

江西桃红岭国家级自然保护区梅花鹿种群生存力分析^{*1}

李佳¹ 李言阔^{1*} 缪沪君¹ 刘桃生² 梁少燕¹

(1. 江西师范大学生命科学学院, 330022, 南昌;

2. 江西省宜春市袁州区林业技术推广站, 336000, 宜春)

【摘要】:梅花鹿华南亚种(*Cervus nipponkopschi*)是我国Ⅰ级重点保护野生动物。目前仅分布于江西、浙江、安徽等狭窄的区域内,形成多个孤立种群。根据梅花鹿种群的相关参数,借助漩涡模型 Vortex9.99,以江西桃红岭国家级自然保护区梅花鹿种群为研究对象,对其梅花鹿种群在1983年后100a内的动态及敏感性进行了模拟分析。模型结果表明,在自然情况下,该种群在100a内灭绝概率为0。第1阶段(1983—1998年)种群数量从60只快速增长至226只,第2阶段(1998—2011年)种群数量从226只增长到341只,第3阶段(2011—2083年)种群数量维持在352只左右,年均增长率分别为9.25%、3.32%、0.04%。虽然高死亡率、灾害延缓了种群增长的速度,近亲繁殖导致近100a内基因杂合率下降了7.46%,但这些因素并没有显著影响桃红岭梅花鹿种群近100a内的命运。在不考虑其它条件的情况下,环境容纳量对梅花鹿种群遗传多样性损失具有明显的影响,是限制该梅花鹿种群发展的重要因素。因此,改善生境质量,提高环境容纳量是促进该梅花鹿种群增长的有效途径。有计划的火烧、植被矮化以及开辟生境走廊,可以有效地改善鹿类环境容纳量,是当前梅花鹿保护亟待开展的工作。同时,应进一步提高当地社区居民的保护意识,杜绝偷猎盗猎,降低人类生产经营活动对梅花鹿的影响。

【关键词】:桃红岭国家级自然保护区;梅花鹿;漩涡模型;种群生存力分析

【中图分类号】:Q958.1 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1001-3679(2014)06-0815-08

0 引言

近半个世纪以来,在栖息地丧失和破碎化、外来物种入侵、资源过度开发、环境污染等致危因素的作用下,许多物种不仅数量急剧减少,而且被分割成若干小种群,面临灭绝的风险。在研究濒危物种小种群的保护与管理过程中,种群生存力分析(Population Viability Analysis, 简称PVA)成为一个探究小种群灭绝风险,探索小种群恢复对策的有力工具。近年来,PVA逐渐被广泛地用于分析濒危物种种群动态过程、评价致危因素的影响、评估物种灭绝风险以及制定合理保护对策^[1-2]。国内外学者利用PVA对许多野生濒危动物进行了研究,McLoughlin^[3]等以灰熊(*Ursus horribilis*)为研究对象,设置包括控制捕杀、规划采伐、拟定合理的森林管理策略等情景,以此选择缓解人一熊矛盾的最佳管理模式;Linkie^[4]等模拟了虎(*Panthera tigris*)种群

¹收稿日期:2014-09-27;修订日期:2014-12-02

作者简介:李佳(1988-),男,硕士研究生,主要从事动物生态学研究。

基金项目:国家自然科学基金项目(No. 31000196);江西师范大学博士启动基金项目;江西师范大学校青年成长基金。

*通讯作者:李言阔(1979-),男,博士,副教授,主要从事动物生态学和保护生物学领域的研究。E-mail:liyankuo@126.com。

在不同的管理模式下的生存力,揭示了控制捕杀、合理布局公路和建设生态廊道对种群维持的重要意义。研究人员模拟了近亲繁殖、食物短缺、天敌、偷猎、自然灾害、人为干扰等因素对普氏原羚(*Prezewalskiprzewalskii*)^[5]、黑熊(*Ursusthibetanus*)^[6]、黑长臂猿(*Nomascusconcolor*)^[7]、黑白仰鼻猴(*Rhinopithecusbieti*)^[8]、大熊猫(*Ailuropodamelanoleuca*)^[9-11]等濒危物种未来种群变动趋势和灭绝风险的影响,并提出相应的保护管理措施。

梅花鹿(*Cervusnippon*)属偶蹄目(*Artiodactyla*)鹿科(*Cervidae*)鹿属(*Cervus*),是我国 I 级重点保护野生动物^[12],是东亚季风区特有的鹿类,广泛分布于亚洲东北部,包括中国大陆和台湾、日本、朝鲜以及俄罗斯、越南等地^[13]。历史上曾有 6 个亚种广泛分布于我国东北、华北、华东、华南和西南地区,目前其分布范围已大为缩减、种群数量也急剧减少^[14]。梅花鹿山西亚种(*C. n. grassianus*)、华北亚种(*C. n. mandurini*)和台湾亚种(*C. n. taiouanus*)已经野外灭绝,东北亚种(*C. n. hortulorum*)是否有野生种群尚存在争议^[15];四川亚种(*C. n. sichuanicus*)主要分散在铁布、巴西和白河 3 个地区,但 3 个分布区无任何生境廊道相连,种群间没有自然交流的可能性,彼此隔离^[16];梅花鹿华南亚种(*C. n. kopschi*)仅分布于江西省、浙江省、安徽省狭窄的区域内,种群被隔离,形成多个孤立种群^[17]。

桃红岭保护区是以保护华南梅花鹿及其生态系统为主的保护区,目前分布有我国最大的野生华南梅花鹿种群^[17-18]。保护区成立早期,梅花鹿种群数量表现出较大的增长趋势,到 1998 年,种群数量已由 1983 年的 60 只发展到 312 只^[19-20];然而到 2011 年,种群仅增长到 365 只^[18],与其它鹿类动物相比^[21-22],该种群增长缓慢。为摸清该种群的灭绝风险以及各致危因素的影响,本研究根据桃红岭保护区梅花鹿种群动态、栖息地变化、自然灾害等数据,并参考其近缘物种的种群参数,利用漩涡模型(*Vortex9.99*)分析了桃红岭自然保护区梅花鹿种群自 1983 年以后 100a 内的灭绝风险以及前 29a(1983—2011 年)内的种群动态,评估了各致危因素的作用,模拟多种情景,测试梅花鹿种群未来发展趋势对各随机因子的敏感性,从而揭示梅花鹿生存前景,以帮助保护工作者制定科学的保护措施。

1 研究地点

江西省桃红岭梅花鹿国家级自然保护区(29° 42' N~29° 53' N, 116° 32' E~116° 43' E)位于长江中下游南岸,江西省最北沿彭泽县的中部。总面积 12500hm²,其中核心区为 2670hm²,缓冲区 1830hm²,实验区 8000hm²。地貌为平缓起伏的低山丘陵,海拔多在 100~500m,最高峰猫鹰窝海拔 536.6m。气候属亚热带季风类型,日照充足,雨量充沛,年平均降水量 1300mm 左右,年平均气温为 15.1℃,年均日照时数 2043.6h。保护区内植被根据群落外貌和结构特征可划分为针叶林、常绿阔叶林、针阔混交林、落叶阔叶林、灌丛、草丛、芭茅丛和竹林。主要乔木树种有乌桕(*Castanopsisjucunda*)、马尾松(*Pinusmassoniana*)、杉树(*Cunninghamialanceolata*)、石栎(*Lithocarpusglaber*)、化香(*Platycaryastrobilacea*)、朴树(*Celtissinensis*)等。主要灌木和草本植物有美丽胡枝子(*Lespedezabicolor*)、盐肤木(*Rhuschinensis*)、映山红(*Rhododendronsimsii*)、白茅(*Imperatacylindrica*)、葛藤(*Puerarialobata*)、悬钩子(*Rubuspalmatus*)、五节芒(*Miscanthusfloridulus*)等^[23]。

2 研究方法

2.1 种群生存力分析方法

很多软件可以进行 PVA 分析,如 *Gapps*、*Ramas*、*Metapop*、*Vortex*、*Nmat* 等均具有该功能^[2]。其中, *Vortex* 模型特别适合于寿命长、生殖率低的动物,如哺乳类、鸟类和爬行类等^[24]。因此,本研究采用漩涡模型软件 *Vortex9.99* 对桃红岭保护区梅花鹿的种群动态进行预测,模拟期限为 100a,每隔 5a 就让模型给出一次种群发展趋势的预测报告;由于模拟次数越多,结果越准确。因此拟定模拟重复 1000 次。在进行模拟时输入梅花鹿种群统计参数的具体信息,以分析对梅花鹿种群的敏感度。

2.2 模拟结果检验方法

桃红岭自然保护区自成立以来，总共进行了 7 次野生梅花鹿种群数量调查，记录情况见表 1。根据 1983 年到 2011 年该区梅花鹿种群个体数量实际观测值的变化情况，将 PVA 模拟结果分为 1983 年到 1998 年、1998 年到 2011 年以及 2011 年到 2083 年 3 个阶段。为检验模拟结果的可靠性，将梅花鹿种群实际观测值的年均增长率与模拟期望值年均增长率进行对比。参照 Caughly^[25] 方法，种群年均增长率(r) 计算公式如下：

$$r = \left[\left(N_t / N_0 \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100\%$$

其中，t 表示年度数，N0 为初始种群数量，Nt 为第 t 年度种群数量。

表 1 桃红岭自然保护区梅花鹿种群数量调查记录

调查时 间/年	估计数 量/头	参考文献
1983	60	严丽 ^[24]
1987	112	江西桃红岭梅花鹿保护区管理处 ^[24]
1989	150	刘武华和余斌 ^[23]
1996	200	徐宏发 ^[31] 等
1998	312	涂晓斌和王叶生 ^[24]
2006	321	蒋志刚 ^[24]
2011	365	蒋志刚 ^[34] 等

同时，模拟 1983—2011 年 29a 期间梅花鹿种群个体数量期望值，每隔 1a 让模型给出一次种群发展趋势的预测报告。将模拟期望值(包括 1983、1987、1989、1996、1998、2006、2011 年)与实际观测值进行线性拟合。

3 参数估计

3. 1 近交衰退

对于生境破碎的小种群而言，近亲繁殖会导致繁殖率和成活率下降，是威胁野生动物种群生存的一个关键性因素。Ralls^[29] 等在进行了兽类的致死等价系数研究后认为，每个二倍体平均有 3. 14 个致死基因当量。由于目前没有偶蹄类动物致死量的报道，并且有报告对马鹿(Cervuselaphus)种群生存力分析时选择的致死等价系数也是 3. 14^[30]，因此选择 Vortex 软件默认的 3.14 作为致死等价系数。

3. 2 种群繁殖参数

- 1) 野生梅花鹿婚配制度为一雄多雌制，即在繁殖季节内，一只雄性梅花鹿可以与一只以上的雌性梅花鹿成功交配^[31]。
- 2) 野生梅花鹿雌性性成熟年龄为 3 岁，雄性性成熟年龄为 4 岁，最大繁殖年龄为 12 岁^[32-33]。
- 3) 雌雄参与繁殖比例 2. 63：1^[34]。
- 4) 幼仔出生时雌雄性比不显著偏离 1：1^[33]。

5)野生梅花鹿每年繁殖一胎^[35]，每胎一般只产一仔，偶产两仔，每胎一仔概率为97%，产两仔概率为3%^[36]。因此，认为梅花鹿在野外的最大产仔数是2只。

3. 3 死亡率

江西桃红岭梅花鹿保护区管理处报告桃红岭保护区野生雄性梅花鹿1岁时的死亡率为48%^[23]，因此取48%作为野生雄性梅花鹿1岁时的平均死亡率。由于目前没有桃红岭保护区野生梅花鹿种群的生命表报告，故根据其生物学属性、生存环境，结合近缘物种的经验值^[33]，拟定其它各年龄段的死亡率。而根据Vortex9.99说明书，野生动物死亡率的标准差在未知的情况下，可计算为 $1/4 < \text{死亡率} < 1/2$ ，本文以标准差为死亡率的1/3计算。因此，江西桃红岭保护区野生梅花鹿种群各年龄阶段死亡率的估计，见表2。

表 2 梅花鹿各年龄段的死亡率

各年龄阶段 Different age periods	死亡率/%			
	雌体 (Female)		雄体 (Male)	
	\bar{x}	SD	\bar{x}	SD
0-1	20.0	6.67	48.0	16.0
1-2	6.80	2.27	33.3	11.1
2-3	7.31	2.43	11.1	3.70
3-4	11.0	3.67	12.5	4.17
成年 (Adult)	11.0	3.67	20.0	6.67

3. 4 环境容纳量

环境容纳量表示在一个特定的生境中所能容纳的某种动物的最大数量。李佳^[37]等对桃红岭保护区进行生境质量评价，得出该区潜在可利用生境面积5214.23hm²，由于人类活动的干扰与破坏导致生境破碎，实际可利用生境面积仅为3388.74hm²。参照Downs^[38]等应用适宜生境面积来估算容纳量K，计算公式为：

$$K = \text{可利用生境总面积} \times (1 + \text{梅花鹿非利用生境的百分比}) / \text{梅花鹿个体的最小空间需求}$$

目前没有桃红岭梅花鹿家域面积大小的报道，参考日本丹沢山地区平均每只梅花鹿家域面积11.2~20.2hm²^[39]，以潜在可利用生境面积计算，该区梅花鹿环境容纳量为(568±160)只，以实际可利用生境面积计算，环境容纳为(368±105)只。因此，本文以728只作为桃红岭地区的最大环境容纳量，以473只作为生境破碎化情况下，该区梅花鹿的环境容纳量。

3. 5 初始种群数量

1983年，江西省自然保护区管理办公室组织了首次桃红岭保护区野生梅花鹿种群调查，估算该保护区有60头野生梅花鹿^[19]。因此初始种群数量为1983年首次考察时数60头。由于当时并未对雌雄个体数量和年龄结构进行调查，缺乏这方面的数据。因此选用Vortex9.99软件中StableAge Distribution程序，自动生成起始梅花鹿种群雌雄个体数量和年龄结构。

3. 6 灾害

自保护区成立以来，未听到有关捕获、道路交通和传染性疾病等事件导致梅花鹿个体死亡的报告，因此上述情况不予考虑。据江西桃红岭梅花鹿保护区管理处报道^[23]，1994年在桃红岭地区收集的220份大型食肉动物粪便中，只有2份发现有梅花鹿的

毛发, 出现率不到 1%。因此, 认为狼(Cainslupus)、豺(Cuonalpinus)等大型食肉动物对梅花鹿的捕食微不足道。在桃红岭地区能影响梅花鹿生存繁衍的主要因素是冰灾和天敌。2008 年发生一次冰灾, 发现有一只梅花鹿死于食物匮乏。家犬(视为天敌)对梅花鹿造成的危害不容忽视, 近些年已经有 5 头梅花鹿被家犬围追、攻击, 因此受伤而死于非命^[40]。由于对灾害缺乏系统的研究, 估计天敌使梅花鹿的繁殖率降低 3%, 存活率降低 5%;冰灾使梅花鹿的繁殖率降低 2%, 存活率降低 2%。

为了解灾害因子对梅花鹿种群动态的影响, 模拟实验分为以下 3 种情况:1)无冰灾, 存在天敌;2)无天敌, 存在冰灾;3)无任何灾害因子。

3. 7 迁移扩散

蒋志刚^[28]调查发现, 在保护区外围(双峰尖地区)听到梅花鹿叫声, 确定有梅花鹿活动。但笔者于 2011 年 3 月至 2013 年 9 月调查期间并未观察到双峰尖地区有梅花鹿活动的痕迹。桃红岭保护区四周毗邻黄花、黄岭、乐观和东升 4 个乡镇, 以及上十岭垦殖场, 人口稠密, 东、北、西三面以公路为自然保护区的区界, 南面地形复杂(图 1)。实际上桃红岭保护区已是一块被人类活动包围的地区, 梅花鹿的迁移遇到了很大的阻碍。因此, 在进行模拟时设定桃红岭地区梅花鹿不存在迁移扩散。

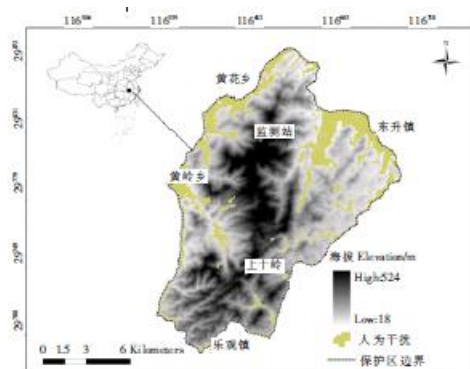


图 1 研究地区位置示意图

4 结果

4. 1 模拟结果检验

根据 1983 年到 2011 年桃红岭梅花鹿种群个体数量实际观测值, 梅花鹿种群第 1 阶段年均增长率为 11.6%;第 2 阶段为 1.21%。而 PVA 模拟结果表明, 梅花鹿种群在第 1 阶段年均增长率为 9.25%;第 2 阶段为 3.32%;第 3 阶段仅有 0.04%(表 3)。梅花鹿种群模拟期望值较好的拟合了实际观测值的变化趋势, 拟合度高达 93.0%(图 2)。

表 3 桃红岭梅花鹿种群数量观测值与期望值

年份/年	实际观察值		模拟期望值	
	个体数量	年均增长	个体数量	年均增长率
	/头	/%	/头	/%
1983—1998	60~312	11.6	60~226	9.25
1998—2011	312~365	1.21	226~341	3.32
2011—2083			341~352	0.04

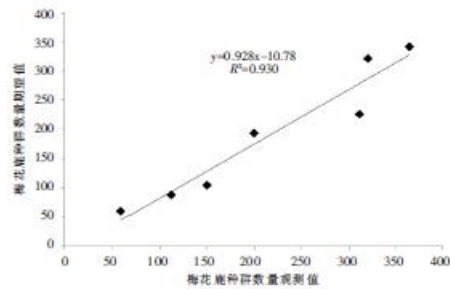


图 2 桃红岭梅花鹿种群数量模拟期望值与实际观察值比较

4. 2 自然和理想条件下的种群动态

模拟结果表明，桃红岭梅花鹿在自然条件下，内禀增长率 $r=0.090$ ，周限增长率 $\lambda=1.094$ ，净生殖率 $R_0=1.747$ ，雌体的平均世代时间 $T=6.22a$ ，雄体的平均世代时间 $T=6.36a$ 。从模拟结果可以看出，在自然条件下，该区梅花鹿种群前 29a(1983—2011 年)从 60 只迅速增加到 341 只，后 71a(2011—2083 年)维持在 352 只左右(图 3)。在理想条件(无近亲繁殖、灾害)下种群增长速度及种群数量与在自然条件下的增长几乎一致。

从基因杂合率的变化来看(图 3)，在自然条件下种群的基因杂合率和理想条件下种群的基因杂合率下降的幅度几乎重合，100a 后，自然条件下基因杂合率为 0.9171，下降 7.46%;而理想条件下基因杂合率为 0.9177，下降 7.40%。

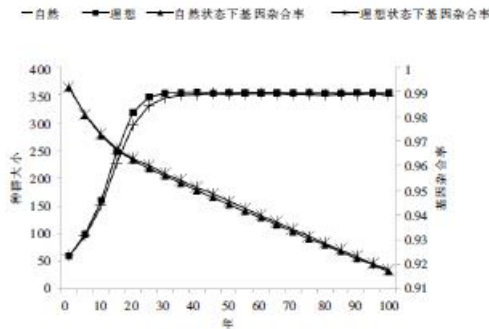


图 3 自然条件和理想条件下的种群大小和基因杂合率变化

4. 3 模拟实验

4. 3. 1 环境容纳量的变化对种群动态的影响

在最大环境容纳量为 728 只的情况下, 该种群在 2083 年为 352 只, 基因杂合率为 0. 9177; 环境容纳量在 473 的情况下, 该种群在 2083 年为 232 只, 种群基因杂合率下降到 0. 8951(图 4)。

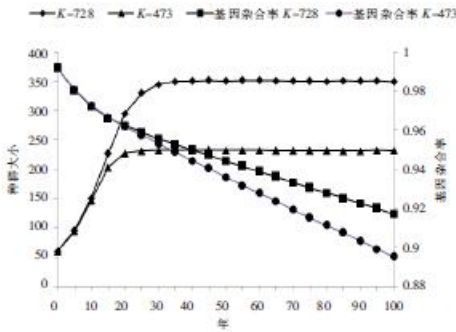


图 4 环境容纳量对梅花鹿种群和基因杂合率的影响

4. 3. 2 灾变对种群未来动态的影响模拟结果表明, 2 种灾害因子对梅花鹿种群动态的影响无差别, 且 2 种灾害因子对种群动态的影响也不明显, 与无任何灾害因子的条件下种群动态基本重合。第 1 种情况下, 该种群在 2083 年为 350 只。第 2 种情况下, 该种群到 2083 年为 351 只(图 5)。

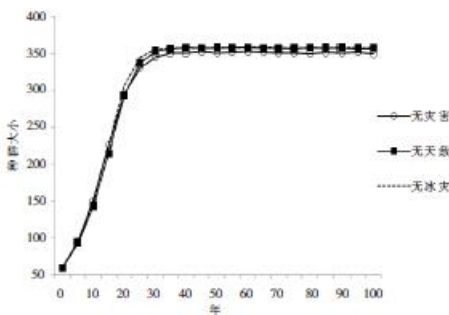


图 5 灾害因子对种群动态的影响

5 讨论

PVA 是一个用于考察物种濒危程度的工具, 而不是得出种群未来命运的结论^[41]。本文模拟了桃红岭地区梅花鹿自 1983 年开始近 100a 内的种群动态, 结果表明, 到 2011 年, 桃红岭梅花鹿种群数量达到 341 头, 而该区 2011 年调查梅花鹿种群数量约为 365 头^[18]; 利用模拟结果计算出桃红岭梅花鹿种群在 1998 年以前年均增长率为 9. 25%, 1998 年到 2011 年为 3. 32%; 而这 2 个阶段实际年均增长率分别为 11. 6%、1. 21%(表 3); 与实际观察值相比, 模拟结果尽管没有达到高度的精度, 但较好地反映了该区梅花鹿种群未来发展的趋势。在自然条件下, 桃红岭梅花鹿种群有潜在的正增长率, 其在近 100a 内绝灭率为 0, 基因杂合率超过 90%, 已达到保护生物学家拟定的长期生存种群的标准(即 100a 内, 种群的绝灭率低于 2%, 基因杂合率高于 90%)^[42]。因此认为在目前的情况下, 桃红岭地区的梅花鹿种群由于种群统计学随机性而发生灭绝的可能性很小, 野生梅花鹿种群可以持续生

存。

模拟试验结果表明,桃红岭保护区梅花鹿环境容纳量发生改变时,对2083年的种群数量预测结果具有显著的影响。环境容纳量为728只时,由于自然灾害、遗传漂变、死亡率、繁殖率、交配垄断、初始种群大小等综合因素对种群长期存活的影响,到2083年种群数量为352只;环境容纳量为473只时,除上述影响因素外,还受到人类活动的干扰与破坏,到2083年只有232只,相应的基因杂合率也从0.9177降到0.8951,可见种群未来的发展表现出对环境容纳量的高度敏感性。日本地区梅花鹿种群迅速扩大,得益于其采取的农业-牧场模式,不仅可以作为梅花鹿季节性迁移走廊,同时也为梅花鹿提供了丰富的食物^[43]。鉴于此,建议桃红岭保护区尝试在缓冲区建立农业-牧场模式示范区。一方面,形成不同斑块间的梅花鹿交流的生境走廊;另一方面,食草动物的放牧活动,能改善梅花鹿的食物供应,即放牧促进现象^[3]。这种模式下梅花鹿能够获取足够的食物资源,有利于增加保护区内的环境容纳量。环境容纳量的增加导致种群数量增加,如果种群数量达到一定程度,其基因突变率和损失率相等,那么种群就可以在进化中适应环境的变化,长期存活下去。

模拟结果同时表明,桃红岭梅花鹿种群的基因杂合率下降7.46%。主要原因在于该区梅花鹿种群缺少与其他种群的基因交流,目前虽然野生种群数量已有365只,就其遗传变异性来说,个体数量太少,而且这些都是从1983年的60只发展而来,存在着近亲繁殖现象。因此,建议尝试引进隔离的清涼峰保护区内的野生梅花鹿华南亚种种群,改良其基因。当然这需要先期严格的科学考察和论证。

保护区虽然没有偷猎发生,但在研究期间,经常发现,有些当地人为了防止农作物遭野猪(*Sus scrofa*)的破坏,在自家庄稼地周围放有套子、铁夹等盗猎工具,对梅花鹿的安全构成潜在的威胁,必须引起保护区高度重视。同时,家犬对梅花鹿种群发展的潜在威胁,也不容忽视。为了桃红岭地区梅花鹿的可持续发展,单纯地禁猎、禁伐显然是不够的,还必须大力开展有关该区梅花鹿种群的生态学研究,加强科学的管理工作。同时建议在保护区有计划的火烧、矮化当地植被、开辟生境走廊等方式,改善梅花鹿生境,扩大梅花鹿的生存空间。

参考文献:

- [1] 田瑜, 郭建国, 寇晓军, 等. 种群生存力分析(PVA)的方法与应用[J]. 应用生态学报, 2011, 22(1): 257 — 267.
- [2] 李义明. 种群生存力分析: 准确性和保护应用[J]. 生物多样性, 2003, 11(4): 340 — 350.
- [3] McLoughlin P D, Taylor M K, Cluff H D. Population viability of barren — ground grizzly bears in Nunavut and the Northwest Territories [J]. Arctic, 2003, 56: 185 — 190.
- [4] Linkie M, Chapron G, Martyr D J, et al. Assessing the viability of tiger subpopulation in a fragmented landscape [J]. Journal of Applied Ecology, 2006, 43: 576 — 586.
- [5] Li D Q, Jiang Z G. Population viability analysis for the Prezewalski's Gazelle [J]. Russian Journal of Ecology, 2002, 33(2): 126 — 131.
- [6] 候万儒, 张泽钧, 胡锦涛. 卧龙自然保护区黑熊种群生存力初步分析[J]. 动物学研究, 2001, 22(5): 357 — 361.
- [7] 范鹏飞, 蒋学龙. 无量山大寨子黑长臂猿(*Namascus concolor jingdongensis*)种群生存力[J]. 生态学报,

2007, 27(2) : 621 — 626.

[8] 肖文, 霍晟, 向左甫, 等. 黑白仰鼻猴种群生存力初步分析 [J]. 动物学研究, 2005, 26(1) : 9 — 16.

[9] Gong M H, Song Y L, Yang Z S, et al. Important population viability analysis parameters for giant pandas (*Ailuropoda melanoleuca*) [J]. Zoological Research, 2012, 33(1/2) : 18 — 24.

[10] 江华明, 胡锦涛. 四川宝兴县大熊猫种群生存力分析 [J]. 四川动物, 2010, 29(2) : 161 — 165.

[11] 朱磊, 吴攀文, 张洪, 等. 小相岭山系大熊猫种群生存力分析 [J]. 西华师范大学学报(自然科学版), 2008, 29(2) : 112 — 116.

[12] 中国野生动植物保护司. 中华人民共和国野生动物保护法: 国家重点保护野生动物名录 [M]. 北京: 中国法制出版社, 1989.

[13] Whitehead G K. The Whitehead Encyclopedia of Deer [M]. Swan Hill Press: Shrewshbur, UK, 1993.

[14] 郭延蜀, 郑慧珍. 中国梅花鹿地史分布、种和亚种的划分及演化历史 [J]. 兽类学报, 2000, 20(3) : 168 — 179.

[15] 盛和林. 中国鹿类动物 [M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1992: 202 — 212.

[16] 郭延蜀. 四种梅花鹿的分布、数量及栖息环境的调查 [J]. 兽类学报, 2000, 20(2) : 81 — 87.

[17] 徐宏发, 陆厚基, 盛和林, 等. 华南梅花鹿的分布和现状 [J]. 生物多样性, 1998, 6(2) : 87 — 91.

[18] 蒋志刚, 徐向荣, 刘武华, 等. 桃红岭国家级自然保护区梅花鹿种群现状 [J]. 野生动物, 2012, 33(6) : 305 — 308.

[19] 严丽. 江西彭泽发现梅花鹿 [J]. 野生动物, 1983, 4(3) : 40.

[20] 涂晓斌, 王叶生. 江西省桃红岭梅花鹿自然保护区梅花鹿资源现状 [J]. 野生动物, 2000, (2) : 38 — 39.

[21] 张显理, 李志刚, 李正, 等. 宁夏贺兰山马鹿春季种群数量与种群动态研究 [J]. 宁夏大学学报(自然科学版), 2006, 27(3) : 263 — 267.

[22] 卢学理, 袁喜才, 彭建军, 等. 海南坡鹿种群发展动态与保护建议 [J]. 四川动物, 2008, 27(1) : 138 — 145.

[23] 江西桃红岭梅花鹿保护区管理处. 江西桃红岭梅花鹿保护区 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2000.

[24] 张先锋, 王丁, 王克雄. 游涡模型及其在白鳍豚种群管理中的应用 [J]. 生物多样性, 1994, 2(3) : 133 — 139.

-
- [25] Caughly G. Analysis of vertebrate population [M]. New York: John Wiley and Sons, 1977: 51 — 56.
- [26] 江西桃红岭梅花鹿保护区管理处. 江西桃红岭梅花鹿保护区动植物考察专辑[J]. 江西农业大学学报专辑, 1990.
- [27] 刘武华, 余斌. 江西桃红岭国家级自然保护区梅花鹿种群动态及保护对策 [J]. 江西科学, 2010, 28(4) : 458 — 460.
- [28] 蒋志刚. 江西桃红岭梅花鹿国家自然保护区生物多样性研究 [M]. 北京: 清华大学出版社, 2009.
- [29] Ralls K, Ballon J D, Templeton A R. Estimates of lethal equivalence and cost of inbreeding in mammals [J]. Conservation Biology, 1998, 2: 185 — 193.
- [30] 刘群秀. 黑龙江省完达山林区马鹿种群生存力分析 [D]. 沈阳: 东北林业大学, 2006.
- [31] 付义强, 胡锦矗. 华南梅花鹿主雄的社会行为初步研究 [J]. 四川动物, 2009, 28(3) : 401 — 406.
- [32] 杨晶, 丁铁明, 胡平喜. 梅花鹿南方亚种生态研究初报 [J]. 野生动物, 1990, 55(3) : 17 — 19.
- [33] 郭延蜀, 郑慧珍. 四川梅花鹿生命表和种群增长率的研究 [J]. 兽类学报, 2005, 25(2) : 150 — 155.
- [34] 付义强. 桃红岭自然保护区梅花鹿种群数量、社群结构、生境利用及声音通讯行为研究 [D]. 南充: 西华师范大学, 2006.
- [35] 盛和林, 徐宏发. 哺乳动物野外研究方法 [M]. 北京. 中国林业出版社, 1992: 204 — 209.
- [36] 田长永. 繁殖季节雌性梅花鹿主要生殖激素变化规律的研究 [D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2004.
- [37] 李佳, 李言阔, 缪沪君, 等. 江西桃红岭国家级自然保护区梅花鹿适宜性评价 [J]. 生态学报, 2014, 34(5) : 1274 — 1283.
- [38] Downs J A, Gates R J, Murray A T. Estimating carrying capacity for sandhill cranes using habitat suitability and spatial optimization models [J]. Ecological Modeling, 2008, 21: 284 — 292.
- [39] Borkowski J, Furubayashi K. Home range size and habitat use in radio-collared female sika deer at high altitudes in the Tanzawa Mountains, Japan [J]. Ann, Zool, Fennici, 1998, 35: 181 — 186.
- [40] 吴问国. 江西桃红岭野生梅花鹿保护现状及管理对策 [J]. 四川动物, 2008, 27(3) : 457 — 459.
- [41] Lacy R C, Clark T W. Population viability assessment of the eastern Barred Bandicoot in Victoria [C]. / /: TW Clark, J H Seebeck (eds.). Management and Conservation of Small Population. Brookfield, Illinois: Chicago Zoological society, 1990: 131 — 145.
- [42] Wei F W, Feng Z J, Hu J C. Population viability analysis computer model of giant panda population in

WuyipengWolong Natural Reserve, China [J] . Biology and Management, 1997, 9(2) : 19 — 23.

[43] Mayumi S, Hiromass I, Hiroyuki U, et al. Benefit of migrationin female sika deer population eastern Hokkaido, Japan [J] . Ecological Research, 2003, 18: 347 —354.