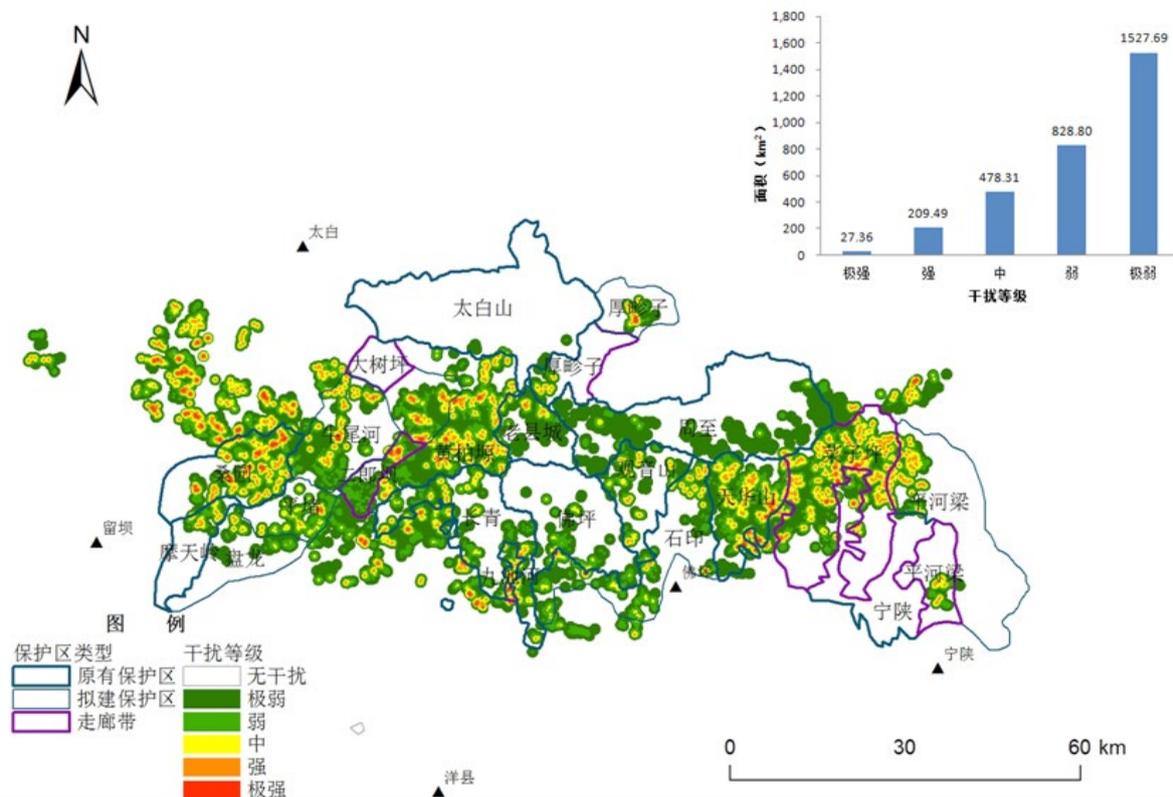


图 3-8 人为干扰综合影响等级图

从极强到极弱面积为递增，极弱干扰面积达到了 1527.69km²，而极强面积仅为 27.36km²。从保护区的角度来看，干扰强度较大的为桑园、黄柏塬和菜子坪三个保护区，主要原因是这三个区域的采伐与割竹挖笋的干扰强度较大。人为干扰程度最弱的区域为周至保护区南部区域、老县城 - 牛尾河 - 二郎坝交错区域，而大树坪、厚畛子林场南部、佛坪北部、石印以及菜子坪南部和平河梁大部分区域为无干扰区域。

3.1.6.2 四调时的道路干扰

项目组没有能够获得四调时的人为干扰数据，通过别的渠道获得道路分布数据，本报告就仅分析道路干扰的影响，无法和三调时人为干扰多因素影响结果相比较。秦岭地区道路分布见图 3.9。

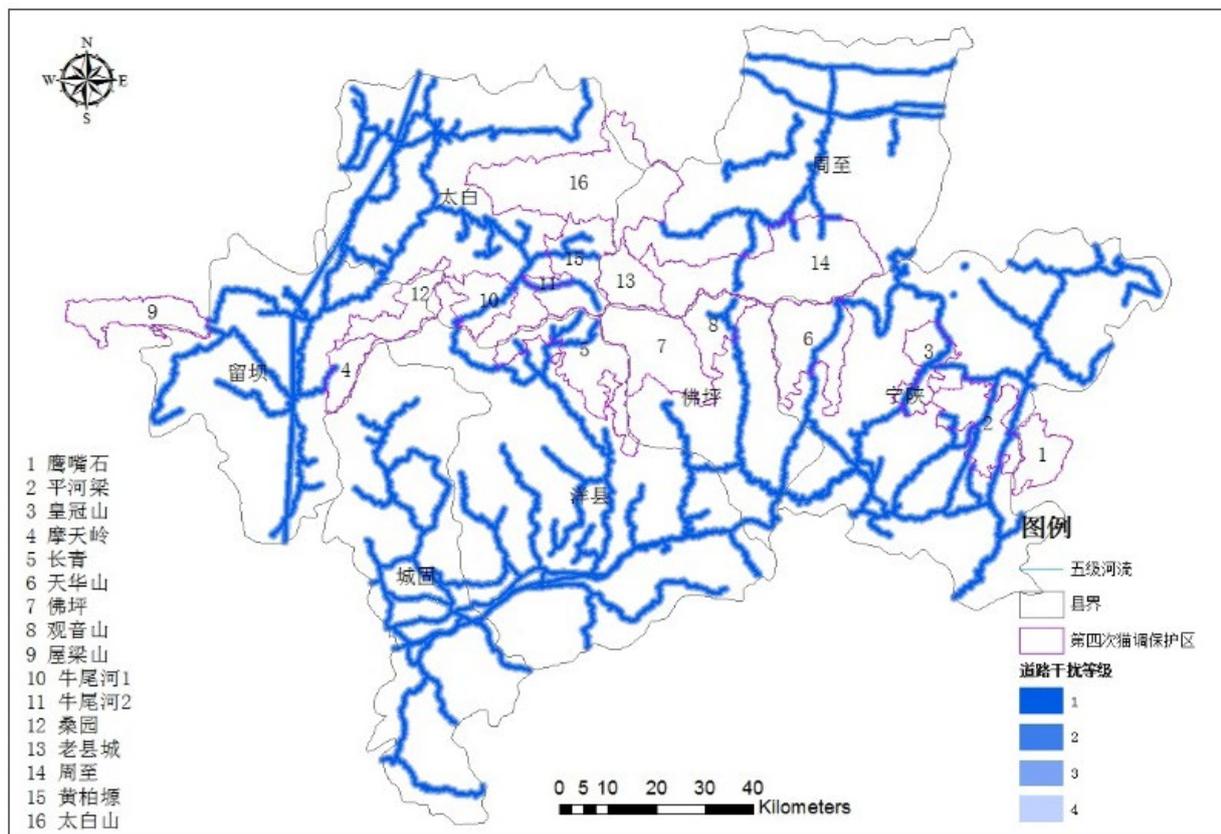


图 3-9 四调时秦岭地区的道路干扰图

3.2 岷山地区

3.2.1 大熊猫自然保护区概况

本报告的分析数据是基于第三次全国大熊猫普查（1999-2003 年）和不完整的第四次全国大熊猫普查（2010-2012）数据，对于 2003-2014 新建的保护区未考虑。两次普查范围的空间信息如图 3.10 所示。左图为三调范围（以保护区为边界范围），右图为四调范围（以县为边界范围）。

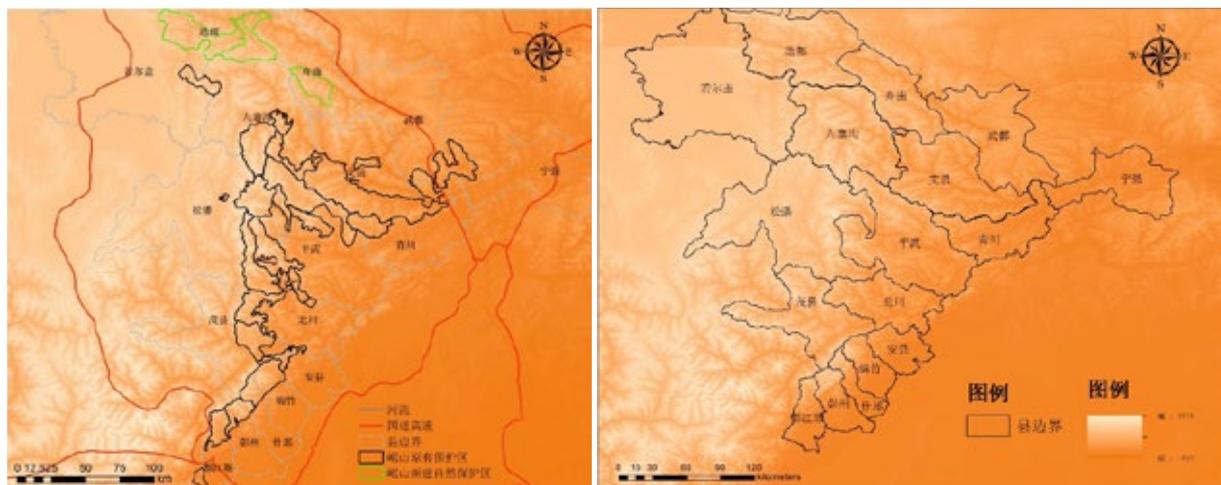


图 3-10 岷山地区大熊猫普查范围：左一第三次猫调范围，右一第四次猫调范围

表 3-3 岷山地区保护区基本信息

名称	类型	面积 (km ²)
白水江	原有保护区	2174.99
王朗	原有保护区	1131.91
白羊	原有保护区	771.04
九寨沟	原有保护区	650.69
雪宝顶	原有保护区	648.08
小寨子沟	原有保护区	647.86
九顶山	原有保护区	609.01
黄龙	原有保护区	570.77
裕河	原有保护区	525.19
宝顶沟	原有保护区	465.09
唐家河	原有保护区	370.71
勿角	原有保护区	362.54
白水河	原有保护区	308.28
龙溪虹口	原有保护区	302.40
小河沟	原有保护区	284.58
包座	原有保护区	247.71
千佛山	原有保护区	186.09
施家普	原有保护区	174.30
白河	原有保护区	161.49
尖山	原有保护区	108.34
泰安	原有保护区	92.08
片口	原有保护区	91.79
阿夏	新建保护区	1191.56
多尔	新建保护区	549.27
查岗	新建保护区	424.44

三调时岷山地区大熊猫保护区及走廊带基本信息如表 3-3 所示, 可看出岷山地区面积最大的保护区为白水江保护区, 面积为 2174.99km², 其次为王朗保护区, 面积为 1131.91km²。面积最小的保护区为片口保护区 (为 91.79km²)。各保护区的大熊猫数量数据来自各保护区的调查问卷以及全国第三次大熊猫普查, 分布数量最多的三个保护区依次为王朗、唐家河、小寨子沟。

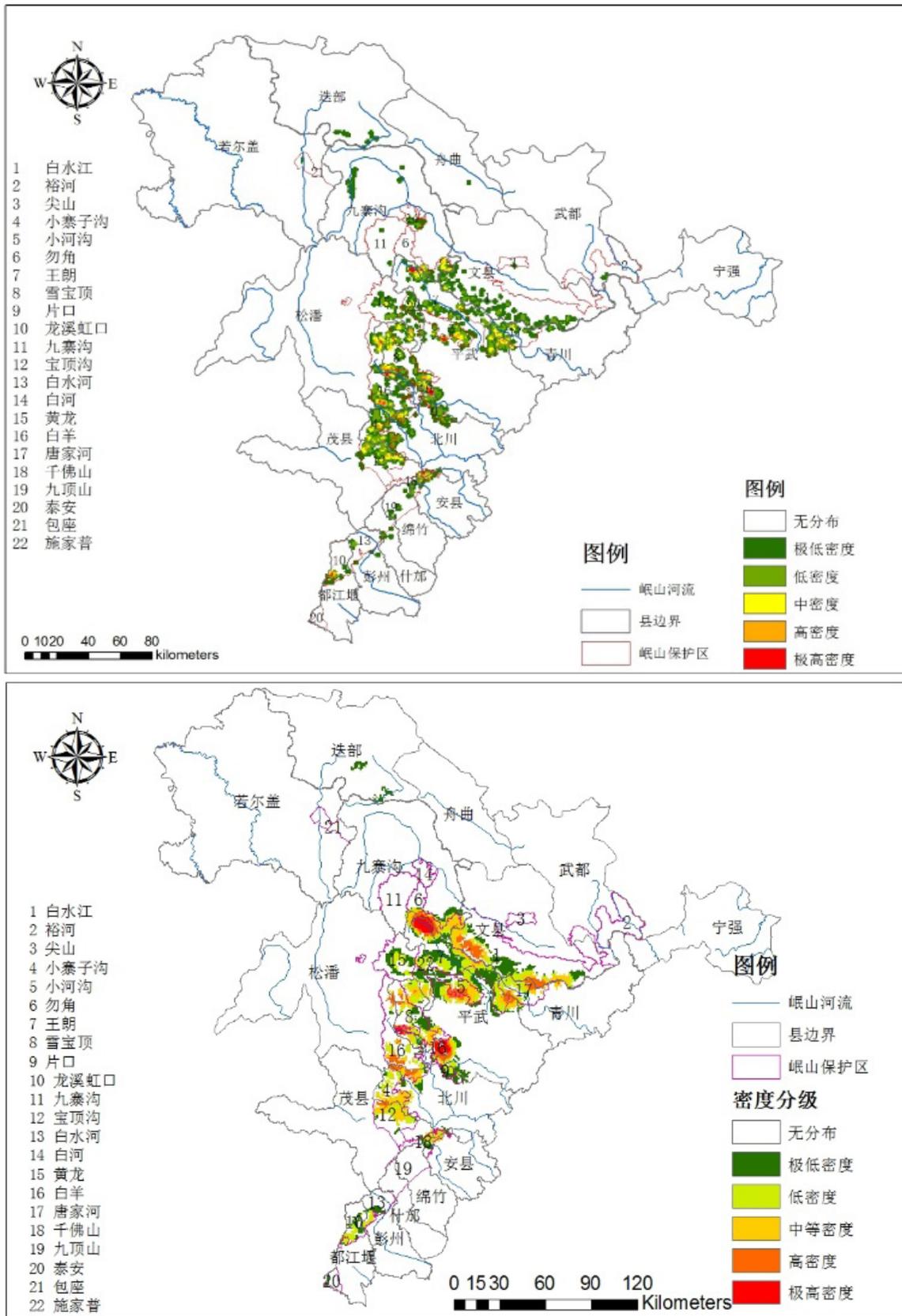


图 3-11 岷山大熊猫痕迹点分布密度等级图：左 --- 三调，右 --- 四调

3.2.2 大熊猫密度

利用全国大熊猫第三次、第四次普查获取的大熊猫野外痕迹点，制作了大熊猫的密度分布图（图 3-11），展示了岷山山系大熊猫密度分布状况，其中密度等级按照每 km² 大熊猫痕迹数量来划分，极低密度为 0-1 个 / km²，低密度 1-2 个 / km²，中等密度为 2-3 个 / km²，高密度为 3-4 个 / km²，极高密度为大于 5 个 / km²。可以看到三调时大熊猫的高密度分布区（图 3-11 左）主要分布在王朗、小寨子沟和唐家河等区域。而四调中大熊猫痕迹点密度明显加大，密度及高密度区域面积增加显著（图 3-11 右）。也有需要关注的区域，大熊猫痕迹失踪，如九寨沟、绵竹、什邡等。随着大熊猫密度增加必然向外扩散，要保护和恢复好周边的扩散通道及生境。

3.2.3 大熊猫主食竹

岷山分布了 12 种主食竹，包括团竹、龙头竹、八月竹、冷箭竹、拐棍竹、巴山木竹、秦岭箭竹、糙花箭竹、缺苞箭竹、青川箭竹、华西箭竹和短锥玉山竹，面积最大的为缺苞箭竹，其次为华西箭竹（图 3-12）。其中分布面积最大的为缺苞箭竹，为 2509.6km²，占到总面积的 34.73%（表 3-4）；其次为华西箭竹，面积为 1696.68km²，占到总面积的 23.48%，青川箭竹的面积也很大，为 1055.25km²。这三种竹种为岷山山系大熊猫的主要食物来源，三者占到总面积的 72.81%。其他竹种累积仅占到总面积的 27.19%。

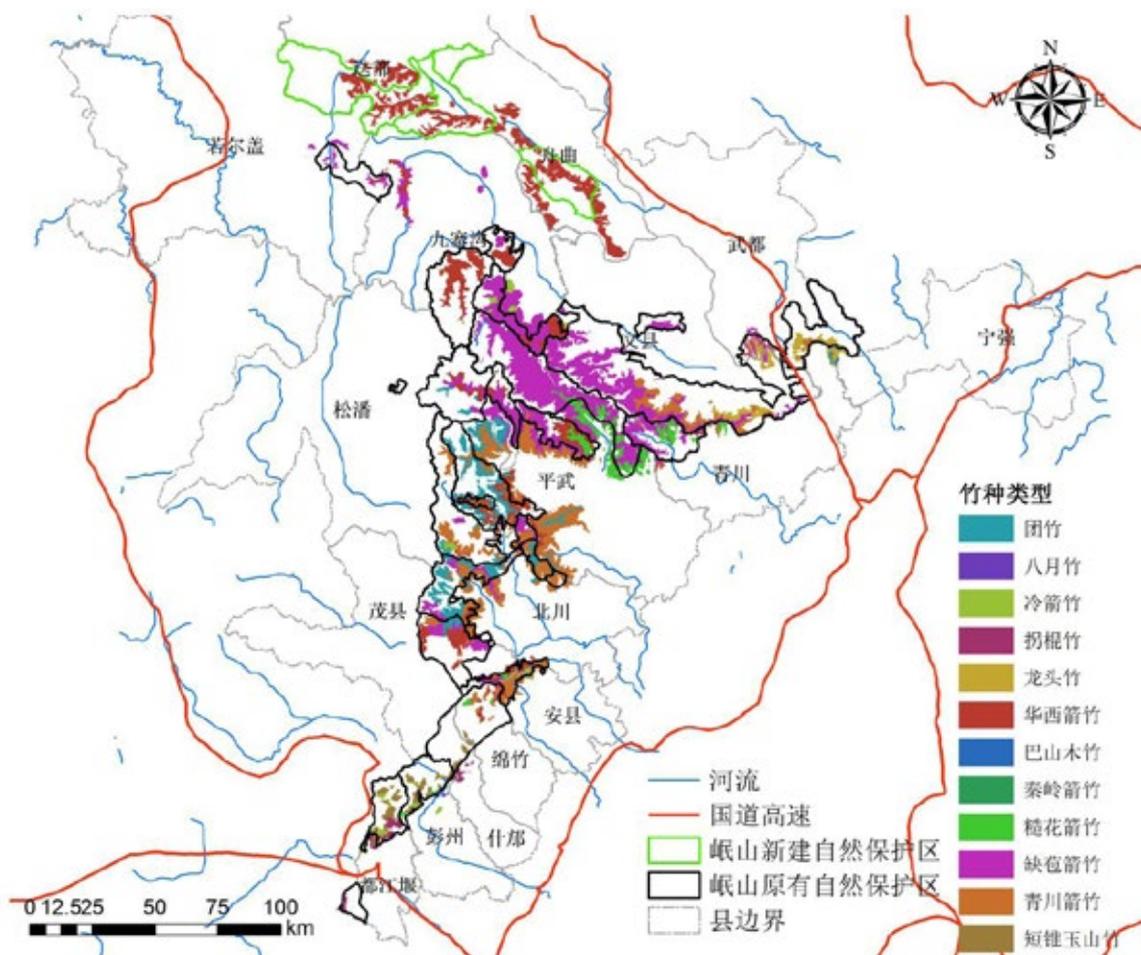


图 3-12 大熊猫主食竹空间分布图

从各保护区角度而言，王朗、尖山、白水江与唐家河保护区内主食竹种类以糙花箭竹为主，其他竹种类型较少分布，而查岗、包座、白河和九寨沟保护区内则以华西木竹为主，竹种类型较为单一，竹种丰富度较低，如果保护区内的主要竹种大面积开花，将对大熊猫产生致命的影响。宝顶沟、小寨子沟、九顶山等岷山中南部区域的保护区内则以两种或两种以上主食竹大面积分布，竹种丰富度较大，为大熊猫食物提供了多元化的选择，一定程度上可减缓单一竹种大面积开花对大熊猫造成的威胁。整体而言，岷山中北部和北部保护区的竹种较为单一，而中部和南部的雪宝顶、白羊和千佛山等保护区的竹种较为丰富。

对于岷山区域的熊猫而言缺苞箭竹是其主要食物来源之一，在空间分布上（图 3-12）来看，广泛分布生于海拔 1800 ~ 3400m 的针阔混交林和亚高山针叶林灌木层中。而华西箭竹则多生于海拔在 2450-3200 米的高山针叶林下，并形成大面积林地之下灌木群。

表 3-4 大熊猫主食竹面积

竹种类型	Bamboo type	面积 (km ²)	百分比 (%)
缺苞箭竹	<i>Fargesia denudata</i>	2509.59	34.73
华西箭竹	<i>Fargesia nitida</i>	1696.68	23.48
青川箭竹	<i>Fargesia rufa</i>	1055.25	14.6
团竹	<i>Fargesia obliqua</i>	617.03	8.54
短锥玉山竹	<i>Yushania brevipaniculata</i>	509.63	7.05
糙花箭竹	<i>Fargesia scabrida</i>	354.17	4.9
龙头竹	<i>Fargesia dracocephala</i>	211.22	2.92
冷箭竹	<i>Bashania fangiana</i>	135.48	1.88
拐棍竹	<i>Fargesia robusta</i>	115.14	1.59
秦岭箭竹	<i>Fargesia qinlingensis</i>	10.76	0.15
八月竹	<i>Chimonobambusa szechuanensis</i>	6.65	0.09
巴山木竹	<i>Bashania fargesii</i>	4.49	0.06

3.2.4 大熊猫栖息地

根据全国大熊猫第三次、第四次普查获取的大熊猫栖息地分布（图 3-13），可知岷山地区自然保护区大部分范围已包含在大熊猫栖息地和潜在栖息地内。从图 3.13 左可以看出，大部分的大熊猫栖息地分布在九寨沟、王朗、白水江这三个保护区以南的区域三部分，且各保护区的熊猫栖息地较为连贯，西边区域的阿夏、多尔和查岗三个新建立的保护区其栖息地较小，且较为破碎，均以潜在栖息地连接。

图 3-13 右显示第四次猫调时岷山大熊猫栖息地有变化，北部迭部区域有减少，舟曲有增加，岷山南部斑块有破碎化趋势。

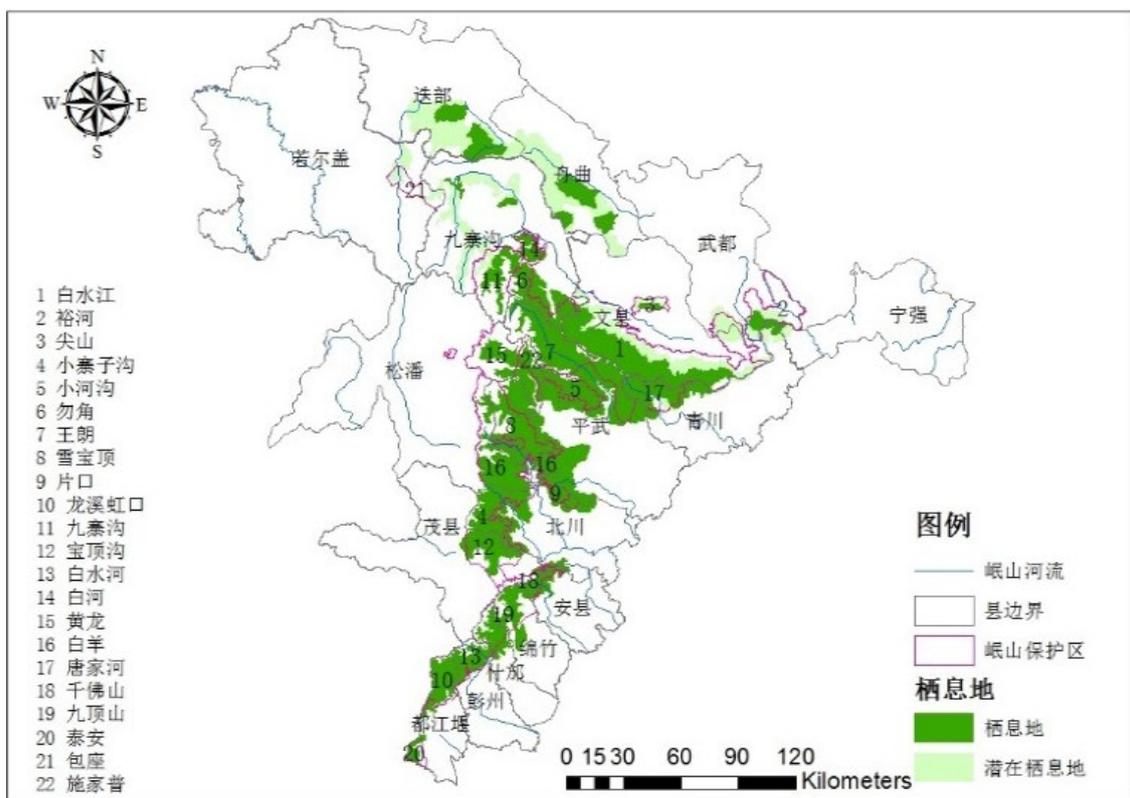
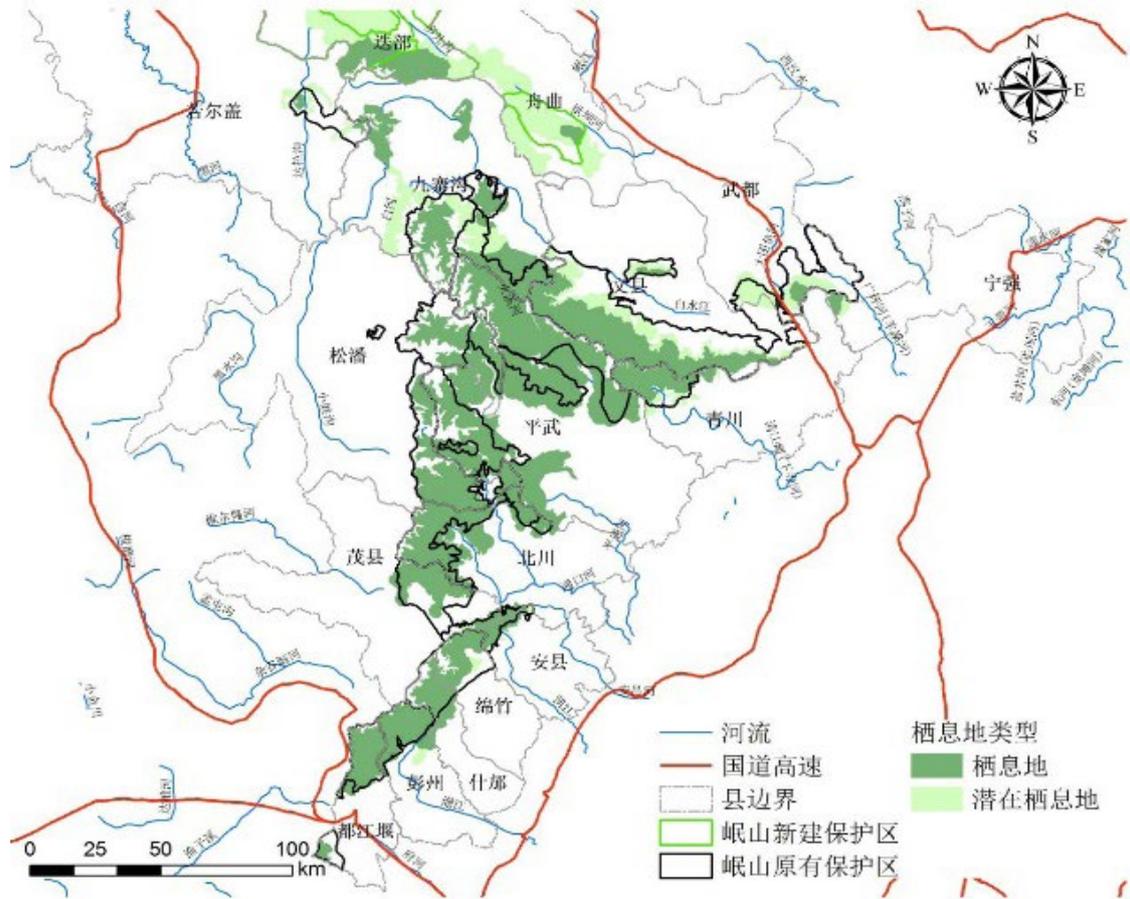


图 3-13 岷山大熊猫栖息地分布图：左 --- 三调，右 --- 四调

3.2.5 竹子开花信息

3.2.5.1 第二次全国大熊猫普查期间竹子开花情况

第二次全国大熊猫普查的时间为 1985–1988 年，数据来源主要是当地保护区的存档资料以及全国第二次大熊猫普查报告，由于均为纸质资料，后期进行了扫描以及跟踪数字化，图 3-14 所示为第二次普查期间的岷山地区竹子开花空间图。

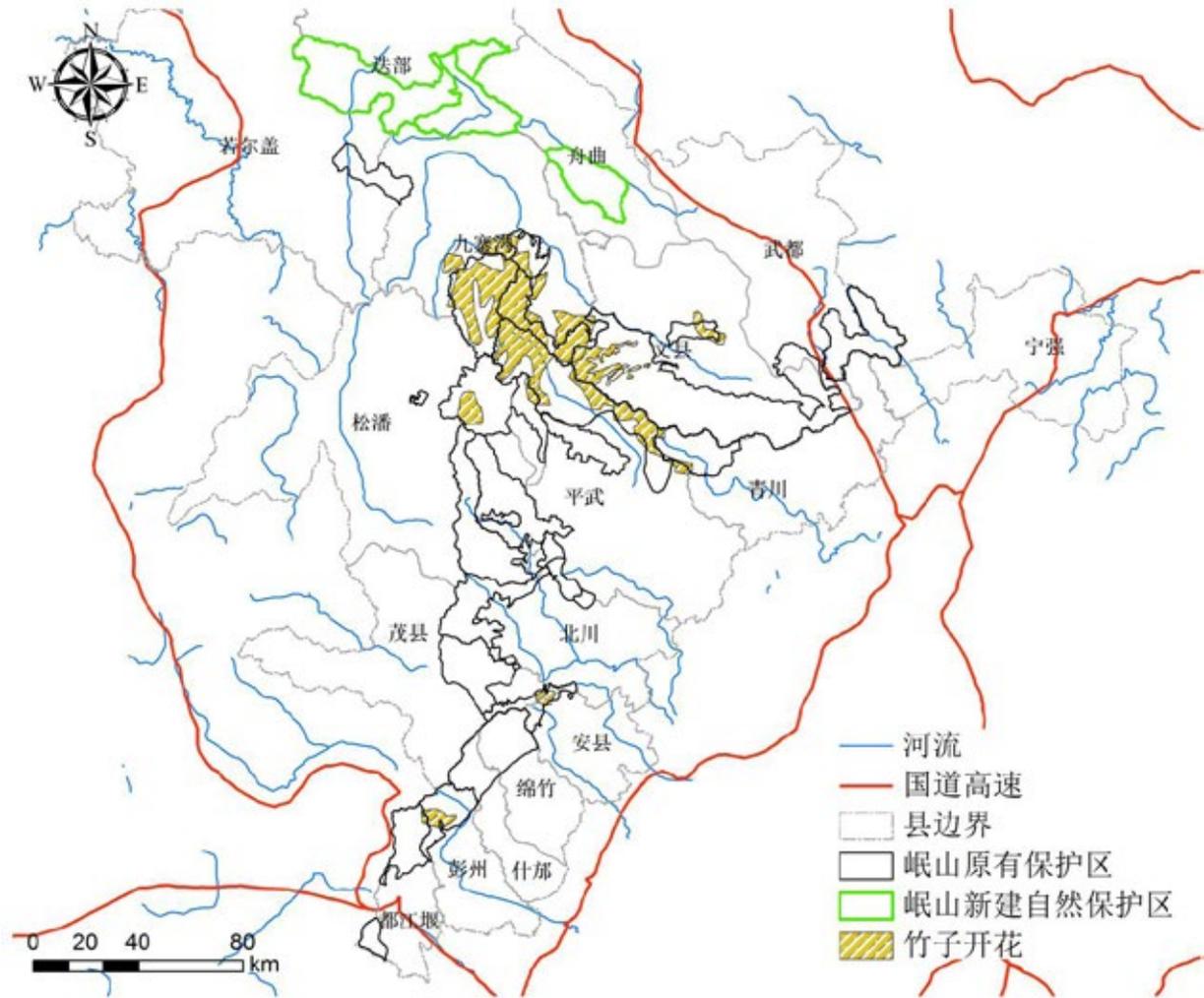


图 3-14 第二次大熊猫普查中竹子开花空间分布图

可见，竹子开花区域多集中在岷山区域的中部，主要分布在九寨沟、黄龙、王朗和施家普等保护区。在 1980–1985，在王朗和白水江保护区的西北部，曾经有大面积开花的记录。

3.2.5.2 第三次全国大熊猫普查期间及之后的竹子开花情况

1999 年至今的竹子开花信息是通过调查问卷的方式获取的，其信息包括竹子开花时间、开花面积、空间位置以及是否有后期抚育措施等。为了更加完善竹子开花信息，项目组对岷山地区各保护区还进行了竹子实生苗信息的调查，通过实生苗的当前年龄推算该地区竹子开花的时间。后期根据回收到的调查问卷，进行空间位置识别，并空间化为地理信息数据库中的基础元素，完善竹子开花信息数据库。图 3-15 展示了岷山地区第三次大熊猫普查期间至今竹子开花空间分布图。

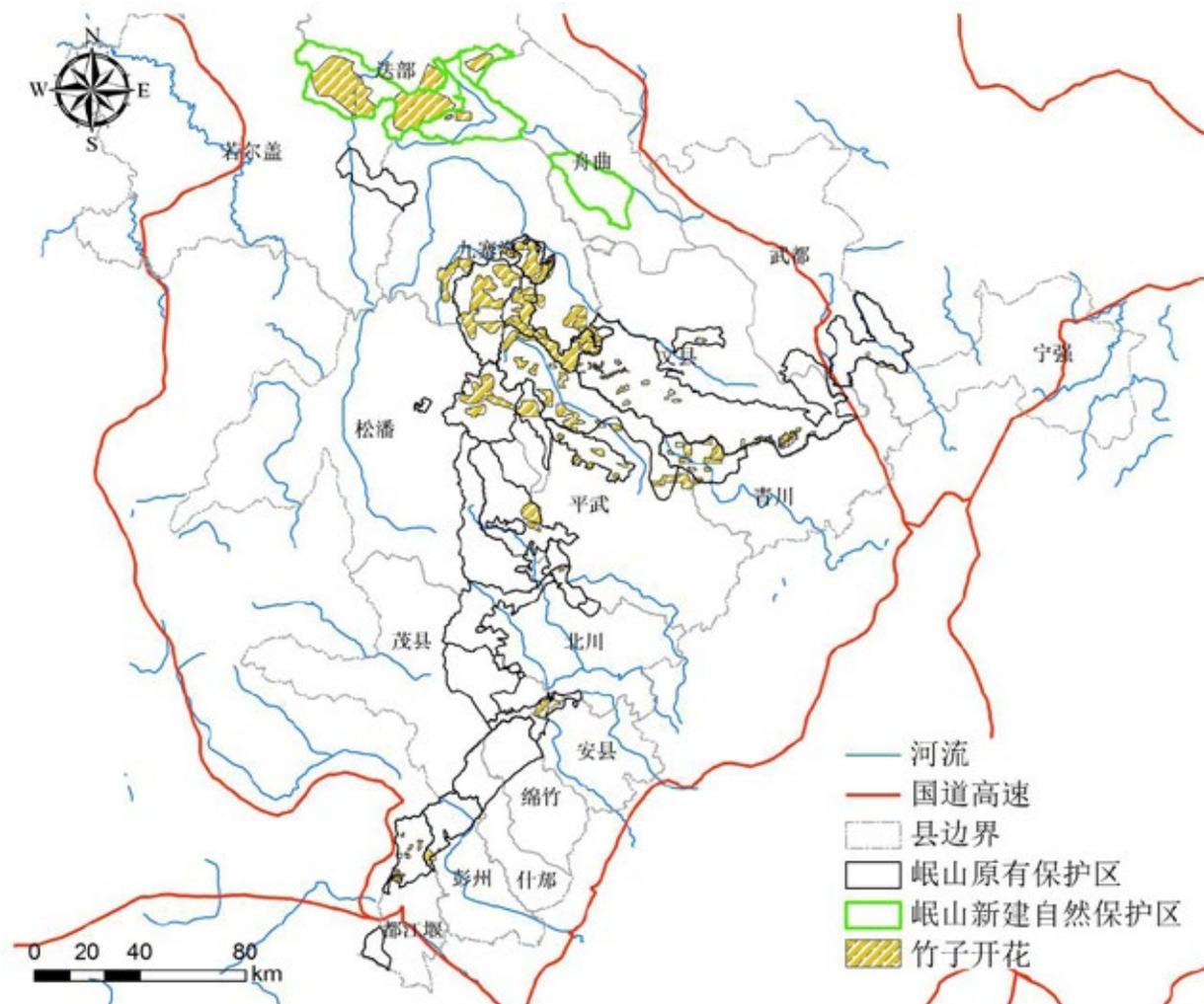


图 3-15 全国大熊猫第三次普查至今主食竹开花空间分布图

从图 3-15 可知,自 2000 年左右以来,岷山山系南部的龙溪、虹口、千佛山出现零星的竹子开花,面积相对较小。岷山山系东中部的雪宝顶、王朗、白水江等保护区均有零星的开花现象。而九寨沟、白河、勿角、黄龙以及唐家河等保护区都有较为大面积的竹子开花现象。在西北部的阿夏和多尔保护区,出现大面积连续的竹子开花现象。

3.2.6 干扰信息状况

3.2.6.1 三调时的人为干扰单因子及多因子综合分析

根据岷山地区近年的实际人为活动状况,本报告选择了具有代表性的 6 种人为干扰因素类型进行分析,包括道路干扰、放牧干扰、旅游干扰、耕种干扰、割竹挖笋干扰、采伐干扰。由于人为干扰具有一定的影响范围,对此为每种干扰类型做了 4 个范围区间的缓冲带,缓冲半径分别为 250m, 500m, 750m 和 1000m,并分别赋予干扰等级为弱、中、强和极强,干扰赋值分别为 1-4。如图 3-16 所示。

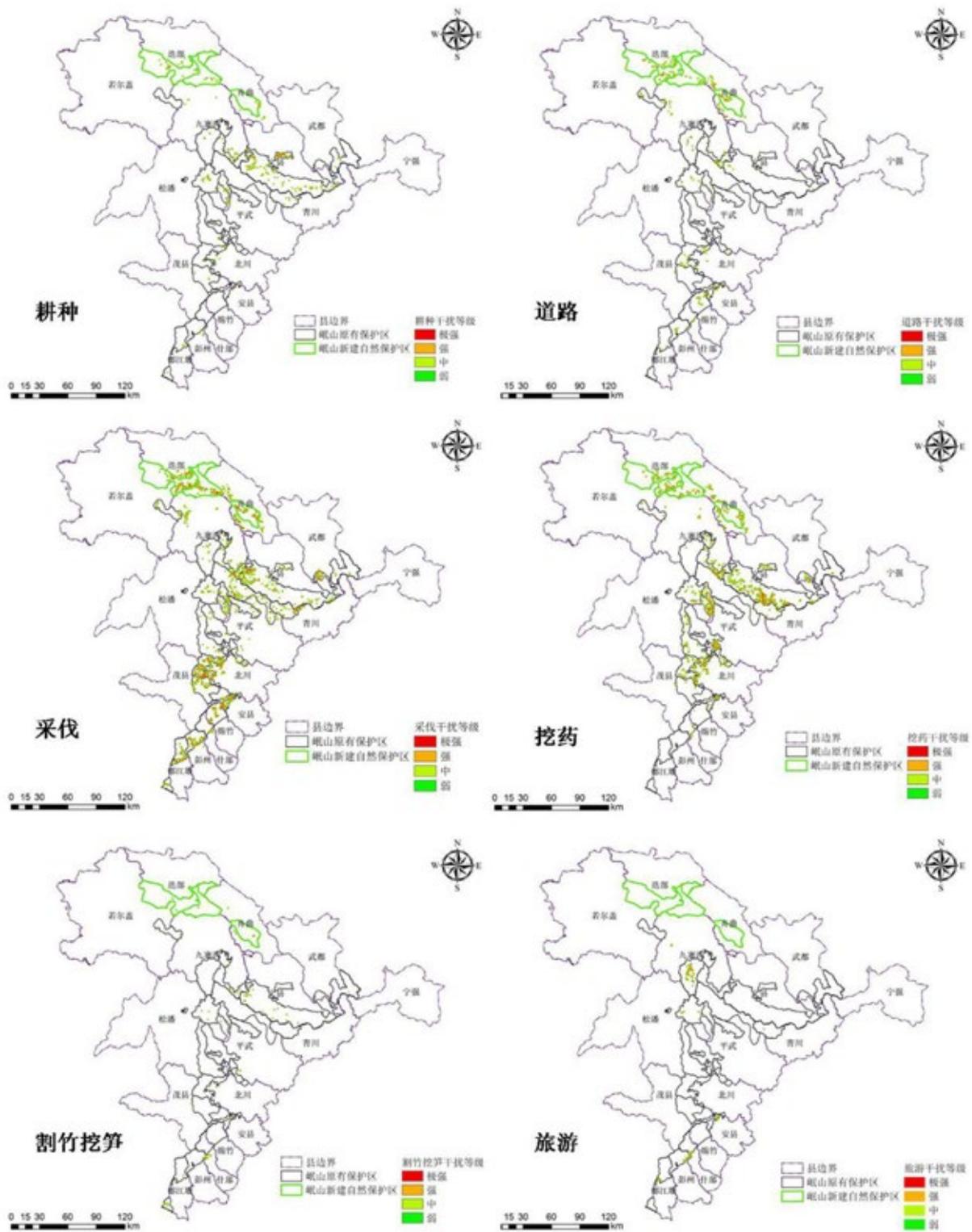


图 3-16 岷山地区人为干扰单因子等级图

各种生境干扰因子对于大熊猫种群的影响大小是有区别的，根据各种资料和野外调查经验，都只能对大熊猫选择的倾向性提供定性的判断，而无法用定量的数据结果来表征。但各因子的影响力

是不同的，需要进行综合评估。综合评估方法同前面 3.1.6.1 节。根据该权重计算人为干扰因子的综合影响等级，对计算结果分为五个等级，分别为极弱、弱、中、强和极强，对应赋值为 1-5。结果如图 3-17 所示：

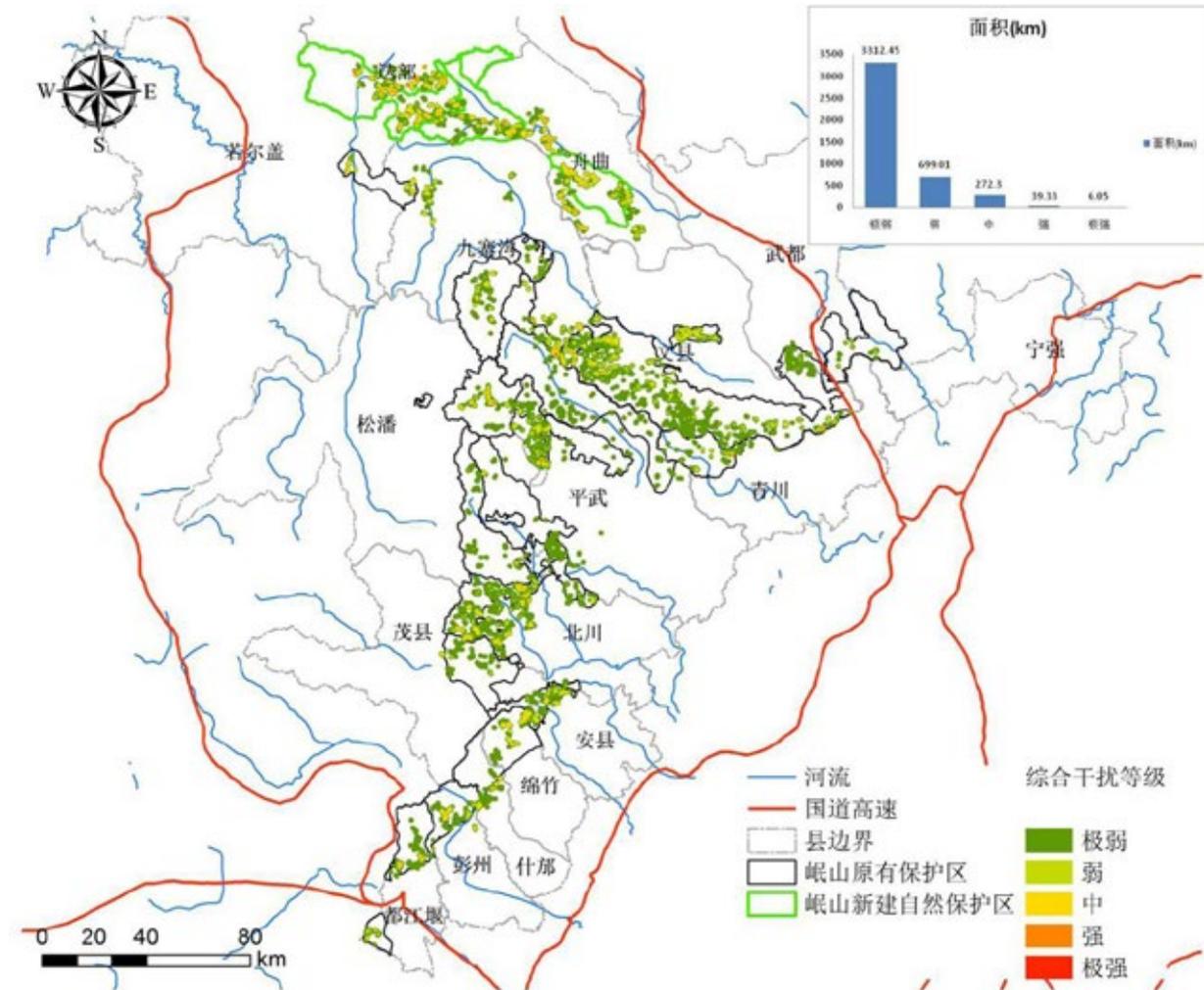


图 3-17 人为干扰综合影响等级图

从极强到极弱面积为递增，极弱干扰面积达到了 3312.45km^2 ，而极强面积仅为 6.05km^2 。从保护区的角度来看，干扰强度较大的为阿夏、黄龙、查岗和小寨子沟四个保护区，主要原因是这三个区域的采伐与挖药的干扰强度较大。人为干扰程度最弱的区域为王朗保护区以东的区域、小寨子沟以南的区域，而阿夏保护区西部、雪宝顶保护区中部、白羊保护区南部、九顶山和裕河保护区的大部分区域为无干扰区域。

3.2.6.2 四调时的道路干扰

项目组没有能够获得四调时的人为干扰数据，通过别的渠道获得道路分布数据，本报告就仅分析道路干扰的影响，无法和三调时人为干扰多因素影响结果相比较。道路干扰见图 3-18。

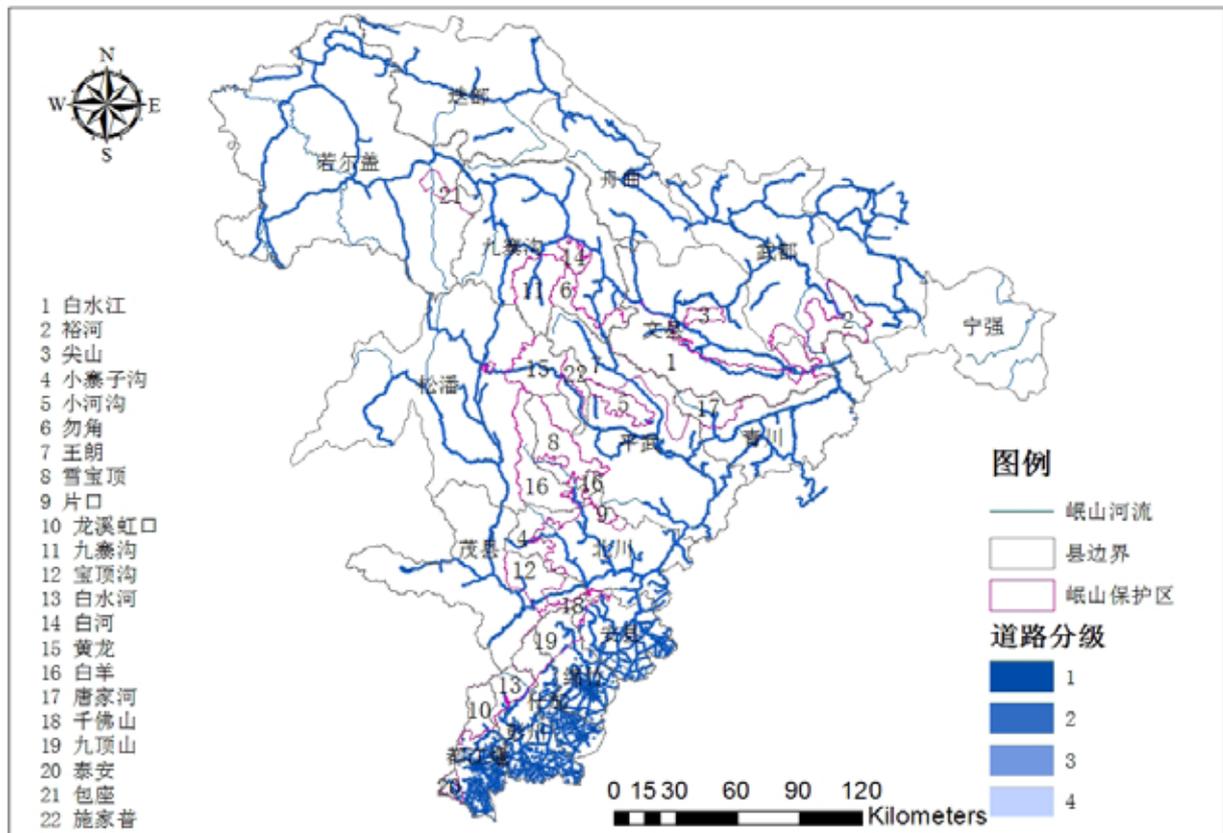


图 3-18 四调时的道路干扰图

3.3 本章小结

3.3.1 秦岭地区数据

(1) 大熊猫分布数量较多的有周至、佛坪、老县城和观音山自然保护区，目前均已成为国家级大熊猫自然保护区，保护了秦岭山系 70% 以上的大熊猫种群。秦岭分布了四种主食竹，分别为巴山木竹、秦岭箭竹、龙头竹和华西箭竹，面积最大的为巴山木竹，其次为秦岭箭竹。秦岭西部和东部保护区竹种较为单一，而中部的长青、佛坪和观音山的竹种较为丰富。

(2) 全国大熊猫第二次普查期间，秦岭山系竹子开花呈现零星分布，主要集中在佛坪、长青和老县城。全国大熊猫第三次普查期间竹子开花除了太白山、厚畛子林场和天华山有较大面积开花外，其他地区均为零星开花。问卷调查结果显示第四次猫调期间秦岭地区也有竹子零星开花区域。

(3) 三调时，秦岭地区割竹挖笋、采伐和公路，较弱的为耕种和旅游是较强烈的人为干扰因素。综合干扰等级来看，桑园、黄柏塬和菜子坪三个保护区人为干扰强度较大，干扰强度最弱的为周至南部和佛坪保护区。四调时，道路发展很快，产生影响。

3.3.2 岷山地区数据

(1) 大熊猫分布数量较多的有王朗、小寨子沟和唐家河等保护区。其中王朗目前均已成为国家级大熊猫自然保护区，保护了岷山山系大量的大熊猫种群。岷山分布 12 种主食竹，包括团竹、

龙头竹、八月竹、冷箭竹、拐棍竹、巴山木竹、秦岭箭竹、糙花箭竹、缺苞箭竹、青川箭竹、华西箭竹和短锥玉山竹，面积最大的为缺苞箭竹，其次为华西箭竹。

(2) 全国大熊猫第二次普查期间，在王朗和白水江保护区的西北部，曾经有大面积开花的记录。全国大熊猫第三次普查期间，岷山山系南部的龙溪、虹口、千佛山出现零星的竹子开花，面积相对较小。岷山山系东中部的雪宝顶、王朗、白水江等保护区均有零星的开花现象。而九寨沟、白河、勿角、黄龙以及唐家河等保护区都有较为大面积的竹子开花现象。在西北部的阿夏和多尔保护区，出现大面积连续的竹子开花现象。问卷调查结果显示第四次普查期间岷山地区也有竹子零星开花区域。

(3) 三调时，岷山地区割竹挖笋、采伐和公路是较强烈的人为干扰因素。综合干扰等级来看，干扰强度较大的为阿夏、黄龙、查岗和小寨子沟四个保护区，主要原因是这三个区域的采伐与挖药的干扰强度较大。四调时，道路发展很快，产生影响。

4. 竹子开花风险预测分析

4.1 风险数据库构建

竹子开花风险信息是竹子开花影响评估的核心，也是进行风险评估的前提，因此，必须科学合理的构建风险库。竹子开花风险数据库的构建在本报告中主要包括以下三部分：(1) 获取秦岭、岷山山系中各主食竹斑块 1974 年前的最近一次开花时间；(2) 确定秦岭主食竹（巴山木竹、秦岭箭竹、龙头竹、华西箭竹）和岷山主食竹（团竹、龙头竹、八月竹、冷箭竹、拐棍竹、巴山木竹、秦岭箭竹、糙花箭竹、缺苞箭竹、青川箭竹、华西箭竹和短锥玉山竹）的开花周期；(3) 制定合理可行的开花风险体系划分标准。

4.1.1 获取各主食竹斑块 1974 年前的最近一次开花时间

根据大熊猫全国普查信息（国家林业局，2006）可知，第一次普查时间为 1974 年-1977 年，第二次普查为 1985 年-1988 年，第三次普查为 1999-2003 年。为了获取每个主食竹斑块最近一次开花时间，首先，获取三次全国大熊猫普查的主食竹分布空间分布矢量图层，然后运用竹子开花信息进行求差运算。详细步骤如下：

(1) 获取自 1974 年之前大面积开花的时间。项目收集了全国大熊猫三次普查的数据，发现第二、第三次均有关于竹子大面积开花的记录，但在第一次普查期间未提及竹子开花的情况，可能说明在 1974-1977 年之间秦岭、岷山地区均未出现大熊猫主食竹大面积开花现象。第二、第三次普查期间已经开花的主食竹的竹龄较容易确定，但除此之外的竹子的年龄或其最近一次开花时间的确认成为本研究的关键假设前提。首先，可以确认的是这部分竹子的最近一次开花时间一定在第一次大熊猫普查 1974 年之前（否则应该会在三次普查中有记载）；其次，按照秦岭箭竹、华西箭竹 60 年的开花周期来算，那么 1955 年之前这部分竹子不应该大面积开花，因为假定 1955 年大面积开花，那么截止到 2014 年应该即将 60 年周期，应该出现大面积开花，但事实并非如此，秦岭、岷山山系只是

有零星开花，并未出现大面积开花，据此可以推断该部分主食竹的开花时间应该在 1955 年之后（图 4-1）。综上所述，这部分主食竹上次开花时间应在 1955 年至 1974 年间，为了科学的推断未来主食竹的开花时间，本报告设立三个情景，即 1970 年（情景 1）、1965 年（情景 2）和 1960 年（情景 3）作为该部分主食开花的最后年限分别进行预测。其中基于 1970 年（情景 1）开花假设进行预测的风险及开花影响结果在本报告进行详细阐述，其他两种情景下的开花风险预测结果参看附录 1 部分。



图 4-1 1974 年前的最近一次开花时间推算图

（2）获取第二次全国大熊猫普查期间开花的竹子分布。数据主要来自第二次全国大熊猫普查的报告，通过对历史资料图进行扫描，然后使用 Arcgis10.0 进行地理空间配准（Georeference 工具），进行跟踪数字化每一个开花斑块，并赋值开花时间等属性信息。

（3）第三次普查期间的开花数据，无需进行二次处理，直接按照对秦岭、岷山两地区各保护区收回的调查问卷信息，根据问卷描述开花时间和空间位置，作为该主食竹斑块的第三次普查以来的开花时间。

通过以上方法，获取了秦岭、岷山地区各主食竹斑块最近一次开花时间及空间格局。

4.1.1.1 秦岭地区主食竹不同时间段竹子开花格局

如图 4-2 所示。可见秦岭山系主食竹最近一次大面积开花大部分是 1974 年前。全国大熊猫第二次普查期间（1980-1985 年）大面积开花主要分布于四个区域：佛坪-观音山南部，长青-老县城-黄柏塬交界处，平河梁以及桑园-牛尾河间过渡区，这些分布区皆为大熊猫的高密度分布区（图 3-2），其中前两个区域占绝大部分面积。全国大熊猫第三次普查期间开花面积主要集中在 3 个区域：佛坪保护区东部，老县城保护区西部和平河梁保护区东南部。2005 年以来大面积开花主要集中在太白山、天华山和皇冠山以及秦岭山系的西南部。

所有主食竹中 1974 年以来一直未大面积开花的主食竹约占主食竹总面积的 84.18%（表 4-1），其次为 2005-2012 年期间开花面积约为 446.6km²，约占总面积的 10.43%。开花面积最少的为 2000 年左右的第三次普查期间，由此可知秦岭山区主食竹绝大部分区域为近 60 年来未曾开花区，可被认为是潜在开花区。根据竹子周期性的大面积开花，尤其是天然竹林的大面积开花往往具有突发性，且开花后没有比较有效的治理办法，恢复一般需要 8~10 年时间，难以在短时间内满足大熊猫的取食要求，故而一旦该区域的主食竹如同时大面积开花，后果将十分严重。

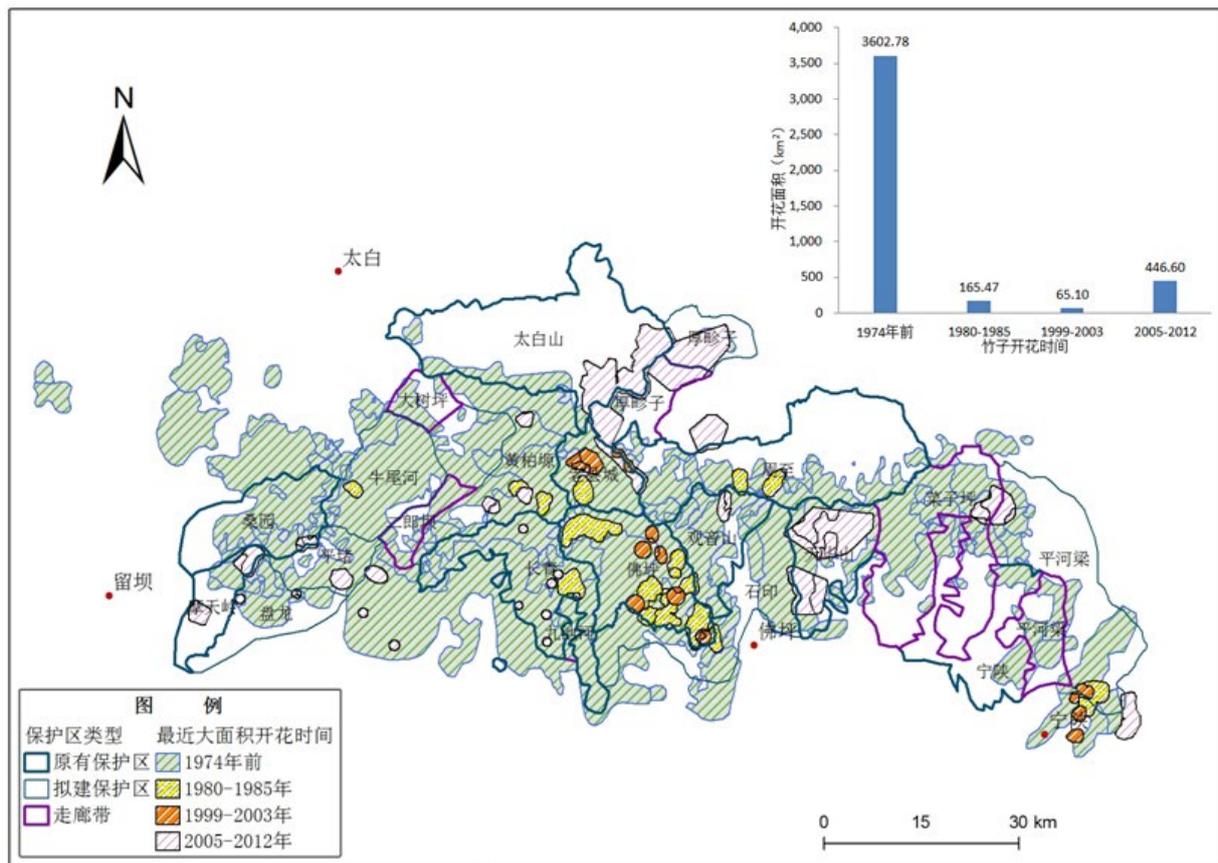


图 4-2 秦岭山系各主食竹的不同时间段开花分布图

表 4-1 不同时段开花统计信息

时间段	总面积 (km ²)	占百分比 (%)
1974 年前开花而当前未开花	3602.78	84.18
1980-1985 开花	165.47	3.87
1999-2003 开花	65.10	1.52
2005-2012 开花	446.60	10.43

4.1.1.2 岷山地区主食竹 1974 年前的最近一次竹子开花格局

如图 4-3 所示，格局不同于秦岭。全国大熊猫第二次普查期间（1980-1985 年）大面积开花主要分布在九寨沟、王朗、勿角以及白水河等保护区，其中前两个区域占绝大部分面积。全国大熊猫第三次普查期间开花面积主要集中在 3 个区域：九寨沟中部，黄龙和白河等保护区。2005 年以来大面积开花主要集中在甘肃的迭部地区和四川勿角保护区，白水江和雪宝顶保护区有零星开花。三个开花时间段（1980-1985, 1999-2003, 2005-2012）的开花面积相似，分别占总面积的 15.55%，12.33%，12.42%（表 4-2）。

所有主食竹中 1974 年以来一直未大面积开花的主食竹约占主食竹总面积的 59.68%（表 4-2），

由此可知岷山区域主食竹有接近 60% 的区域有很快开花的风险，一旦这些区域的主食竹同时大面积开花，后果也比较严重。

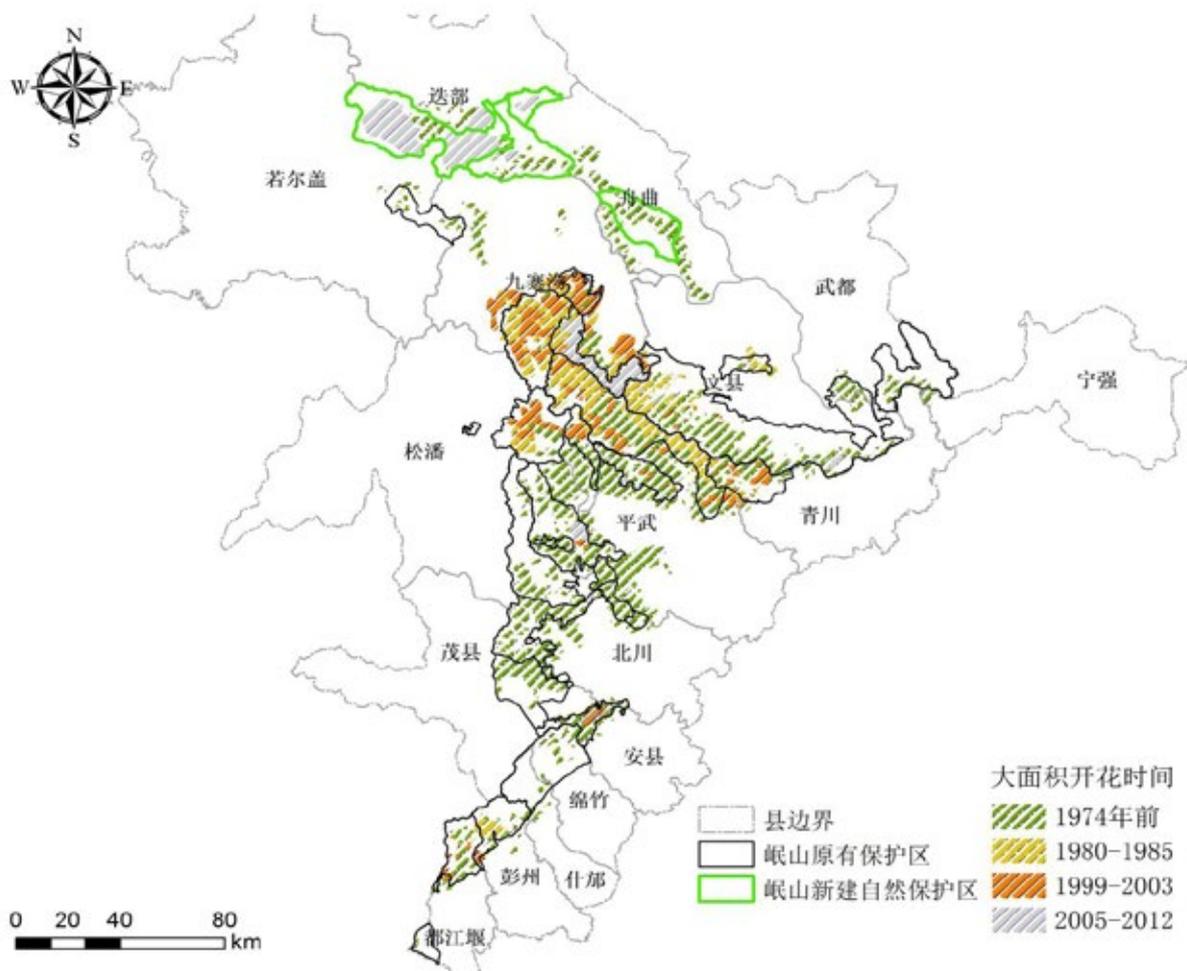


图 4-3 岷山山系各主食竹的不同时间段开花分布图

表 4-2 不同时段大面积开花统计信息

时间段	总面积 (km ²)	占百分比 (%)
1974 年前开花而当前未开花	5483.75	59.68
1980-1985 开花	1429.09	15.55
1999-2003 开花	1133.74	12.33
2005-2012 开花	1141.63	12.42

4.1.2 获取各主食竹的开花周期

各主食竹的开花周期主要是通过查询文献资料获取（黄花梨 1995；柴振林 等 2006；林树燕和毛高喜 2007；王小红 2009；雷开明 等 2011），见表 4-3。

表 4-3 秦岭、岷山地区大熊猫主食竹开花周期

竹种类型	Bamboo type	开花周期（年）
短锥玉山竹	<i>Yushania brevipaniculata</i>	20
拐棍竹	<i>Fargesia robusta</i>	40
缺苞箭竹	<i>Fargesia denudata</i>	
冷箭竹	<i>Bashania fangiana</i>	50
巴山木竹	<i>Bashania fargesii</i>	
糙花箭竹	<i>Fargesia scabrida</i>	
八月竹	<i>Chimonobambusa szechuanensis</i>	60
华西箭竹	<i>Fargesia nitida</i>	
团竹	<i>Fargesia obliqua</i>	
秦岭箭竹	<i>Fargesia qinlingensis</i>	
青川箭竹	<i>Fargesia rufa</i>	
龙头竹	<i>Fargesia dracocephala</i>	

4.1.3 风险等级划分标准

为了更好评定不同时期的风险情况，本研究制定统一的风险评定标准。标准如下，按照开花周期进行四种风险等级（低，中，高，极高）的划分，见表 4-4。

表 4.4 风险等级划分标准

距下个开花期（年）	开化风险
大于 10	低风险
6-10	中等风险
3-5	高风险
0-2	极高风险

4.2 预测秦岭地区主食竹开花风险空间格局

本项目设置了三个情景，参考 4.1.1 节。其中基于 1970 年（情景 1）开花假设进行预测的风险及开花影响结果详细阐述如下，其他两种情景下的开花风险预测结果参看附录 1 部分。

4.2.1 2020 年

从空间分布格局而言（图 4-4），2020 年秦岭地区大熊猫主食竹大部分区域处于极高风险区，面积达到了 2063km²，占到总面积的 49% 左右（表 4-5），主要分布在秦岭西部、西南部和部分南部区域。保护区角度主要位于长青南部和西部区域，牛尾河、黄柏塬、桑园保护区的西部区域；中

等风险区大部分分布在中部、北部和东部区域，占比 42%。而低风险区域呈零星分布，仅占 9%。可见，2020 年竹子开花风险极高。

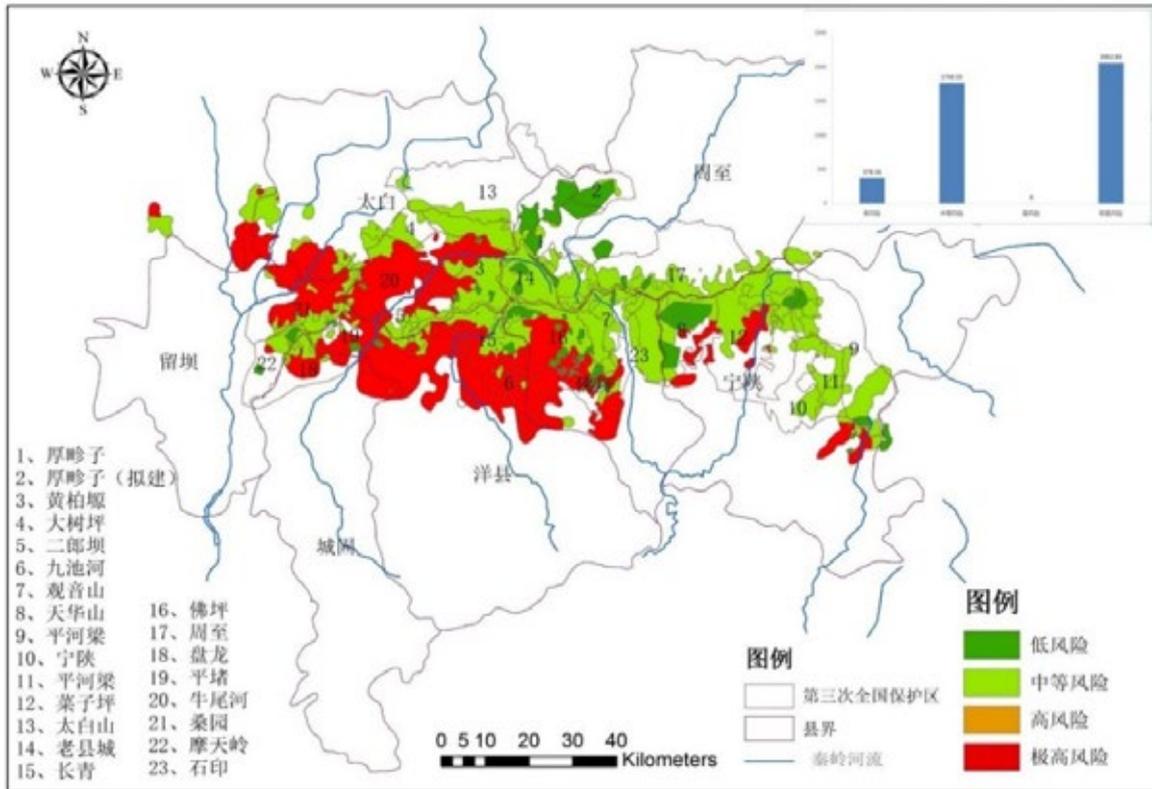


图 4-4 2020 年秦岭竹子开花风险等级空间图

表 4-5 各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	378.16	8.90
中风险	1766.55	41.90
高风险	0	0
极高风险	2062.84	49.20

结合大熊猫高密度分布区域可知，大熊猫主要分布在极高风险区域，包括长青中部海拔 1800m 左右的位置，佛坪中部区域，牛尾河保护区。长青与佛坪两个保护区内大熊猫总数量达到 128 只，占到秦岭地区大熊猫数量的 50% 左右，其内部大熊猫分布密集区大部分分布于极高风险区，但其周边范围处于中等风险区域，相对减弱了对大熊猫的威胁，有利于大熊猫的扩散。北部及东部区域为中等和低风险区域，大熊猫在面临竹子开花威胁时，可以通过向这些区域扩散减缓威胁。故这些区域的生境需要保护和必要的恢复。

4.2.2 2030 年

从空间分布格局而言（图 4-5），2030 年秦岭地区大熊猫主食竹大部分区域处于低风险和极高风险

风险两个情况，极高风险面积达到了 2063km²，占到总面积的 49%（表 4-6），但情况与 2020 年不同，主要开花区转到了中部、北部、东部及西部部分区域，应该是高海拔区域。保护区角度主要位于太白山南部、长青北部、佛坪北部、黄柏塬南部、老县城、观音山、天华山西部及北部、盘龙北部、平河梁保护区。低风险区域则分布在秦岭山区的西部和西南部区域，如桑园、牛尾河以及长青 - 佛坪保护区的南部。中、高风险区的面积较少，累积面积只有 50 km²，仅占到总面积的 0.9%，主要呈现零星分布状，斑块的面积很小。

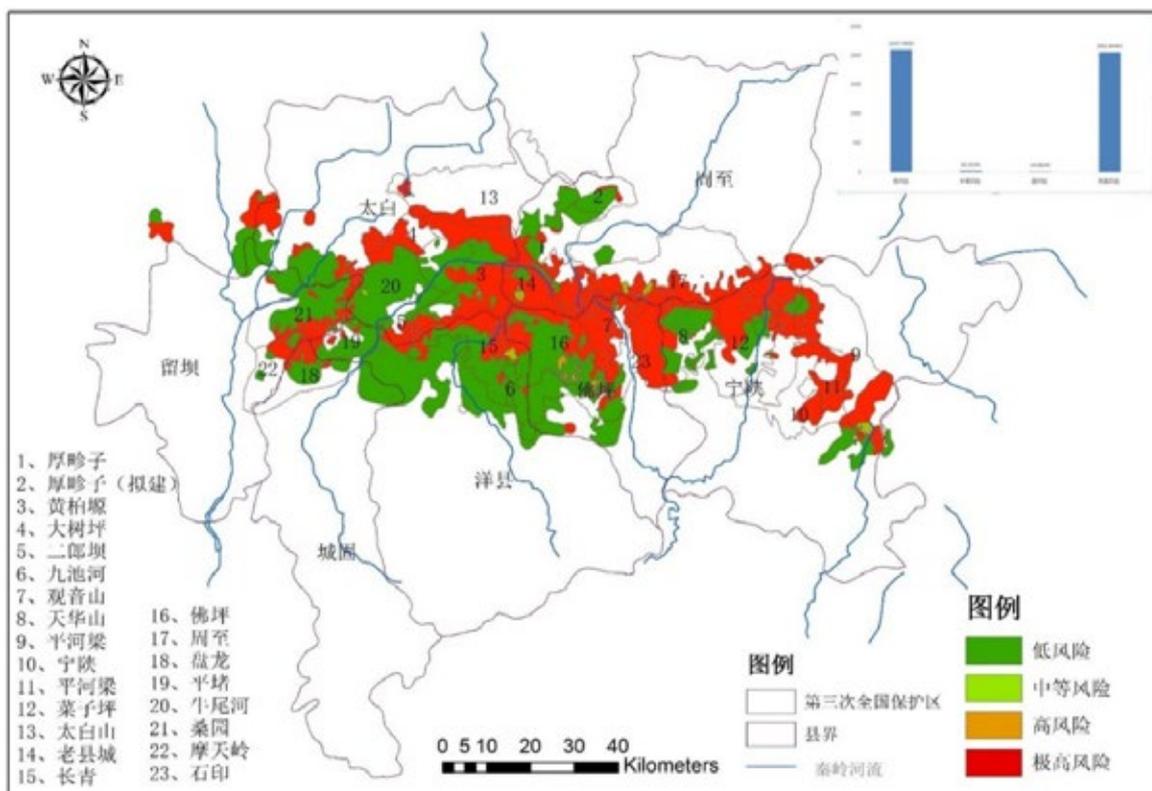


图 4-5 2030 年秦岭竹子开花风险等级空间图

表 4-6 各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	2103.70	50.00
中等风险	26.30	0.60
高风险	14.70	0.30
极高风险	2062.80	49.00

结合大熊猫高密度分布区域 (>3 个 /km²) 可知，大熊猫主要分布的极强风险区域包括太白山保护区南部、牛尾河 - 长青的过渡带、长青的北部以及佛坪 - 观音山交接地带。整体来看，由于大熊猫高密度区主要处于极高风险与极低风险区域在空间上处于邻接关系，便于大熊猫从高危区域迁移扩散到邻近的低危区域，故而对大熊猫的威胁有一定的减缓作用。

结合 2020 年竹子开花的风险可知，2020 年处于较低海拔的巴山木竹存在极大的开花风险，巴山木竹开花后，根据自然更新的规律，实生苗 7-8 年即可成长为成竹，可供大熊猫采食。2030 年时秦岭箭竹存在开花的极高风险，但巴山木竹自开花时间已过 10 年左右，原开花区竹种基本更新完毕，而且已经发育为成竹，保证了大熊猫食物总量的稳定性，从而缓解了 2030 年秦岭箭竹开花对大熊猫的威胁。

4.2.3 2040 年

从空间分布格局而言（图 4-6），2040 年秦岭地区大熊猫主食竹开花风险几乎都处在低风险，面积达到了 4152km²，占到总面积的 99% 左右（表 4-7），高风险区域仅分布在佛坪保护区；极高风险区主要集中在长青小部分、老县城小部分、周至保护区中部两个区域以及平河梁的中南部地区。

除了老县城、佛坪和长青保护区内的高、极高风险开花区域有大熊猫高密度分布区域，其余大部分高密度区分布于低风险区内，故而 2040 年竹子开花对大熊猫的影响较小，但佛坪保护区需要关注。

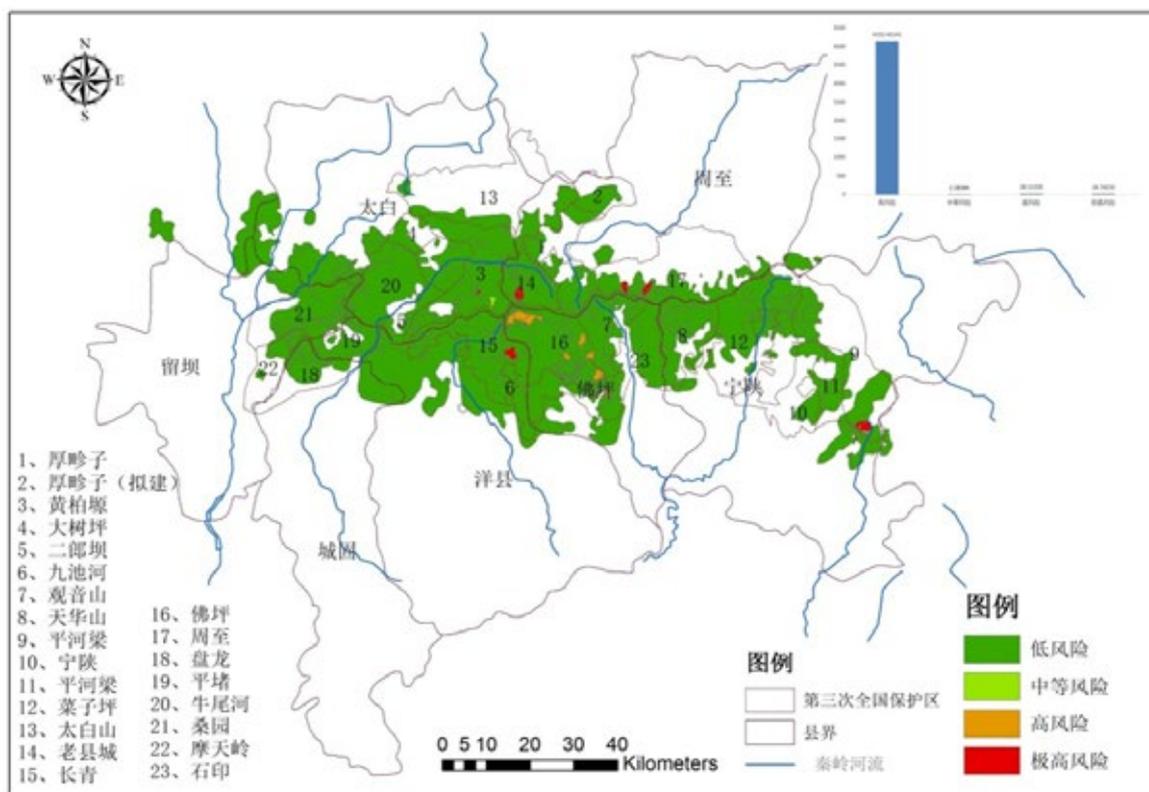


图 4-6 2040 年秦岭竹子开花风险等级空间图

表 4-7 各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	4152.43	98.70
中风险	2.28	0.10
高风险	28.11	0.70
极高风险	24.74	0.60

4.3 预测岷山地区主食竹开花风险空间格局

4.3.1 2020 年

从空间分布格局而言(图 4-7),2020 年岷山地区大熊猫主食竹很少部分区域处于高、极高风险区,面积仅 756 km², 占到总面积的 9% 左右(表 4-8), 其中高风险区主要分布在岷山区域的中部和南部, 从保护区角度来看, 主要位于唐家河、白河和王朗等保护区, 较高风险区域主要零星分布在岷山山系的中部区域的唐家河和白水江等保护区。中等风险区域和低风险区域较大, 中等风险区域占 45%, 主要分布在岷山南部和北部; 低风险区域也占到了 47%, 主要分布在岷山的中部及北部区域。

结合大熊猫高密度分布区域可知, 有大熊猫主要分布的高风险区域, 包括唐家河和王朗等保护区, 特别是在王朗自然保护区的南部有较高的密度分布。幸运的是在王朗和唐家河的高风险区域周围零散的分布着低风险区域和中等风险区域, 这样熊猫应该能有效的避开竹子开花的区域, 而迁移到其他的区域中生存。对于岷山的其他区域基本没有竹子开花风险。

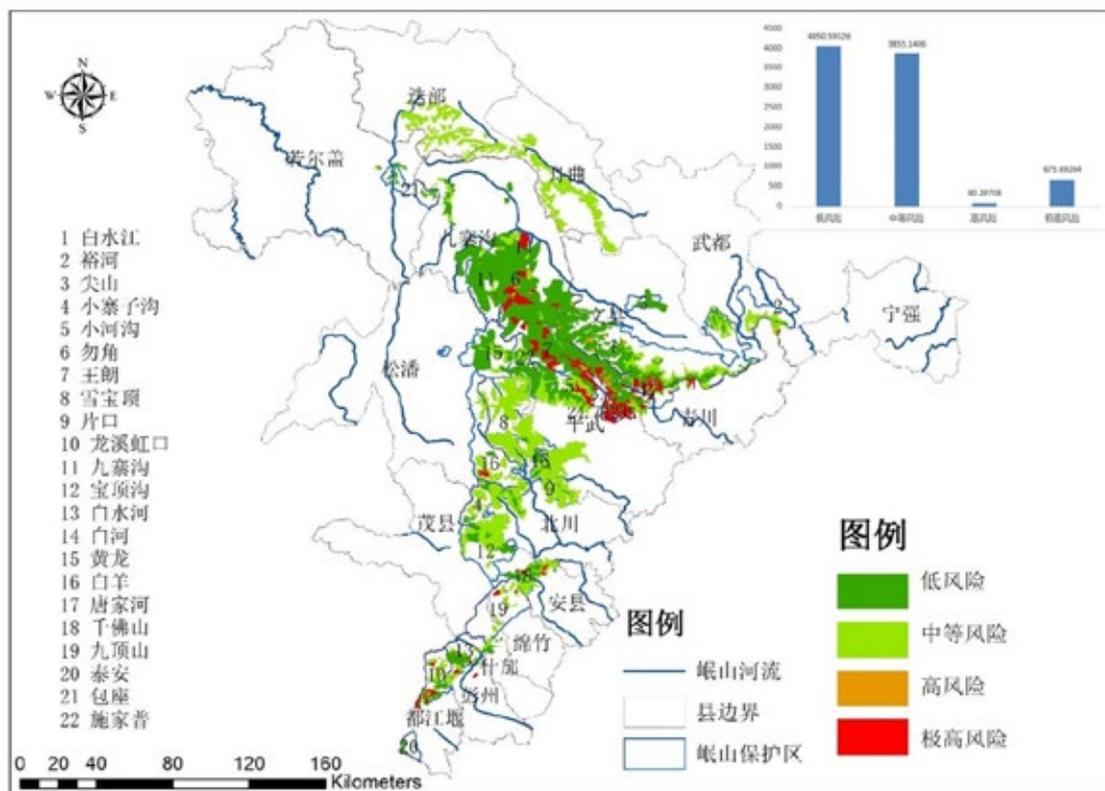


图 4-7 2020 年岷山竹子开花风险等级空间图

表 4-8 2020 年各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	4050.59	46.74
中等风险	3855.14	44.52
高风险	80.30	0.93
极高风险	675.69	7.81

4.3.2 2030 年

相比 2020 年，2030 年的开花风险区域大得多，从空间分布格局而言（图 4-8），2030 年岷山地区大熊猫主食竹大部分区域处于极高风险和高风险区内，面积达到了 4633km²，占到总面积的 53%（表 4-9），包括岷山区域的南部、北部、中部西侧及东部区域。南部以雪宝顶、白羊、小寨子沟和宝顶沟等保护区尤为严重，极高风险区域集中且周围少见中低风险的区域，北部则集中分布在多尔和查岗等新建的保护区。此外，岷山中部区域也有零星分布。中等风险和低风险区域多分布在岷山中部以及南段。

结合大熊猫分布区域可知，大熊猫主要分布的高风险区域包括雪宝顶、白羊、小寨子沟和宝顶沟等保护区。整体来看，岷山区域南部的大熊猫高密度区基本和竹子开花高风险区域重合，且周围少见中低风险的区域，因此 2030 年该区域的大熊猫将面临较大的食物缺乏威胁。

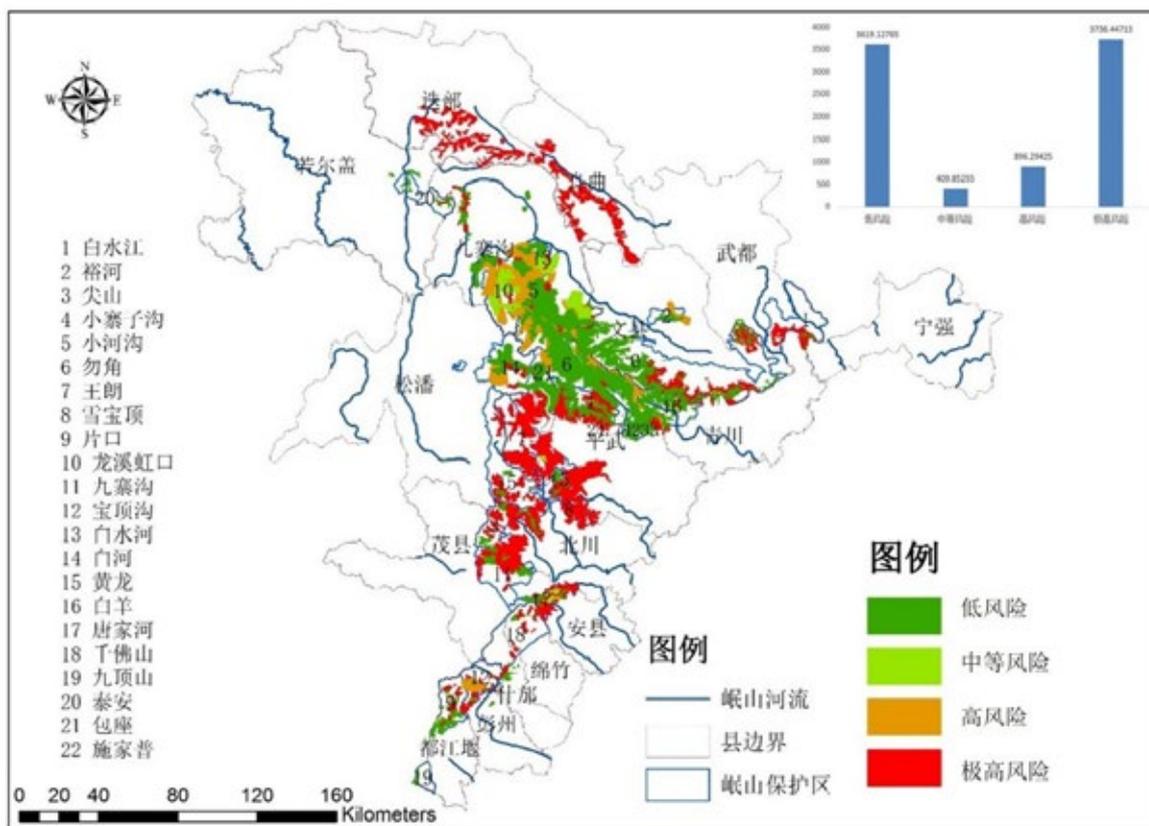


图 4-8 2030 年岷山竹子开花风险等级空间图

表 4-9 2030 年各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	3619.12	41.78
中等风险	409.85	4.73
高风险	896.29	10.34
极高风险	3736.44	43.14

4.3.3 2040 年

从空间分布格局而言（图 4-9），2040 年岷山地区大熊猫主食竹开花面积较小，其大部分区域处于低风险及中等区域内，其中低风险区域面积达到了 6073km²，占到总面积的 70% 左右，中等风险面积达 2156 km²，占到总面积的 25% 左右（表 4-10）。这是因为 2030 年大面积的竹子开花已经结束，并经过了 10 年的回复，实生苗已经成竹。2040 年的主食竹开花高风险区域主要分布在九寨沟保护区。2040 年的高风险区域面积较小且区域周围分布着低风险区域，这可以给熊猫提供躲避的空间。因此，2040 年竹子开花风险对大熊猫的影响较小。

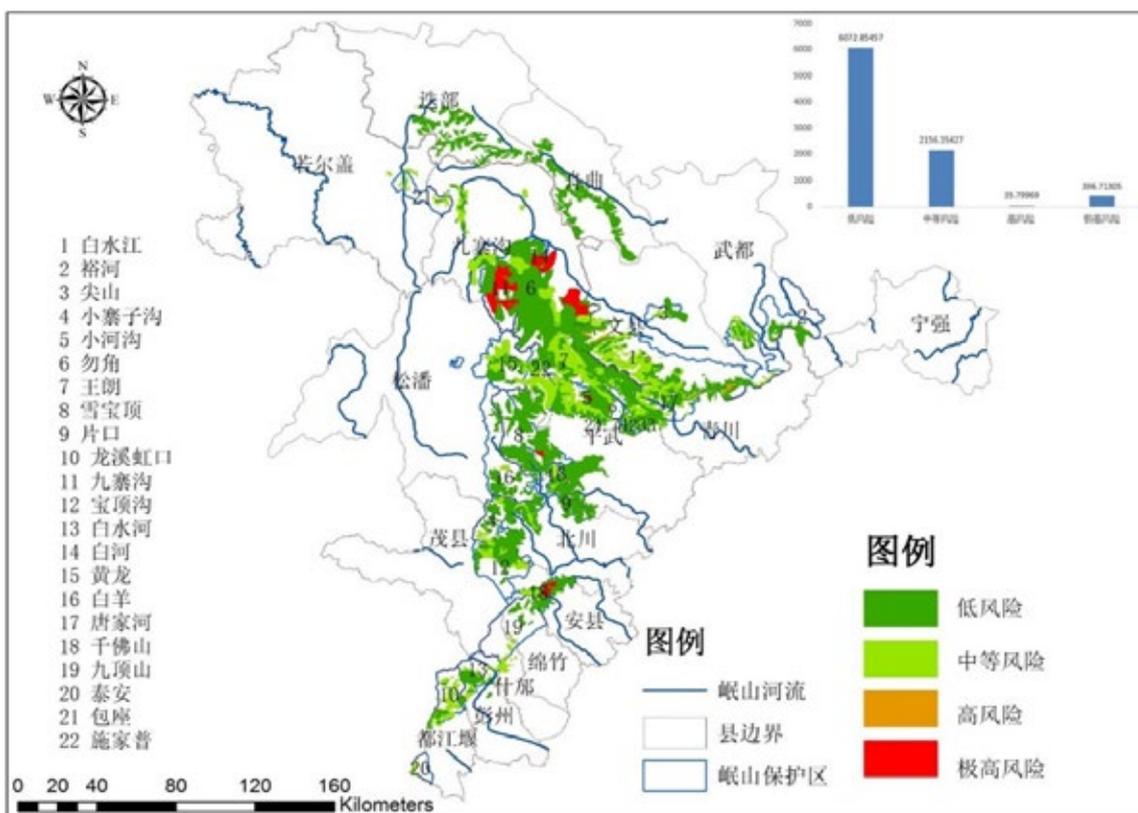


图 4-9 2040 年岷山竹子开花风险等级空间图

表 4-10 2040 年各风险等级面积比例

风险等级	面积 (km ²)	百分比 (%)
低风险	6072.85	70.1
中等风险	2156.35	24.8
高风险	35.80	0.41
极高风险	396.71	4.59

4.4 本章小结

4.4.1 秦岭地区竹子开花预测

2020 年左右秦岭山系大熊猫主食竹存在大面积同时开花的风险。2020 年秦岭地区大熊猫主食竹大部分区域处于极高风险区，面积达到了 2063km²，约占到总面积的 49%；空间位置主要分布于秦岭山系的西部、西南部和部分南部区域；中等风险区大部分分布在中部、北部和东部区域，占比 42%。而低风险区域呈零星分布，仅占 9%。大熊猫主要分布在极高风险区域，包括长青中部海拔 1800m 左右的位置，佛坪中部区域，牛尾河保护区。长青与佛坪两个保护区大熊猫分布密集区大部分分布于极高风险区，但其周边范围处于高风险区域，相对减弱了对大熊猫的威胁。北部及东部区域为中等和低风险区域，大熊猫在面临竹子开花威胁时，可以通过向这些区域扩散减缓威胁。

2030 年左右秦岭山系主食竹的开花风险较 2020 年左右较大缓和，主食竹大部分区域处于 2030 年秦岭地区大熊猫主食竹大部分区域处于低风险和极高风险两个情况，极高风险面积达到了 2063km²，占到总面积的 49%，但情况与 2020 年不同，主要开花区转到了中部、北部、东部及西部部分区域，应该是高海拔区域。低风险区域面积有 2104 km²，占到总面积的 50%，则分布在秦岭山区的西部和西南部区域。中、高风险区的面积较少，累积面积只有 41 km²，仅占到总面积的 0.9%，主要呈现零星分布状，斑块的面积很小。

2040 年秦岭地区大熊猫主食竹开花风险几乎都处在低风险，面积达到了 4152km²，占到总面积的 99% 左右，高风险区域仅分布在佛坪保护区；极高风险区主要集中在长青小部分、老县城小部分、周至保护区中部两个区域以及平河梁的中南部地区。故而 2040 年竹子开花大熊猫的影响较小，但佛坪保护区需要关注。

4.4.2 岷山地区竹子开花预测

2020 年岷山地区大熊猫主食竹很少部分区域处于高、极高风险区，面积仅 756 km²，占到总面积的 9% 左右，其中高风险区主要分布在岷山区域的中部和南部，从保护区角度来看，主要位于唐家河、白河和王朗等保护区，较高风险区域主要零星分布在岷山山系的中部区域的唐家河和白水江等保护区。中等风险区域和低风险区域较大，中等风险区域占 45%，主要分布在岷山南部和北部；低风险区域也占到了 47%，主要分布在岷山的中部及北部区域。

2030 年岷山地区大熊猫主食竹大部分区域处于极高风险和高风险区内，面积达到了 4633km²，占到总面积的 53%，包括岷山区域的南部、北部、中部西侧及东部区域。南部以雪宝顶、白羊、小寨子沟和宝顶沟等保护区尤为严重，极高风险区域集中且周围少见中低风险的区域，北部则集中分布在多尔和查岗等新建的保护区。此外，岷山中部区域也有零星分布。中等风险和低风险区域多分布在岷山中部以及南段。

2040 年岷山地区大熊猫主食竹开花面积较小，其大部分区域处于低风险及中等区域内，其中低风险区域面积达到了 6073km²，占到总面积的 70% 左右，中等风险面积达 2156 km²，占到总面积的 25% 左右。这是因为 2030 年大面积的竹子开花已经结束，并经过了 10 年的回复，实生苗已经成竹。

2040 年的主食竹开花高风险区域主要分布在九寨沟保护区。2040 年的高风险区域面积较小且区域周围分布着低风险区域，因此，2040 年竹子开花风险对大熊猫的影响较小。

5. 竹子开花影响分析

本报告以情景一的 2020 年秦岭、岷山地区的竹子开花预测为例，对其综合影响进行分析。主要从竹子开花对大熊猫种群、食物以及栖息地三个方面的影响展开分析，并对分析竹子开花单因素作用与竹子开花 - 人为干扰多因素（三调）或与竹子开花 - 道路干扰双因素（四调）共同作用对三个方面的影响。

5.1 秦岭地区

5.1.1 基于三调数据的秦岭竹子开花影响分析

5.1.1.1 对大熊猫种群影响

5.1.1.1.1 竹子开花单因素对大熊猫种群的影响

在对竹子开花单因素对大熊猫种群影响分析时，首先把竹子开花的风险分为 4 个风险等级，即低风险、中等风险、高风险和极高风险（见前面表 4-4），并分别赋值 1-4；对大熊猫的种群密度分为 6 个等级，即无分布、极低密度、低密度、中等密度、高密度、极高密度，分别赋值为 0-5（见前面 3.1.2 节）。对于竹子开花与大熊猫种群进行叠加分析时，需要考虑其权重影响，本研究采用了美国运筹学家 Saaty 创立的层次分析法（即 AHP 方法）（许树柏 1988）中的权重比较法，一种基于两两指标比较的方法，相对客观，计算出的各指标权重也相对客观，而非完全由专家直接给定，是系统分析方法中常用的一种用于确定权重的方法。判断标准列于表 5-1，对不同因素建立对比矩阵。

表 5-1 AHP 方法获取大熊猫种群密度与竹子开花风险对比矩阵

	大熊猫种群密度	竹子开花风险
大熊猫种群密度	1	4
竹子开花风险	1/4	1

计算得各权重值为 0.2 和 0.8。叠加获取每个像元区域后，需要对每个多栅格像元进行加权求和，最后根据获取的指数值进行重新分类。本报告中评价竹子开花对大熊猫种群的影响划分 4 个级别，即低影响、中等影响、较强影响和强影响。最后获取的影响等级如图 5-1 左。

由图 5-1 左可看出，对大熊猫种群较强影响和强影响的区域主要分布在长青保护区、佛坪保护区、牛尾河保护区、老县城保护区这四个区域，由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较大，且大熊猫的分布密度亦较高，使得这些区域的影响程度较大。从面积统计来看（表 5-2），这两种风险级别所占整个主食竹的面积 3% 和 7%，两者之和仅 10%，但这并不代表不足以引起重视，由于这

两个风险级别区域具有较高密度的大熊猫分布，一旦竹子开花将会对大熊猫种群造成重大影响。

值得注意的是在太白山东部、天华山与周至交界和皇冠山北部区域虽然大熊猫分布密度相对较高，但其影响程度处于中等影响，甚至弱影响，主要原因是截止到2020年该区域的竹子开花风险较低，不会对大熊猫种群造成较大影响。根据各级别的面积可知，其中低影响和中等影响所占面积分别为2998 km²和318 km²，累积占到总面积的90%，但其中大部分区域为大熊猫低分布区。

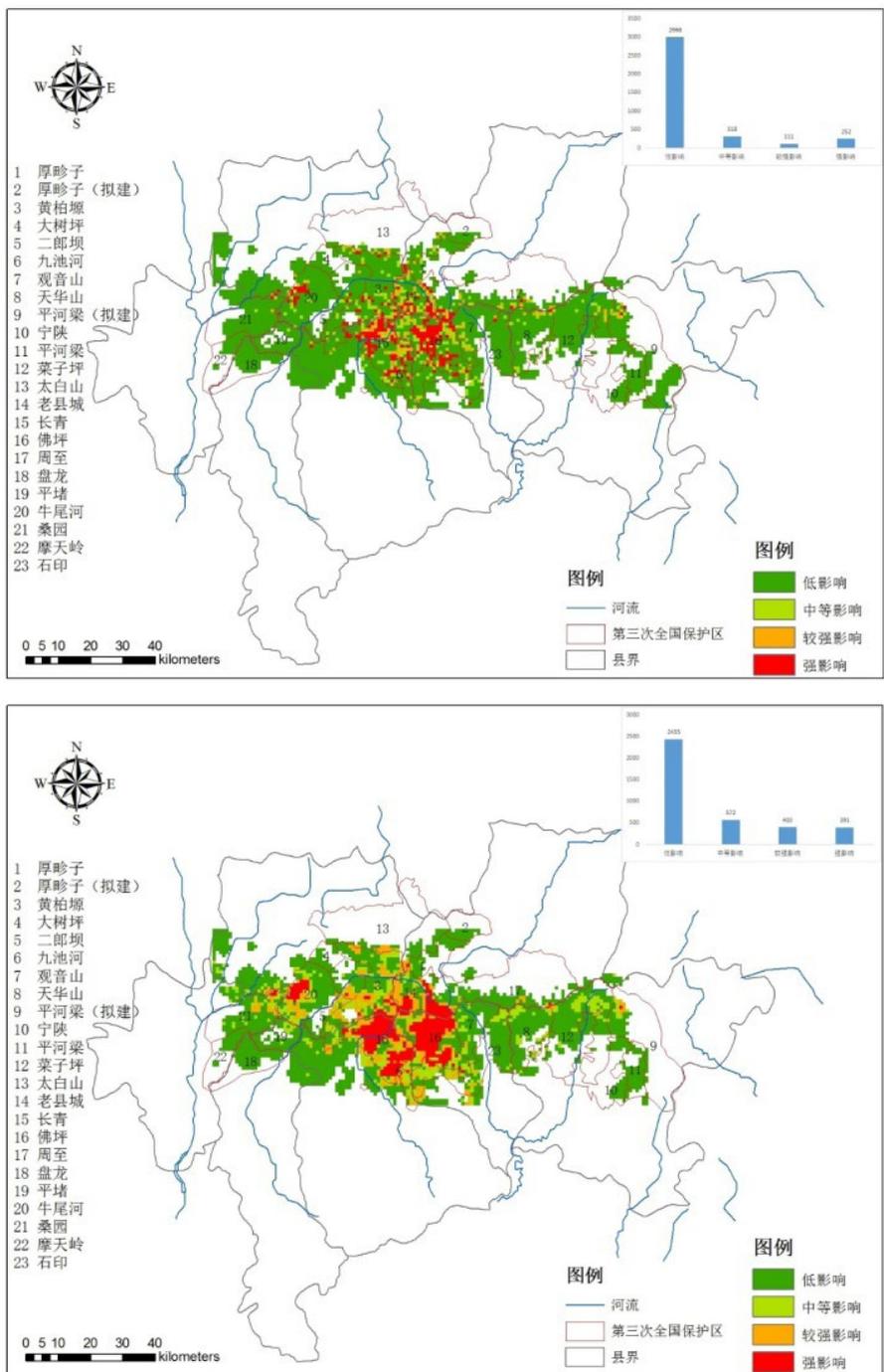


图 5-1 2020 年竹子开花对三调时秦岭大熊猫种群影响等级图：左—开花单因素，右—开花和干扰多因素

表 5-2 竹子开花单因素和竹子开花 - 人为干扰多因素对秦岭大熊猫种群的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	2998	81	2435	64
中等影响	318	9	572	15
较强影响	111	3	403	11
强影响	252	7	391	10

5.1.1.1.2 竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫种群的影响

与单因素的影响分析类似, 对于各因子的权重系数根据 AHP 方法理论以及判别矩阵标度获取竹子开花风险、人为综合干扰和大熊猫种群密度三个因子的权重系数值, 判断矩阵如表 5-3 所示:

表 5-3 AHP 方法应用于三个因素对比矩阵

	大熊猫种群密度	竹子开花风险	人为综合干扰
大熊猫种群密度	1	4	8
竹子开花风险	1/4	1	6
人为综合干扰	1/8	1/6	1

计算出各权重值分别为 0.678, 0.259 和 0.063。根据各因子权重值, 进行加权求和, 并划分出竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫种群综合影响风险等级, 如图 5-1 右所示。可见, 加上人为干扰多因素影响后, 空间分布格局基本与单因素影响时相似, 较强和强影响区域依然主要在长青保护区、佛坪保护区、牛尾河保护区、老县城保护区这四个区域, 但是不同的是其中的分布面积要较前者明显扩大, 而且在太白保护区有分布。较强和强影响区域均呈现了增加趋势 (表 5-2), 其中较强影响区域面积由原来的 111 km² 增加到 403km²; 强影响区域面积由原来的 252km² 增加到 391km²。中等影响部分由原来的 318km² 增加到 572km²。而低影响面积由 2998km² 减小到 2435km²。由此可看出竹子开花与人为干扰多因素影响要较竹子开花单因素对大熊猫种群的影响程度显著增大, 人为干扰对大熊猫的影响不容忽视, 应当引起保护管理人员的足够重视。

5.1.1.2 对大熊猫食物影响

竹子作为大熊猫的主要食物来源, 竹子的开花直接影响就是影响大熊猫的食物来源, 会直接导致大熊猫生存受到威胁, 故而客观评价竹子开花对大熊猫食物的影响显得尤为必要。大熊猫主食竹开花对大熊猫的影响分析考虑两种情况: 第一是竹子开花单因素对大熊猫食物的影响情况, 第二是考虑主食竹开花与人为干扰多因素对大熊猫食物的影响。

5.1.1.2.1 竹子开花单因素对大熊猫食物的影响

竹子开花风险等级划分见前面表 4-4; 在考虑竹子开花单因素对大熊猫食物的影响时, 人为干

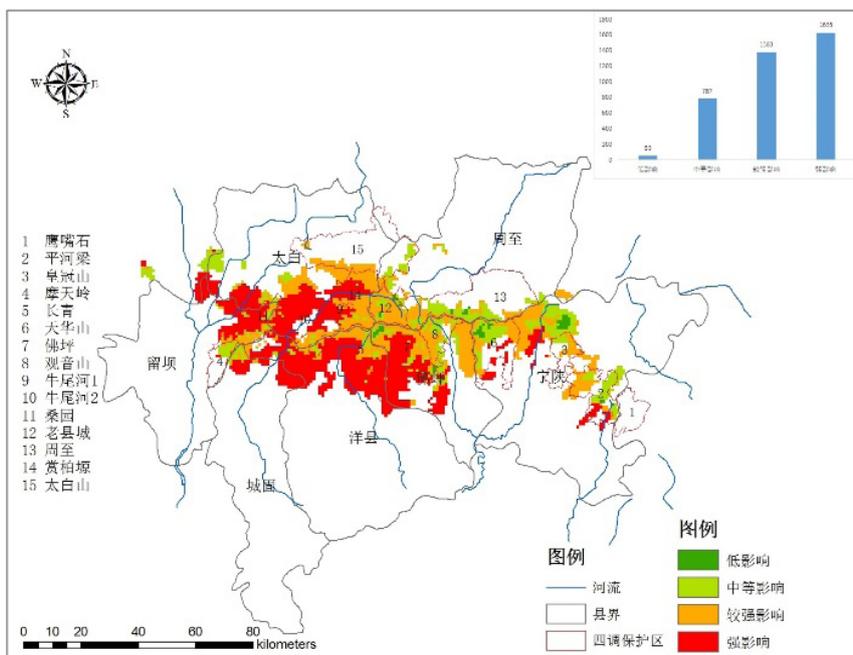
扰因素的各等级赋值为 0，即无人为干扰因素影响；对于主食竹类型评分是根据大熊猫对竹种的取食习性，秦岭山系的大熊猫主要的两种竹种为秦岭箭竹和巴山木竹，其次为龙头竹和华西箭竹，而且前两种竹种占了绝大部分面积。在对两种因子根据 AHP 方法叠加时，权重分别赋值为 0.5 和 0.5。基于以上知识，对大熊猫主食竹进行赋值，如表 5-4 所示。为了更好的展示竹子开花对大熊猫的食物影响，把大熊猫的高密度（大于 3 个 /km²）分布区域加载到了风险等级图层。

表 5-4 主食竹类型评分标准

竹种类型	分值
秦岭箭竹	8
巴山木竹	8
龙头竹	5
华西箭竹	5

根据 AHP 方法以及借助 ArcGIS10.0 空间分析工具，根据不同综合值的分布特征进行划分，对计算结果分为四类，如图 5-2 左所示。由图 5-2 左以及表 5-5 可知，研究区内强、较强影响区域占据了绝大部分区域，达到了 78%，其中强影响面积最大（42%），其次为较强影响（36%）。中等影响和低影响区域面积较小，仅占 20%。低影响区域面积很小，不到 2%。

从各保护区角度分析可知，老县城、黄柏源、长青、佛坪和观音山的影响等级以较强和强影响为主。周至、天华山保护区内的以中等影响以及低影响为主。结合大熊猫高密度分布点分布状况可知，在太白山南部区域影响程度很强，而且大熊猫密度较高，故而 2020 年竹子开花将使得该保护区内的大熊猫食物供应出现短缺，将对该区域内的大熊猫将产生致命影响。



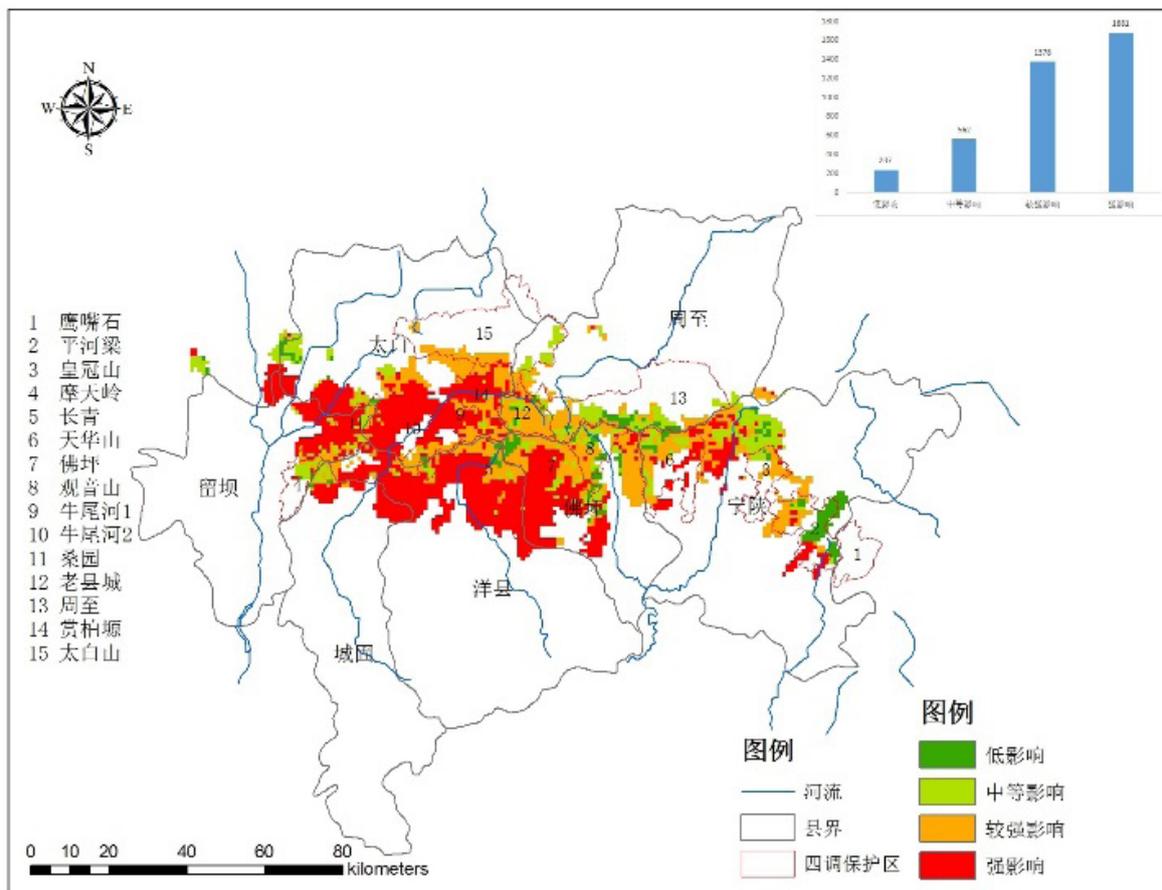


图 5-2 2020 年竹子开花对三调时秦岭大熊猫食物影响等级图：左一开花单因素，右一开花和干扰多因素

表 5-5 竹子开花单因素和竹子开花 - 人为干扰多因素对秦岭大熊猫食物的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	53	1	237	6.14
中等影响	787	20	562	14.57
较强影响	1383	36	1378	35.72
强影响	1635	42	1681	43.57

5.1.1.2.2 竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫食物的影响

人为干扰因素也对大熊猫的分布起着一定作用。在未考虑人为因素时获取的生境风险等级应属于潜在影响状况，在竹子开花单因素的影响基础上引入人为干扰因素，其获取的结果可以作为实际生境食物状况。

在考虑竹子开花和人为干扰多因素协同对大熊猫食物的影响时，对主食竹类型、开花风险和人为干扰三个因素做空间叠加分析时，依然采取 AHP 方法，获取各权重分别为 0.4, 0.4, 0.2，获取了竹

子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫食物的影响等级图（图 5-2 右）。对于较强影响和强影响的区域空间分布格局整体与单考虑竹子开花影响时差别不明显（表 5-5），仍然以强影响和较强影响区域占大部分面积，人为干扰仅增加了 5% 的低影响区域和 1.3% 的强影响区域。可见人为干扰因素影响相对较弱，不能构成影响大熊猫食物的主要原因，而竹子开花因素仍为影响大熊猫食物质量、多样性以及可达性的主要因素。

5.1.1.3 对大熊猫栖息地影响

5.1.1.3.1 竹子开花单因素对大熊猫栖息地影响

竹子开花风险见前面表 4-4；人为干扰因素分两种情况处理：在考虑竹子开花单因素对大熊猫栖息地的影响时，人为干扰因素按照无差别处理，均赋值为 1；对应的栖息地根据类型分别赋值栖息地为 5，潜在栖息地为 1。按照 AHP 方法分析竹子开花单因素对大熊猫栖息地的影响，获取的影响风险等级如图 5-3 左所示。

可看出，2020 年竹子开花对大熊猫影响强以及较强区域基本与大熊猫栖息地在空间上基本重合。在秦岭西部的桑园 - 牛尾河栖息地影响程度基本全部为强或较强影响；在秦岭中部大熊猫高分布核心区域的栖息地内部只有零星少数分布的弱影响和中等影响的区域外，其与区域则均为强或者较强影响区域，但以较强影响区域占主要部分。强影响区域主要分布在长青 - 佛坪南部以及牛尾河 - 黄柏源的西部区域，使得中部区域大熊猫栖息地的连通性降低。秦岭东部三个区域的栖息地仍以较强影响为主，其次为中等影响和低影响，相对中部区域影响有所减缓，以天华山保护区较为显著，其内的栖息地保存较为完善，斑块的破碎程度较弱。竹子开花使得潜在栖息地大部分处于无影响或者弱影响区域，整体影响不严重。

从面积上看（表 5-6），强影响区域占 26%，较强影响区域占到总面积的 36%。中等影响区域占地面积也较大，达到 29%。故而竹子开花对大熊猫栖息地影响较为显著，而对大熊猫潜在栖息地影响相对较弱，潜在栖息地将成为大熊猫生存的后备宝贵资源。

结合大熊猫的高密度分区区域可知，太白山的东部区域的对栖息地弱影响和中等影响的区域也有大熊猫的高密度分布。牛尾河和桑园保护区大熊猫高密度区主要分布在对栖息地影响强烈的区域；太白山 - 黄柏源保护区内高密度区域位于较强影响区域，在其南部区为强影响区域，对大熊猫的南部扩散将产生较大阻碍作用，而太白山北坡为不适宜生存区域，故而竹子开花对该区域的栖息地影响较为严重。对长青 - 老县城而言大熊猫高密度分布区主要分布在栖息地较强影响区域。东部区域的大熊猫高密度主要分布于较强影响区域。

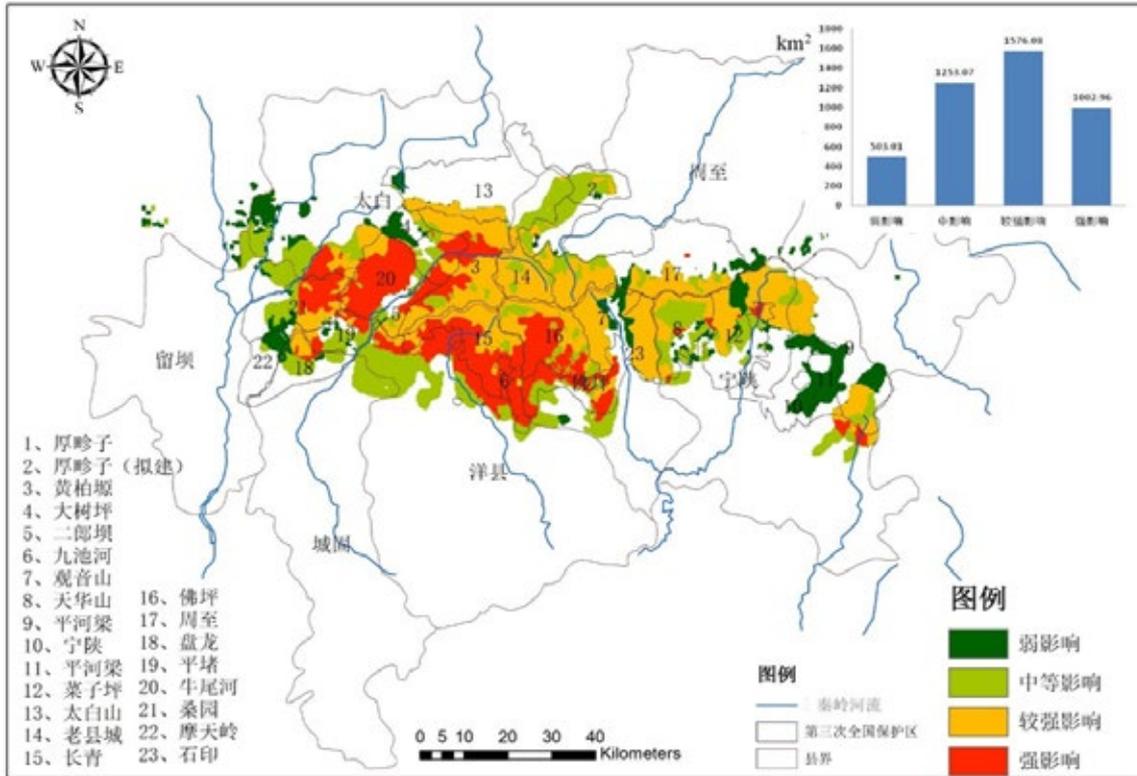


图 5-3 2020 年竹子开花对三调时秦岭大熊猫栖息地影响等级图：左—开花单因素，右—开花和干扰多因素

表 5-6 竹子开花单因素和竹子开花 - 人为干扰多因素对秦岭大熊猫栖息地的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	503	12	448	10
中等影响	1253	29	1156	27
较强影响	1576	36	1657	38
强影响	1003	23	1074	25

5.1.1.3.2 竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫栖息地的影响

从空间分布格局图 5-3 右而言，人为干扰因素加大了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响。人为干扰因素导致栖息地变化由弱变为中等影响的区域主要分布在东西两部分，一部分是位于秦岭西部地区的潜在栖息地内，即桑园保护区的西部和牛尾河的南部，另一部分是位于秦岭山系的中东部，即天华山保护区和皇冠山与周至保护区的过渡区域。对于秦岭中部区域影响等级与不考虑人为干扰时变化不大，主要原因是竹子开花单因素对大熊猫栖息地影响起着关键作用。从斑块的分佈上看，加上人为干扰后，导致大熊猫栖息地以及潜在栖息地的原有生境进一步破碎化。

由大熊猫高密度分布区范围可知，多因素影响区域的变化范围主要发生在大熊猫的潜在栖息地，与单因素相比较而言影响程度变化不明显，影响大熊猫栖息地质量的主导因素仍然是竹子开花因素。

5.1.2 基于四调数据的秦岭竹子开花影响分析

5.1.2.1 对大熊猫种群影响

5.1.2.1.1 竹子开花单因素对大熊猫种群的影响

在对竹子开花单因素对大熊猫种群影响分析时，方法同三调。竹子开花单因素影响大熊猫种群的格局见图 5-4 左。四调时，由于大熊猫种群向西、向南扩散的原因，使得竹子开花的影响加大，主要是较强影响（占面积 18%）和中等影响（占面积 50%）。强影响虽然面积不大（仅占 3%），但空间上主要位于佛坪，长青西部及黄柏塬保护区。较强影响主要分布在佛坪南部、长青南部、以及西部多数地区。

表 5-7 竹子开花单因素和竹子开花 - 道路干扰双因素对秦岭大熊猫种群的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km ²)	双因素百分比 (%)
低影响	1090	29	2471	64
中等影响	1873	50	350	9
较强影响	687	18	603	16
强影响	99	3	449	12

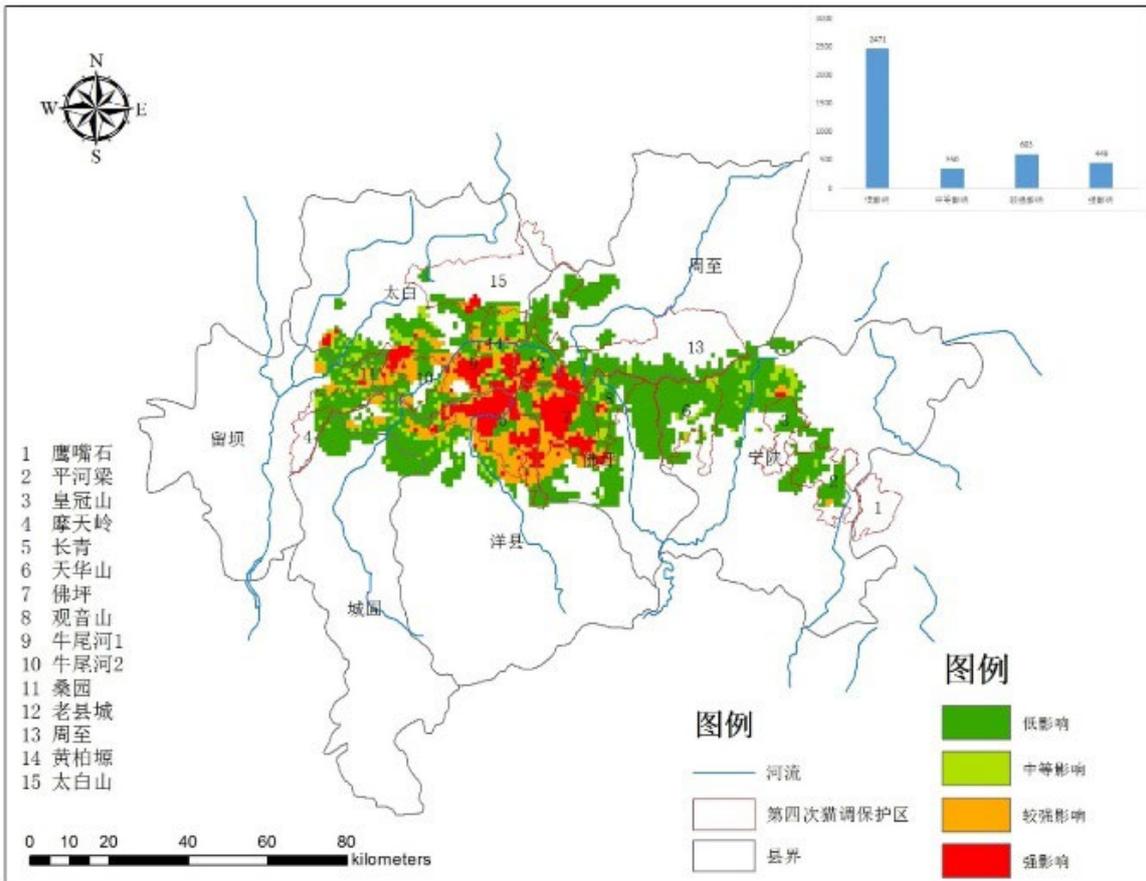
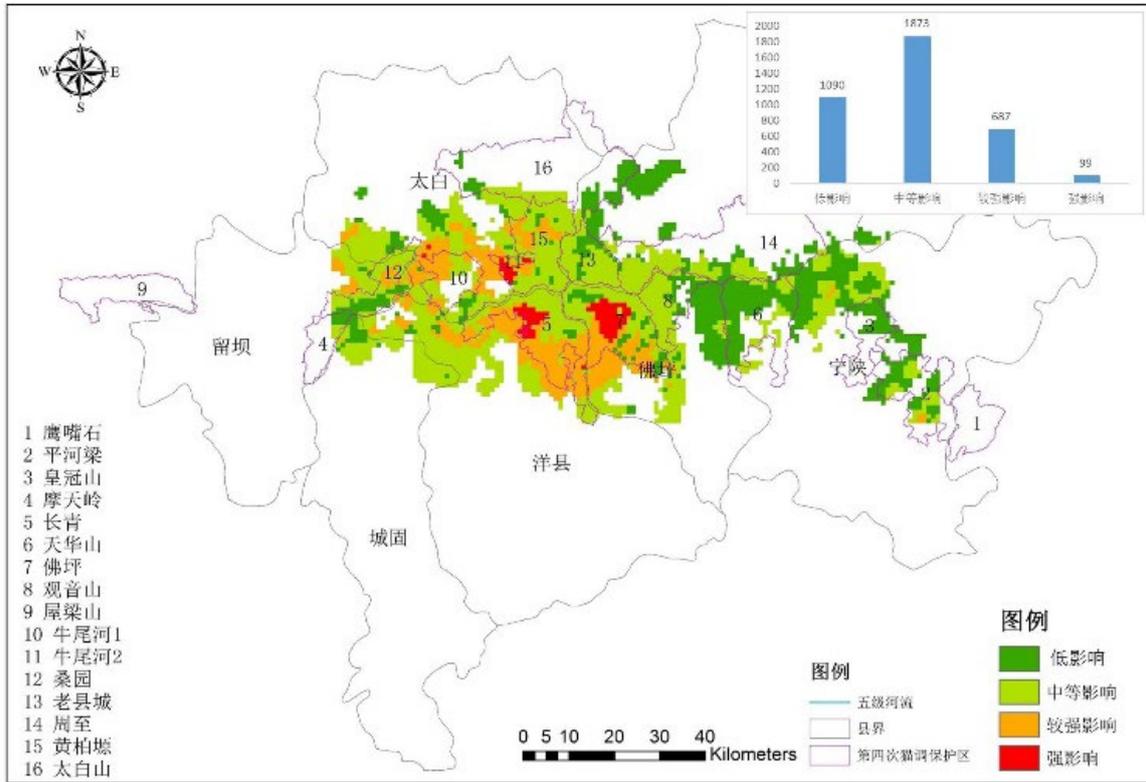


图 5-4 2020 年竹子开花对四调时秦岭大熊猫种群的影响：左—开花单因素，右—开花与道路双因素

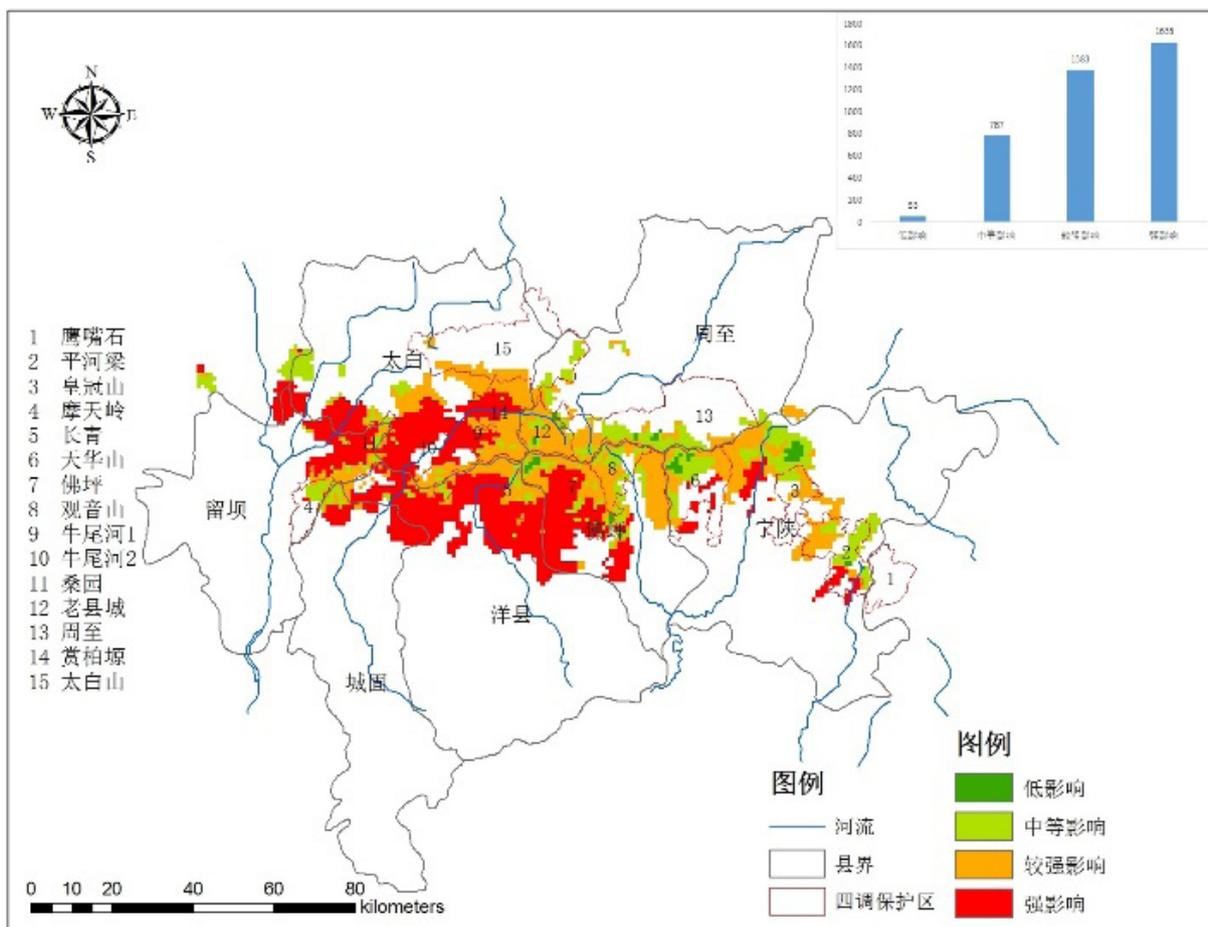
5.1.2.1.2 竹子开花 - 道路干扰双因素对大熊猫种群的影响

结合四调时获得的道路影响，即竹子开花 - 道路双重影响对秦岭大熊猫种群的影响见图 5-4 右。结果显示的是秦岭四调时竹子开花与道路干扰双因素的影响。主要是增加了对大熊猫种群强影响的区域面积，由 3% 增大到 12%（表 5-7）。空间上主要分布在秦岭大熊猫分布核心区域，影响较大。

5.1.2.2 对大熊猫食物影响

5.1.2.2.1 竹子开花单因素对大熊猫食物的影响

因竹子分布数据没有变化，故开花单因素的对大熊猫食物的影响沿用三调的结果，解释见 5.1.1.2 节。为了对比，单因素对食物影响图示于下面图 5-5 左（相同于图 5-2 左）。



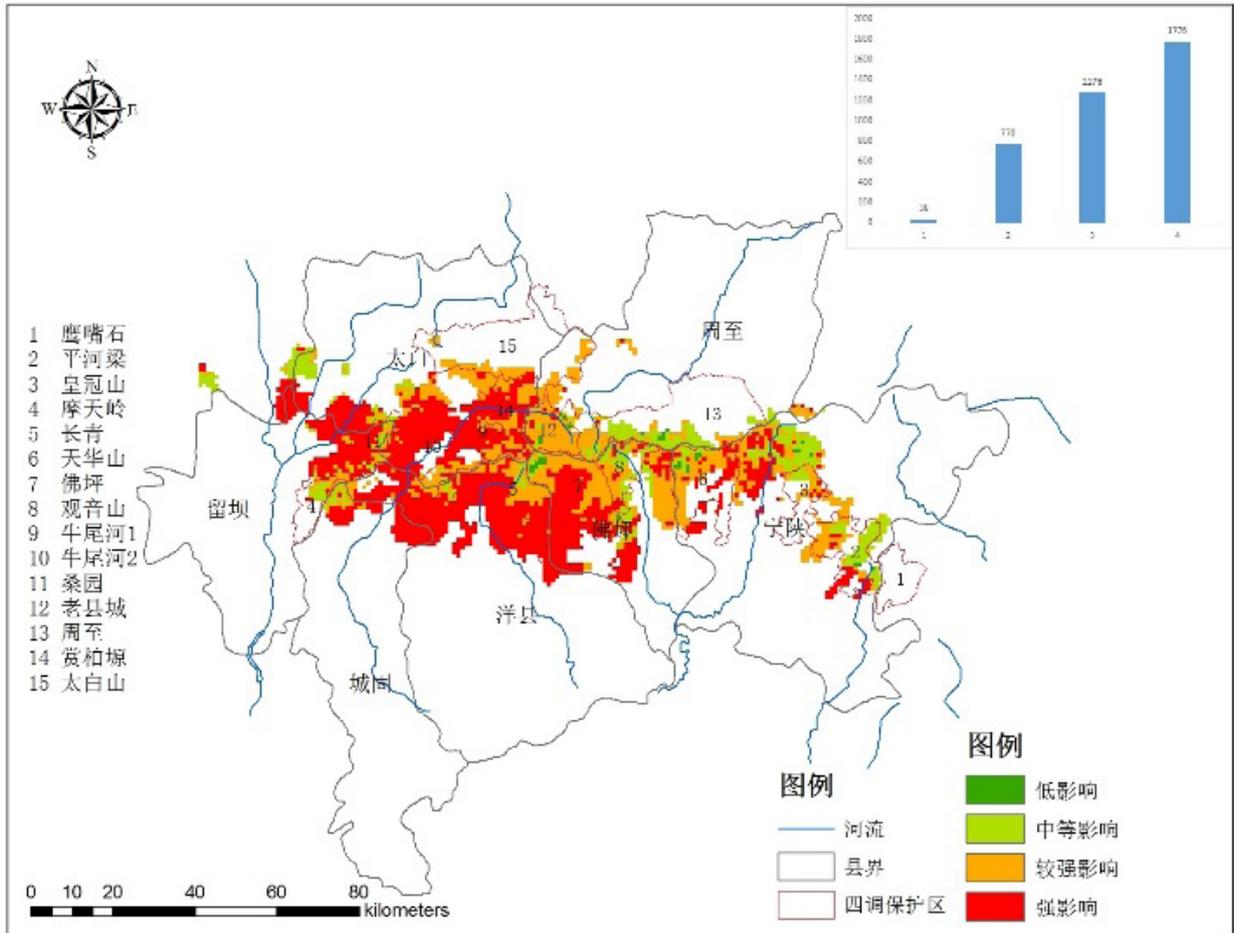


图 5-5 2020 年竹子开花对四调时秦岭大熊猫食物的影响等级图：左—开花单因素（同三调），右—开花与道路双因素

表 5-8 竹子开花单因素和竹子开花—道路干扰双因素对秦岭大熊猫食物的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km ²)	双因素百分比 (%)
低影响	53	1	36	1
中等影响	787	20	770	20
较强影响	1383	36	1276	33
强影响	1635	43	1776	46

5.1.2.2.2 竹子开花—道路干扰双因素对大熊猫食物的影响

竹子开花—道路干扰双因素对大熊猫食物的影响结果见图 5-5 右。表 5-8 显示数量上变化不大，强影响区域增加了 3%，而较强影响区域减少了 3%。但从空间上看，道路干扰对东边造成了加重的影响，主要是天华山保护区及其周边，考虑到天华山保护区是大熊猫向东扩散的通道，需要加强管理和保护。

5.1.2.3 对大熊猫栖息地影响

5.1.2.3.1 竹子开花单因素对大熊猫栖息地影响

空间分析方法同三调，获取的竹子开花单因素对大熊猫栖息地的影响等级如图 5-6 左和表 5-9 所示。强影响区域占总面积的 28%，主要分布在长青和佛坪中部及南部，黄柏塬、牛尾河和桑园等西部区域，东部平河梁有一部分。中等影响区域面积最大，占比 41%，分布在秦岭中部、北部及东部的大部区域。强影响区域与四调大熊猫密度重叠度高的区域有长青、佛坪和牛尾河三个保护区。

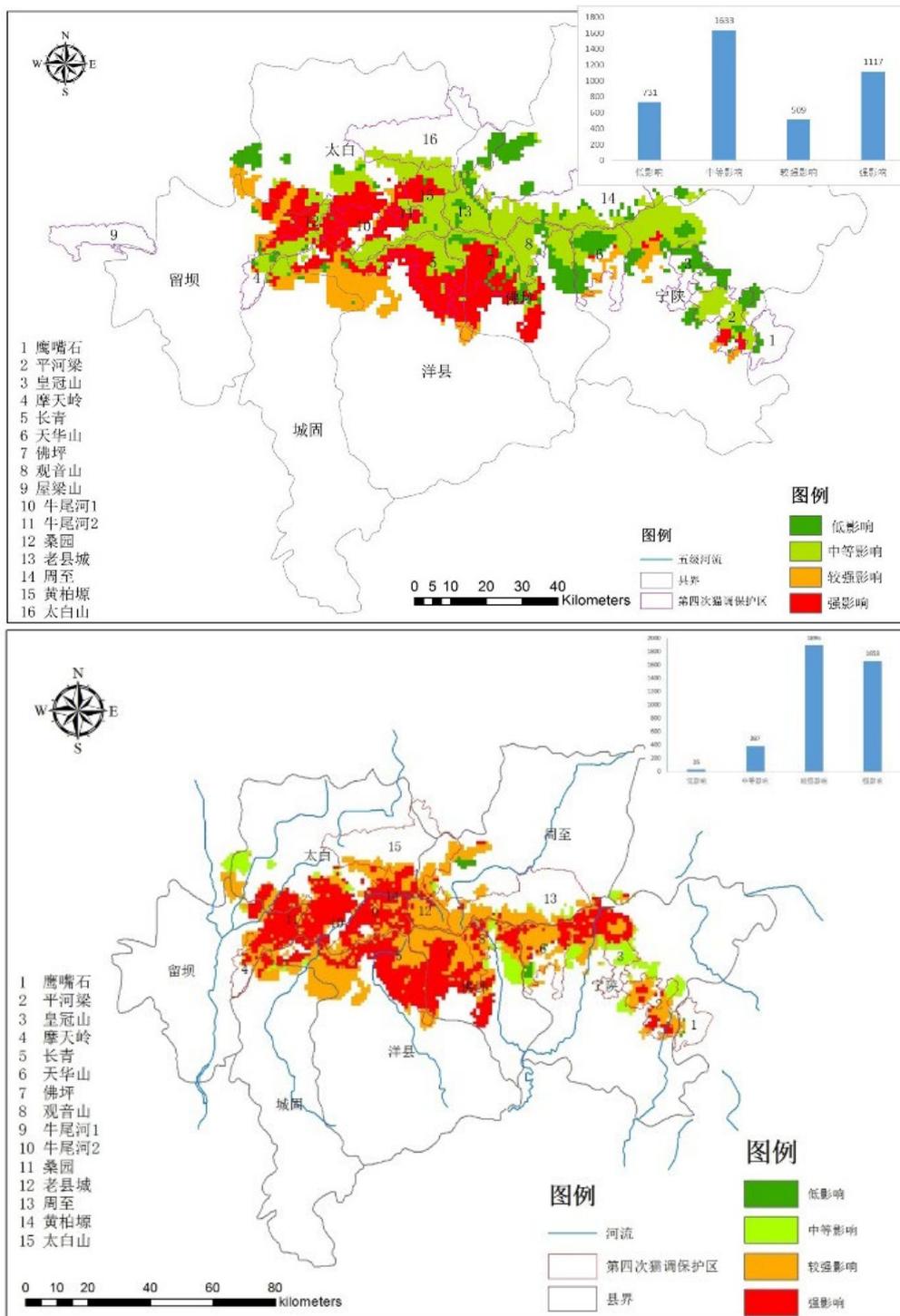


图 5-6 2020 年竹子开花对四调时秦岭大熊猫栖息地的影响等级图：左—开花单因素，右—开花-道路双因素

表 5-9 竹子开花单因素和竹子开花 - 道路干扰双因素对秦岭大熊猫栖息地的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km ²)	双因素百分比 (%)
低影响	731	18	35	1
中等影响	1633	41	387	10
较强影响	509	13	1896	48
强影响	1117	28	1658	42

5.1.2.3.2 竹子开花 - 道路干扰双因素对大熊猫栖息地影响

结合四调时获得的道路影响, 即竹子开花 - 道路双重影响对秦岭大熊猫栖息地的影响见图 5-6 右。可以看到, 道路干扰加重了竹子开花对大熊猫栖息地的影响, 强影响和较强影响区域面积占比大大增加, 其中强影响区域增加了 14%, 较强影响区域增加了 35% (表 5-8)。使得所有大熊猫密集区都受到影响。

5.2 岷山地区

5.2.1 基于三调数据的岷山竹子开花影响分析

5.2.1.1 对大熊猫种群影响

5.2.1.1.1 竹子开花单因素对大熊猫种群的影响

在对竹子开花单因素对大熊猫种群影响分析时, 影响评估方法见前面 5.1 节。最后获取的影响等级如图 5.7 左所示。可看出, 对大熊猫种群较强影响和强影响的区域主要分布在王朗保护区、小河沟, 及小寨子沟和宝顶沟保护区的交界处。由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较小, 且大熊猫的分布密度亦较高的区域重合度不大, 使得整个区域的影响程度不大。从面积统计来看 (表 5-10), 较强和强影响级别所占整个主食竹的面积 1% 和 3%, 两者之和仅 4%, 但这并不代表不足以引起重视, 由于这两个影响级别区域具有较高密度的大熊猫分布, 一旦竹子开花将会对大熊猫种群造成重大影响。

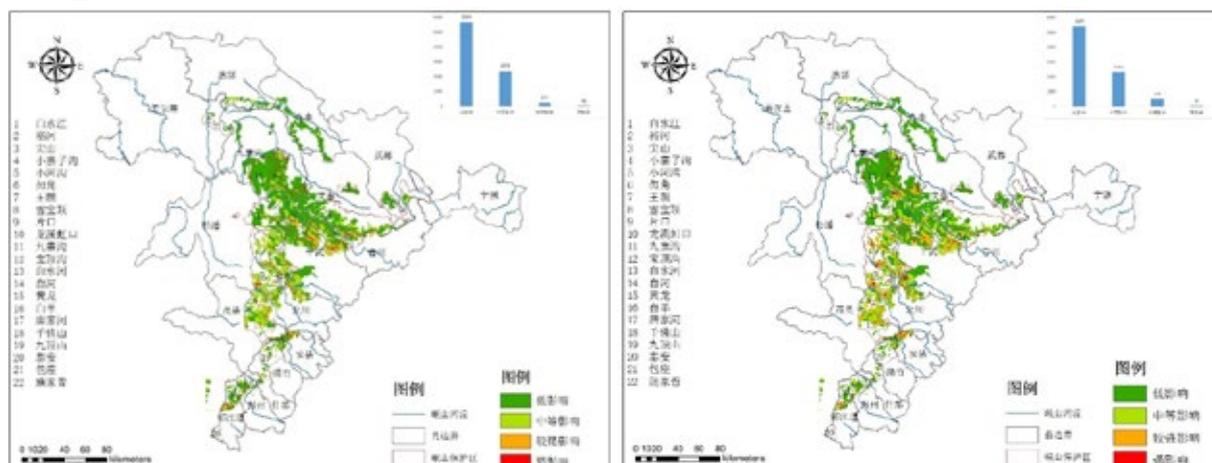


图 5-7 2020 年竹子开花对岷山大熊猫种群影响等级图: 左一开花单因素, 右一开花 - 干扰多因素

表 5-10 竹子开花单因素和竹子开花 - 人为干扰多因素对岷山大熊猫种群的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	5694	68	5427	65
中等影响	2376	28	2335	28
较强影响	267	3	546	6
强影响	48	1	54	1

5.2.1.1.2 竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫种群的影响

在对竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫种群综合影响分析时，影响评估方法见前面 5.1 节。最后获取的影响等级如图 5-7 右所示。可见，加上人为干扰因素后，其中强影响和较强影响的面积分别达到 54km² 和 546km²，分别占到总面积的 1% 和 6%，共计占到整个主食竹面积的 7%，使得对大熊猫强、较强影响面积进一步扩大，加大了大熊猫向周边区域扩散的难度。但总体情况仍可以，低影响面积占到总面积的 65%，中等影响面积占 28%。

空间分布格局基本与单因素影响时相似，王朗保护区的西北部、小寨子沟和宝顶沟保护区的交界处，但是不同的是其中的分布面积要较前者明显扩大，此外白羊保护区也出现了强影响的区域。相比较单因素分析，加入人为影响后较强和强均呈现了增加趋势（表 5-10），其中强和较强影响面积共增加了 285km²。人为干扰对大熊猫的影响不容忽视，应当引起重视。

5.2.1.2 对大熊猫食物影响

竹子作为大熊猫的主要食物来源，竹子的开花直接影响就是大熊猫的食物来源，会直接导致大熊猫生存受到威胁，故而客观评价竹子开花对大熊猫食物的影响显得尤为必要。

5.2.1.2.1 竹子开花单因素对大熊猫食物的影响

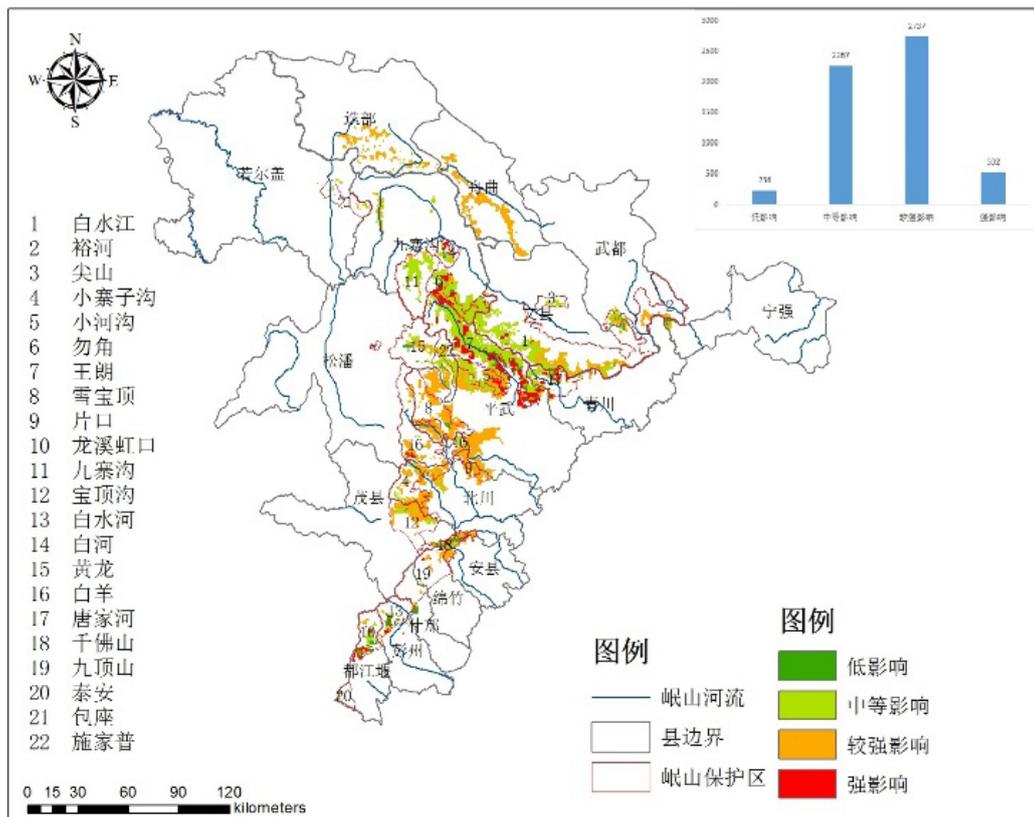
开花风险等级按照表 4.4 的分类等级。人为干扰因素分两种情况处理：在考虑竹子开花单因素对大熊猫食物的影响时，对人为干扰因素的各等级赋值为 0，即无人为干扰因素影响；对于主食竹类型评分是根据大熊猫对竹种的取食习性，岷山山系的大熊猫主要的两种竹种为缺苞箭竹、华西箭竹和青川箭竹，其次为糙花箭竹、冷箭竹、龙头竹和团竹，而且缺苞箭竹和华西箭竹这两种竹种占了绝大部分面积。因此对竹种根据 AHP 方法，计算其在岷山对熊猫食物影响的权重。我们将权重满分值设定为 5 分，根据文献和实地调查的结果，对竹种赋值如表 5-11 所示。

计算结果如图 5-8 左和表 5-12 所示，研究区内强影响和较强影响和区域占 56%，其中强影响只有 9%，较强影响面积最大，占到 47%。强影响区域主要分布在王朗、勿角和龙溪虹口。较强影响的区域主要分布岷山中部和北部区域。中等影响占区域面积也较大，39%，主要分布的岷山区域中北部的王朗、白水江和九寨沟等区域。

表 5-11 竹种赋值

竹种	Bamboo type	分值
短锥玉山竹	<i>Yushania brevipaniculata</i>	2
拐棍竹	<i>Fargesia robusta</i>	
巴山木竹	<i>Bashania fargesii</i>	
八月竹	<i>Chimonobambusa szechuanensis</i>	
秦岭箭竹	<i>Fargesia qinlingensis</i>	
糙花箭竹	<i>Fargesia scabrida</i>	3
冷箭竹	<i>Bashania fangiana</i>	
龙头竹	<i>Fargesia dracocephala</i>	
团竹	<i>Fargesia obliqua</i>	
缺苞箭竹	<i>Fargesia denudata</i>	5
华西箭竹	<i>Fargesia nitida</i>	
青川箭竹	<i>Fargesia rufa</i>	

结合大熊猫高密度分布点分布状况可知，在王朗、雪宝顶等区域影响程度为强及较强，而且大熊猫密度较高，故而 2020 年竹子开花将使得该保护区内的大熊猫食物供应出现短缺，将对该区域内的大熊猫将产生严重影响。



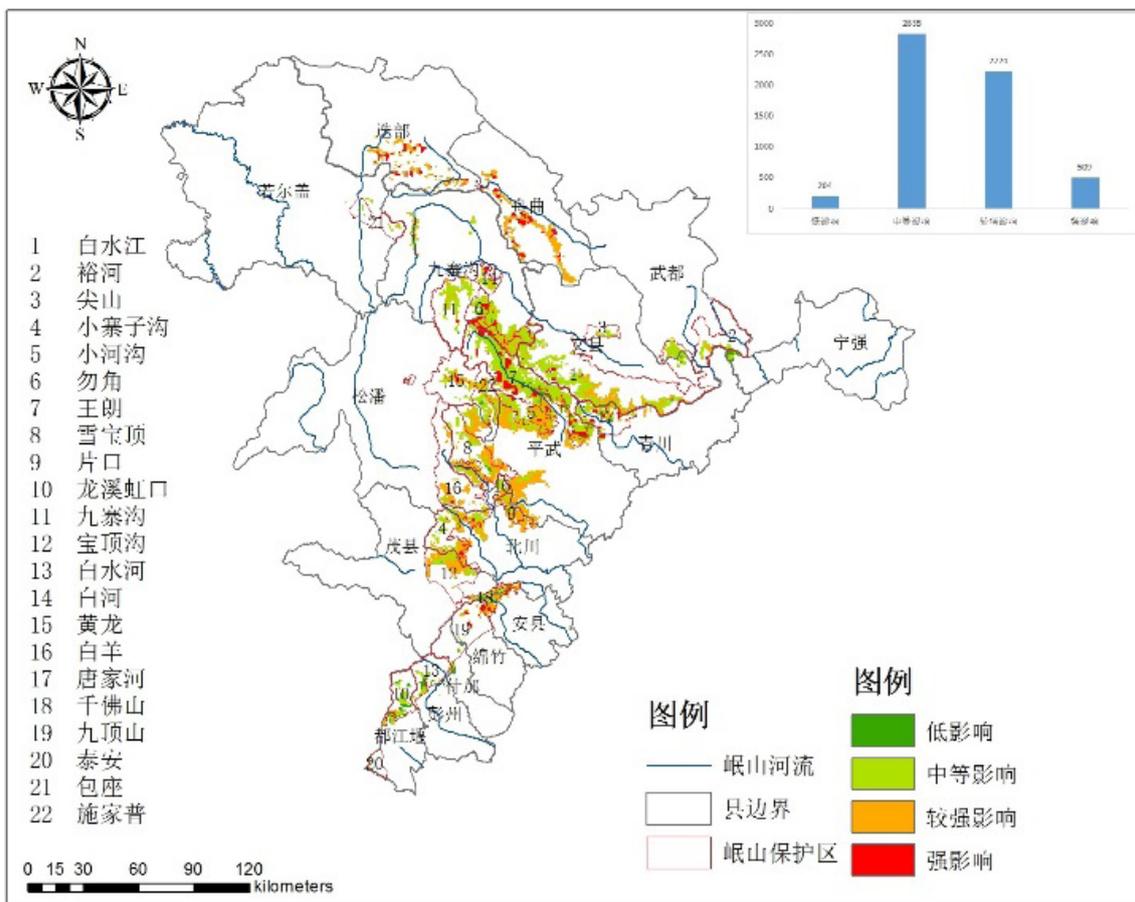


图 5-8 2020 年竹子开花对三调时岷山大熊猫食物的影响等级图：左一开花单因素，右一开花 - 干扰多因素

表 5-12 竹子开花单因素和竹子开花 - 人为干扰多因素对岷山大熊猫食物的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	236	4	204	4
中等影响	2267	39	2835	49
较强影响	2737	47	2224	38
强影响	532	9	509	9

5.2.1.2.2 竹子开花 - 人为干扰多因素对大熊猫食物的影响

方法参见 5.1.1.2.2，竹子开花 - 人为干扰多因素影响图见图 5-8 右。由图 5-8 右及表 5-12 可知，对于强影响和低影响的区域空间分布格局整体与单考虑竹子开花影响时面积比例没变化，占比仍为 9% 和约 4%，但强影响区域发生了空间变化，在岷山北部及中部区域有较多出现。人为干扰使得中等强度的影响面积增加了 10%，而较强影响区域减少了 9%。研究区内较强影响与强影响区域占据了 47% 区域，特别是强影响区域如王朗、白水江、勿角、小河沟等大熊猫高密度区域，38% 的较强

影响区域分布在各保护区过渡区域居多，以王朗－白水江、白羊－雪宝顶－小寨子沟、阿夏－多尔－查岗等保护区的过渡区域较为显著，2020年竹子开花使得大熊猫食物收到严重威胁，影响着大熊猫的生存。相比而言，人为干扰的影响没有竹子开花的影响大，但改变了影响格局。

5.2.1.3 对大熊猫栖息地影响

5.2.1.3.1 竹子开花单因素对岷山大熊猫栖息地的影响

评估方法参加前面 5.1 节，获取的竹子开花单因素对岷山大熊猫栖息地的影响等级如图 5-9 左所示。可看出，2020 年竹子开花对大熊猫影响强以及较强区域基本与大熊猫栖息地在空间上基本重合。在岷山中部和中南部区域基本全部为强或较强影响，期间零星分布着中等影响的区域。岷山区域西北部和东部，存在有大量的中低影响的区域，但被中部强影响的区域隔断，是的中部区域大熊猫栖息地的连通性降低。西北部的阿夏也出现了中低影响区域，但阿夏－多尔的交界处则出现了强影响区域，将中低影响区域分割成多块小的不连贯的斑块。由此可见，竹子开花使得栖息地大部分处于强影响或者较强影响区域，并分割其适宜栖息地，对熊猫栖息地整体影响较为严重。

从面积上看（表 5-13），对栖息地较强影响和中等影响的区域面积最大，分别占总面积的 39%；占地面积最小的为强影响区域，仅为 677km²。故而竹子开花对大熊猫栖息地影响较为显著，而对大熊猫潜在栖息地影响相对较弱，潜在栖息地将成为大熊猫生存的后备宝贵资源。

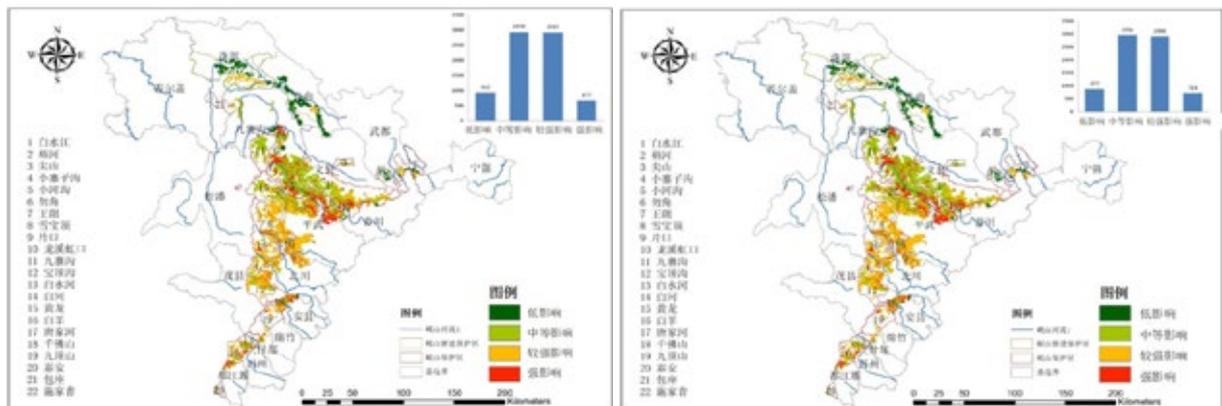


图 5-9 2020 年竹子开花对三调时岷山大熊猫栖息地影响等级图：左一开花单因素，右一开花－干扰多因素

表 5-13 竹子开花单因素和竹子开花－人为干扰多因素对岷山大熊猫栖息地的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	多因素面积 (km ²)	多因素百分比 (%)
低影响	932	12	877	12
中等影响	2938	39	2956	40
较强影响	2923	39	2900	39
强影响	677	9	714	10

5.2.1.3.2 竹子开花 - 人为干扰双因素对岷山大熊猫栖息地的影响

从空间分布格局而言（图 5-9 右），人为干扰因素加大了岷山地区大熊猫潜在栖息地的影响，但总体格局与开花单因素的影响格局基本一致。人为干扰使一部分较强或中等影响的区域变为了强影响的区域，主要集中在岷山中部和南部的自然保护区范围中。从各影响等级占有面积而言，加上人为干扰因素后低影响区域占地面积减小 55 km²（表 5-13），变为 877 km²，仅占总面积的 12%，其主要分布位置主要集中在各自然保护区外的边界区域；而强影响区域增加到 714 km²。

5.2.2 基于四调数据的岷山竹子开花影响分析

5.2.2.1 对大熊猫种群影响

5.2.2.1.1 竹子开花单因素对大熊猫种群的影响

分析方法同 5.1 节。竹子开花单因素的对岷山大熊猫种群的影响见图 5-10 左。强影响区域仅占 8%（表 5-14），集中分布在九寨沟、王朗、小河沟、唐家河等保护区。与四调时岷山大熊猫密集区相比（前面图 3-11 右），冲突将发生在勿角、王朗、唐家河三个保护区。开花单因素影响较强区域占面积比 12%，主要分布在岷山中部多数区域及南部部分区域。四调时岷山中部区域大熊猫密度多数处在极高和高水平，故影响很大。

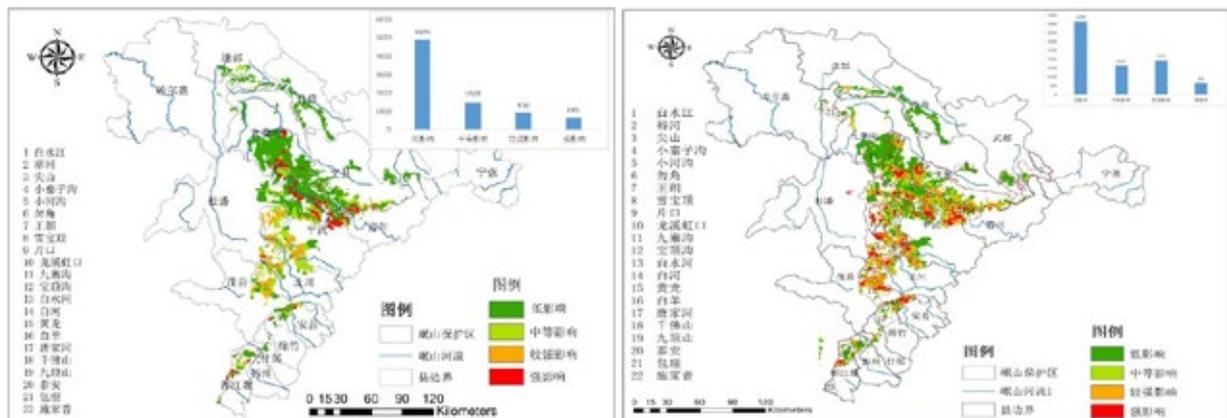


图 5-10 2020 年竹子开花对四调时岷山大熊猫种群的影响：左—开花单因素，右—开花 - 道路双因素

表 5-14 竹子开花单因素和竹子开花 - 道路干扰双因素对岷山大熊猫种群的影响

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km ²)	双因素百分比 (%)
低影响	4894	61	4152	50
中等影响	1507	19	1834	19
较强影响	916	12	1933	23
强影响	645	8	666	8

5.2.2.1.2 竹子开花 - 道路干扰双因素对大熊猫种群的影响

图 5-10 右和表 5-14 显示, 四调时道路干扰加大了竹子开花对大熊猫种群的影响。强影响区域的空间分布发生了变化, 岷山中部出现了部分强影响区域。而较强影响区域面积增大了 1000 多 km^2 , 比例增长 11%, 在白水江保护区及白河保护区以及裕河保护区增加了很多, 岷山中部也增加了很多。

5.2.2.2 对大熊猫食物影响

5.2.2.2.1 竹子开花单因素对大熊猫食物的影响

因竹子分布数据没有变化, 故开花单因素的对大熊猫食物的影响沿用三调的结果, 解释见 5.2.1.2 节。为了对比, 单因素对食物影响图示于下面图 5-11 左 (相同于图 5-8 左)。

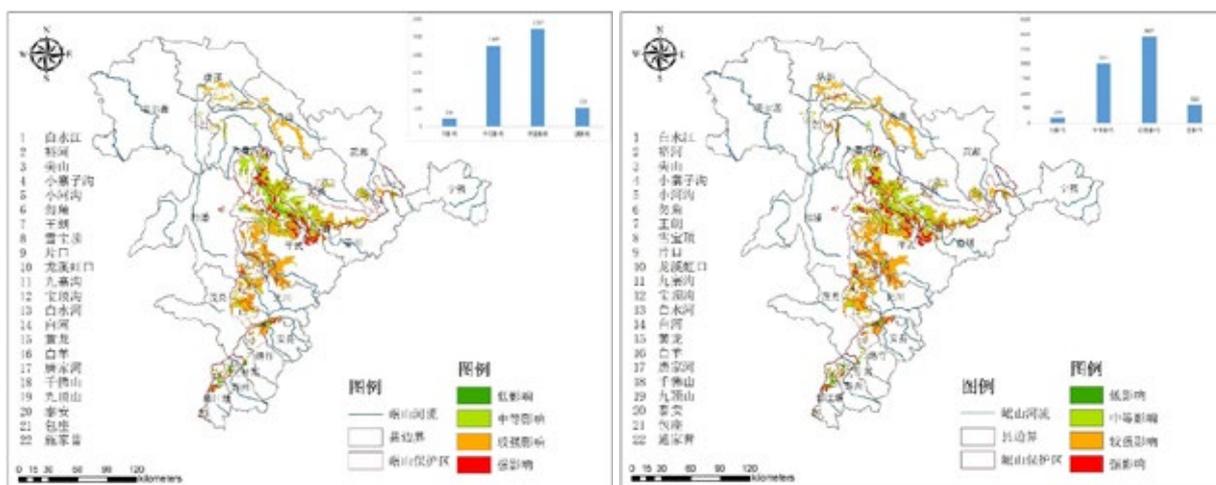


图 5-11 2020 年竹子开花对四调时岷山大熊猫食物的影响: 左一开花单因素 (同三调), 右一开花 - 道路双因素

表 5-15 竹子开花单因素 (同三调) 和竹子开花 - 道路干扰双因素对岷山大熊猫食物的影响对比

影响等级	单因素面积 (km^2)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km^2)	双因素百分比 (%)
低影响	236	4	190	3
中等影响	2267	39	2033	35
较强影响	2737	47	2927	51
强影响	532	9	622	11

5.1.2.2.2 竹子开花 - 道路干扰双因素对大熊猫食物的影响

竹子开花 - 道路双因素对大熊猫食物的影响结果见图 5-11 右。表 5-15 显示, 道路干扰对竹子开花后的大熊猫生境加强了负面影响, 强影响区域面积增加了 2%, 主要出现在岷山北部的迭部和包座; 较强影响区域面积增加了 4%, 主要出现在岷山中部。

5.2.2.3 对大熊猫栖息地影响

5.2.2.3.1 竹子开花单因素对岷山大熊猫栖息地的影响

基于四调数据的分析，开花单因素对岷山大熊猫栖息地的影响格局如图 5.12 左所示。强影响区域位于岷山中部偏北的区域，主要在白河、勿角、王朗、小河沟、唐家河等保护区，面积占 8%（表 5-16）。较强影响区域范围大，占地达 41%，主体分布在岷山中部和南部，岷山最北部和东部也有分布。对大熊猫影响大的是岷山中部偏南区域，大熊猫密度高，没有中等影响和低影响区域可以缓冲。

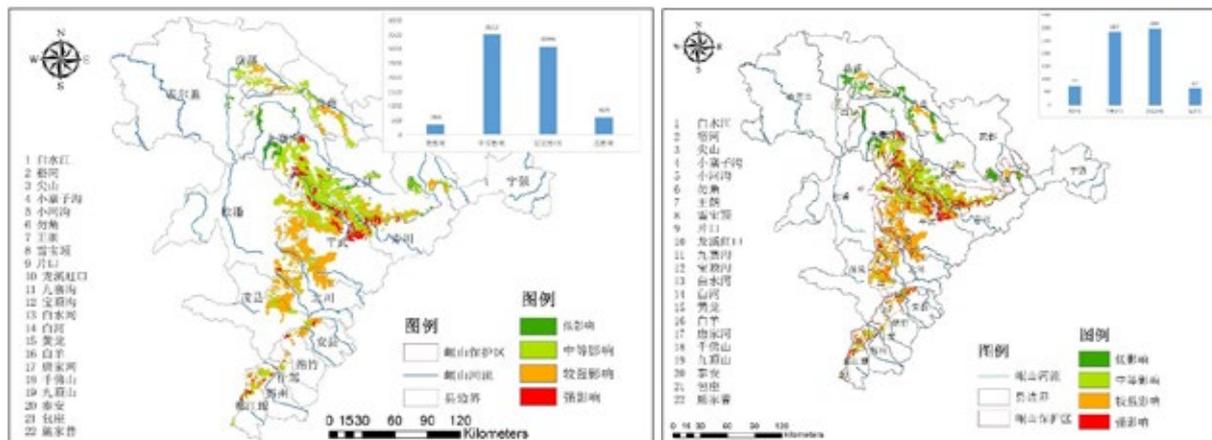


图 5-12 2020 年竹子开花对四调时岷山大熊猫栖息地的影响：左—开花单因素，右—开花—道路双因素

表 5-16 竹子开花单因素和竹子开花—道路干扰双因素对岷山大熊猫栖息地的影响对比

影响等级	单因素面积 (km ²)	单因素百分比 (%)	双因素面积 (km ²)	双因素百分比 (%)
低影响	366	5	747	10
中等影响	3512	46	2847	39
较强影响	3099	41	2983	41
强影响	603	8	657	9

5.2.2.3.2 竹子开花—道路干扰双因素对岷山大熊猫栖息地影响

竹子开花—道路干扰双因素对岷山大熊猫栖息地的影响示于图 5-12 右。在道路干扰双重作用下，总格局变化不大，强影响面积增加到 9%（表 5-16），低影响区域面积增加到 10%。在岷山中部偏北形成更多的斑块，在黄龙、白羊、千佛山、白水河也都有分布。中等影响的斑块空间上更加破碎化。

5.3 本章小结

5.3.1 秦岭地区竹子开花影响

(1) 竹子开花对三调时秦岭大熊猫种群影响强和较强的区域共占 10%，主要分布长青保护区、佛坪保护区、牛尾河保护区、老县城保护区这四个区域，由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较大，且大熊猫的分布密度亦较高，使得这些区域的影响程度较大；整个秦岭以低影响为主，占 81%。人

为干扰共同作用下加大了竹子开花的影响,使强影响和较强影响区域面积都增加,之和达到 21%,对秦岭中部大熊猫高密度区域影响很大。四调时,因大熊猫种群密度加大并发生扩散现象,竹子开花的影响较三调时大,强影响和较强影响区域面积占总的 21%,且呈现向西向南扩大,斑块面积也大。道路干扰影响下的竹子开花影响加重,强影响和较强影响区域占比增大到 28%,且集中在大熊猫高密度区。

(2)竹子开花对三调时秦岭大熊猫食物影响大,强影响与较强影响区域占绝大部分面积(78%),分布于老县城、黄柏源、长青、佛坪和观音山等大熊猫高密度区域,且强影响区域还分布于保护区间的过渡区域。在竹子开花和人为干扰多因素共同作用下,总体格局不变,仅增加了 5%的低影响区域和 1.3%的强影响区域。可见人为干扰因素影响相对较弱,不是构成影响大熊猫食物的主要原因,竹子开花才是影响大熊猫食物质量、多样性及可达性的主要因素。四调时,竹子开花与道路干扰主要加重了对东边区域的影响,主要是天华山保护区及其周边。

(3)竹子开花对三调时秦岭大熊猫栖息地的影响大,强影响区域占 26%,较强影响区域占到总面积的 36%,强和较强影响区域基本与大熊猫栖息地在空间上重合,对栖息地影响显著。人为干扰因素加剧了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响,其影响面积的转化主要发生在弱影响区域和中等影响区域。人为干扰因素加大了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响,但总体格局没有大的变化,可见竹子开花是主体影响因素。四调时,强影响区域占总面积的 28%,主要分布在长青和佛坪中部及南部,黄柏源、牛尾河和桑园等西部区域,东部平河梁有一部分。中等影响区域面积最大,占比 41%,分布在秦岭中部、北部及东部的大部区域。强影响区域与四调大熊猫密度重叠度高的区域有长青、佛坪和牛尾河三个保护区。道路干扰加重了竹子开花对大熊猫栖息地的影响,强影响和较强影响区域面积占比大大增加,其中强影响区域增加了 14%,较强影响区域增加了 35%,使得所有大熊猫密集区都受到影响。

5.3.2 岷山地区竹子开花影响

(1)竹子开花对三调时岷山大熊猫种群较强影响和强影响级别所占整个主食竹的面积 1%和 3%,两者之和仅 4%,主要分布在王朗保护区的西北部、小寨子沟和宝顶沟保护区的交界处,由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较小,且大熊猫的分布密度较高的区域重合度不大,使得这些区域的影响程度不大。加上人为干扰因素后,其中强影响和较强影响的面积分别达到 54km²和 546km²,分别占到总面积的 1%和 6%,共计占到整个主食竹面积的 7%,使得对大熊猫强、较强影响面积进一步扩大。四调时,强影响区域占 8%,集中分布在九寨沟、王朗、小河沟、唐家河等保护区。开花单因素影响较强区域占面积比 12%,主要分布在岷山中部多数区域及南部部分区域。四调时岷山中部区域大熊猫密度多数处在极高和高水平,故影响很大。四调时道路干扰加大了竹子开花对大熊猫种群的影响。强影响区域的空间分布发生了变化,岷山中部出现了部分强影响区域。而较强影响区域面积增大了 1000 多 km²,比例增长 11%。

（2）竹子开花对三调时岷山大熊猫食物的影响大，研究区内强影响和较强影响和区域占 56%，其中强影响只有 9%，较强影响面积最大，占到 47%。强影响区域主要分布在王朗、勿角和龙溪虹口。较强影响的区域主要分布岷山中部和北部区域。人为干扰使强影响区域发生了空间变化，在岷山北部及中部区域有较多出现。人为干扰使得中等强度的影响面积增加了 10%，但没有竹子开花单因素的影响大，但改变了影响格局。四调时，道路干扰对竹子开花后的大熊猫生境加强了负面影响，强影响区域面积增加了 2%，主要出现在岷山北部的迭部和包座；较强影响区域面积增加了 4%，主要出现在岷山中部。

（3）竹子开花对三调时岷山大熊猫栖息地的较强影响和中等影响的区域面积最大，分别占到总面积的 39%；占地面积最小的为强影响区域，仅为 677km²。人为干扰因素加大了岷山地区大熊猫潜在栖息地的影响，但总体格局与开花单因素的影响格局基本一致。人为干扰使一部分较强或中等影响的区域变为了强影响的区域，主要集中在岷山中部和南部的自然保护区范围中。四调时，强影响区域位于岷山中部偏北的区域，主要在白河、勿角、王朗、小河沟、唐家河等保护区，面积占 8%。较强影响区域范围大，占地达 41%，主体分布在岷山中部和南部，岷山最北部和东部也有分布。在道路干扰双重作用下，总格局变化不大，强影响面积增加到 9%，低影响区域面积增加到 10%。在岷山中部偏北形成更多的斑块，在黄龙、白羊、千佛山、白水河也都有分布。中等影响的斑块空间上更加破碎化。

6. 竹子开花预警策略与方案建议

竹子作为大熊猫的食物主要来源，一旦大面积开花，将切断大熊猫的食物来源并严重威胁到大熊猫的生存，故而针对主食竹的开花风险需要制定严格而规范化的预警策略，能够及时快速的做出响应，采取有效的措施减缓竹子开花造成的危害。针对大熊猫密集分布区的秦岭山区，需要制定详细的监测指标体系和预警体系，从而对竹子开花进行先期判断，并根据实地野外勘察，通过信息分析和警度评估，获取竹子开花空间位置的准确定位、开花时间、开花范围的确定与预测、警度评估等，从而构建预警方案体系。

6.1 预警方案体系构建

竹子作为大熊猫的食物主要来源，一旦大面积开花，将切断大熊猫的食物来源并严重威胁到大熊猫的生存，故而针对主食竹的开花风险需要制定严格而规范化的预警策略，能够及时快速的做出响应，采取有效的措施减缓竹子开花造成的危害。针对大熊猫密集分布区的秦岭山区，需要制定详细的监测指标体系和预警体系，从而对竹子开花进行先期判断，并根据实地野外勘察，通过信息分析和警度评估，获取竹子开花空间位置的准确定位、开花时间、开花范围的确定与预测、警度评估等，从而构建预警方案体系。

竹子开花预警方案体系框架如图 6-1 所示：

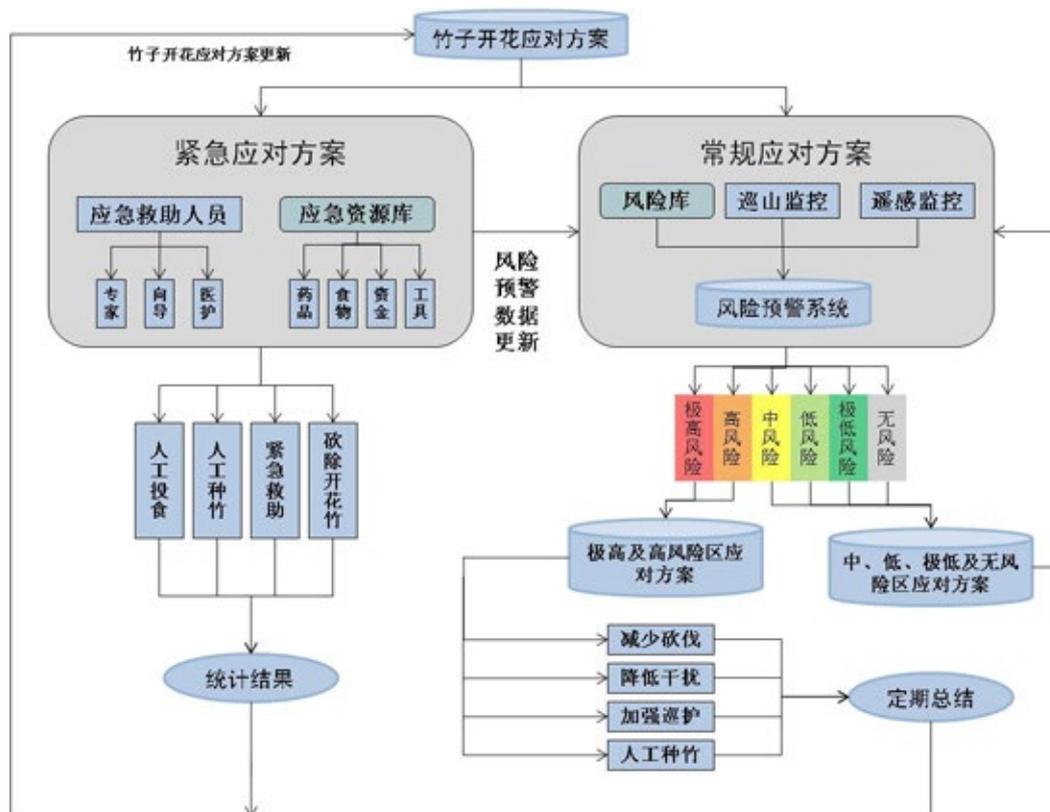


图 6-1 风险预警体系框架图

竹子开花的应对方案主要分为常规应对方案和紧急应对方案两个部分，以便应对不同的情况。

6.1.1 常规应对方案

常规应对方案主要是应对在掌控之中的区域竹子变化情况，通过已建立的风险库，结合日常的巡山监控和定期的遥感监控等更新的数据，我们能系统的更新风险预警系统，更加完善预警系统，提高其预警精度。此外，根据预警结果，我们可以将预测区域分为中、低、极低及无风险区和极高、高风险区加以区别应对。

极高、高风险区应对方案：

我们将中风险及以下风险等级划分为非开花区，主要采取以下 4 条来维护：

减少砍伐：对区域的竹子进行保护，尽量扩大竹林的面积。

降低干扰：加强宣传的管理，减少该区域的人为干扰程度。

人工种竹：对一个区域内的竹子进行改造，尽可能让一个区域内用多种类型的竹子。

加强巡护：对极高、高风险区重点巡护。

6.1.2 紧急应对方案

紧急应对方案主要用于应对没有预测到的突然大面积竹子开花，该方案平时应建立应急资源库和应急救助人员储备，以便不时之需，应急资源库：即能迅速对受灾区域的熊猫救助的资源储备。包括应急的工具、少了的熊猫应急食物以及相对应的药品等，该工作可以和保护区和熊猫繁育研究中心合作。另外，可以建立相关的基金，以及相关的快速反应资金储备。应急救助人员：即能迅速对受灾区域进行救助的人员储备。包括熟悉相关区域的向导，大熊猫的救助人员，了解大熊猫习性和生境的专家等，该工作也可以和保护区和熊猫繁育研究中心合作。

当出现没有预测到的突然大面积竹子开花的情况时，主要采取的措施有：人工投食、紧急救助、砍除开花竹和人工种竹。

砍除开花竹：砍除开花的竹子能较为有效地阻止竹子开花的蔓延

人工投食：对已经大面积开花的区域，找到熊猫出没的地方，进行人工投食救助，并引导熊猫离开受灾区域。

紧急救助：如发现已经受灾的大熊猫，我们可以采取紧急救助，对其进行救治，甚至可以将其迁地保护。

人工种竹：对一个区域内的竹子进行改造，尽可能让一个区域内拥有多种类型或多竹龄的竹子。

整个方案采用反馈机制，在实际操作中产生的问题都将反馈到数据库中，作为下次方案的参考数据，此外，数据库可以接收实时更新和定时更新数据，以确保数据与实际情况的匹配程度。

6.2 竹子开花对策建议

6.2.1 主食竹已开花区域应对策略

目前的现实情况来看，我们无法短时间内完全消除人类活动对大熊猫的影响，通过本报告的研

究也表明人为干扰因素对大熊猫种群、食物以及栖息地均产生较明显的影响。此外，继续扩大保护区的面积也存在较多实际困难，况且扩大保护区面积、恢复大熊猫栖息地往往需要一个漫长的自然演替过程，尤其是在已经大面积开花的保护区内。因此，现阶段的工作重点应集中在对已开花竹林的人工复壮更新上，即对已大面积开花的竹林采取适当的补救措施。

竹林一旦出现开花，就应及时伐除开花竹株或竹丛，挖除其竹蔸和竹鞭，进行全林松土，重施氮肥，促进新鞭生长和萌笋成竹，阻止开花区域蔓延，积极促进开花竹区域的竹林复壮。对于竹林开花成灾的区域，可进行人工造林更新。对于丛生竹，可利用竹丛中未开花的新竹，通过分株栽植或埋干埋节进行造林，一般 3-5 年可成丛成林；对于成片开花的散生竹林，可以引进优良母竹进行栽植更新。还可以在开花竹林内，松土施肥，促进天然下幼苗成林成材。不论何类竹种，均可采收其种子进行人工育苗和造林，一般 3-5 年可以成林，8 年左右可以成材。同时，在进行引种营造竹林时要选择大熊猫喜食的竹种，且保证不与保护区内已经开花的竹子同源，同时必须了解种源林的开花历史和是否有开花预兆，以免引种不久就开花成灾。

此外，对已开花区域进行加大巡护力度，及时掌握该区域以及附近的大熊猫种群情况。如发现存在大熊猫的活动痕迹，特别是新鲜的活动痕迹，应当立即采取应对措施（如投食），同时要上报相关管理部门，进一步商讨科学合理的应对方案。如开花区域发现饥饿或者病危的大熊猫，应立即采集医疗救护，积极进行转移救护，为大熊猫抢救工作赢取最佳时间。

6.2.2 高风险开花区域应对方案

根据本项目的预测发现，2020 年左右位于长青和佛坪保护区的大熊猫密集区存在主食竹高风险开花，故而在未来 6-7 年时间里，应当加强该区域的巡护工作，及时了解该区域的竹子生长状况，把握该区域大熊猫活动的情况。

此外，应该有效的利用高新技术手段进行辅助监测，如利用卫星遥感技术获取高风险开花区的植被、温度、湿度等信息，更加宏观大面积的监测高风险开花区。本项目组曾对秦岭佛坪地区的大熊猫主食竹巴山木竹、秦岭箭竹和龙头竹进行高光谱测定（刘雪华和吴燕，2013），研究发现潜在开花竹、开花竹的光谱特性与未开花竹存在显著差别，故而可以采用高光谱高风险区域的竹子进行定期检测，获取其光谱特性，可以较好的预测竹子开花，这些技术手段的灵活运用为主食竹的高精度、动态监测提供了可能。

6.2.3 增加大熊猫密集区主食竹丰富度

生存环境的单一化和共同的起源是引起竹子大面积开花的根本原因。对于分布于 2500m 海拔高度以上的人类干扰活动非常小的大熊猫栖息地天然竹林的情况更是如此。在秦岭地区，秦岭箭竹分布在较高海拔区域，且竹种单一分布，该区域为大熊猫主要活动区域。如果秦岭箭竹大面积同时开花，那么将对秦岭地区的大熊猫产生致命的影响。因此，对这些较为单一的竹林进行适当的人工混交改造可以在一定程度上缓解竹子的大面积同时开花风险，但这种方法的可操作性以及对大熊猫栖息地的

干扰需要进行小范围的实地试验后才能确定。目前，项目组已于 2012 年起进行探索性的尝试，在佛坪观音山保护区低海拔区域人工种植巴山木竹，2014 年 5 月对该区域种植巴山木竹考察来看，栽种的竹子成活率在 30%–40%，已初见成效，有望进一步大面积推广，证明了人工种植主食竹以扩大大熊猫主食丰富度的可行性，该工作的尝试为改善竹种单一的保护区提供了新的思路，从而为大熊猫食物的来源提供了一条新的解决方案。

6.2.4 加强大熊猫栖息地的保护、恢复工作

从根本和长远来看，解决大熊猫主食竹开花问题还是要从恢复和保护大熊猫的栖息地的角度考虑：一方面要扩大大熊猫栖息地，建立各保护区之间的活动走廊；另一方面要保护和改善大熊猫栖息地植被、提高栖息地的生态环境质量，使大熊猫在面临竹子开花时有更多的选择和活动余地，减少竹子开花对其生存的威胁，同时这也有利于消除种群间的隔离，增强种群间的基因交流，从而增加大熊猫的生存能力。此外，本研究结果表明人为干扰因素对大熊猫种群、栖息地质量以及大熊猫食物来源产生了显著影响，人为干扰因素加剧了竹子开花大熊猫的威胁，需要对当地群众强化野生动物保护法和森林保护法，提高其对保护区的保护意识，从而适当缓解人为干扰因素对大熊猫保护工作的压力，这对减少竹子开花对大熊猫的威胁均具有非常重要的近期和现实意义。

6.2.5 提高开花高风险区巡护监测力度

加强竹子已经开花区以及高风险区的动态监测工作，主要包括以下几个方面：（1）加大对未开花竹的高风险区域的巡护力度。未开花竹区域有可能是大熊猫迁移过程中的短暂停息地和暂居地，对这一区域的巡护有利于发现大熊猫活动的痕迹，掌握大熊猫移动的一些规律，同时，也会增加发现病、饿、死大熊猫的机会。（2）加大对竹类开花及实生苗生长的监测。在现在的调查中有些竹类正在开花，部分竹类没有开花，对其生长、开花、枯死的进行监测，可以了解竹类开花枯死这一过程的发生进程，从而为以后监测资料的分析提供科学依据。对实生苗的监测，可以了解实生苗生长发育的规律，为栖息地恢复和评估竹类恢复的时间提供依据。本项目现在已经收回了岷山地区的大部分保护区关于实生苗更新的调查问卷信息，在以后的工作中项目组依然会积极的与保护区相关人员沟通，了解竹子开花的最新信息和实生苗信息，进一步完善竹子开花的预警预报体系，从而对竹子开花做出及时准确的预测预报。只有这样才能防患于未然，也才能实现对大熊猫切实有效的保护，减少竹子开花对大熊猫的威胁。

6.2.6 加强区域保护机构的人员能力建设

保护机构和人员能力直接影响到了大熊猫自然保护区的有效管理，薄弱点主要体现在以下几个方面：（1）组织管理能力相对较弱。对于紧急情况的处理能力特别体现在竹子开花突发事件以及大熊猫病危的紧急事件上，如果事先没有良好的组织管理协调经验，那么面对这些紧急情况时，则无法顺利完成任务，耽误对大熊猫的最佳救护时间，从而给大熊猫生命造成威胁。（2）保护（野外）工作能力较差。工作人员往往是没有接受过有关生物多样性保护、生物学和生态学方面的培训，对所

在自然保护区的保护目标和保护对象了解不够,故而面对大熊猫受到严重威胁时无从下手。对竹子开花的先兆认识不足,不能从竹子形态、纹理等角度评价竹子的大概生理状况,故而一旦主食竹大面积同时开花,对大熊猫的影响将不堪设想。(3)科学研究能力不足。

因此,自然保护区相对薄弱的机构能力一定程度上影响了自然保护区的有效管理,制约了对大熊猫及其栖息地的有效保护。只有逐渐改善自然保护区的能力状况,让自然保护区的功能有效发挥出来,达到保护生物多样性的目的。

6.2.7 提高日常巡护及监测力度与宣传工作意识

巡护是自然保护区最基本、最重要的工作,是自然保护区巡护人员的主要职责。巡护对于自然保护区的有效保护具有十分重要的作用。通过巡护,可以及时地发现和制止非法活动,如偷猎、盗伐、放牧、开荒等,确保自然保护区边界的完整性,制止游客的违反保护区规定的行为;保证保护区的重要地带,如核心区不受人干扰。如果巡护员能穿上统一的制服进行巡护,这对违法分子来说,更是一种强有力的威慑。此外,在巡护过程中,还可收集野生动物种群、生境、物候等方面的资料,以及对保护区生态系统及物种变化进行的长期监测资料,以便为保护区的管理提供决策信息。

监测的任务主要对上述两类查明的对象进行监督检查,通过抽样调查和其它技术,监测生态系统、物种及基因的发生、发展和消长,监测它们的利用、贸易及保护状况,还要监测生物多样性保护措施的有效性等。监测的另一项工作是监测人类活动及其过程对生物多样性的影响,主要是人类的生产、生活及各类经济开发活动对生物多样性产生的或潜在的重大不利影响及其影响过程。对生物多样性进行监测,是为了了解生物多样性面临的压力,生物多样性的现状及变化,生物多样性保护及其有效性。生物多样性监测最主要的目的是为管理和决策服务,为保护生物多样性,制定土地利用规划,评价环境影响等问题提供科学依据,同时,生物多样性监测也可以为相关学科提供大量的资料,如土壤学、植物学、林学、动物学和环境科学等。

大面积的竹类开花对大熊猫的生存是存在一定影响的,为了帮助大熊猫安全的度过这一生存难关,需各级政府和社会公众给以极大的帮助。在大熊猫开花区域应加强对当地社区居民的宣传,使社区居民了解竹类开花状况,鼓励他们在发现大熊猫实体、尸体和新鲜痕迹时积极汇报,看见大熊猫实体时只进行跟踪,不进行哄赶和捕捉等。各级政府应该拿出专项经费,用于加大常规野外监测、调查工作。

6.3 本章小结

竹子开花预警方案体系主要分为常规应对方案和紧急应对方案两个部分,该体系可以针对不同开花的紧急状况进行采取措施,可有效的减少竹子开花对大熊猫带来的威胁。该体系的实际效果与可操作程度,均需现实工作中进行检验,相关细节有待进一步完善,但该体系为以后的预警工作开展提供了理论框架。

应对对策方面,主要核心任务就是要做好主食竹开花区的抚育更新以及监测巡护,对2020年

高风险开花区域要运用传统巡护与高新技术监测技术相结合的思路。此外，加大大熊猫栖息地的保护，提高保护区管理人员的职业能力和技能，以及提高保护区周边民众保护野生珍稀动物的意识显得尤为必要。

7. 研究不足

7.1 四调数据的不完整性

本项目原本是聚焦竹子开花对当前大熊猫及其食物、栖息地的影响的，然而，我们最终获得的第四次大熊猫痕迹点数据不完整（秦岭、岷山大熊猫分布密集区的痕迹点被扣除了），且没有得到第四次调查中的人为干扰数据。

我们采取的方法是用三调获得的大熊猫分布密集区的痕迹点数据顶替被扣除的区域，理由（或假设）是大熊猫分布密集区的痕迹点变化很小，竹子开花对其的影响格局应该与三调的情况基本一致。

因没有获得四调的人为干扰数据（三调、四调应该采用的是同样的方法），我们没有办法分析竹子开花和其他多因素干扰一起的共同影响。我们采用的方法是从中科院生态中心徐卫华博士处获得了四调时间段的道路分布数据，分析了竹子开花和道路一起的双因素影响。故无法和三调的竹子开花及人为干扰一起的多因素影响进行对比分析。

7.2 竹子开花时间推定的不确定性

项目团队查阅了大量文献资料，没有找到关于 60-70 年代竹子开花的信息，所以在全国第二次、第三次大熊猫种群及其栖息地调查中记录的竹子开花时间，不同竹种的前面一次开花时间只能通过其有记录的开花时间及查阅到的开花周期进行推定，这也会带来不确定性，因为竹子开花时间除了竹种的自身开花周期影响，还受生长环境的自然条件影响。

8. 结论与建议

8.1 结论

(1) 秦岭分布了4种主食竹,分别为巴山木竹、秦岭箭竹、龙头竹和华西箭竹,面积最大的为巴山木竹,其次为秦岭箭竹。秦岭西部和东部保护区的竹种较为单一,而中部的长青、佛坪和观音山等保护区的竹种较为丰富。全国大熊猫第二次普查期间,秦岭山系竹子开花呈现零星分布,主要集中在佛坪、长青和老县城。全国大熊猫第三次普查期间,除了太白山、厚畛子林场和天华山有较大面积竹子开花外,其他地区均为零星开花。对于人为干扰因素,割竹挖笋、采伐和公路对大熊猫种群、食物和栖息地有较强烈影响,耕种和旅游的影响较弱。综合干扰等级来看,桑园、黄柏塬和菜子坪三个保护区人为干扰强度较大,干扰强度最弱的为周至南部和佛坪保护区。

岷山分布了12种主食竹,包括团竹、龙头竹、八月竹、冷箭竹、拐棍竹、巴山木竹、秦岭箭竹、糙花箭竹、缺苞箭竹、青川箭竹、华西箭竹和短锥玉山竹,面积最大的为缺苞箭竹,其次为华西箭竹。岷山中北部和北部保护区的竹种较为单一,而中部和南部的雪宝顶、白羊和千佛山等保护区的竹种较为丰富。全国大熊猫第二次普查期间,岷山山系竹子开花呈现零星分布,主要集中在黄龙、九寨沟和唐家河。全国大熊猫第三次普查期间,主要是勿角有大面积开花,其他地区均为零星开花。对于人为干扰因素,割竹挖笋、采伐和公路对大熊猫种群、食物和栖息地有较强烈影响,耕种和旅游的影响较弱。综合干扰等级来看,新建的阿夏、多尔和查岗三个保护区人为干扰强度较大,干扰强度最弱的雪宝顶和裕河保护区。

(2) 情景一预测的2020和2030年秦岭山系大熊猫主食竹都存在大面积开花的风险。2020年秦岭地区大熊猫主食竹大部分低海拔巴山木竹区域处于极高风险区,面积达到了2063km²,占到总面积的49%左右,分布空间位置主要位于秦岭山系的西部和西南部区域。大熊猫高密度区主要分布在强、极强风险区域,其中以长青、太白和观音山较为显著。到2030年左右,仍有2063km²竹子开花极高风险区,主要是高海拔秦岭箭竹开花,分布秦岭山区的中东部和东部区域。2040年秦岭地区大熊猫主食竹开花面积较小,大熊猫高密度分布点除了少数分布在高危区域外,绝大多数分布在极低与低风险区域。

情景一预测的2030年岷山山系大熊猫主食竹存在大面积同时开花的风险,2020年和2040年竹子开花风险低或中等。2030年岷山地区大熊猫主食竹大部分区域处于高、极高风险区,面积之和达到了4632km²,占总面积的53%左右,其中极高风险区主要分布在岷山区域的中部和南部,包括雪宝顶、白羊、小寨子沟、宝顶沟和千佛山等保护区,此外,北部的查岗、多尔保护区也有分布;高风险区域主要零星分布在岷山北部区域的九寨沟和王朗等保护区。

(3) 竹子开花对三调时秦岭大熊猫种群影响强和较强的区域共占10%,主要分布长青保护区、佛坪保护区、牛尾河保护区、老县城保护区这四个区域,由于到2020年这些区域竹子开花的风险较大,

且大熊猫的分布密度亦较高，使得这些区域的影响程度较大；整个秦岭以低影响为主，占 81%。人为干扰共同作用下加大了竹子开花的影响，使强影响和较强影响区域面积都增加，之和达到 21%，对秦岭中部大熊猫高密度区域影响很大。四调时，因大熊猫种群密度加大并发生扩散现象，竹子开花的影响较三调时大，强影响和较强影响区域面积占总的 21%，且呈现向西向南扩大，斑块面积也大。道路干扰影响下的竹子开花影响加重，强影响和较强影响区域占比增大到 28%，且集中在大熊猫高密度区。

竹子开花对三调时岷山大熊猫种群较强影响和强影响级别所占整个主食竹的面积 1% 和 3%，两者之和仅 4%，主要分布在王朗保护区的西北部、小寨子沟和宝顶沟保护区的交界处，由于到 2020 年这些区域竹子开花的风险较小，且大熊猫的分布密度较高的区域重合度不大，使得这些区域的影响程度不大。加上人为干扰因素后，其中强影响和较强影响的面积分别达到 54km² 和 546km²，分别占到总面积的 1% 和 6%，共计占到整个主食竹面积的 7%，使得对大熊猫强、较强影响面积进一步扩大。四调时，强影响区域占 8%，集中分布在九寨沟、王朗、小河沟、唐家河等保护区。开花单因素影响较强区域占 12%，主要分布在岷山中部多数区域及南部部分区域。四调时岷山中部区域大熊猫密度多数处在极高和高水平，故影响很大。四调时道路干扰加大了竹子开花对大熊猫种群的影响。强影响区域的空间分布发生了变化，岷山中部出现了部分强影响区域。而较强影响区域面积增大了 1000 多 km²，比例增长 11%。

(4) 竹子开花对三调时秦岭大熊猫食物影响大，强影响与较强影响区域占绝大部分面积(78%)，分布于老县城、黄柏源、长青、佛坪和观音山等大熊猫高密度区域，且强影响区域还分布于保护区间的过渡区域。在竹子开花和人为干扰多因素共同作用下，总体格局不变，仅增加了 5% 的低影响区域和 1.3% 的强影响区域。可见人为干扰因素影响相对较弱，不是构成影响大熊猫食物的主要原因，竹子开花才是影响大熊猫食物质量、多样性及可达性的主要因素。四调时，竹子开花与道路干扰主要加重了对东边区域的影响，主要是天华山保护区及其周边。

竹子开花对三调时岷山大熊猫食物的影响大，研究区内强影响和较强影响和区域占 56%，其中强影响只有 9%，较强影响面积最大，占到 47%。强影响区域主要分布在王朗、勿角和龙溪虹口。较强影响的区域主要分布岷山中部和北部区域。人为干扰使强影响区域发生了空间变化，在岷山北部及中部区域有较多出现。人为干扰使得中等强度的影响面积增加了 10%，但没有竹子开花单因素的影响大，但改变了影响格局。四调时，道路干扰对竹子开花后的大熊猫生境加强了负面影响，强影响区域面积增加了 2%，主要出现在岷山北部的迭部和包座；较强影响区域面积增加了 4%，主要出现在岷山中部。

(5) 竹子开花对三调时秦岭大熊猫栖息地的影响大，强影响区域占 26%，较强影响区域占到总面积的 36%，强和较强影响区域基本与大熊猫栖息地在空间上重合，对栖息地影响显著。人为干扰因素加剧了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响，其影响面积的转化主要发生在弱影响

区域和中等影响区域。人为干扰因素加大了秦岭东部和西部地区大熊猫潜在栖息地的影响，但总体格局没有大的变化，可见竹子开花是主体影响因素。四调时，强影响区域占总面积的 28%，主要分布在长青和佛坪中部及南部，黄柏塬、牛尾河和桑园等西部区域，东部平河梁有一部分。中等影响区域面积最大，占比 41%，分布在秦岭中部、北部及东部的大部区域。强影响区域与四调大熊猫密度重叠度高的区域有长青、佛坪和牛尾河三个保护区。道路干扰加重了竹子开花对大熊猫栖息地的影响，强影响和较强影响区域面积占比大大增加，其中强影响区域增加了 14%，较强影响区域增加了 35%，使得所有大熊猫密集区都受到影响。

竹子开花对三调时岷山大熊猫栖息地的较强影响和中等影响的区域面积最大，分别占到总面积的 39%；占地面积最小的为强影响区域，仅为 677km²。人为干扰因素加大了岷山地区大熊猫潜在栖息地的影响，但总体格局与开花单因素的影响格局基本一致。人为干扰使一部分较强或中等影响的区域变为了强影响的区域，主要集中在岷山中部和南部的自然保护区范围中。四调时，强影响区域位于岷山中部偏北的区域，主要在白河、勿角、王朗、小河沟、唐家河等保护区，面积占 8%。较强影响区域范围大，占地达 41%，主体分布在岷山中部和南部，岷山最北部和东部也有分布。在道路干扰双重作用下，总格局变化不大，强影响面积增加到 9%，低影响区域面积增加到 10%。在岷山中部偏北形成更多的斑块，在黄龙、白羊、千佛山、白水河也都有分布。中等影响的斑块空间上更加破碎化。

(6) 竹子开花预警方案体系可根据竹子开花状况，选择采取常规应对或紧急应对方案，该体系的构建为竹子开花预警工作的开展提供了系统的框架思路。目前工作重点主要为主食竹开花区的抚育更新以及巡护，同时运用传统巡护与高新技术手段相结合的方法对 2020 年高风险开花区域进行监测。此外，加强大熊猫栖息地的保护，提高保护区管理人员的职业能力和技能，以及提高保护区周边民众保护野生动物的意识对大熊猫和其他濒危物种的保护已尤为必要。

8.2 建议

建议今后开展下列方面的深入研究。

8.2.1 不确定性研究

由于竹子开花除了本身的开花周期的内因作用外，环境因素（如温度、降水等气候因素）的影响也不容忽视，在一定程度上也可以加快或减缓竹子的开花时间，且之间的关系较为复杂，需要进一步研究和探索。因此，本报告主要是以竹子的最后开花年代作为假设前提，着重对该方法的过程和应用进行探讨。通过本报告的研究结果表明，未来 10-20 年大熊猫主食竹存在大面积同时开花的风险，对大熊猫的潜在威胁不容忽视。

8.2.2 竹子开花与气候变化的关系研究

虽然竹子开花的主要内因是竹子的开花周期，但其外因的影响也不容忽视。研究竹类植物开花的外因发生规律，探寻环境和气候条件对竹子开花的影响，切实保护大熊猫的食物来源。可以尝试

对未开花年和开花年的气象条件进行分析，同时对开花与未开花竹林的小气候进行调查和统计，以期从大气候变化和小生境环境因子影响两个方面来揭示外界环境条件对竹子开花潜在的影响规律。

8.2.3 天然林保护工程对大熊猫栖息地生态环境的影响研究

当降雨量充足时，由于树木可保护土壤并具有涵养水源的效应，退耕还林以及天然林保护可改善水资源环境（Schume et al. 2004）。因此，尽管天然林保护工程可增大了植被覆盖的面积，但处于干旱/半干旱区域的岷山地区，在气候变暖的大环境下，森林面积以及蓄积量的增加可能加剧水资源短缺（Cao 2008），结果可能导致岷山山系植被覆盖度降低，进而对植被多样性产生不利影响，最后导致大熊猫栖息地质量下降。故而，对于一些天然林植被良好的区域可以进行择伐，择伐不仅可加快森林的更新，维持保护区土壤-植被-大气系统的稳定性，而且可以减小能量在森林生态系统的积累效应，减少天然森林火灾发生的几率。这措施的实施可为大熊猫提供一个良好的栖息地环境，可使大熊猫在岷山山系永续繁衍下去。

参考文献

- 蔡玉秋. 我国农业生态环境预警问题研究. 生态经济, 2013 (1): 174-177.
- 柴振林, 华锡奇. 雷竹花期营养动态研究 [J]. 浙江林业科技, 2003, 01: 11-13.
- 柴振林, 秦玉川, 华锡奇, 王祖军, 王琦. 竹子开花原因研究进展. 浙江林业科技, 2006 (2): 53-57.
- 丁兴萃. 早竹衰老开花生理学基础研究 [D]. 南京林业大学, 2006.
- 杜凡, 薛嘉榕, 杨宇明, 辉朝茂, 王泾. 15年来云南竹子的开花现象及其类型研究 [J]. 林业科学, 2000, 06: 57-68.
- 国家林业局. 全国第三次大熊猫查报告 [M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- 何焰, 由文辉. 水环境生态安全预警评价与分析—以上海市为例 [J]. 安全与环境工程, 2004, 04: 1-4.
- 胡锦涛. 岷山山系的大熊猫 [J]. 四川动物, 1986, 02: 25-28.
- 黄华梨. 白水江自然保护区大熊猫主食竹类资源及其研究方向议, 甘肃林业科技, 1995
- 雷开明, 张跃, 肖维阳, 蔡永寿, 泽军, 刘源, 孙鸿鸥, 曾涛. 九寨沟华西箭竹 (*Fargesia nitida*) 开花种群特征 [J]. 四川林业科技, 2011, 32 (4): 92-95.
- 林树燕, 毛高喜. 竹子开花习性和开花竹林的更新 [J]. 林业科技, 2007, 32 (5): 23-26.
- 刘铁民. 突发事件应急预案体系概念设计研究 [J]. 中国安全生产科学技术, 2011, 08: 5-13.
- 刘雪华 吴燕. 秦岭大熊猫主食竹叶不同花期内源激素变化及与高光谱的相应关系. 光谱学与光谱分析 [J], 2013, 33 (9): 2512-2518.
- 刘颖颖, 傅金和. 大熊猫栖息地竹子及开花现象综述. 世界竹藤通讯, 2007 (1): 1-4.
- 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 [M]. 北京: 北京大学出版社, 2001.
- 王小红. 竹子开花对大熊猫生存影响分析 [J]. 成都大学学报 (自然科学版), 2009, 01: 16-20.
- 吴燕, 刘雪华. 竹子开花研究的新思路. 竹子研究汇刊, 2008 (1): 8-12.
- 许树柏. 层次分析法原理 [M]. 天津, 天津大学出版社, 1988.
- 于占成, 施海燕. 浅谈开花竹林的更新 [J]. 陕西林业科技, 2007, 04: 177-179.
- 袁越. 大熊猫的色彩 [N]. 三联生活周刊, 2011-11-09.
- Cao S X. Why large-scale afforestation efforts in China have failed to solve the desertification problem [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42 (21): 8165-8165.
- Schume H, Jost G, Hager H. Soil water depletion and recharge patterns in mixed and pure forest stands of European beech and Norway spruce [J]. Journal of Hydrology, 2004, 289: 258-274.

附录信息

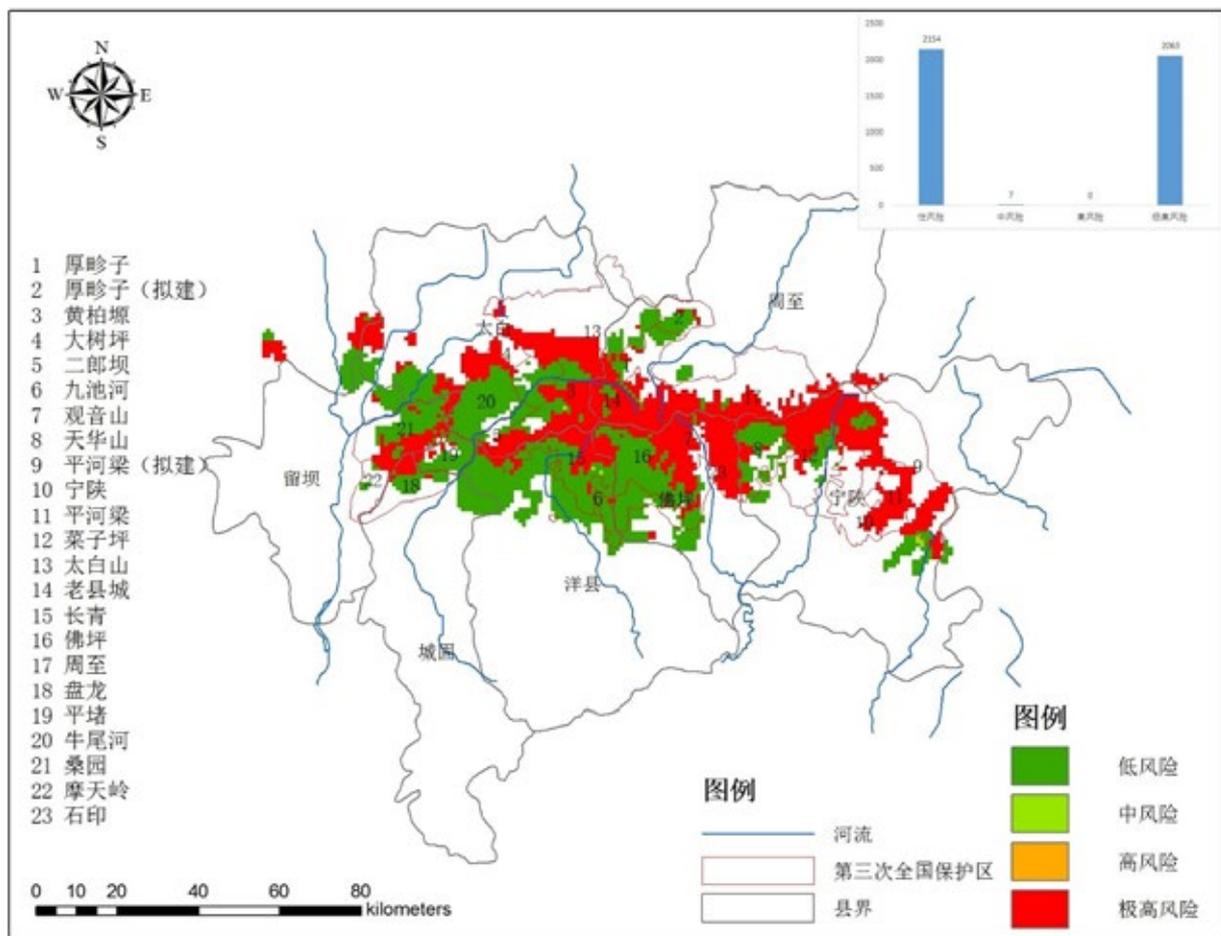
附录 1 不同情景模拟未来竹子开花风险

情景 1（假设 1974 年前最近一次开花时间为 1970 年）在正文中已叙述，这里附件为情景 2 和情景 3 的竹子开花风险。

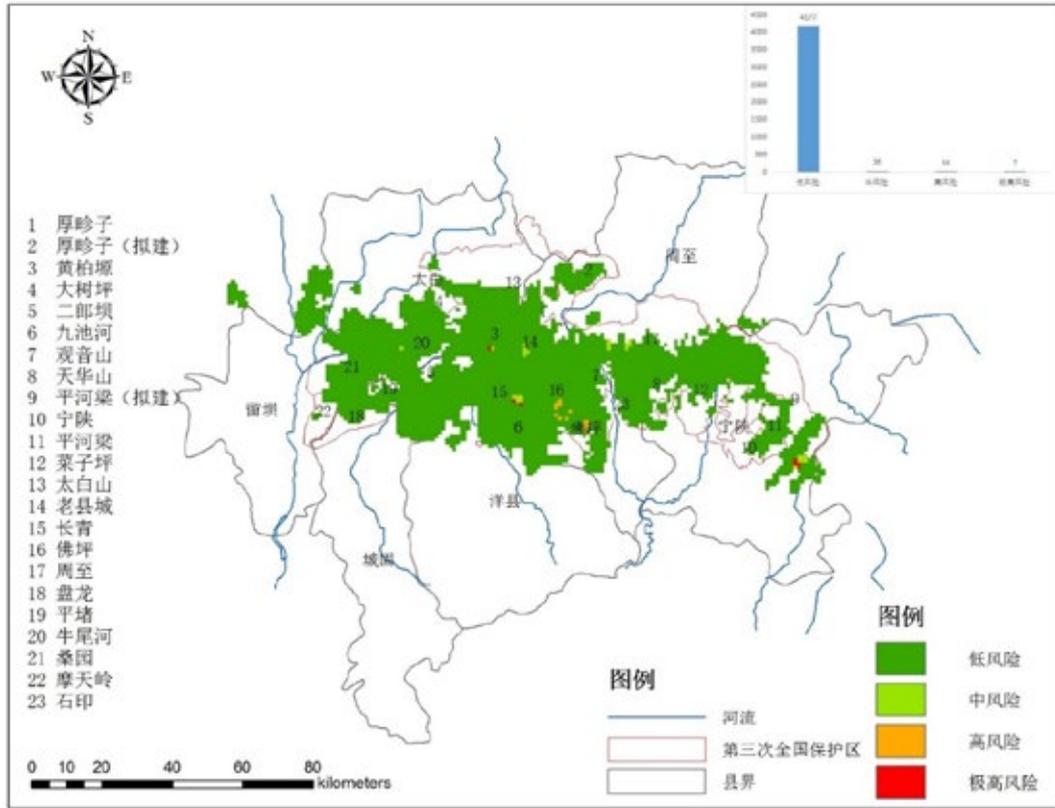
情景 2：假设主食竹 1974 年前的最近一次开花时间为 1965 年

此预测结果为假定未开花的主食竹 1974 年前最近一次开花时间为 1965 年，针对这种情况进行 2020 年，2030 年和 2040 年秦岭、岷山山系大熊猫主食竹的开花风险等级及各风险级别对应的面积情况。

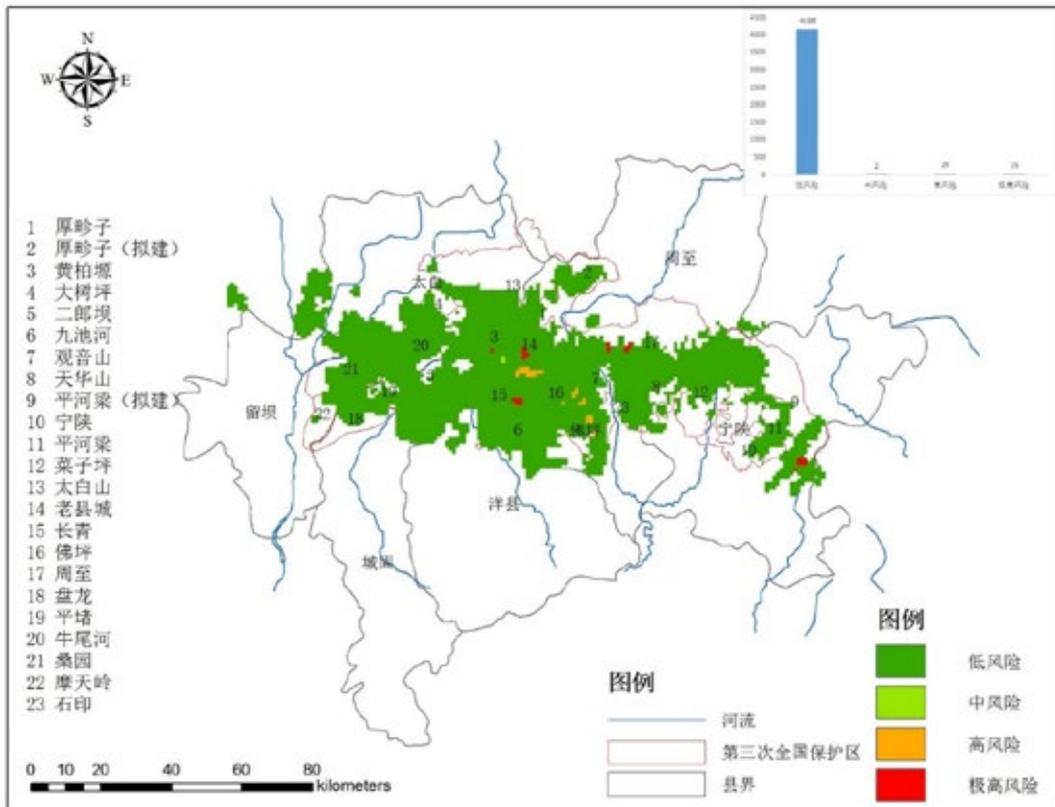
秦岭



2020 年秦岭山系竹子开花风险等级图

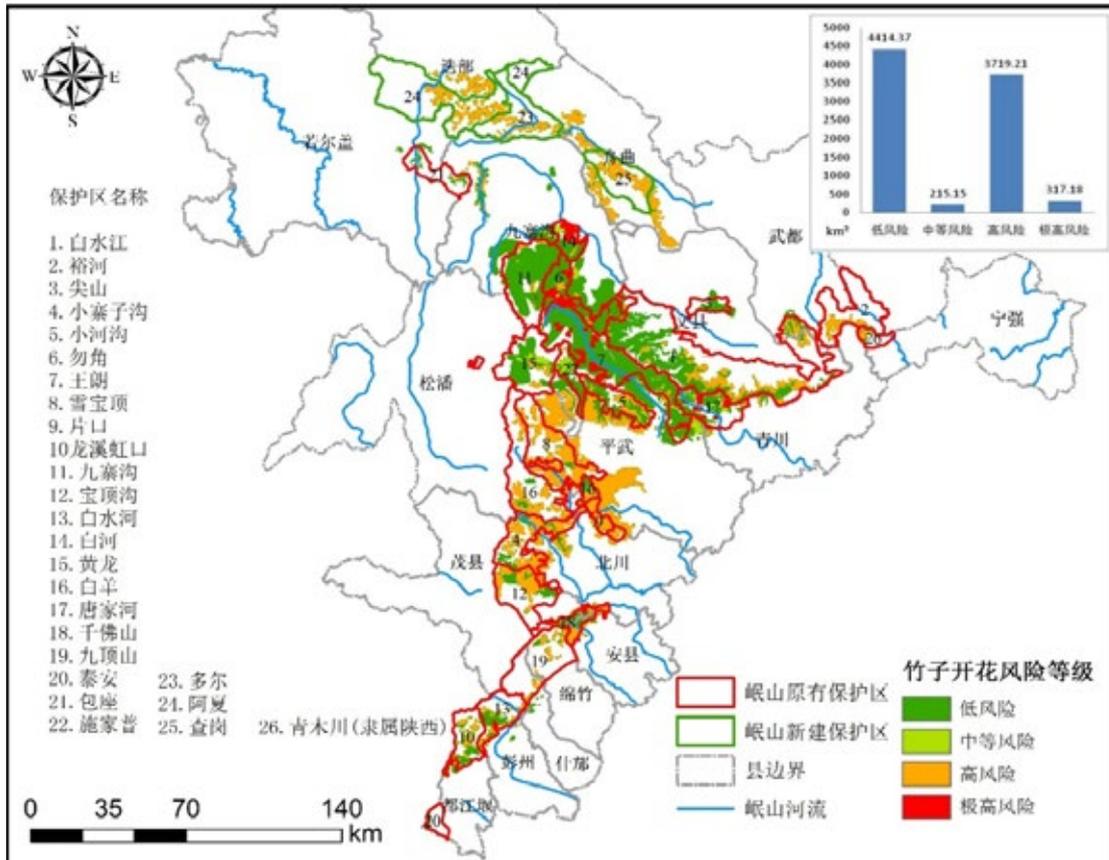


2030年秦岭山系竹子开花风险等级图

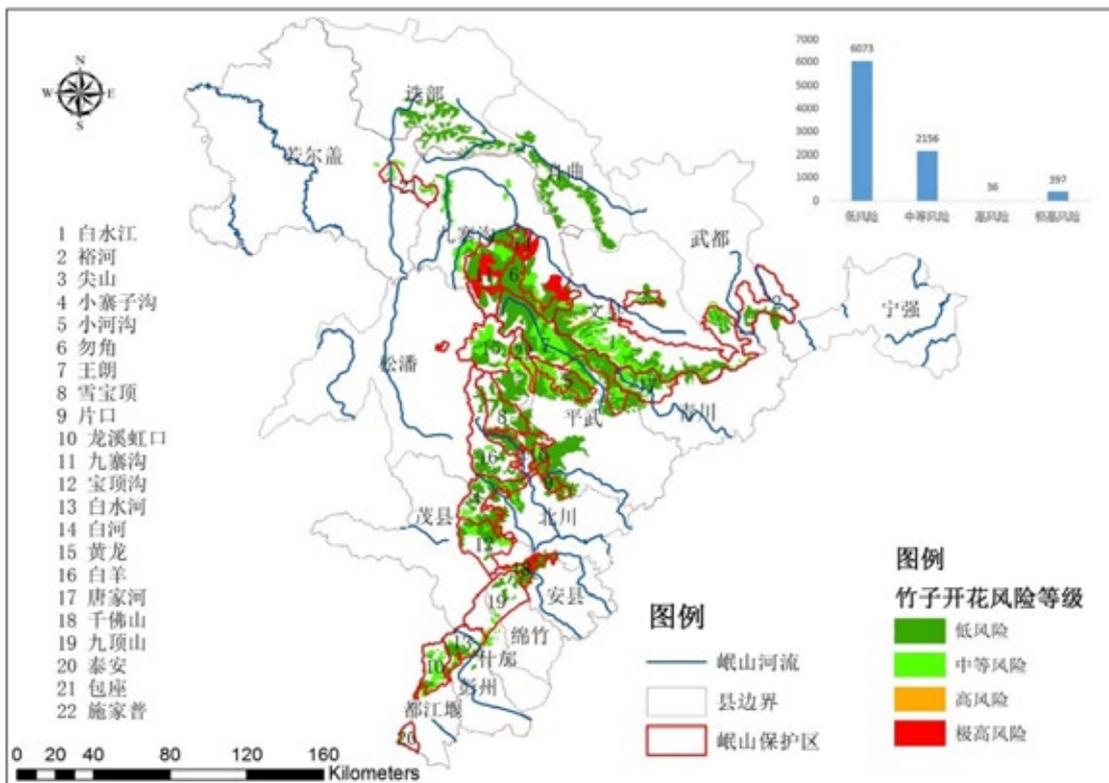


2040年秦岭山系竹子开花风险图

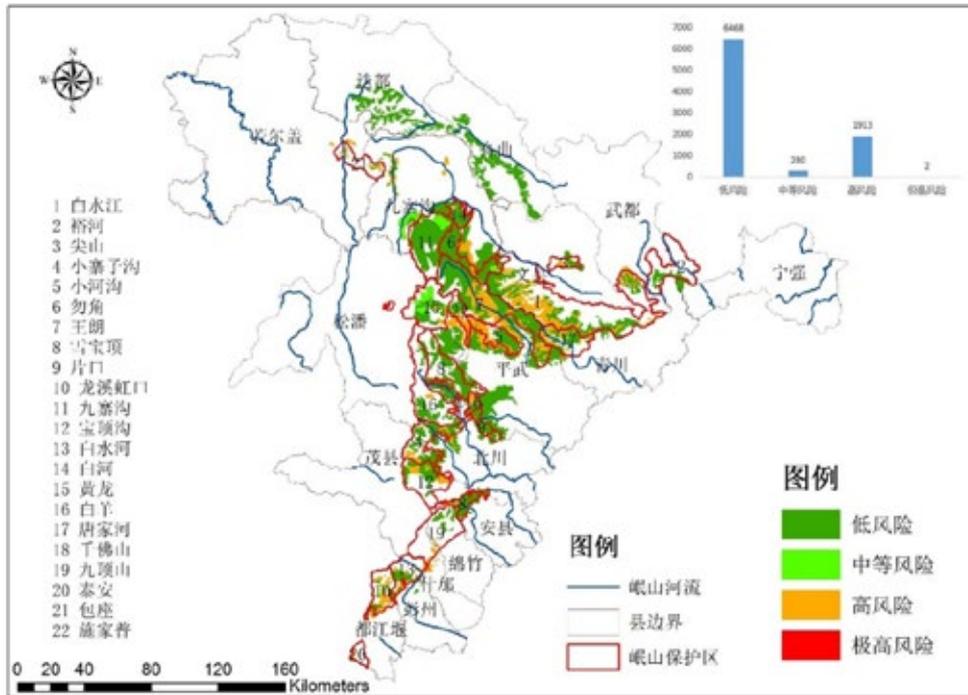
岷山



2020年岷山山系竹子开花风险预测结果图



2030年岷山山系竹子开花风险预测结果图

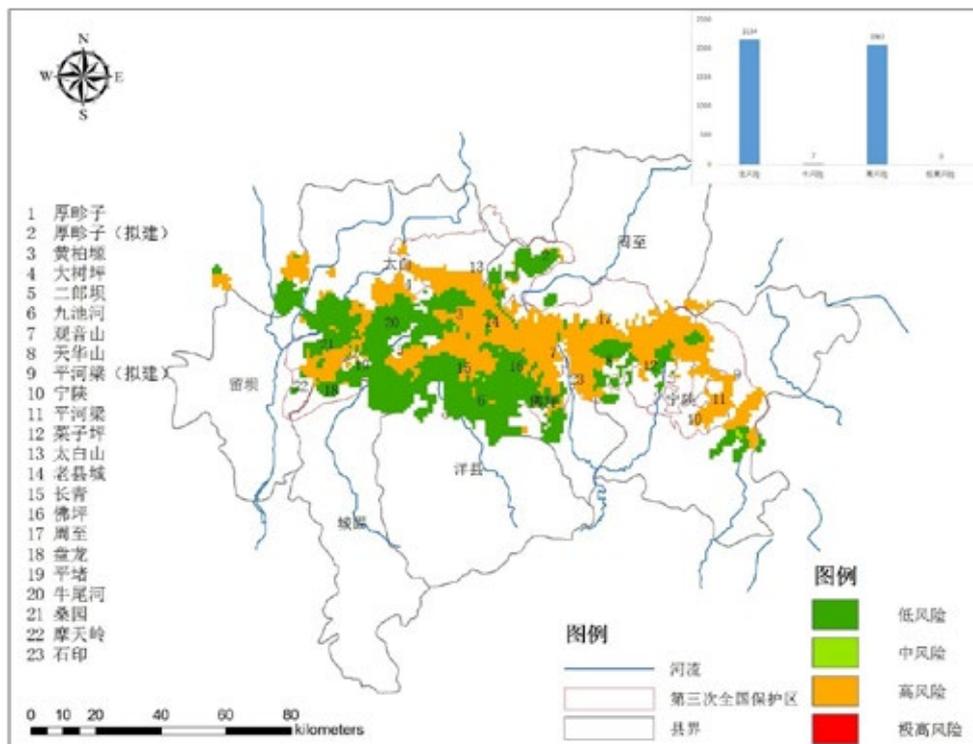


2040年岷山山系竹子开花风险预测结果图

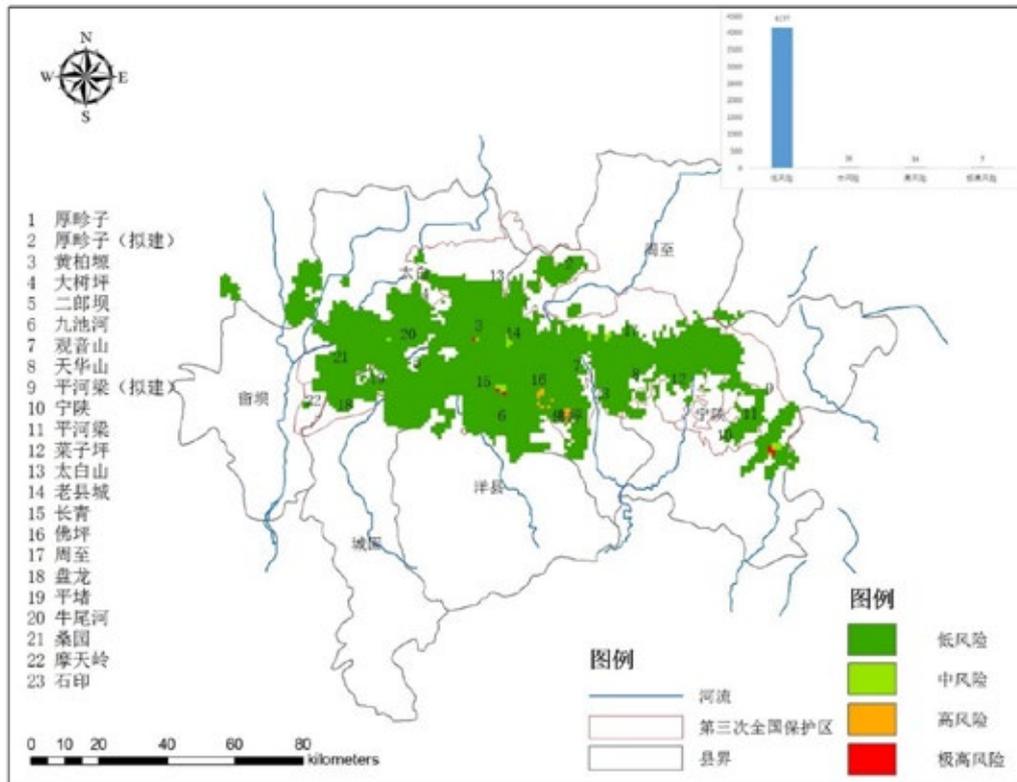
情景3：假设主食竹1974年前的最近一次开花时间为1960年

此预测结果为假定未开花的主食竹1974年前最近一次开花时间为1960年，针对这种情况进行2020年，2030年和2040年秦岭、岷山山系大熊猫主食竹的开花风险等级及各风险级别对应的面积情况。

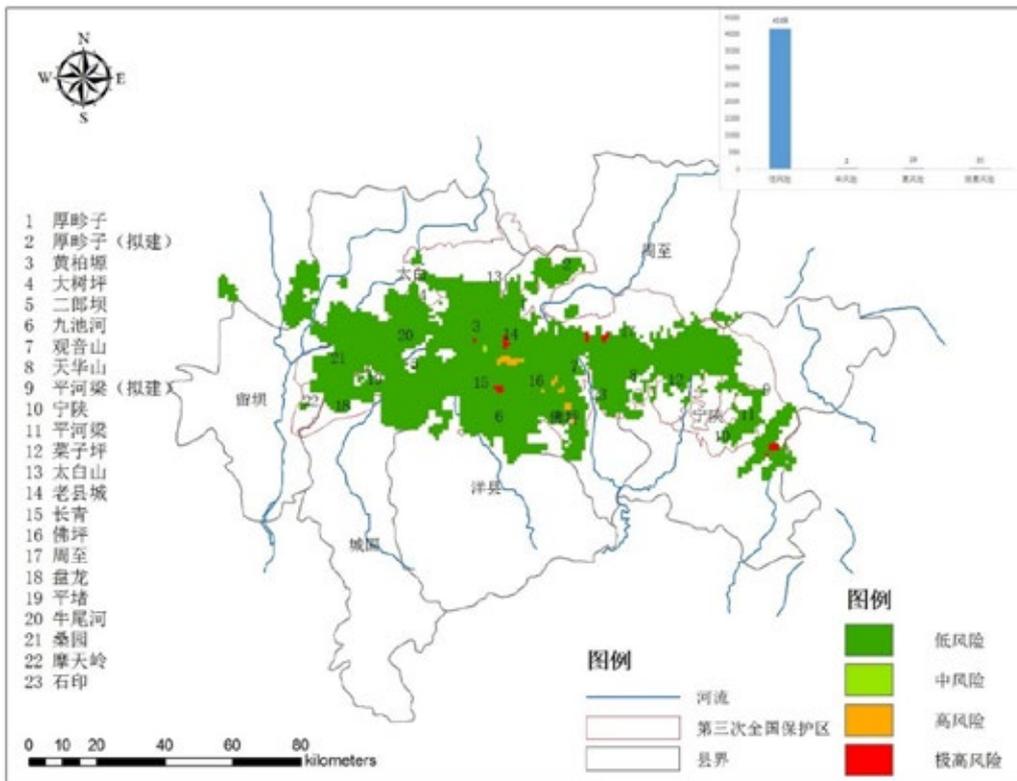
秦岭



2020年秦岭山系竹子开花风险预测结果图

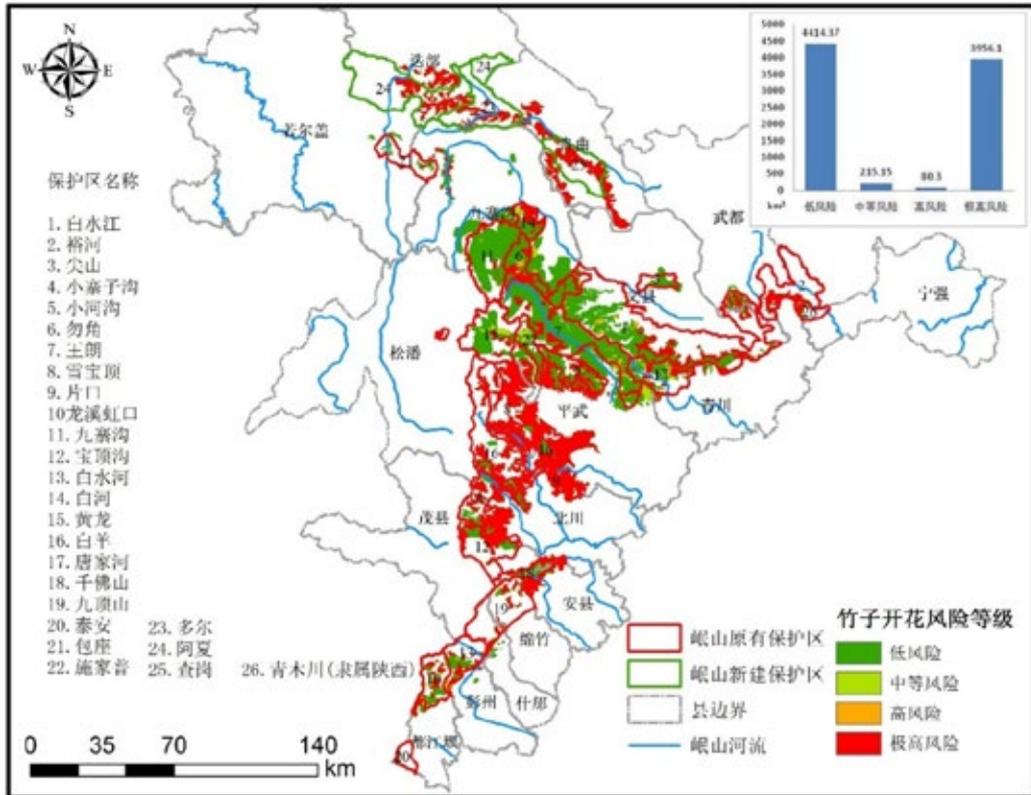


2030年秦岭山系竹子开花风险预测结果图

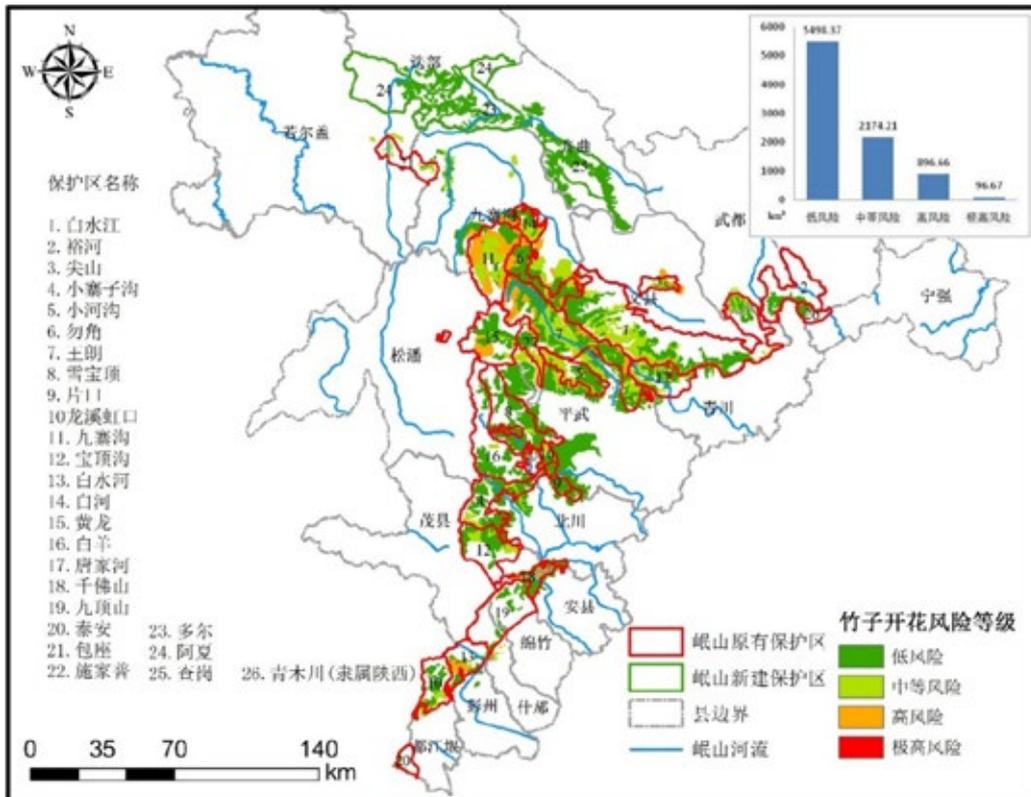


2040年秦岭山系竹子开花风险预测结果图

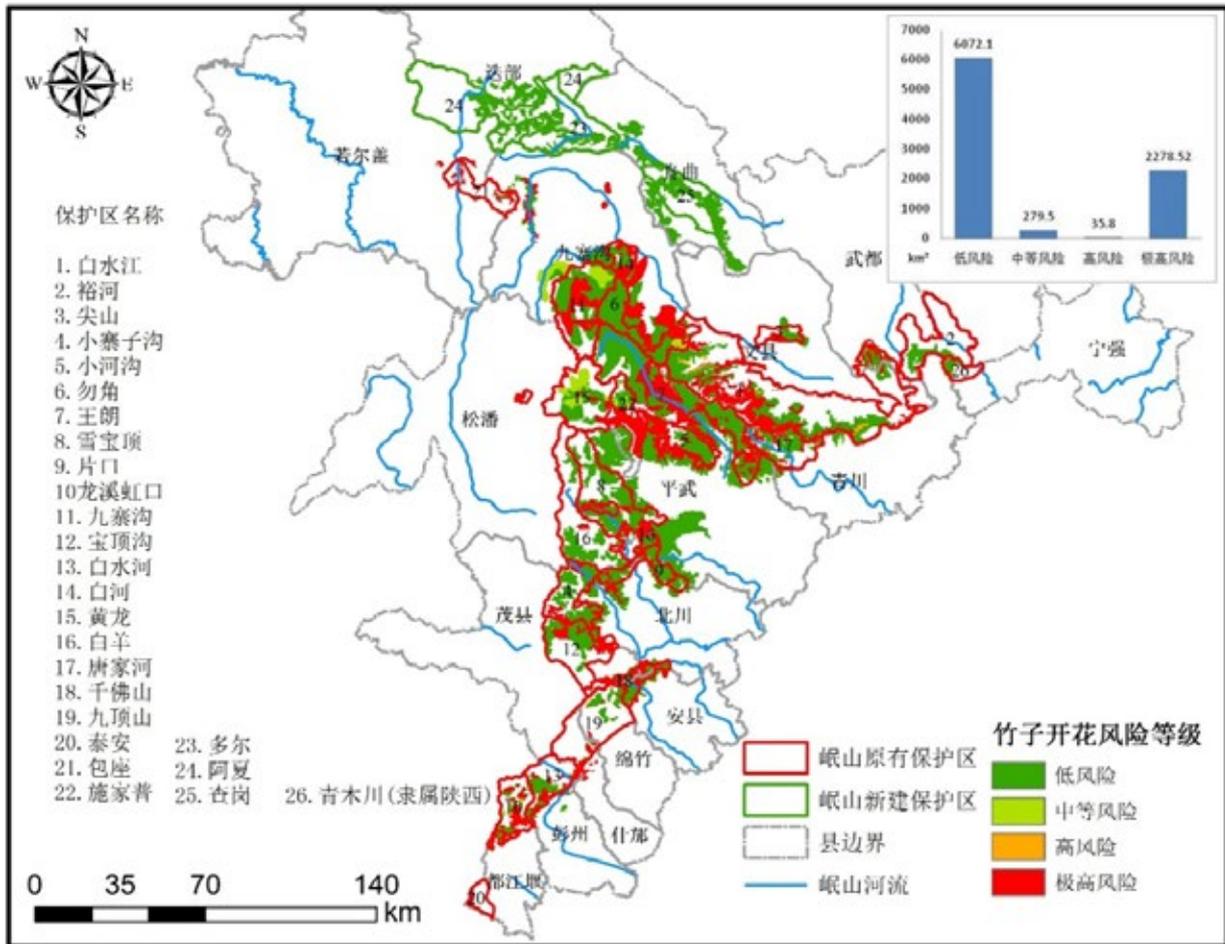
岷山



2020年岷山山系竹子开花风险预测结果图



2030年岷山山系竹子开花风险预测结果图



2040年岷山山系竹子开花风险预测结果图

附录 2 竹子开花风险及影响对比分析

秦岭与岷山第三、第四次猫调结果的信息对比

评估指标	分类等级 秦岭 (单位: 面积 km ²)	三调		四调		
		岷山 (单位: 面积 km ²)	秦岭 (单位: 面积 km ²)	岷山 (单位: 面积 km ²)		
2020 年竹子开花风险 (情景一) 中等风险 高风险 极高风险	低风险	378 (9%)	4051 (47%)	不变, 相同于秦岭三调	不变, 相同于岷山三调	
	1767 (42%)	3855 (45%)				
	0 (0%)	80 (1%)				
	2063 (49%)	676 (8%)				
2030 年竹子开花风险 (情景一) 中等风险 高风险 极高风险	低风险	2104 (5%)	3619 (42%)	不变, 相同于秦岭三调	不变, 相同于岷山三调	
	26 (0.6)	410 (5%)				
	15 (0.3%)	896 (10%)				
	2063 (49%)	3736 (43%)				
2040 年竹子开花风险 (情景一) 中等风险 高风险 极高风险	低风险	4152 (99%)	6073 (70%)	不变, 相同于秦岭三调	不变, 相同于岷山三调	
	3 (0.1%)	2156 (25%)				
	28 (0.7%)	36 (0.4%)				
	25 (0.6%)	397 (5%)				
竹子开花影响 (情景一)	开花单因素对种群的影响	低影响	2998 (81.5%)	5694 (67.9%)	1090 (29.1%)	4894 (61.5%)
		中等影响	318 (8.6%)	2376 (28.3%)	1873 (50.0%)	1507 (18.9%)
		较强影响	111 (3.0%)	267 (3.2%)	687 (18.3%)	916 (11.5%)
		强影响	252 (6.9%)	48 (0.6%)	99 (2.6%)	645 (8.1%)
	开花 - 干扰多因素 (三调) 或开花 - 道路双因素 (四调) 对种群的影响	低影响	2435 (64.1%)	5427 (64.9%)	2471 (63.8%)	4152 (49.5%)
		中等影响	572 (15.1%)	2335 (27.9%)	350 (9.0%)	1634 (19.5%)
		较强影响	403 (10.6%)	546 (6.5%)	603 (15.6%)	1933 (23.1%)
		强影响	391 (10.3%)	54 (0.7%)	449 (11.6%)	666 (7.9%)
	开花单因素对食物的影响	低影响	53 (1.4%)	236 (4.1%)	不变, 相同于秦岭三调	不变, 相同于岷山三调
		中等影响	787 (20.4%)	2267 (39.3%)		
		较强影响	1383 (35.9%)	2737 (47.4%)		
		强影响	1635 (42.4%)	532 (9.2%)		
	开花 - 干扰多因素 (三调) 或开花 - 道路双因素 (四调) 对食物的影响	低影响	237 (6.1%)	204 (3.5%)	36 (0.9%)	190 (3.3%)
		中等影响	562 (14.6%)	2835 (49.1%)	770 (20.0%)	2033 (35.2%)
		较强影响	1378 (35.7%)	2224 (38.5%)	1276 (33.1%)	2927 (50.7%)
		强影响	1681 (43.6%)	509 (8.8%)	1776 (46.0%)	622 (10.8%)
开花单因素对栖息地的影响	低影响	503 (11.6%)	932 (12.5%)	731 (18.3%)	366 (4.8%)	
	中等影响	1253 (28.9%)	2938 (39.3%)	1633 (40.9%)	3512 (46.3%)	
	较强影响	1576 (36.4%)	2923 (39.1%)	509 (12.8%)	3099 (40.9%)	
	强影响	1003 (23.1%)	677 (9.1%)	1117 (28.0%)	603 (8.0%)	
开花 - 干扰多因素 (三调) 或开花 - 道路双因素 (四调) 对栖息地的影响	低影响	448 (10.3%)	877 (11.8%)	35 (0.9%)	747 (10.3%)	
	中等影响	1156 (26.7%)	2956 (39.7%)	387 (9.7%)	2847 (39.4%)	
	较强影响	1657 (38.2%)	2900 (38.9%)	1896 (47.7%)	2983 (41.2%)	
	强影响	1074 (24.8%)	714 (9.6%)	1658 (41.7%)	657 (9.1%)	

注: 橙色表示“极高风险”和“高风险”, 或“强影响”和“较强影响”区域面积超过 20% 总面积。

三种竹子开花风险情景预测结果对比

山系	预测年份	风险等级	情景一 (1970年开花) 开花面积 km ²	情景二 (1965年开花) 开花面积 km ²	情景三 (1960年开花) 开花面积 km ²
秦岭	2020	低风险	378 (9.0%)	2154 (51.0%)	2154 (51.0%)
		中等风险	1767 (42.0%)	7 (0.2%)	7 (0.2%)
		高风险	0 (0.0%)	0 (0.0%)	2063 (48.8%)
		极高风险	2063 (49.0%)	2063 (48.8%)	0 (0.0%)
	2030	低风险	2104 (50.0%)	4177 (99.0%)	4177 (99.0%)
		中等风险	26 (0.6%)	26 (0.6%)	26 (0.6%)
		高风险	15 (0.4%)	14 (0.3%)	14 (0.3%)
		极高风险	2063 (49.0%)	7 (0.2%)	7 (0.2%)
	2040	低风险	4152 (98.7%)	4168 (98.7%)	4168 (98.7%)
		中等风险	3 (0.1%)	2 (0.1%)	2 (0.1%)
		高风险	28 (0.7%)	29 (0.7%)	29 (0.7%)
		极高风险	25 (0.6%)	25 (0.6%)	25 (0.6%)
岷山	2020	低风险	4051 (46.8%)	3855 (44.5%)	4414 (50.9%)
		中等风险	3855 (44.5%)	896 (10.3%)	215 (2.5%)
		高风险	80 (0.9%)	3855 (44.5%)	80 (0.9%)
		极高风险	676 (7.8%)	56 (0.7%)	3956 (45.7%)
	2030	低风险	3619 (41.8%)	6073 (70.1%)	5498 (63.4%)
		中等风险	410 (4.7%)	2156 (24.9%)	2174 (25.1%)
		高风险	896 (10.4%)	36 (0.4%)	897 (10.4%)
		极高风险	3736 (43.1%)	397 (4.6%)	97 (1.1%)
	2040	低风险	6073 (70.1%)	6468 (74.7%)	6072 (70.1%)
		中等风险	2156 (24.9%)	280 (3.2%)	280 (3.2%)
		高风险	36 (0.4%)	1913 (22.1%)	36 (0.4%)
		极高风险	397 (4.6%)	2 (0.02%)	2276 (26.3%)

注：橙色表示“极高风险”和“高风险”区域面积超过20%总面积。

附录3 问卷调查案例

大熊猫高密度分布区调查问卷

陕西摩天岭保护区大熊猫情况调查表

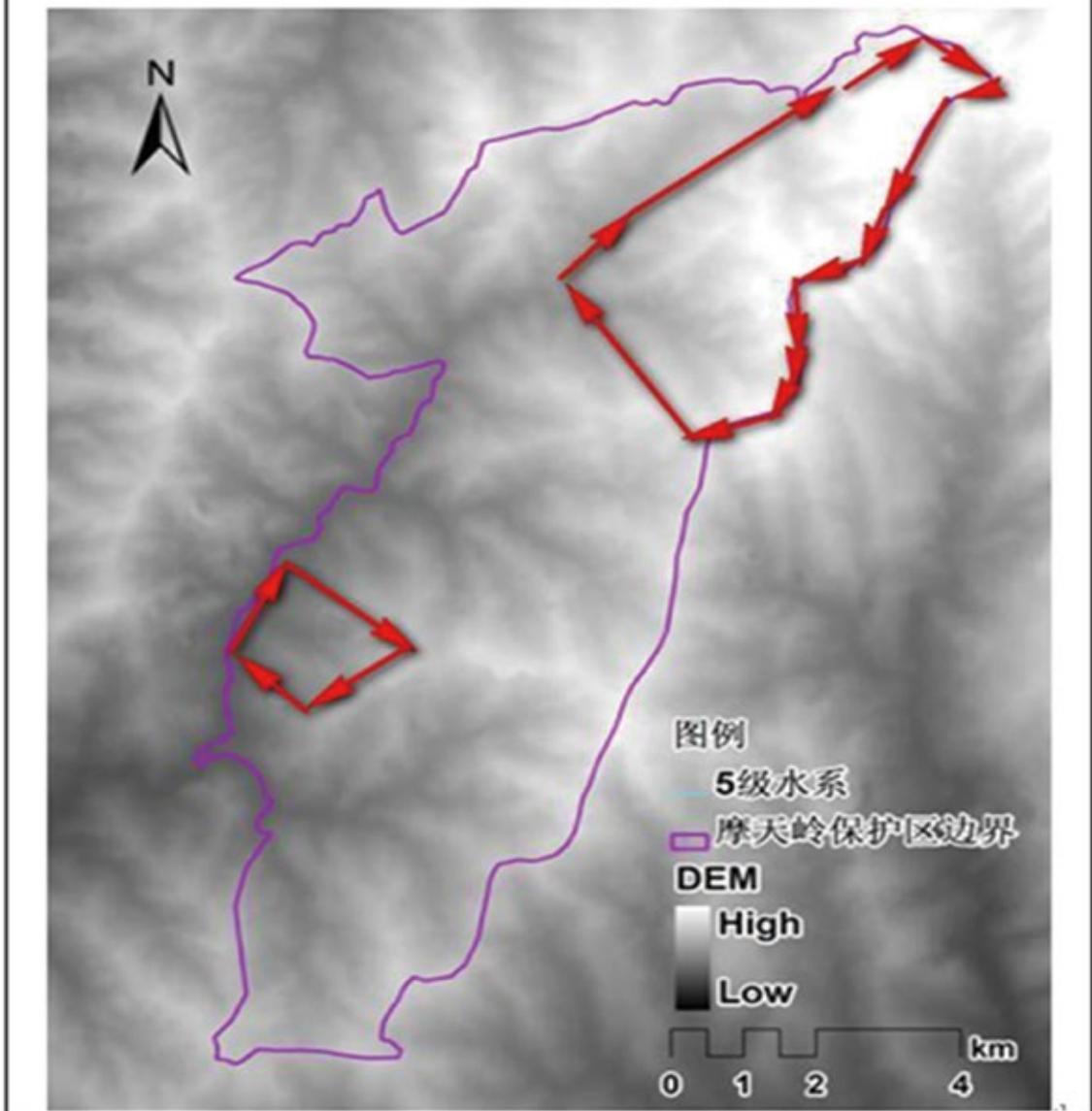
问卷调查时间： 2014 年 4 月

填表人：高永强

保护区大熊猫情况

种群数量	2
分布范围	大黑沟、易家湾、六队沟、下月儿湾
高密度区	大黑沟、易家湾

保护区地形图



甘肃白水江保护区大熊猫高密度分布区情况调查表

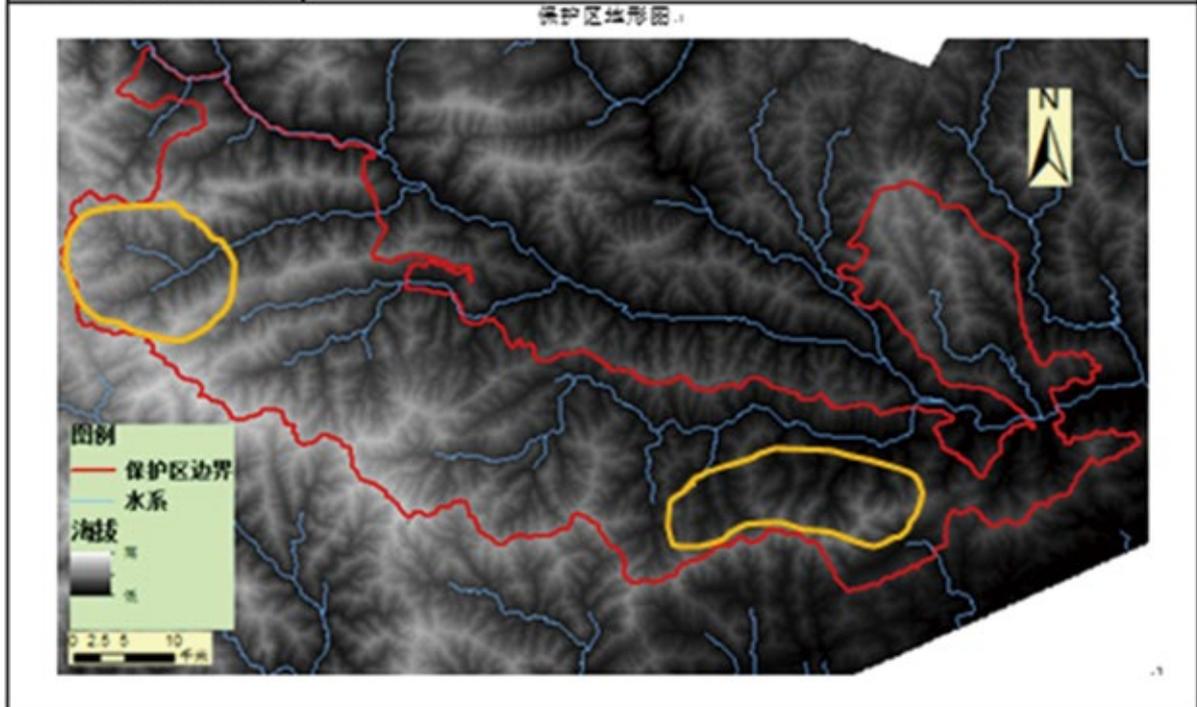
问卷调查时间： 2014 年 5 月。

填表人： 何礼文。

保护区大熊猫情况。

种群数量（只）。	102。
分布范围（名称）。	白马河、丹堡河、刘家坪、让水河、碧口。
高密度区域（名称和分布位置）。	白马河、让水河。

保护区地形图。



竹子开花信息调查问卷

陕西摩天岭保护区大熊猫主食竹开花情况调查表

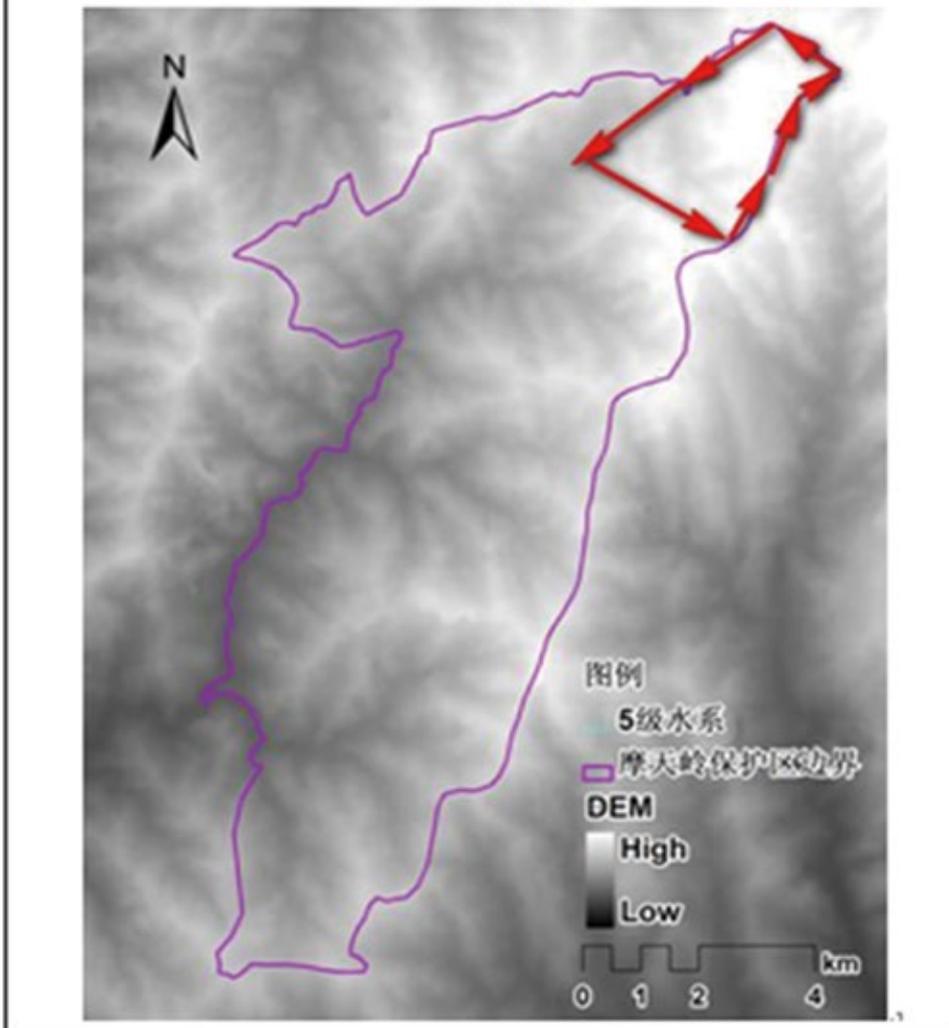
问卷调查时间：2014年4月

填表人：高永强

大熊猫主食竹种1：秦岭箭竹

分布海拔范围	2200—2603米		分布面积	800
开花情况	开花次数	开花时间	开花地点	开花面积(程度)
	2	2005	大黑沟、 易家湾	500公顷大面积
开花影响 及措施	是否有大 熊猫死亡	后续措施	恢复情况	下一次开花时 间预计
	无	栽植新竹及抚育	一般	30

保护区地形图



甘肃白水江保护区**主食竹开花**情况调查表

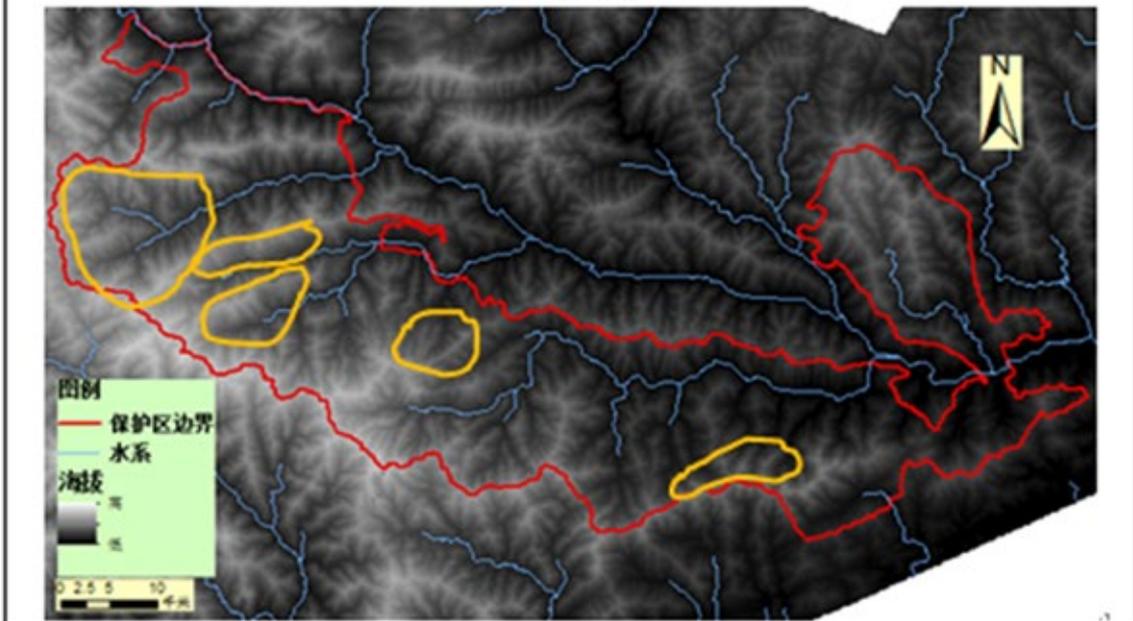
问卷调查时间：2014 年 5 月

填表人：何礼文

大熊猫主食竹种：缺苞箭竹

主食竹 分布情况	海拔范围（米）		分布面积（公顷）	
	1800-3000			
主食竹 开花情况	开花次数	开花时间	开花地点 (图上标出)	开花面积 (或程度描述)
	4	1974、1976、 1984、1993	白马河、丹堡 河、让水河	大面积开花超过1万公 顷
开花影响 及措施	是否有大熊猫 死亡	后续措施	恢复情况	预计下一次 开花年份
	有	自然更新	好	

保护区地形图



实生苗信息调查问卷

陕西摩天岭保护区**实生苗更新**情况调查表

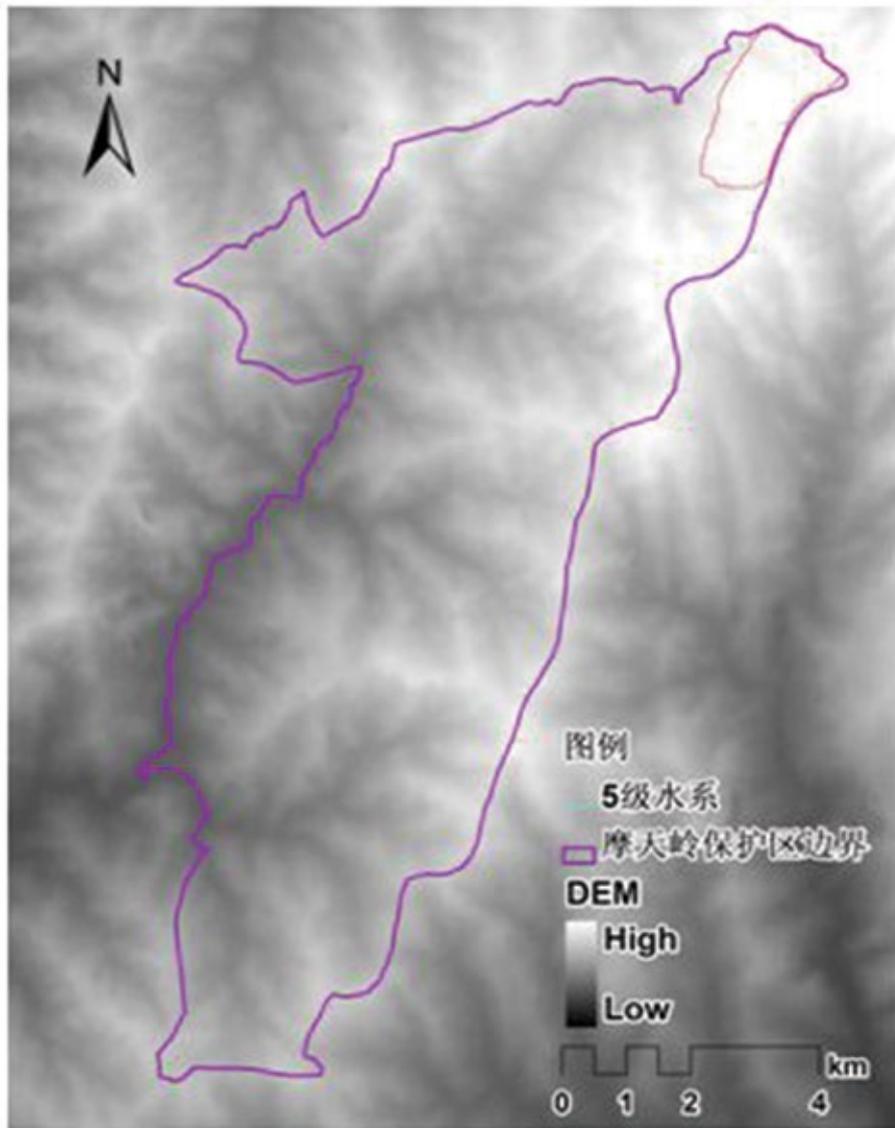
问卷调查时间：2014年5月

填表人：高永强

大熊猫主食竹种1：秦岭箭竹

实生苗更新情况	位置名称 (图上标出)	年龄 (年)	高度 (公分)	基径 (毫米)	实生苗图片
	良好	6-7	10-90	4.8-6.7	附在后面表中

保护区地形图



甘肃白水江保护区**实生苗更新**情况调查表

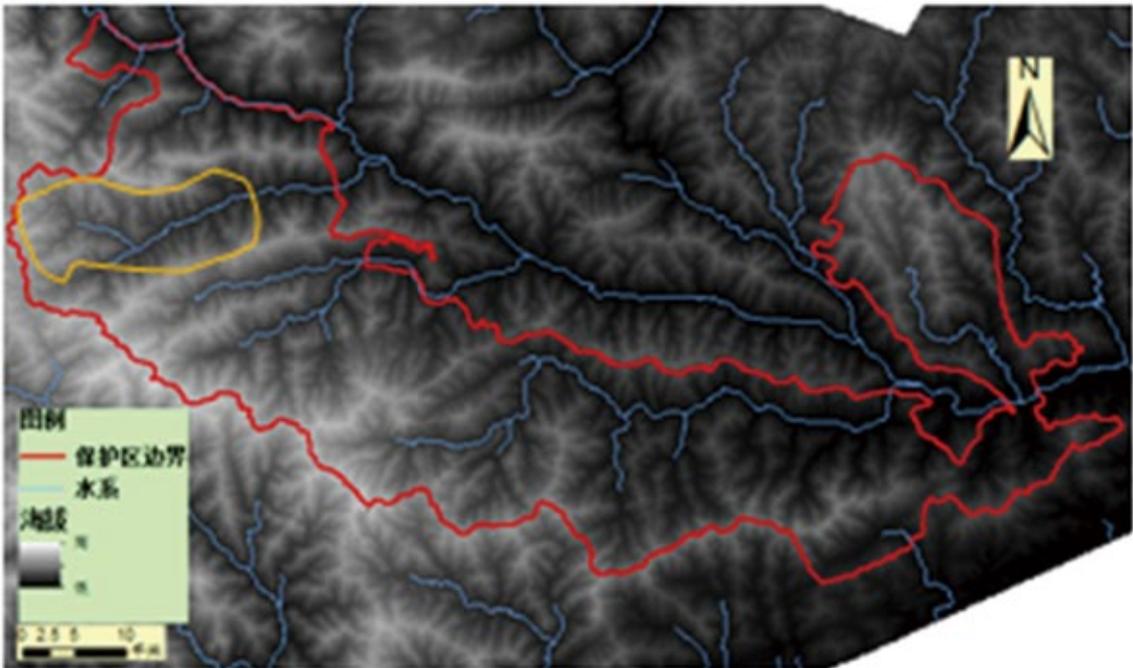
调查时间：2014 年 5 月

调查人：李艳

大熊猫主食竹种 1：缺齿箭竹

实生苗更新情况	位置名称 (图上标出)	年龄 (年)	高度 (公分)	基径 (毫米)	实生苗图片
	白马河		80		

保护区地形图



	地点 1 ₁	大黑沟 ₁
	海拔 (米)	2242 ₁
	年龄 (年)	6 ₁
	高度 (公分)	71 ₁
	基径 (毫米)	55.2 ₁
	地点 2 ₁	大黑沟 ₁
	海拔 (米)	2458 ₁
	年龄 (年)	5 ₁
	高度 (公分)	32 ₁
	基径 (毫米)	53.3 ₁
	地点 3 ₁	小黑沟 ₁
	海拔 (米)	2553 ₁
	年龄 (年)	6 ₁
	高度 (公分)	10 ₁
	基径 (毫米)	52.9 ₁
	地点 4 ₁	易家湾 ₁
	海拔 (米)	2163 ₁
	年龄 (年)	6 ₁
	高度 (公分)	29 ₁
	基径 (毫米)	55.0 ₁

(如果表格 4 中可以自行定制添加)

WWF大熊猫保护研究报告



1961

自1961年以来，WWF就始终是一家领先全球的生态保护组织

+100

WWF的工作范围遍及100多个国家和地区，横跨6大洲



+5M

全球有500多万人支持WWF

+50M

WWF全球有5000余名员工

	<p>我们致力于 遏止地球自然环境的恶化，创造人类与自然和谐相处的美好未来。</p> <hr/> <p>www.wwfchina.org</p>
--	--

