

• 生物编目 •

青城山森林公园兽类和鸟类资源初步调查: 基于红外相机数据

肖治术^{1*} 王学志² 黄小群¹

1 (中国科学院动物研究所农业虫鼠害综合治理研究国家重点实验室, 北京 100101)

2 (中国科学院计算机网络信息中心, 北京 100190)

Mammal and bird diversity in Qingchengshan Forest Park, Southwest China: data from camera traps

Zhishu Xiao^{1*}, Xuezhi Wang², Xiaoqun Huang¹

1 State Key Laboratory of Integrated Management of Pest Insects and Rodents in Agriculture, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

2 Computer Network Information Center, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190

陆生脊椎动物是生物多样性保护和管理评价的重要指示类群(Morrison *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2013)。全球多数生态系统中,许多大中型脊椎动物的种群数量在急剧下降,不少物种甚至遭遇灭顶之灾。而人类活动影响(如猎杀、森林砍伐、外来物种侵入、栖息地破坏和片断化等)是引起这些野生动物种群和群落变化的直接或间接原因(Morrison *et al.*, 2007)。同时,野生动物种群和群落变化对生态系统其他物种也产生了严重的生态后果,如食果动物的减少可导致许多植物种子难以被有效扩散(Wright *et al.*, 2007)。近年来,红外相机技术已广泛应用于陆生脊椎动物(兽类和鸟类)的监测、保护与管理(Rowcliffe & Carbone, 2008; O'Connell *et al.*, 2011)。红外相机所获取的照片和其他影像资料为野生动物保护和管理评价提供了重要的数据信息,如物种丰富度(卢学理等, 2005; Li *et al.*, 2010)、物种分布(Jenks *et al.*, 2011)、种群动态(Karanth *et al.*, 2006; Rowcliffe *et al.*, 2008)、活动节律(Linkie & Ridout, 2011; Liu *et al.*, 2013)和生境利用(Tobler *et al.*, 2009)等。

都江堰地区位于四川盆地西缘山地,是从青藏高原的第一阶梯向位于第二阶梯的成都平原过渡的地区,是我国生物多样性保护关键区域“岷山–横断山北段”的一个重要组成部分(陈昌笃, 2000)。青城山森林公园是都江堰地区重要的风景名胜区,是我国的道教名山和5A级景区,并与都江堰古代水利工程同为世界自然文化遗产。青城山森林公园内植被茂密,植物种类多(其中维管植物约346种,马丹炜等, 2002),为野生动物提供了良好的栖息环境和食物资源,也为开展有关森林旅游开发与生物多样性资源保护之间关系的研究提供了理想的地点。然而,青城山野生动物本底资源因缺乏基本调查和监测,相关报道很少。近20年来,青城山旅游开发强度在不断加大,旅游人数也在不断增长,加上2008年汶川地震后景区设施的修复工作已持续多年,因此有必要了解和评价青城山区域内生物多样性资源以及影响其变化的潜在因素。

自2003年起,我们在青城山森林公园开展了动物与植物种子之间相互关系的研究(Xiao *et al.*, 2009)。为了进一步掌握青城山野生动物资源现状,

收稿日期: 2014-02-10; 接受日期: 2014-10-08

基金项目: 国家自然科学基金(31240470, 31330013)、“十二五”国家科技支撑项目(2012BAD19B02)、中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-EW-Z-5)和国家科技基础条件平台工作重点项目(2005DKA21402)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xiaozs@ioz.ac.cn

我们在雨季(2012年6–8月)和旱季(2012年12月至2013年3月)采用红外相机对青城山兽类和林下活动鸟类资源进行了初步调查。基于红外相机监测的数据,旨在:(1)初步掌握青城山森林公园兽类和鸟类多样性资源现状,包括季节特征;(2)初步探讨影响青城山森林公园兽类和鸟类多样性资源变化的潜在因素,为保护和管理青城山野生动植物多样性资源提供基础资料。

1 方法

1.1 研究地概况

研究地位于四川省都江堰市青城山森林公园(30°54' N, 103°35' E, 海拔为800–1,200 m)。青城山森林公园面积有1,522 ha。区内气候温和湿润,属中亚热带气候。年平均温度15.2℃,最热月极端温度34.2℃,最冷月极端温度-7.1℃;年降水量1,200–1,800 mm,云雾多,日照少(年日照时数只有800–1,000 h),湿度大(年平均相对湿度80%以上)。由于华西雨屏带的影响,都江堰地区存在明显雨季(5–9月)和旱季(10月至次年4月)(陈昌笃, 2000)。青城山森林公园主要植被类型为亚热带常绿阔叶林和常绿落叶阔叶混交林。根据《中国都江堰市植物名录》(未公开发表)中记载,青城山植物约346种,其中蕨类植物51种,种子植物295种(主要为壳斗科、樟科和山茶科等科植物)(马丹炜等, 2002)。

1.2 红外相机监测方案

在青城山森林公园前山景区于雨季和旱季分别布设了10台红外相机(Ltl ACORN 5210),对兽类和鸟类进行了为期2–3个月的连续监测。为了安全起见,红外相机布设在景区相对人少的地点,相邻相机之间间隔至少在100–500 m,覆盖面积在30 ha。雨季和旱季的相机位点不在同一位置,但对应位点相距在100 m之内,而且都覆盖了同一区域,海拔在900–1,100 m之间。相机直接捆绑在合适的树干上,高度在0.5 m左右。相机位点主要选在靠近动物活动路径的位置,并对每个相机位点的GPS信息(经度、纬度、海拔)进行记录。相机重要参数设置包括拍摄模式(照片)、连拍(3张)、时间间隔(1秒)、灵敏度(中)等。所有红外相机位点均不放置任何诱饵。

1.3 图像数据处理

采集的照片数据和相机位点的详细信息已上

传到图像数据管理系统CameraData(<http://camera-data.ioz.ac.cn>),建立了规范的数据库。CameraData可对同一相机位点(样点)的所有照片按每60 s进行自动分组。这样,每个照片组表示为某一动物个体或某一群动物经过红外相机时所拍摄的1张有效照片。目前通过CameraData已完成对本次采集照片的物种识别和相关数据信息的挖掘,由系统直接导出Excel数据表进行下一步数据分析。物种识别过程中,多数兽类和鸟类均能准确识别,但雨季和旱季分别有55.6%和36.7%的照片不能准确鉴定,主要为夜行性的鼠形啮齿类。灰麝鼩(*Crocidura attenuata*)拍到1张白天的照片可确认;小泡巨鼠(*Leopoldamys edwardsi*)为研究地个体最大的夜行性鼠种,根据个体大小可与针毛鼠(*Niviventer fulvescens*)和社鼠(*N. confucianus*)分开,但仍有许多照片不能确认。当针毛鼠和社鼠的照片不能区分时,按白腹鼠(*Niviventer spp.*)进行记录。该批照片数据在系统的序列号为QCS-201206-01–10和QCS-201212-01–10(为该批照片数据的代码, CameraData Team for Wildlife Diversity Monitoring, 2013)。

1.4 统计分析

本研究中,从照片数据中提出的数据信息主要包括动物种类和每个物种的相对丰富度指数。动物种类包括能清晰鉴定的兽类和鸟类(附图1)。

相对丰富度指数(relative abundance index, RAI)是指每100个捕获日所获取某一物种在所有相机位点($i = 1, 2, \dots$)的独立有效照片数($\sum_{i=1} d_i$),即 $RAI = \sum_{i=1} d_i \times 100 / \sum_{i=1} t_i$ (其中 t_i 表示为在相机位点*i*所正常工作的捕获日)(Kawanishi *et al.*, 1999; Azlan & Sharma, 2006)。独立有效照片的确定标准为同一相机位点含同种个体的相邻有效照片间隔时间至少为30 min(O'Brien *et al.*, 2003)。RAI主要比较单位相机捕获强度(以100个捕获日为单位)不同物种(特别是那些不能进行个体识别的种类)的相对密度(即照片拍摄率),并假定某区域内动物的照片拍摄率与动物的丰富度成正相关(Carbone *et al.*, 2001; O'Brien *et al.*, 2003; Jenks *et al.*, 2011)。RAI可用于比较不同地点、同一地点不同季节(年间)之间的动物丰富度差异。

我们用Mann-Whitney U检验比较了单个相机位点出现物种数在雨季和旱季之间的差异,此外还对比了兽类、鸟类和二者的物种丰富度、物种比例

组成和RAI在雨季和旱季之间的差异。

2 结果

本次所采集数据分别来自雨季和旱季各9台正常工作的红外相机(雨季和旱季各有台个相机未工作而无数据), 累计1,395个捕获日(其中雨季594个捕获日, 旱季801个捕获日), 并获得能鉴定到物种(属)的独立有效照片771张(其中雨季348张, 旱季423张)。从物种累计曲线可以看出, 鸟兽的物种数在雨季和旱季均随监测时间增加而增加, 但雨季物种增加主要集中在前20天, 而旱季物种则主要集中在前40天, 并在持续增加(图1)。

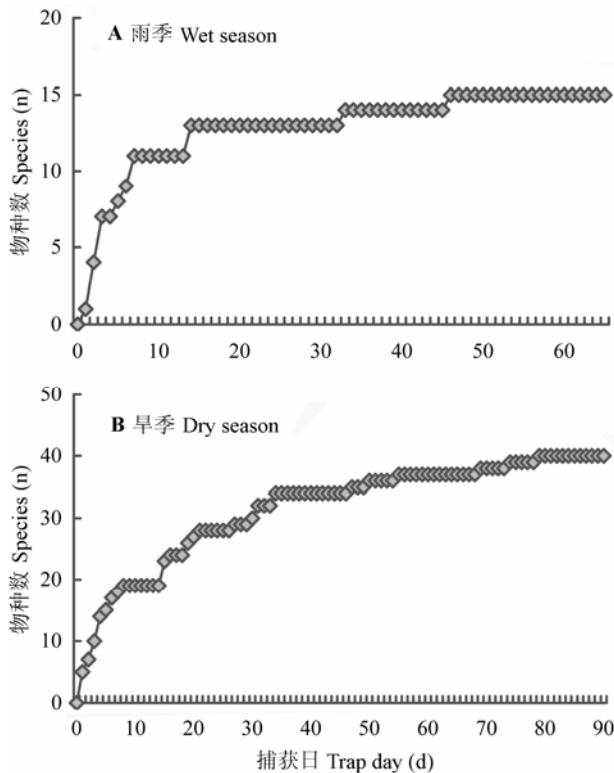


图1 青城山鸟兽物种数随红外相机捕获日增加的累积曲线(雨季: 9个红外相机累计594个捕获日; 旱季: 9个红外相机累计801个捕获日)

Fig. 1 Species diversity of mammals and bird with increased camera trap days (wet season: 594 trap days from 9 camera traps; dry season: 801 trap days from 9 camera traps)

2.1 物种组成及相对丰富度指数

所获得兽类和鸟类的独立有效照片各533张和238张。经鉴定, 可识别的兽类14种(4目9科, 包括外来的家猫和家狗)和鸟类26种(3目6科)(附表1, 附图

1)。其中红腹角雉(*Tragopan temminckii*)和红腹锦鸡(*Chrysolophus pictus*)为国家II级重点保护动物。

兽类中, 以小泡巨鼠、白腹鼠和赤腹松鼠(*Callosciurus erythraeus*)等啮齿类的相对丰富度指数较高, 而食肉目中以花面狸(*Paguma larvata*)和猪獾(*Arctonyx collaris*)的相对丰富度指数较高, 而豹猫(*Prionailurus bengalensis*)为唯一的野生猫科动物, 照片记录仅5张, 黄鼬(*Mustela sibirica*)仅旱季有1次记录。有蹄类动物仅记录到毛冠鹿(*Elaphodus cephalophus*), 为青城山本次所记录最大的兽类, 但照片记录仅6次(附表1)。此外, 在旱季还多次拍摄到家猫和家狗在林中活动, 其中猫可识别的个体为5只。

鸟类中, 以莺科的种类最多, 有13种, 其次为鹟科(5种)和雉科(3种)。相对丰富度指数较高的种类有灰翅噪鹛(*Garrulax perspicillatus*)、紫啸鸫(*Myophonus caeruleus*)、虎斑地鸫(*Zoothera dauma*)和灰翅鸫(*Turdus bouboul*), 而红腹角雉和红腹锦鸡等2种珍稀种类仅有4次记录(附表1)。

2.2 季节特征

基于红外相机数据, 兽类和鸟类均表现了一定的季节变化(图2, 3)。总的来看, 无论是兽类还是鸟类, 在旱季所记录的物种均包括了在雨季所记录的所有物种(附表1)。在旱季, 单个相机位点所记录的物种数均高于雨季(兽类, $Z = 1.122$, $P = 0.262$; 鸟类, $Z = 3.633$, $P < 0.001$; 鸟兽, $Z = 3.248$, $P = 0.001$) (图3)。尽管在旱季兽类的物种丰富度(14种)比在雨季(6种)高2倍多, 但其相对丰富度指数在雨季却比

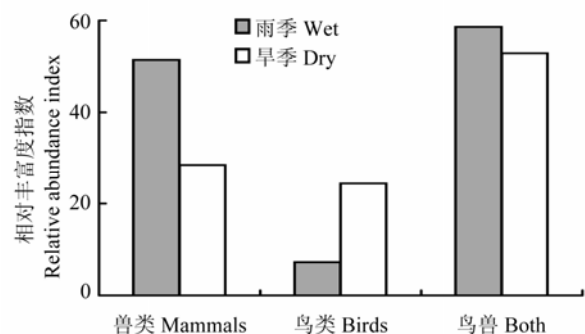


图2 青城山森林公园雨季和旱季兽类和鸟类的相对丰富度指数比较

Fig. 2 Comparison of relative abundance index (No. of photos per 100 trap days) of mammals and birds during the wet and dry seasons in Qingchengshan Forest Park

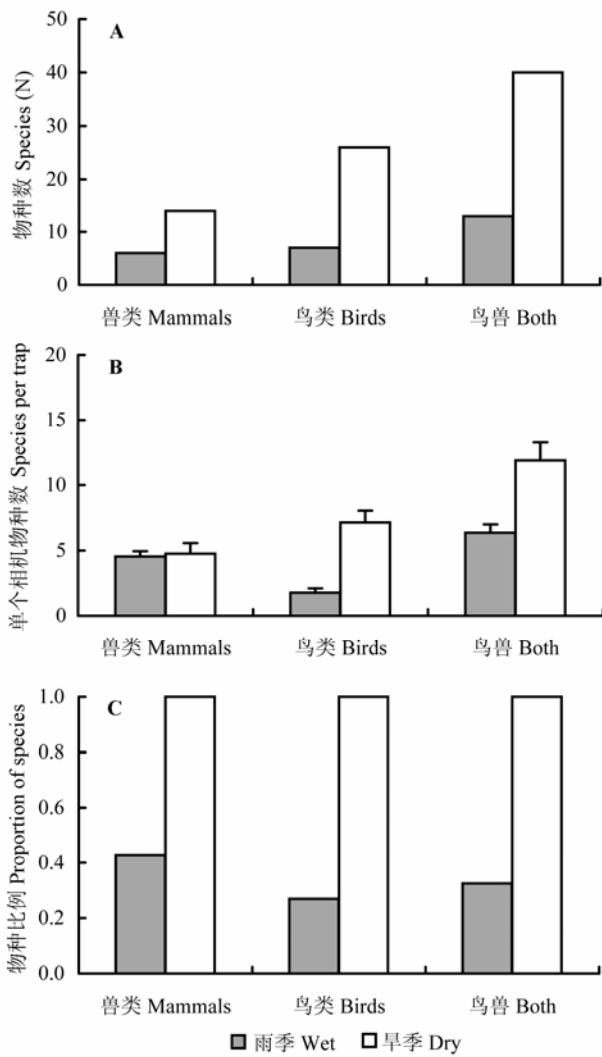


图3 青城山森林公园雨季和旱季鸟兽物种比较。(A)物种数; (B)单台相机平均物种数; (C)物种比例。
 Fig. 3 Comparison of species richness of mammals and birds during the wet and dry seasons in the Qingchengshan Forest Park. (A) No. of species (N); (B) No. of species per camera trap; (C) Proportion of species.

旱季略高, 主要是因为雨季拍摄到了更多的小泡巨鼠和白腹鼠(附表1)。然而鸟类的物种丰富度和相对丰富度指数在旱季均高于雨季, 主要因为旱季包括了多种迁徙的鸟种(图2, 3)。

3 讨论

通过红外相机对青城山森林公园雨季和旱季鸟兽的调查, 我们目前已确认的兽类和鸟类分别有14种和26种, 隶属7目15科。其中红腹角雉和红腹锦鸡为国家II级重点保护动物。这是青城山森林公园

有关兽类和林下活动鸟类多样性资源的首次报道。根据本次红外相机的调查数据, 青城山前山景区兽类和鸟类多样性资源呈现以下3个特点:

(1)以中小型兽类为主, 并保持了较高的物种丰富度, 但大型兽类资源则相对匮乏, 可能与旅游开发和其他人类活动影响有关。本次调查的14种兽类(包括家猫和家狗)中, 小型食肉兽和啮齿类分别有7种和5种, 二者占兽类总物种数的85.7%, 而且多数小型食肉兽和啮齿类的相对丰富度指数均较高。由于本次调查时间短、相机数量和覆盖的区域有限, 大中型兽类在目前仅记录到毛冠鹿1种。比较而言, 尚未开发的都江堰龙溪-虹口国家级自然保护区分布有更多大型兽类, 如亚洲黑熊(*Ursus thibetanus*)、野猪(*Sus scrofa*)和中华斑羚(*Naemorhedus griseus*)等。青城山前山整个区域由于村庄、道路和农田等造成了生境隔离, 加上40多年来的旅游开发等人类活动影响, 大中型兽类很难长期存在。家猫和家狗在林中经常出没, 表明该区域有人类的长期居住, 而且外来的家猫和家狗本身对当地野生动物(如啮齿类和鸟类)生存也可能带来一定影响(Woods *et al.*, 2003)。因此人类活动的各种直接和间接作用可能对该区域兽类多样性资源产生了重要影响, 值得深入调查研究。

(2)相比兽类而言, 林下活动鸟类的物种丰富度更高, 其中莺科种类最多(13种), 其次为鹡科(5种)和雉科(3种)。比较《都江堰生物多样性研究与保护》中的鸟类名录(共179种, 陈昌笃, 2000), 发现棕噪鹛(*Garrulax perspicillatus*)、斑胸钩嘴鹛(*Pomatorhinus hypoleucos*)、长尾地鸫(*Zoothera dixonii*)、灰翅鸫和丘鹑(*Scolopax rusticola*)等5个鸟种为首次记录。由于红外相机主要针对林下活动的鸟类监测, 目前缺乏对林冠层鸟类的调查。因此, 青城山区域整个鸟类多样性资源应远比本次记录更为丰富。总的来看, 青城山良好的植被条件为这些鸟类(包括迁徙种类)生存提供了较好的栖息环境。噪鹛类和鸫类是重要的食果种类或食虫种类(姜明敏等, 2010), 对该区域植物种子扩散和森林更新也有重要的生态作用。

(3)青城山兽类和鸟类呈现了一定的季节特征。兽类和鸟类的物种丰富度在旱季高于雨季。我们也发现兽类和鸟类的相对丰富度指数存在季节差异: 兽类的相对丰富度指数在雨季比在旱季略高, 但鸟

类的相对丰富度指数在旱季高于雨季。引起这一差异的主要原因可能略有不同: 本次所记录的兽类很少发生季节性长距离迁移, 因此引起其季节差异的原因主要有取样强度不够、部分种类(如黄鼬、豹猫等)种群密度低以及啮齿类觅食、繁殖等活动在雨季较多等。而引起青城山鸟类物种丰富度季节差异的原因在于旱季包括多种从高海拔迁移和高纬度迁徙过来的鸟种(如红腹角雉、部分鹌类)。此外, 鸟类在雨季和旱季的觅食活动空间可能也不一样, 如雨季多数鸟类喜好在林冠层觅食, 而旱季则多在林下活动觅食。我们在青城山调查观察到松鸦(*Pica glandarius*)和红嘴蓝鹊(*Urocissa erythrorhyncha*)的觅食活动就是这样。根据本次所发现兽类和鸟类之间存在的季节差异, 特别是鸟类中可能含有迁移和迁徙的物种, 建议在青城山在雨季(春夏)和旱季(秋冬)采用红外相机或其他调查方法对兽类和鸟类进行监测, 并适当增加监测范围和面积以保证取样更加充分。

本研究为青城山区域有关兽类和林下活动鸟类资源提供了首次记录, 表明青城山前山区域大中型兽类分布少, 而小型兽类和林下活动鸟类资源较为丰富, 可能与旅游开发和其他人类活动影响有关。除了使用红外相机, 我们也建议同时采用样线法、笼捕法等多种调查方法在青城山整个区域开展野生动物资源的本底清查和长期监测, 为深入揭示自然资源利用和旅游开发等人类活动对野生动物多样性资源保护和管理的影响提供数据支持。

参考文献

- Azlan JM, Sharma DSK (2006) The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx*, **40**, 36–41.
- CameraData Team for Wildlife Diversity Monitoring (2013) *CameraData Network of Wildlife Diversity Monitoring: An Online Database*. Institute of Zoology, CAS, Beijing. <http://cameradata.ioz.ac.cn> (Accessed November 10, 2013).
- Carbone C, Christie S, Conforti K, Coulson T, Franklin N, Ginsberg JR, Griffiths M, Holden J, Kawanishi K, Kinnaird M, Laidlaw R, Lynam A, MacDonald DW, Martyr D, McDougal C, Nath L, O'Brien T, Seidensticker J, Smith D, Sunquist M, Tilson R, Wan Shahrudin WN (2001) The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, **4**, 75–79.
- Chen CD (陈昌笃) (ed.) (2000) *Biodiversity Research and Conservation in Dujiangyan, China* (都江堰生物多样性研究与保护). Sichuan Science and Technology Press, Chengdu. (in Chinese)
- Jenks KE, Chanteap P, Damrongchainarong K, Cutter P, Cutter P, Redford T, Lynam AJ, Howard J, Leimgruber P (2011) Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses—an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, **4**, 113–131.
- Jiang MM (姜明敏), Cao L (曹林), Xiao ZS (肖治术), Guo C (郭聪) (2010) Frugivorous birds and its impacts on seed dispersal of wild cherry (*Prunus pseudocerasus*) in a Dujiangyan forest, China. *Chinese Journal of Zoology* (动物学杂志), **45**, 27–34. (in Chinese with English abstract)
- Karanth KU, Nichols JD, Kumar NS, Hines JE (2006) Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, **87**, 2925–2937.
- Kawanishi K, Sahak AM, Sunquist M (1999) Preliminary analysis on abundance of large mammals at Sungai Relau, Taman Negara. *Journal of Wildlife and Parks*, **17**, 62–82.
- Linkie M, Ridout MS (2011) Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, **284**, 224–229.
- Li S, Wang D, Gu X, McShea WJ (2010) Beyond pandas, the need for a standardized monitoring protocol for large mammals in Chinese nature reserves. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 3195–3206.
- Liu XH, Wu PF, Songer M, Cai Q, He XB, Zhu Y, Shao XM (2013) Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators*, **33**, 121–128.
- Lu XL (卢学理), Jiang ZG (蒋志刚), Tang JR (唐继荣), Wang XJ (王学杰), Xiang DQ (向定乾), Zhang JP (张建平) (2005) Auto-trigger camera traps for studying giant panda and its sympatric wildlife species. *Acta Zoologica Sinica* (动物学报), **51**, 95–100. (in Chinese with English abstract)
- Ma DW (马丹炜), Zhang G (张果), Wang YH (王跃华), Wang DM (王道模) (2002) Studies on species diversity of forest vegetation on Qingcheng Mountain. *Journal of Sichuan University (Natural Science Edition)*(四川大学学报(自然科学版)), **39**, 115–123. (in Chinese with English abstract)
- Morrison JC, Sechrest W, Dinerstein E, Wilcove DS, Lamoreux JF (2007) Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, **88**, 1363–1380.
- O'Brien TG, Kinnaird MF, Wibisono HT (2003) Crouching tigers, hidden prey: sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, **6**, 131–139.
- O'Connell AF, Nichols JD, Karanth KU (eds) (2011) *Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses*. Springer, New York.
- Rowcliffe JM, Carbone C (2008) Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, **11**, 185–186.
- Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for indi-

- vidual recognition. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1228–1236.
- Tobler MW, Carrillo-Percegueiro SE, Powell G (2009) Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, **25**, 261–270.
- Woods M, McDonald RA, Harris S (2003) Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review*, **33**, 174–188.
- Xiao ZS, Gao X, Jiang MM, Zhang ZB (2009) Behavioral adaptation of Pallas's squirrels to germination schedule and tannins in acorns. *Behavioral Ecology*, **20**, 1050–1055.

(责任编辑: 蒋学龙 责任编辑: 时意专)

附录 Supplementary Material

附表1 青城山森林公园雨季(2012年7月至8月18日)和旱季(2012年12月20日至2013年3月10日)红外相机监测所拍摄的兽类和鸟类的照片记录和物种相对丰富度指数

Table 1 Independent photos and relative abundance index (RAI, No. of independent photos per 100 trap days) of mammals and birds recorded from camera traps during wet season (between June 7 and August 18, 2012) and dry season (between December 20, 2012 and March 10, 2013) in Qingchengshan Forest Park

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-028-1.pdf>

附图1 青城山森林公园红外相机所拍摄的重要兽类和鸟类照片

Fig. S1 Important mammals and birds recorded from camera traps in Qingchengshan Forest Park

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-028-2.pdf>

附表1 青城山森林公园雨季(2012年7月至8月18日)和旱季(2012年12月20日至2013年3月10日)红外相机监测所拍摄的兽类和鸟类的照片记录 and 物种相对丰富度指数

Table S1 Independent photos and relative abundance index (RAI, No. of independent photos per 100 trap days) of mammals and birds recorded from camera traps during wet season (between June 7 and August 18, 2012) and dry season (between December 20, 2012 and March 10, 2013) in Qingchengshan Forest Park

物种 Species	鸟类居留型 Bird residential type	雨季 Wet season	旱季 Dry season
兽类 Mammals			
豹猫 <i>Prionailurus bengalensis</i>	-	-	5 (0.62)
猫 <i>Felis silvestris catus*</i>	-	-	26 (3.25)
狗 <i>Canis lupus familiaris*</i>	-	-	6 (0.75)
花面狸 <i>Paguma larvata</i>	-	61 (10.27)	31 (3.87)
黄鼬 <i>Mustela sibirica</i>	-	-	1 (0.12)
猪獾 <i>Arctonyx collaris</i>	-	18 (3.03)	2 (0.25)
鼬獾 <i>Melogale moschata</i>	-	1 (0.17)	8 (1.00)
毛冠鹿 <i>Elaphodus cephalophus</i>	-	5 (0.84)	1 (0.12)
豪猪 <i>Hystrix brachyura</i>	-	-	2 (0.25)
赤腹松鼠 <i>Callosciurus erythraeus</i>	-	3 (0.51)	40 (4.99)
小泡巨鼠 <i>Leopoldamys edwardsi</i>	-	127 (21.38)	45 (5.62)
白腹鼠 <i>Niviventer spp.</i>	-	84 (14.14)	56 (6.99)
中华姬鼠 <i>Apodemus draco</i>	-	6 (1.01)	4 (0.50)
灰麝鼯 <i>Crocidura attenuata</i>	-	-	1 (0.12)
鸟类 Birds			
红腹角雉 <i>Tragopan temminckii</i>	留鸟 Resident bird	-	3 (0.37)
红腹锦鸡 <i>Chrysolophus pictus</i>	留鸟 Resident bird	-	1 (0.12)
灰胸竹鸡 <i>Bambusicola thoracica</i>	留鸟 Resident bird	2 (0.34)	3 (0.37)
红嘴蓝鹊 <i>Urocissa erythrorhyncha</i>	留鸟 Resident bird	1 (0.17)	1 (0.12)
松鸦 <i>Pica glandarius</i>	留鸟 Resident bird	-	6 (0.75)
白颊噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	留鸟 Resident bird	1 (0.17)	1 (0.12)
灰翅噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	留鸟 Resident bird	3 (0.51)	38 (4.74)
丽色噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	留鸟 Resident bird	-	1 (0.12)
橙翅噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	留鸟 Resident bird	-	1 (0.12)
棕噪鹛 <i>Garrulax perspicillatus</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	5 (0.62)
棕颈钩嘴鹛 <i>Pomatorhinus hypoleucos</i>	留鸟 Resident bird	3 (0.51)	7 (0.87)
斑胸钩嘴鹛 <i>Pomatorhinus hypoleucos</i>	留鸟 Resident bird	-	1 (0.12)
红嘴相思鸟 <i>Leiothrix argenteauris</i>	留鸟 Resident bird	-	12 (1.50)
灰眶雀鹛 <i>Alcippe chrysolis</i>	留鸟 Resident bird	1 (0.17)	13 (1.62)
棕头鸦雀 <i>Conostoma aemodium</i>	留鸟 Resident bird	-	1 (0.12)
虎斑地鸫 <i>Zoothera dauma</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	18 (2.25)
长尾地鸫 <i>Zoothera dixonii</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	17 (2.12)
灰翅鸫 <i>Turdus boulboul</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	23 (2.87)
灰头鸫 <i>Turdus rubrocanus</i>	留鸟 Resident bird	-	3 (0.37)
乌鸫 <i>Turdus merula</i>	留鸟 Resident bird	-	2 (0.25)
紫啸鸫 <i>Myophonus caeruleus</i>	夏候鸟 Summer migrant	32 (5.39)	6 (0.75)
棕胸蓝姬鹀 <i>Ficedula hyperythra</i>	夏候鸟 Summer migrant	-	6 (0.75)
红胁蓝尾鸲 <i>Tarsiger cyanurus</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	12 (1.50)
栗背岩鹛 <i>Prunella immaculata</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	3 (0.37)
黄腹山雀 <i>Parus venustus</i>	留鸟 Resident bird	-	5 (0.62)
丘鹛 <i>Scolopax rusticola</i>	冬候鸟 Winter migrant	-	6 (0.75)

*家猫和家狗 Non-native mammal species such as cats and dogs. 鸟类居留型根据陈昌笃(2000) Bird residential types are based on Chen (2000)



(A) 花面狸 *Paguma larvata*



(B) 猪獾 *Arctonyx collaris*



(C) 毛冠鹿 *Elaphodus cephalophus*



(D) 赤腹松鼠 *Callosciurus erythraeus*



(E) 红腹角雉 *Tragopan temminckii*



(F) 红腹锦鸡 *Chrysolophus pictus*

附图1 青城山森林公园红外相机所拍摄的重要兽类和鸟类照片

Fig. S1 Important mammals and birds recorded from camera traps in the Qingchengshan Forest Park