

# 人类活动对青藏高原胡兀鹫繁殖成功率和种群现状的影响

苏化龙<sup>①</sup> 马强<sup>②</sup> 王英<sup>③</sup> 果洛·周杰<sup>④</sup>

① 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所 国家林业局森林生态环境重点实验室 北京 100091; ② 中国林业科学研究院荒漠化研究所 北京 100091; ③ 昆明市财经商贸学院 昆明 650228; ④ 年保玉则生态环境保护协会 久治 624700

**摘要:** 2010至2013年,对青藏高原4个省区(西藏、四川、青海、甘肃)中的7个胡兀鹫(*Gypaetus barbatus barbatus*)繁殖地进行了调查,结合1991至1992年的调查资料,获得的调查结果为:产卵期12月上旬至翌年1月末(12月7日至1月28日,  $n=4$ ),孵化期为55~61 d ( $n=3$ ),窝卵数平均为1.9枚( $n=14$ ),测量3枚卵的平均长和宽分别为84.4 mm (83.1~88.3 mm)和68.0 mm (67.0~70.0 mm)。繁殖成功率为81.82% (2010~2012年,  $n=22$ )。巢址分布海拔为2 600~4 575 m。在具有代表性的繁殖地内,繁殖对之间距离平均为35.84 km (25.10~47.30 km),领域平均面积为1 284.51 km<sup>2</sup> (630.01~2 237.29 km<sup>2</sup>)。20年来(1990年以来)的种群结构变动为:胡兀鹫幼体数量比例从30.17%降低到16.67%,成鸟比例从61.21%提高到70.83%。采取与高山兀鹫(*Gyps himalayensis*)数量进行对比的方式,估算青藏高原250万km<sup>2</sup>面积的胡兀鹫种群数量少于1 410个繁殖对。威胁胡兀鹫生存的因素可分为4大类:(1)非法猎捕,包括非法获取胡兀鹫观赏标本和传统医药,方式为枪击、毒饵、网套等;(2)间接伤害,主要为鼠药中毒,其次是因人类在被食肉兽咬死的家畜体中投放毒药或在家畜尸体边布放的兽铗而造成伤害;(3)基础设施建设导致的伤害,如输电线路和风电场导致胡兀鹫触电和碰撞,道路建设直接对其巢址生境的破坏和人为干扰增加等;(4)人类生产和生活方式变化产生的负面影响,如对体弱家畜的快速加工和对家畜胴体的彻底利用,导致胡兀鹫的食物来源减少,家畜疫病防治导致胡兀鹫蒙受残留药物的影响,在寒冷季节柔软巢材(如羊毛)的缺乏,降低了胡兀鹫对卵和幼雏的保暖能力。

**关键词:** 胡兀鹫; 繁殖; 种群现状; 种群结构变化; 致危因素; 青藏高原

中图分类号: Q958 文献标识码: A 文章编号: 0250-3263 (2015) 05-661-16

## Effects of Human Activities on the Breeding Success and Population Status of Bearded Vulture *Gypaetus barbatus barbatus* in the Qinghai-Tibetan Plateau

SU Hua-Long<sup>①</sup> MA Qiang<sup>②</sup> WANG Ying<sup>③</sup> GOLOK Druk Kyab<sup>④</sup>

① Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, CAF Key Lab of Forest Ecology and Environment, State Forestry Administration, Beijing 100091; ② Institute of Desertification Studies, CAF, Beijing 100091; ③ Kunming Institute of Financial Business, Kunming 650228; ④ Nyanpo Yutse Environmental Protection Association, Jiuzhi of Golok, Qinghai 624700, China

**基金项目** 国家自然科学基金项目 (No. 31071933), 国家科技基础条件平台项目 (No. 2005DKA21404);

**第一作者介绍** 苏化龙, 男, 研究员; 研究方向: 动物生态, 野生动物资源与保护; E-mail: suhualong@sina.cn.

收稿日期: 2014-11-06, 修回日期: 2015-05-27 DOI: 10.13859/j.cjz.201505001

**Abstract:** This paper presents data of 7 breeding sites of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus barbatus*) in the Qinghai-Tibetan Plateau collected from 1991 to 1992 and from 2010 to 2013. The bearded vulture laid their eggs from early December to late January (from 7 December to 28 January,  $n = 4$ ). Mean clutch size was 1.9 and 85.71% of nests contained two eggs ( $n = 14$ ). The measurement of eggs ( $n = 3$ ) were 84.4 mm (83.1 - 88.3 mm) in length and 68.0 mm (67.0 - 70.0 mm) in width. Breeding success were 81.82% (2010 - 2012,  $n = 22$ ). The nest sites was found out between 2 600 m to 4 575 m in altitude. The average distance between the breeding pairs was 35.84 km (25.10 - 47.30 km), and average territorial area of each pair was 1 284.51 km<sup>2</sup> (630.01 - 2 237.29 km<sup>2</sup>). The proportion of juveniles was reduced from 30.17% to 16.67% during the past 20 years, and that of adults was increased from 61.21% to 70.83% (since 1990). Referred to the breeding nests of the Himalayan griffon (*Gyps himalayensis*), we estimated the population size of this species was less than 1 410 breeding pairs in the Qinghai-Tibetan Plateau (about 2 500 000 km<sup>2</sup>). The bearded vulture has been threatened by 4 major categories: (1) hunting, including shooting, poisoning bait and trapping net etc. for the illegal acquisition of ornamental specimens and traditional medicine; (2) indirect unconscious poison by the rodenticide, anti-wolf poisoning activity, included snares set by the livestock carcass; (3) unexpective influence of infrastructure construction, such as power lines and the wind farm, road which either directly occupied their habitat or indirectly increase in human disturbance to the nesting area by easily to access; (4) the influence of modern production and way of life relate to the rapid handling the frail livestock and complete utilization of livestock carcass in which reduce their food source; livestock disease control from which the residual medicine make the bearded vulture weak. In addition, the lack of soft nest material, such as wool used for lining the interior of the nest may make the bearded vulture use the waste chemical fiber textiles as nest materials that not warm enough for their egg and chick in the cold season.

**Key words:** Bearded vulture *Gypaetus barbatus barbatus*; Breeding; Population status; Population structure change; Threaten factors; Qinghai-Tibetan Plateau

胡兀鹫 (*Gypaetus barbatus*) 是一种分布较为广泛的猛禽, 其分布区从欧亚大陆的古北界延伸至非洲热带界和东洋界 (从 53.5°N 至 31°S) (Ferguson-Lees et al. 2001)。胡兀鹫只有 2 个亚种, 其中指名亚种 (*G. b. barbatus*) 分布于欧洲、北非、小亚细亚 (Asia Minor) 和中东, 并延伸到蒙古和中国。南方亚种 (*G. b. meridionalis*) 分布在非洲东部和南部 (Hiraldo et al. 1984, del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees et al. 2001)。

人类直接危害是导致许多猛禽种群灭绝或衰退的重要因素之一 (Holmes et al. 2003, Whitfield et al. 2003, Margalida et al. 2008)。对胡兀鹫而言, 19 世纪末和 20 世纪初的人类干扰导致多数欧洲国家的胡兀鹫数量锐减或灭绝

(Margalida et al. 2008)。胡兀鹫于 20 世纪初在阿尔卑斯山主要由于枪击被灭绝之后 (Mingozzi et al. 1997), 在安达卢西亚 (Andalucía) (Simón et al. 2005)、前南斯拉夫 (Grubač 2002)、保加利亚 (Marin et al. 2002) 以及撒丁岛 (Schenk et al. 2004) 相继灭绝, 其欧洲分布区缩减到比利牛斯山脉 (法国和西班牙)、希腊、克里特岛和科西嘉岛。胡兀鹫近年来已经从希腊本土区域消失, 最后 1 只个体于 2004 年消失在希腊和马其顿边界区域的阿尔莫匹亚 (Almopia) 山地。在克里特岛有 6 ~ 7 个繁殖对, 总数量约为 40 ~ 50 只 (Sidiropoulos et al. 2004), 属于整个巴尔干地区最后的繁殖种群 (Xirouchakis et al. 2001)。至 20 世纪末, 包括阿尔卑斯山地区 (法国、瑞士、意大利、

奥地利)再引入的个体,欧洲种群不超过120个繁殖对(Tucker et al. 1994, Frey et al. 1995, Xirouchakis et al. 1997, Heuret et al. 1998, Fasce 1999, Heredia et al. 1999, Hofbauer-Hofer 1999, Xirouchakis et al. 2001)。人工繁殖的胡兀鹫于1986年被引入到阿尔卑斯山(瑞士、奥地利、意大利和法国)之后,由于逐年向野外释放个体而形成了一个新种群。拥有17个领域的阿尔卑斯山种群,是目前欧洲第二大种群(Heredia 2005a)。纵然如此,至2006年欧盟国家只有150个胡兀鹫的繁殖领域(Margalida et al. 2008)。在欧洲,胡兀鹫已被列为濒危物种(Annex I, EU Wild Birds Directive 79/409/EEC, Appendix II of the Bern Convention, Bonn Convention and CITES)。在南非,在大约35 000 km<sup>2</sup>的繁殖区域内其种群由204个繁殖对(配偶对)组成(Brown 1992, 2003)。有学者(Krüger et al. 2004)认为,南非胡兀鹫数量整体下降的幅度在61%和65%之间,因此也将其列为濒危种(Barnes 2000)。

中国青藏高原是胡兀鹫的主要分布区之一。据Brown等(1989)于1968年描述,在西藏胡兀鹫比高山兀鹫(*Gypus himalayensis*)更为常见。del Hoyo等(1994)认为胡兀鹫在东亚地区(包括青藏高原)似乎数量较多。胡兀鹫在中国被列为国家I级重点保护野生动物,中国濒危动物红皮书将其列为易危(V)种(汪松等1998)。而《中国物种红色名录》根据《IUCN物种红色名录濒危等级和标准》则认为中国为胡兀鹫的次要分布区,并将其列为无危种(汪松等2004)。

有关胡兀鹫生态学研究方面的专门报道我国仅有3篇,即张孚允等(1980)在甘肃南部地区对胡兀鹫的分布、食性、巢址特征、活动行为、繁殖时期、年龄特征的观测;1988~1992年期间顾滨源等(1994)在西藏东南部芒康县对胡兀鹫繁殖行为的观察研究;以及外国学者报道青海省玉树地区长江边,高山兀鹫、胡兀鹫和猎隼(*Felco cherrug*)毗邻营巢繁殖的现

象(Katzner et al. 2004)。胡兀鹫现状信息的缺乏,限制了人们对其种群濒危程度进行准确评估,也限制了对其实行有效保护措施的能力。了解胡兀鹫的繁殖成功率和种群现状,有助于掌握其种群变化趋势,也有助于对这类大型猛禽开展保护。2010年12月至2012年10月,我们在青藏高原对胡兀鹫的繁殖地及生境进行了大范围专项调查,综合本文作者1990年代以来多次在青藏高原进行野外调查的数据资料,对胡兀鹫的种群现状及趋势进行了分析。

## 1 研究地区概况

青藏高原平均海拔超过4 000 m,覆盖面积达250万km<sup>2</sup>(25°~40°N, 74°~104°E),为世界上最高和最大的高原。青藏高寒区是我国三大自然区之一,面积占全国土地总面积的25%,其温度带可划分为东南低谷带、东缘切割山地带、藏南山原带、阿里-昆仑山原带、羌塘高原带和柴达木盆地带6个(张荣祖1999)。气候特征为海拔高、气温低、昼夜温差大,年均温多低于5℃,1月均温大多为0~13℃,在海拔高处也出现-16~-18℃的闭合等温线地区,7月均温8~18℃,藏北地区多低于8℃;降水少,地区差异大,羌塘高原带年降水量可从东南部的300 mm递减至西北部的100 mm,东缘山地切割带(包括川西、滇北、青海东部延至东祁连山地)年降水量可从400~1 000 mm向西北延伸降至250~600 mm(张荣祖1999)。青藏高原的植被从东南到西北随自然条件的水平、垂直及坡向变化,依次出现森林、草甸、草原和荒漠。其植物区系分属泛北极植物区的两个不同亚区:草甸、草原和荒漠属青藏高原植物亚区,各类森林属中国-喜马拉雅森林植物亚区(吴征镒1979)。

调查工作主要在发现有胡兀鹫繁殖的生境进行,涵盖区域为:①西藏的昌都、林芝、那曲、拉萨地区;②四川的甘孜、阿坝地区;③青海的海北、海西、果洛、玉树地区;④甘肃的甘南地区。

## 2 工作方法

产卵期和孵卵期的观察，为了将人为干扰繁殖成功率降低到最低程度，判定产卵日期为远距离观察到有 1 只亲鸟长时间卧巢（国外近期同类研究是采用遥控摄像机监测，第一次在巢中见到 1 枚卵的日期被作为产卵日期）；观察到亲鸟表现出不同于孵化期的行为时，如频繁起卧等，在巢周边的适宜位置观察确定出壳期。

对胡兀鹫年龄组划分的观察记录工作，分别在 1992 年 4 月至 1993 年 2 月下旬（合计 48 人/d，“人/d”为实施有效野外观察记录的工作日，为 1 人或 1 组人员在 1 个地点并有观察记录的工作日），以及 2010 年 12 月初 ~ 2012 年 10 月下旬（合计 103 人/d）进行。补充观察是 1996 年 6 月以及 2001 年 5 月至 2007 年 5 月和 2010 年 5 月先后 9 次到青藏高原进行野外调查，合计 125 人/d。对胡兀鹫的年龄组区分，多数情况下在具有良好视野条件的位置如繁殖巢区、动物尸体附近，借助于双筒（春光 10 × 50 mm, STEINER 7 × 50 mm 和 10 × 40 mm）、单筒望远镜（Zeiss 65T\*F 23 × 65 mm），或者长焦距相机镜头（Canon 100-400 mm, 500 mm、600 mm 和 800 mm）进行，并对随机见到的胡兀鹫个体尽可能进行年龄甄别。将胡兀鹫划归为 3 ~ 4 个年龄组：幼体（juvenile, < 3 年龄），未成熟个体（immature, 3 ~ 4 年龄），亚成体（sub-adult, 4 ~ 6 年龄）和成体（adult, > 6 年龄）。幼体：俯视背部暗灰棕色且色调比较均匀，上体具灰白条纹，通常仅在近距离方可显现，远观色调均匀；黑棕色的头部和上胸部总是最暗部位，近距离看，头冠部和脸颊部颜色较淡，胡须很短远不及成体。未成熟个体：出生第 3 年，通常在上背和臀部多少显现出均匀的浅灰色，但不是全棕色的上体，而且均匀的灰色下体与暗棕灰色的翼下，以及发黑的头部、上胸部和尾部形成色差；出生第 3 年至第 4 年，一些土黄棕色出现在下体；第 4 年可显示出相

似于成体但颜色发黑的头部羽色，体羽和翅膀上显现出不等量的棕色。亚成体：基本相似于成体，但会显示出色度不等的暗色脖领，上体和翅膀上或许显现出暗棕色痕迹。成体：俯视背部，暗灰蓝色至浅黑色，稍远距离看是暗黑色。远距离看尾部略暗，双翼狭长且翼尖不明显，近距可见尾羽和翼羽的淡色羽干轴显现出的条纹；仰视下体红棕色到橙色，或者更近似于米黄色或发白的下体带有不定形的暗色饰领；翼下羽色反差明显，其小覆羽、中覆羽和翼尖略带黑色，但大覆羽和飞羽是蓝灰色到灰褐色，而尾是发黑的深褐色；带有黑色眼圈的浅色头部特征很明显，并且远距（250 ~ 350 m）裸眼直观可见其胡须。实际观察中，成体很易区分，即使远距仅见轮廓但依据其类似于大型隼的轻捷飞姿和长菱形尾即可认定为成体。幼体具有较长的次级飞羽显得翅膀略宽，因磨损而致的较短尾羽，还有略显笨拙的飞姿，使其也较易区分。而在远距或阴雾天不易辨色，或者目标短时出现未及使用望远镜的情况下，对未成熟个体和亚成体（尤其是 4 年龄的个体）的区分有可能不非常准确。

将 1992 年至 1993 年观察数据与 2010 年至 2012 年进行对照（均去除重复计数数据），以评估 20 年间胡兀鹫种群年龄组的变动趋势。

本文中有关胡兀鹫的繁殖种群数量评估，参照卢欣等（Lu et al. 2009）报道的高山兀鹫种群数量，以同期（2010 年冬季至 2012 年底）调查的胡兀鹫繁殖巢数量与高山兀鹫繁殖巢的数量进行对比，其比值乘以高山兀鹫种群数量，以此估算胡兀鹫的繁殖对数量。对于常年沿用同一巢址或占用同一领域的大型猛禽而言（高山兀鹫繁殖对大多每年沿用同一个巢址，而胡兀鹫繁殖对需要占用同一领域中的多个巢址每年更替利用），单位面积内繁殖巢的数量短期内变动很小，据此调查的繁殖种群数据可信度较高。

近期繁殖成功率：2010 年冬季至 2013 年秋季观察到的总体繁殖次数中，确定幼鸟出飞离

巢的繁殖次数所占比例为繁殖成功率。

由于缺乏对大范围面积(超过10 000 km<sup>2</sup>)内准确繁殖对数目的调查数据, 仅能在适宜的繁殖生境中, 以调查清楚的2~3个繁殖对之间的巢间距来换算胡兀鹫领域面积。由于在高山兀鹫繁殖群落中营巢的胡兀鹫繁殖对, 与相邻胡兀鹫繁殖对之间的巢间距很近, 不考虑此类数据。

向保护区管理人员、护林员、林业执法人员、当地居民等人士收集相关资料和数据, 包括巢址分布和沿用状况、历史分布、活动地点及行为方式、意外死亡事件等。

考虑到人为干扰对胡兀鹫繁殖成功率的不利影响, 依当前濒危物种保护理念, 本文不标明繁殖地和巢址的地理位置坐标数据, 仅标明观察到的繁殖对所在的行政辖区地名。

由于2014年2月仅发现1个繁殖巢, 数据量很小, 因而该年度不视为项目实施年份。

### 3 调查结果

#### 3.1 产卵期、孵卵期和领域面积

获取的5个繁殖巢的产卵日期在12月上旬至翌年1月末, 分别为12月7日、12月21~24日、1月4日、1月12日和1月28日。3个繁殖巢的孵化天数分别为58~59 d、55~59 d、61 d。收集到的窝卵数平均值为1.9枚( $n=14$ 个巢)。

以较有代表性的甘孜和昌都的巢址状况计, 繁殖对之间距离平均为35.84 km (25.10~47.30 km), 领域面积平均为1 284.51 km<sup>2</sup> (630.01~2 237.29 km<sup>2</sup>)。另外, 在海北和果洛分别观察到过繁殖对巢间距为6.22 km、7.37 km和8.58 km现象, 这种罕见的繁殖对之间极短距离, 我们认为主要原因是由于其中有繁殖巢址位于高山兀鹫群落巢中所致。

#### 3.2 营巢与巢材构成

两性亲鸟在产卵前的2~3个月即开始有搬运巢材行为, 巢材来自于巢址附近地面。主体巢材主要以树枝构成, 多数用爪搬运; 衬里

巢材主要为羊毛, 多数以喙衔运。未观察到过远距离(>800 m)搬运主体巢材的现象, 但存在远距离衔运衬里巢材的可能性(有些巢中有裁剪过的带毛羊皮和废弃纺织品)。孵卵期和育雏早期仍有少量主要是衔运衬里巢材的行为。

先后对9个繁殖巢实施过巢边或进入观察, 其中7个巢(3个为1990年代观察, 4个为2011~2014年观察)中的衬里巢材虽以羊毛或牛绒为主, 但也已混有少量废弃纺织物靠近卵或雏(图1); 1个巢中衬里羊毛很少并混有人工织物, 卵附近甚至还有1只手套(2011年林芝A繁殖对, 孵卵期逾61 d); 1个巢中铺垫有大量废弃纺织品, 衬里巢材虽以牛毛为主, 但混合有大量类似牛尾鬃的粗纤维(甘孜A繁殖对, 孵化20 d后弃巢, 图2)。

对8个繁殖巢进行过巢外远距(50~300 m)望远镜观察, 衬里巢材为大量羊毛或牛绒且无明显废弃纺织物的巢有5个, 有的巢中羊毛甚至可铺垫至巢边沿(图3), 铺垫有大量废弃纺织物但衬里核心巢材仍以羊毛为主的巢有3个。

#### 3.3 繁殖成功率及繁殖地缩减状况

2010年12月下旬至2014年2月下旬, 我们观察到12个繁殖对在其巢域的24次繁殖现象, 计入作者于1990~1992年在西藏芒康观察到的2个繁殖对的5次繁殖现象[文献(顾滨源等1994)原文描述“见到了5个胡兀鹫配偶对的繁殖现象”, 由于当时本文作者对胡兀鹫繁殖习性了解有限, 加之胡兀鹫繁殖对每年交替利用不同巢址和冗长的繁殖周期, 导致有些人认为它们难以每年繁殖1次。实际上那时在芒康应该是对4个繁殖对中的2个繁殖对的5次繁殖现象进行了观察。而且该文中叙述的“雏鸟分别在4月下旬和5月上旬飞出巢外”, 应该为“雏鸟分别在5月下旬和6月上旬飞出巢外”], 合计14个繁殖对的29次繁殖现象。

将不同地区观察到的胡兀鹫繁殖对所拥有的巢址数量及特征, 及其面临人类居住区和人



图 1 果洛 A 繁殖对孵化的卵即将出壳

Fig. 1 The nestlings is nearly hatching out at Guoluo

拍摄日期 2014 年 2 月 16 日，巢的边沿有大量积雪。该巢距繁华城镇 10.6 km，距交通主干道不到 200 m。虽然衬里巢材以牛绒为主，但也混有少量废弃纺织物靠近卵。

Photographed on February 16, 2014, snow was on the edge of the nest. The site is 10.6 km from the town and less than 200 m away from the main road. Yak wool was the main nest materials, but also mixed with a small amount of the waste textiles.



图 2 甘孜 A 繁殖对孵化 20 d 后弃巢

Fig. 2 The nest abandoned at Ganzi by a breeding pair after about 20 day hatching

2011 年 3 月 10 日，该巢距县城 8.09 km，巢中铺垫有大量废弃纺织品，衬里巢材虽以牛毛为主，但混合有大量类似牛尾鬃的粗纤维。

Photographed on March 10, 2011, 8.09 km from the county city. Nest material included large amounts of the waste textiles although with some of Yak hairs, but mixed with a large number of crude fibers similar to oxtail bristles.



图 3 海西 A 繁殖对亲鸟为雏鸟遮阳

Fig. 3 Parent bird stands up to block the sun for nestling photoed at Haixi

2012 年 4 月 22 日，雏鸟出壳大约 20 d 时，巢中有大量羊毛。该繁殖对距县城和交通主干线较远，巢材几乎不含人工纺织物。

The nestling was about 20 days in age photoed on April 22, 2012. The nest was far away from the county city and the track road. The nest materials were wool and almost no any artificial textile in the nest.

工设施的潜在影响状况，列入表 1。

以西藏昌都地区的芒康为例，1989 年发现有 4 个繁殖对营巢繁殖，其中 1 个繁殖巢距县城直线距离 5 km，1991 年位于滇藏界澜沧江边海拔 2 600 m 的繁殖巢被枪击后废弃，2010 年调查时仅余 1 个距离县城最远（50 km）的繁殖巢。繁殖地面积缩减了 75%。

甘肃南部尕海附近 1970 年代的胡兀鹫繁殖地（张孚允等 1980），有 2 个繁殖巢存在，自 1998 年尕海-则岔国家级自然保护区建立以来没有发现繁殖迹象。2013 年 11 月在该保护区边缘外发现 1 个胡兀鹫繁殖巢，鉴于胡兀鹫巢址可持续多年被连续沿用的现象（据本文第一作者记录资料，沿用时间至少为 30 年），利用该繁殖巢的繁殖对基本上不属于本保护区原先存在的繁殖对。

本研究对 11 个繁殖对在 2010 年至 2012 年的 22 次繁殖活动的观察表明，合计有 4 次繁殖失败现象（表 1 中海北 C 繁殖对的风毁巢，

由于本文作者仅在巢址下见到损毁巢材及卵壳碎片，鉴于胡兀鹫产卵初期毁巢后有再次产卵的可能性，因而未将该巢列入繁殖失败现象）。其中的 1 次为孵卵期弃巢（甘孜 A 繁殖对），另外 2 次（甘孜 B 和海北 A 繁殖对）为幼鸟即将离巢出飞时受到人为活动（采挖虫草）惊扰摔伤致死，还有 1 次为当地人翌年探查繁殖失败的巢（海北 A 繁殖对）导致该繁殖对彻底放弃已经使用超过 10 年的巢址。2010 ~ 2012 年在青藏高原调查的胡兀鹫的繁殖成功率为 81.82%。

### 3.4 遇见率和种群结构变化

据 1992 ~ 1993 年主要在藏东南的野外记录，此期间先后 3 次在西藏东南部工作将近 6 个月，仅采用路线统计、随机观察和在家畜尸体边的观察数据。有效观察天数 48 d，遇见胡兀鹫的天数 39 d，遇见胡兀鹫的天数占观察总天数的 81.25%；合计见到胡兀鹫 116 只，幼体 35 只（占总数的 30.17%），未成熟个体 3 只

表 1 不同地区胡兀鹫繁殖对占用巢址数量及环境特征

Table 1 The habitat environment of nest sites found in the Qinghai-Tibetan Plateau

繁殖对所在地区及代码 Nest location and code of the breeding pair	繁殖对占用巢址数 Nests used by a pair	海拔 (m) Altitude rang	距县城和繁华城镇间直线距离 (km) Distance to the county city	距交通主干线距离 (km) Distance to trunk road	计入繁殖成功与否的次数 Breeding success and failure times	备注 Remark
甘孜 A Gangzi A	2	3 080	8.09	6.93	3 (1f)	连续繁殖 20 多年, 2011 年孵化 20 d 后弃巢 The nest was used more than 20 years, abandoned in 2011
甘孜 B Gangzi B	4	4 250	45.80	45.00	2 (1f)	连续繁殖 20 多年, 2013 年仍在繁殖 The nest was used more than 20 years and still used in 2013
甘孜 C Gangzi C	> 4	4 250 ~ 4 300	24.90	6.32	2	巢发现多年, 但信息未收集, 2013 年仍在繁殖 The nest was found for years but its information was not collected. It was used in 2013
昌都 A Changdu A	2	4 050 ~ 4 200	8.64	4.17	3 (1f)	1993 年仍在繁殖, 2010 年观察时巢址已被金雕占用 The nest was located in 1993, no information was collected. It was used by the golden eagle in 2010
昌都 B Changdu B	2	3 750	17.50	0.18	2	1993 年繁殖, 2010 年观察时已废弃多年 It was used in 1993 and no any observation was made since then. It was given up for many years observed by the author in 2010
昌都 C Changdu C	不详 not clear	2 600	65.6 (0.2)	0.50		位于滇藏界, 距 A 巢 58.1 km, 1991 年枪击致死亲鸟 It located in Changdu area at boundary area between Yunnan and Tibet, 58.1 km away from nest Changdu A. The breeding pair was shot in 1991
昌都 D Changdu D	3	3 990	42.60	36.90	3	1992 年仅知大概地点, 2010 ~ 2013 年仍在繁殖 The approximate location was noticed in 1992, it was used from 2010 to 2013
林芝 A Linzhi A	3	4 545 ~ 4 575	65.30 (7.8)	0.30	2	2001 年发现, 2010 ~ 2012 年仍在繁殖 Found in 2001, used from 2010 to 2013
海西 A Haixi A	4	3 680	42.30 (25.0)	24.7	3	2011 年发现, 至 2013 年仍在繁殖, 有 2 个巢址猎隼利用 Found in 2011 and used to 2013, 2 of 4 was used by saker falcon
海北 A Haibei A	3	3 400	49.50 (30.1)	30.60	4 (2f)	2011 年幼鸟出飞时摔死; 2012 年 3 月孵卵期因人为干扰彻底弃巢 Fledging dead while they was frying out in 2011 and the nest was give up in 2012 due to human interference in March 2013
海北 B Haibei B	不详 not clear	3 497	42.30 (22.9)	23.60	1	2011 年位于高山兀鹫集群营巢生境 Found at the nest colony of the Himalayan griffon in 2011
海北 C Haibei C	不详 not clear	3 346	37.00 (18.5)	21.50		2011 年 12 月 29 日发现被风摧毁, 巢下有卵壳 It was destroyed by the strong wind on Dec. 29, 2011
果洛 A Guoluo A	4	3 923 ~ 4 000	37.40 (10.6)	0.19	2	2012 年该繁殖对的 1 个未利用巢址在高山兀鹫集群生境, 1 个是猎隼利用 One nest located at the nest colony of Himalayan griffon, one was used by the saker falcon in 2012
果洛 B Guoluo B	不详 not clear	3 920	41.50 (9.49)	2.53	2	2012 年该繁殖对与至少 4 个高山兀鹫繁殖对毗邻营巢 Be adjacent to 4 breeding pairs of the Himalayan griffon in 2012
果洛 C Guoluo C	3	3 994	38.90 (2.11)	0.30		2014 年 2 月发现, 距其 20 m 有长耳鸮营巢, 50 m 有大鸨营巢 Found in 2014, 20 m and 50 m from nest of the long-eared owl and upland buzard respectively
甘南 A Gannan A	3	3 500	57.20 (5.67)	0.88		2013 年 11 月发现繁殖, 相距高山兀鹫巢的最近距离 30 m Found in Nov. 2013, 30 m from one nest of the Himalayan griffon

\* 括号中的数值为距繁华城镇的距离, 也包括旅游景点或重要寺庙; \*\* 交通主干线指国道、省道和工矿区主要道路; \*\*\* 括号中的 f 为繁殖失败次数。

\* The number in the parentheses indicates the distance to the county town, the touring location or famous temples; \*\* The trunk roads includes the national road, provincial road and mining area traffic road; \*\*\* The letter f in the parentheses indicates the number of times for reproductive failure.



(2.59%), 亚成体 7 只 (6.03%), 成体 71 只 (61.21%), 平均每天遇见胡兀鹫 2.42 只。

而在 2010 ~ 2012 年青藏高原的野外记录中, 有效观察天数 103 d, 遇见胡兀鹫天数 30 d, 遇见天数占总观察天数的 29.13%; 合计遇见胡兀鹫 96 只, 幼体 16 只 (16.67%), 未成熟个体 3 只 (3.13%), 亚成体 9 只 (9.38%), 成体 68 只 (70.83%), 平均每天遇见胡兀鹫 0.93 只。

## 4 讨论和分析

### 4.1 种群数量评估

根据发表文献报道中已有的一些基础数据资料, 结合本项目执行期间的部分具有可比性的数据资料进行评估。

领域面积意味着生境容纳量, 是评估繁殖种群数量的重要依据。国外较为系统的调查资料显示, 胡兀鹫繁殖种群密度最高的为南非, 在大约 35 000 km<sup>2</sup> 的繁殖区域内其繁殖对平均领域为 171.57 km<sup>2</sup> (Brown 1992, 2003); 其次为种群密度已趋于饱和状态的比利牛斯山南坡, 繁殖对平均领域为 325 km<sup>2</sup> (Margalida et al. 2003)。我们在 2 个小范围区域内调查清楚的 6 个繁殖对的领域面积平均为 1 284.51 km<sup>2</sup> (630.01 ~ 2 237.29 km<sup>2</sup>), 虽然该区域位于生境条件较好的青藏高原东南部, 但其中最小的领域面积也大于 600 km<sup>2</sup>, 如果按照青藏高原平均 1 对/600 km<sup>2</sup> 的数据 (Ferguson-Lees et al. 2001), 250 万 km<sup>2</sup> 应该容纳有 4 167 对胡兀鹫 (如按本文领域平均面积换算则为 1 946 个繁殖对), 但考虑到青藏高原 50% 的区域是非常干旱 (柴达木盆地 25.6 万 km<sup>2</sup>) 或极端高寒贫瘠 (例如羌塘高原超过 70 万 km<sup>2</sup>, 可可西里面积 24 万 km<sup>2</sup>) 的自然环境, 其生境条件极端严酷、生物量很低, 不适于作为胡兀鹫 (包括高山兀鹫) 繁殖生境或者仅能承载其极少数数量, 加之许多区域胡兀鹫非常罕见, 以及在海拔更高处平均气温很低的闭合等温线区域, 应该将此数值降低至少 50%, 也就是至多 2 000 个胡兀鹫繁殖对。

采取与高山兀鹫数量进行对比的方式来估算胡兀鹫种群数量。据我国学者近年发表的研究报道, 在其 1996 年和 2004 ~ 2007 年所收集的资料中, 根据路线样带计数的估算表明, 250 万 km<sup>2</sup> 的青藏高原分布有 (229 339 ± 40 447) 只高山兀鹫 (Lu et al. 2009)。但其同样未考虑到青藏高原的部分极端严酷生境所占面积比例, 加之 1990 年代我国大型猛禽尚存有较大种群, 而后的 20 年其种群处于衰退状态, 也应该将此数值降低至少 50%, 也就是大约有 10 万只高山兀鹫。最具可比性的数据是繁殖巢数量: 2012 ~ 2013 年调查期间, 共计找到 11 个胡兀鹫繁殖巢和超过 390 个高山兀鹫巢 (此期间访问资料表明还有 100 ~ 150 个高山兀鹫巢, 由于交通条件所限没有亲赴现地进行统计), 按此比例胡兀鹫繁殖对占高山兀鹫繁殖对的 2.82%, 假设 10 万只高山兀鹫为 5 万个繁殖对 (若考虑非繁殖鸟所占比例此数值还要降低至少 30%), 青藏高原现存胡兀鹫繁殖对数量低于 1 410 对。

### 4.2 遇见率变化

从遇见率来看, 20 年来胡兀鹫种群数量处于明显缩减状态, 由 1990 年代的 2.42 只/d, 下降至近期调查的 0.93 只/d, 下降率为 61.57%。据文献记载 (Brown et al. 1989), 1960 年代之前状况, 在西藏, 胡兀鹫比高山兀鹫更为常见, 一般在远离人类活动处, 但在城镇或帐篷 (营地) 附近经常看见其数量很多, 觅食腐肉或厨余垃圾。1980 ~ 1990 年代, 在西藏芒康县城经常可以见到胡兀鹫低空飞行, 甚至有时停落在建筑物上; 那时芒康县城的城建规模甚至还比不上现在西藏的一个乡镇, 可供胡兀鹫利用的食物非常丰富。据本文第一作者观察, 冬春时节平均 1 个星期内在县城边就有 1 ~ 2 头死去的未成年牦牛; 羊头、羊蹄和牛蹄等胡兀鹫喜爱的食物当地居民随意丢弃。目前的芒康县城境况已有巨大改变, 难以在城区或城郊观察到胡兀鹫活动, 而且随着旅游业 (牛羊的带角头骨标本和羊拐骨饰品等为许多游客所青睐) 和餐

饮业的极大发展, 家畜胴体得以充分利用, 几乎没有被抛弃的“下脚料”, 从而影响到胡兀鹫等食腐鸟类的食物源。

虽然 1992 ~ 1993 年期间的野外调查工作主要在西藏芒康 (附带有左贡-邦达-八宿和四川的雅江-理塘-巴塘) 进行, 与 2010 ~ 2012 年期间涵盖了青藏高原 11 个行政辖区的野外调查工作似乎不具可比性, 但 1985 ~ 1993 年在青藏高原的许多地区胡兀鹫的遇见率非常高。以青海省为例, 当时本文第一作者在青海湖周边、玉树地区的几次短暂停留期间, 胡兀鹫遇见率不亚于芒康, 即只要注意观察几乎每天可见到胡兀鹫。但 2010 ~ 2012 年期间先后 4 次在芒康野外调查近 20 d, 在 1990 年代遇见胡兀鹫天数比率非常高的县城和附近区域中竟然未观察到胡兀鹫活动。

#### 4.3 种群结构变化

从种群结构来看, 2010 ~ 2012 年与 1992 ~ 1993 年调查数据比较, 20 年来胡兀鹫幼体数量比例从 30.17% ( $n = 116$  只个体) 降低到 16.67% ( $n = 96$  只个体), 下降率为 44.75%。这是由于繁殖地大幅度缩减、繁殖成功率降低和幼体死亡率较高所致。

即使 1990 年代在青藏高原调查的数据表明胡兀鹫成体占种群数量的 61.21%, 其种群质量也略低于处于衰退状态的南非种群 [其种群结构为 88 只幼体 (36.97%) : 8 只亚成体 (3.36%) : 42 只成体 (59.66%)] (Krüger et al. 2004), 同样也低于比利牛斯山的种群 (成体占 58.51%,  $n = 482$  只个体) (Heredia 2005b)。而在 2010 ~ 2012 年青藏高原的调查数据表明, 胡兀鹫成体比率已达 70.83%, 种群质量仅高于 20 世纪末的克里特岛 (4 个繁殖对大约 25 只个体, 成体占 81.76%) (Xirouchakis et al. 2001, 2002) 和 21 世纪初的科西嘉岛 (8 ~ 10 个繁殖对大约 25 只个体, 成体占 84%) (Bretagnolle et al. 2004) 处于极度濒危状况的小种群。而种群中高的成体比率, 意味着成体死亡率几乎不可能被潜在的新生个体所补偿 (Xirouchakis et

al. 2001)。

#### 4.4 致危因素分析

虽然长期以来胡兀鹫的主要食物来源为人类社会的传统畜牧业所提供, 但多种类型的人为活动却是导致胡兀鹫种群衰退甚至区域性灭绝的主要原因。对欧洲 1955 ~ 2006 年间确定的 87 个胡兀鹫死亡事例分析表明, 其中枪击 (31%) 和中毒 (26%) 占大多数, 碰撞 (18%) 和意外中毒 (12%) 超过 10% 的比率 (Margalida et al. 2008)。在法国比利牛斯山地区的研究表明, 巢域内频繁的各种类型人为活动 (尤其是在繁殖前期) 可导致胡兀鹫繁殖成功率降低 80% (Arroyo et al. 2006)。南非胡兀鹫已经丧失了其原先繁殖区的 38% (Brown 1991), 在 1980 年代南非和莱索托胡兀鹫的主要致危因素包括直接和间接中毒、枪击、撞击输电线路和触电以及生境丧失。最近可能影响该物种的致危因素包括食物缺乏、攀登 (攀岩) 人员和直升机 (主要为小型遥控直升机) 对巢的干扰、兽药治疗过的动物尸体引起的间接中毒, 以及传统医药用途和民间习俗需求的直接毒杀 (Krüger et al. 2005, McKean 2006)。

青藏高原胡兀鹫的致危因素大致可划分为 4 大类 10 多种类型: (1) 猎杀, 包括非法获取观赏标本和传统医药, 方式为枪击、毒饵、网套等; (2) 间接伤害, 主要为鼠药中毒, 其次是在被食肉兽咬死的家畜体中施放毒药或在家畜尸体边布放的兽铗; (3) 基础设施的伤害, 如输电线路和风电场导致的触电和碰撞, 道路建设直接对巢址生境的干扰并导致巢区的人为干扰大幅度增加; (4) 生产和生活方式变化的负面影响, 对体弱家畜的快速加工利用方式导致食物源的减少, 家畜疫病防治措施导致胡兀鹫很可能蒙受家畜身体残留药物的影响, 大量废弃化纤纺织品被胡兀鹫利用为铺垫巢材衬里, 在严冬季节影响了对卵和幼雏的保温性能, 以及野外摄影 (接近胡兀鹫等猛禽巢, 为了拍摄照片或影视片; 还有近年来迅速发展的摄影爱好者利用小型遥控无人机对险峻地带的拍摄

行为等)、攀岩活动、滑翔伞翼飞行,均可对胡兀鹫的繁殖构成不利影响。2011~2014年期间我们获知的胡兀鹫意外死亡事件为:中毒死亡5只,空中坠亡1只。此期间未了解到胡兀鹫撞击电线死亡事件,但获知撞击电线死亡的大型猛禽有2只高山兀鹫和1只秃鹫(*Aegypius monachus*)。另外,获知高山兀鹫争抢食物打斗后遗留的死亡个体有5只,这很有可能是中毒所致。

长期以来在我国施行过的大范围灭鼠措施,无疑是导致胡兀鹫种群数量衰减的重要因素之一。1981~1995年的15年间,平均每年鼠害防治面积为28500 km<sup>2</sup>,累计防治草原鼠害430000 km<sup>2</sup>(周廷林 2000),占我国天然草原面积的15.68%。即使在这期间投放剧烈残毒灭鼠药的区域占胡兀鹫繁殖地面积比例不是很大,但胡兀鹫活动区域很广,繁殖对领域范围以数百 km<sup>2</sup>计,而尚未占有领域的2年龄幼鸟漫游范围可覆盖38500 km<sup>2</sup>(Urios et al. 2010)至42296 km<sup>2</sup>(Hegglin et al. 2005),因此非繁殖鸟中毒几率更高,显然这也是导致青藏高原胡兀鹫种群质量明显降低的重要原因。青海省国土面积和天然草原面积均居我国第四位,也是胡兀鹫的重要分布区和繁殖地,在我国明令禁用剧毒急性鼠药之前的16年间,以果洛州为例的累计灭鼠面积已达天然草原面积的44.38%(王宝元等 2002)。虽然近年来大面积灭鼠药剂主要采用生物毒素和改进了的抗凝血剂,但其对猛禽等鼠类天敌仍存在不同程度的潜在危害(李道中 1989,刘来利等 1998,杨静莉等 2004)。

巢址与县城和繁华城镇间以及交通主干线的距离,在大多数情况下对繁殖成功率具有负面影响。2010~2012年观察到彻底放弃领域的繁殖对巢址和4次繁殖失败现象(表1),其中2起幼鸟(甘孜B和海北A繁殖对)即将出飞离巢阶段,由于人在巢址边出现导致幼鸟摔伤或坠亡的繁殖失败现象表明,此种人类干扰尚不至于导致胡兀鹫繁殖对彻底放弃多年占用

的巢址或领域。但在产卵前期胡兀鹫离开巢区可能导致配偶对不稳定或导致配偶对转移到另一个巢或领域(Arroyo et al. 2006)。

我们观察的16个繁殖对巢址(表1)中,其中10个距交通主干线不足1 km,虽然半数以上的巢址在“交通主干线”的位置不能直接目击到巢,但大多数巢址下均铺设了简易乡村道路甚或潜在发展中的“省道”(而且逾50%的繁殖对选择的巢址下的道路边架设有输电和/或通讯线路),意味着小型汽车可抵达到距巢<500 m的地点。我们观察的16个巢址中,目前唯有2处巢址汽车仅能在封冻季节抵达距其2~5 km处。不同的胡兀鹫繁殖对个体对巢址附近出现的不同人为活动行为方式反应差别很大。我们观察的大多数繁殖对在面临巢附近(位于巢址位置可直接见到)大于200 m范围的“正常”人为活动行为,如行驶的机动车、骑马或步行人员、停放的车辆和不大声喧哗的短暂逗留人员等,基本不出现警觉反应,如亲鸟在巢中站立、或飞出巢外后立即又回到巢中。但个别繁殖对的警觉性非常高而且是在雏鸟低于20日龄正需亲鸟密切照料时,只要机动车停放在从巢址处能目击到的范围内(<500 m),亲鸟立即飞离巢且长时间盘飞。渡鸦(*Corvus corax*)在比利牛斯山对胡兀鹫的卵和雏鸟而言是一种杰出的掠食者(Bertran et al. 2004);在青藏高原,不仅有分布广泛的鸦科鸟类在胡兀鹫巢域繁殖,绝大多数胡兀鹫巢域中还有猎隼(*Falco cherrug*)营巢,有些猎隼甚至还占用胡兀鹫当年未能利用的巢址。人为干扰活动导致胡兀鹫亲鸟离巢,增大了卵和幼雏被天敌掠食的可能性。

胡兀鹫是已知猛禽中繁殖周期最长的一种,其产卵间隔期在猛禽中属于时间最长的记录,为3~6 d(Brown 1990)或5~7 d(Margalida et al. 2004)。比利牛斯山胡兀鹫产卵期在冬季的12月至翌年2月,72%的繁殖对在12月21日至翌年1月18日产卵(Margalida et al. 2003);南非胡兀鹫的产卵期在5月下半月和

7月第一周之间 (Brown 1990); 且产卵日期非常稳定, 在比利牛斯山对 5 个繁殖对持续监测 5 年以上的产卵日期年度间变动估算值为  $(4.16 \pm 1)$  d, 变动幅度 3.4 ~ 6 d。从产第一枚卵到雏鸟出壳的孵卵期平均是  $(53.7 \pm 0.9)$  d ( $52 \sim 56$  d,  $n = 14$  枚卵) (Margalida et al. 2003)。在青藏高原我们获知的繁殖巢址海拔最高达 4 575 m (表 1) (据网络报道 2001 年考察人员在藏北纳木错湖扎西岛见到胡兀鹫繁殖巢, 湖面海拔为 4 718 m), 意味着胡兀鹫孵化和育雏早期处于冗长的寒冷季节, 大量铺垫在巢中的柔软且保温性能优良的衬里巢材是繁殖成功的至关重要要素。比利牛斯山胡兀鹫的巢中衬里也以大量羊毛为主, 而且循环利用其他不利用的旧巢中的巢材, 达 70.6% ( $n = 68$ ) 的羊毛是从其他不用的巢中收集 (Margalida et al. 2000)。羊毛保温性能高, 是棉花的 2 倍, 是化纤的 6 倍, 是一种吸湿性较好的天然纤维。研究表明, 无论在何种温湿度条件下, 其吸湿性均优于常规的合成纤维和棉、蚕丝等天然纤维。在 65% 和 100% 的相对湿度条件下, 分别可吸收其干燥质量 16% 和 33% 以上的水分。仅有个别类型化纤保温性能优于羊毛, 例如腈纶的保暖性比羊毛高 15% 左右。但腈纶吸湿性不好, 标准状态下回潮率仅为 1% ~ 2% (刁彩虹等 2010), 化纤在巢中被降雪浸湿后必将失去卵雏发育所需的保温性能。我们观察的巢址出口朝向各处都有, 大多偏东或偏西, 甚至有 2 个巢址面对北方, 除了个别洞穴型巢址外大多数巢中雨雪均能进入。对拥有 3 个巢址均面朝北方的林芝 A 繁殖对的遥控视频观察表明, 降雪时孵卵亲鸟身体有覆盖积雪的现象。偏爱以大量羊毛作为巢材的柔软衬里 (图 3), 是胡兀鹫繁殖行为中长时间应对严酷气象条件孵化育雏的最佳生态对策。胡兀鹫也会选择人类丢弃的含有化纤的纺织物作为巢材, 靠近人类居住区的巢铺垫有不同面料的废弃衣物和纺织品, 甚至可将大部巢面覆盖, 而且近年来有些巢中的柔软衬里混杂的化纤物品有增多趋势, 这对

卵和幼雏的保温非常不利。在有些缺乏羊毛的区域, 胡兀鹫也采集牛毛作为衬里巢材 (图 1)。牦牛绒的保温和防潮性能也非常好, 但混有大量粗毛甚或类似牛尾鬃的较粗纤维, 其保温性能应远低于羊毛, 如其中再混有化纤成分尤为如此, 这也可能是导致孵化期延长甚或孵化不成功而弃巢的重要因素之一, 如甘孜 A 繁殖对孵化 20 d 后弃巢 (图 2)。2011 年林芝 A 繁殖对雏鸟逾 61 d 出壳, 可能存在该繁殖对产了 2 枚卵后第一枚卵损失第二枚卵接续孵化出壳的可能性, 也可能存在该繁殖对年龄偏高 (该繁殖对巢址于 2001 年 5 月发现) 导致窝卵数降低或孵化期稍微延长的可能性 (Frey et al. 1995), 但 2011 年观察的繁殖巢中衬里羊毛确实很少并混有人工织物, 卵附近甚至还有 1 只手套; 但 2012 年的繁殖巢中却铺垫有大量羊毛。值得一提的是, 羊毛 (包括牛绒) 还具有易于“成毡”的特性, 可在极大程度上避免幼雏脚趾被零散纤维丝缠绕致残的几率。1992 年 3 月 16 日在昌都 A 繁殖对的繁殖过程中发现雏鸟被食物中的肌腱缠绕脚趾导致其几乎坏死, 当时救治后到 3 月 31 日观察时伤口痊愈但脚趾仍稍有肿胀 (图 4)。由此可以推论, 纤细强韧而不易“结团”的化纤丝, 存在导致雏鸟肢体伤残的更大隐患。

#### 4.5 保护建议

应该将胡兀鹫视为青藏高原环境质量标志物种加以关注, 将胡兀鹫种群及其生境的恢复置于本区域生物多样性保护的优先地位, 在目前尚存的繁殖地集中分布区实行系统深入的监测和管护措施。人类活动对胡兀鹫行为的影响取决于活动类型和活动发生时的离巢距离。非常嘈杂的人类活动, 例如基础建设工程、噪音大的机动车、大量人员活动、不正当的观鸟旅游方式等, 被视为对胡兀鹫行为和繁殖成功率的最强烈影响。为了最大限度地维持胡兀鹫繁殖力, 这类活动应该避免在巢的周边发生。对处于道路或人类居住地附近易于遭受人类活动干扰的巢区, 需要进行严格管护, 尤其是在繁



图 4 在 45 日龄时被肌腱缠绕过脚趾的雏鸟 (昌都 A 繁殖对)

Fig. 4 Changdu A pair's Nestling toe is injury by tendon at 45 days of age

a. 经救治后 15 d 伤口愈合, 但脚趾仍然肿胀 (拍摄日期 1992 年 3 月 31 日); b. 该雏鸟大约 60 日龄体重 5 100 g (昌都 A 繁殖对) 时的体态特征 (拍摄日期 1992 年 3 月 31 日)。

a. The recovery of injured toe of nestling after treatment 15 days later (photographed on March 31, 1992); b. Physical characteristics of nestling weighted 5 100 g in age of about 60 days (photographed on March 31, 1992).

殖的关键期 (12 月至翌年 4 月期间)。在此阶段可采用积极的人工保护措施。鉴于营巢期至育雏早期胡兀鹫对巢址附近出现的可作为巢内柔软衬里巢材的羊毛, 表现出强烈的收集偏好, 甚至曾经观察到 1 只胡兀鹫雌鸟搬运这种巢材的距离大于 17 km (Margalida et al. 2000)。此期间可在巢址附近放置保温性能较好的柔软巢材 (羊毛或牛绒), 这在缺乏羊毛 (例如大范围普及保温棚圈饲养方式) 的区域尤为重要。人工布施羊毛对于在靠近人类居住区的生境中 (易于收集废弃化纤纺织品作为巢材) 营巢的胡兀鹫繁殖对而言, 还可有效降低巢中核心部位巢材的化纤含量, 以应对某些区域环境中大量废弃纺织品存在而短期内难以改变的现实状况。

近年来随着旅游业和餐饮业的迅速发展导致对当地家畜胴体的充分利用, 加之道路网建设的广泛深入和机动车的普及, 导致羸弱家畜死亡后弃于荒野的可能性日趋降低, 因而对兀鹫类而言缺乏食物供给的现象日渐凸显。国外的成功经验认为, 在适宜地点设立人工饲喂站 (artificial feeding sites, AFS), 也称“兀鹫餐厅 (vulture restaurants)”, 以补充食物供给, 在食腐动物的保护方面是一个完善的管理手段,

似乎是世界性的一种潜在的可用解决方案。AFS 已经被屡次应用于帮助物种消失地区的再建群 (再引入), 或者在那些动物尸体被作为毒饵对付食肉动物的区域中提供安全的食物来源, 以及家畜已经被兽药医治过的区域 (Oro et al. 2008)。鉴于我国实际情况可先期探讨实行低投入的补充饲喂方式, 应鼓励甚或奖励当地牧民遵循良好传统生活文化习俗对死亡家畜的处理方式, 至少在某种程度上或在一定区域范围内, 恢复兀鹫类对牧场死亡家畜的可利用性, 青海果洛州的年保玉则生态环境保护协会 (Nyanpo Yutse Environmental Protection Association, NGO) 和宗教人士已对此进行过尝试并取得成效。另外, 相关管理机构 and 部门应严加管控兽药种类, 以减少直至避免间接中毒对兀鹫类的潜在巨大风险 (Pain et al. 2003)。**致谢** 本文 1990 ~ 1993 年的调查数据资料是第一作者为中央电视台《动物世界》栏目进行野外工作期间所获。

四川省林业厅隆廷伦、甘孜州林业局彭基泰, 西藏林芝地区林业局车买和, 青海省林业厅郑杰, 联系组织相关部门和机构的工作人员。

四川雅江县林业局李八斤、江卫、黄玉泉, 巴塘县林业局午家德, 西藏芒康县林业局唐阳、

仁增、德青朗加、昂多乡派出所欧珠、永登，西藏农牧学院高原生态研究所潘刚，西藏工布江达县林业局白珍、边巴次仁、金达镇居民强久、护林员扎囊，青海天峻县林业公安局拉毛措、才吉，甘肃尕海-则岔国家级自然保护区管理局陈友顺、田瑞春，协助野外工作和后勤保障。

西藏芒康县电视台蔡巴扎西、嘎马、昂多乡政府多吉占堆、白然，四川雅江县林业局姚勇、小布穷，青海鸟岛国家级自然保护区管理局王延明，青海省三角城种羊场加悟才让，青海久治县年保玉则生态环境保护协会扎西桑俄，甘肃尕海-则岔国家级自然保护区管理局张勇等，帮助寻找胡兀鹫繁殖巢并在险峻地带进行安全保障工作。

西藏自治区林业调查规划研究院刘务林，兰州大学生命科学学院刘迺发，中国林业科学研究院林业所张孚允、森林生态环境与保护研究所张国钢、钱法文、薛亚东、刘芳提供了部分胡兀鹫野外分布及活动行为等方面信息，中国林业科学研究院湿地研究所林英华、森林生态环境与保护研究所李广良、科技信息研究所杨力卓帮助查找文献资料，太原中国科学院山西煤炭化学研究所范广渊、苏化连进行历史照片搜集整理及底片扫描归类工作。

太原电视台张峰提供无线遥控视频观察技术支持，以及多位各地不知名人士协助野外调查工作。

谨此一并致谢！

**封面照片** 即将出壳的胡兀鹫卵，2011年3月27日王英拍摄于西藏林芝地区。

## 参 考 文 献

- Arroyo B, Razin M. 2006. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biological Conservation*, 128(2): 276–284.
- Barnes K N. 2000. *The Eskom Red Data Book of Birds of South Africa, Lesotho and Swaziland*. Johannesburg: BirdLife South Africa.
- Bertran J, Margalida A. 2004. Interactive behaviour between bearded vulture *Gypaetus barbatus* and common ravens *Corvus corax* in the nesting sites: Predation risk and kleptoparasitism. *Ardeola*, 51(2): 269–274.
- Bretagnolle V, Inchausti P, Seguin J F, et al. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Corsica. *Biological Conservation*, 120(1): 19–39.
- Brown C J. 1990. Breeding biology of the Bearded Vulture in southern Africa, Part I: The pre-laying and incubation periods. *Ostrich: Journal of African Ornithology*, 61(1/2): 24–32.
- Brown C J. 1991. An investigation into the decline of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Southern Africa. *Biological Conservation*, 57(3): 315–337.
- Brown C J. 1992. Distribution and status of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *Ostrich: Journal of African Ornithology*, 63(1): 1–9.
- Brown C J. 2003. Population dynamics of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *African Journal of Ecology*, 35(1): 53–63.
- Brown L H, Amadon D. 1989. *Eagles, Hawks and Falcons of the World*. Hong Kong: Regent Publishing Services Ltd, 309–313.
- del Hoyo J, Elliott A J, Sargatal J. 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Barcelona: Lynx Edicions, 84, 125.
- Fasce P. 1999. Reproduction of the Corsican Bearded Vulture population from 1976 to 1999 // Frey H, Schaden G, Bijleveld M. Bearded Vulture Annual Report. Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture. The Netherlands: Wassenaar, 57.
- Ferguson-Lees J, Christie D A. 2001. *Raptors of the World*. Boston Newyprk: Houghton Mifflin Company, 413–417.
- Frey H, Knotzinger O, Llopis A. 1995. The breeding network. An analysis of the period 1978 - 1995 // Frey H, Kurzweil J, Bijleveld M. Bearded Vulture Annual Report. Vienna: Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture, 13–38.
- Grubač B. 2002. Le statut de Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) en Yougoslavie et Macédonie // LPO-FIR, Margalida A. Proceedings of the International Conference “Conservation of Bearded Vulture Populations”. Paris: LPO, 53–60.

- Hegglin D, Aebischer A. 2005. The project "Bearded Vulture on the move": First results of a satellite tracking study//Frey H, Schaden G, Bijleveld M van Lexmond. Foundation for the Conservation Bearded Vulture (Europe), Monitoring (Annual Report 2005), 60–62.
- Heredia R. 2005a. Status y distribución del quebrantahuesos en España y diagnóstico de la situación de la población en la UE//Margalida A, Heredia R. Biología de la conservación del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en España. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales, 21–37.
- Heredia R. 2005b. The Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) Population in the Spanish Pyrenees in 2005. Breeding Network 2005, 94–97.
- Heredia R, Razin M. 1999. Ecology and conservation of the Bearded Vultures: The case of the Spanish and French Pyrenees//Probonas M, Xirouchakis S, Papazoglou C. Proceedings of the Bearded Vulture Workshop. Crete, Iraklion: Natural History Museum of Crete, 29–45.
- Heuret J, Rouillon A. 1998. Première reproduction réussie de *Gypaëtus barbatus* issu de réintroduction dans Alpes (Hautesavoie, France): Observations comportementales du couple et du jeune. Nos Oiseaux, 45: 199–207.
- Hiraldo F, Delibes M, Calderín J. 1984. Comments on the taxonomy of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* (Linnaeus, 1758). Bonner Zoologische Beiträge, 35(1984): 91–95.
- Hofbauer-Hofer K. 1999. The Bearded Vulture reintroduction project in the Alps//Probonas M, Xirouchakis S, Papazoglou C. Proceedings of the Bearded Vulture Workshop, 51. Natural History Museum of Crete. Iraklion, Crete.
- Holmes J, Carter I, Stott M, et al. 2003. Raptor persecution in England at the end of the twentieth century//Thompson D B A, Redpath S M, Fielding A H, et al. Birds of Prey in a Changing Environment. Edinburgh: Scottish Natural Heritage, 481–485.
- Katzner T E, Lai C H, Gardiner J D, et al. 2004. Adjacent nesting by Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) and Himalayan Griffon Vulture (*Gyps himalayensis*) on the Tibetan Plateau, China. Forktail, 20: 94–96.
- Krüger S C, van Zyl D. 2004. Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*//Monadjem A, Anderson M D, Piper S E, et al. The Vultures of Southern Africa—Quo Vadis? Proceedings of a Workshop on Vulture Research and Conservation in Southern Africa, 51–58.
- Krüger S C, van Zyl D, Godhino A. 2005. Soaring to Extinction: The population status of the Bearded vulture, *Gypaetus barbatus meridionalis*, in southern Africa//Foundation for the Conservation Bearded Vulture (Europe), Miscellaneous Annual Report 2005, 109–113.
- Lu X, Ke D H, Zeng X H, et al. 2009. Status, ecology, and conservation of the Himalayan griffon *Gyps himalayensis* (Aves, Accipitridae) in the Tibetan Plateau. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 38(3): 166–173.
- Margalida A, Bertran J. 2000. Nest-building behaviour of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*. Ardea, 88(2): 259–264.
- Margalida A, Bertran J, Boudet J, et al. 2004. Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*. Ibis, 146(3): 386–393.
- Margalida A, Garcá D, Bertran J, et al. 2003. Breeding biology and success of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the eastern Pyrenees. Ibis, 145(2): 244–252.
- Margalida A, Heredia R, Razin M, et al. 2008. Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. Bird Conservation International, 18(1): 1–10.
- Marin S, Stoykov E, Ivanov I, et al. 2002. The Bearded vulture in Bulgaria-Macedonia: monitoring and conservation//LPO-FIR. Proceedings of the International Conference "Conservation of Bearded Vulture Populations". Paris: LPO, 50–52.
- McKean S. 2006. Traditional use of vultures: some perspectives//Bearded Vulture population and habitat viability assessment (*Gypaetus barbatus meridionalis*). Sterkfontein Dam, Harrismith, Free State Province, South Africa, Workshop Report E, 18.
- Mingozzi T, Estève R. 1997. Analysis of a historical extirpation of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* (L.) in the Western Alps (France-Italy): Former Distribution and Causes of Extirpation. Biological Conservation, 79(2/3): 155–171.
- Oro D, Margalida A, Carrete M, et al. 2008. Testing the Goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. PLoS One, 3(12): e4084.

- Pain D J, Cunningham A A, Donald P F, et al. 2003. Causes and effects of temporospatial declines of *Gyps* Vultures in Asia. *Conservation Biology*, 17(3): 661–671.
- Schenk H, Aresu M, Marras N. 2004. Feasibility study of the reintroduction of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Sardinia//Frey H, Shaden G, Bijleveld M. Bearded Vulture Annual Report 2004. Wassenaar: Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture, 80–105.
- Sidiropoulos L, Tsiakiris R, Azmanis P, et al. 2004. Vulture Conservation in the Balkan Peninsula and Adjacent Regions—10 Years of Vulture Research and Conservation. *Andevski J. Vulture Conservation Foundation. Design and Print: Apoloimages*, 20–23.
- Simón M A, Llopis A, Carrasco A L, et al. 2005. El proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en Andalucía: resultados del Centro de Cría de Guadalentín//Margalida A, Heredia R. *Biología de la conservación del quebrantahuesos. Gypaetus barbatus en España*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales. SPSS Inc (1996) SPSS Reference Guide 7.5. Chicago, IL: SPSS Inc., 255–268.
- Tucker G M, Heath F A. 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Cambridge: Birdlife International Cambridge.
- Urios V, López-López P, Limiñana R, et al. 2010. Brief report: Ranging behaviour of a juvenile Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus meridionalis*) in South Africa revealed by GPS satellite telemetry. *Ornis Fennica*, 87: 114–118.
- Whitfield D P, Fielding A H, MacLeod D R A, et al. 2003. The effects of persecution on age of breeding and territory occupation in golden eagles in Scotland. *Biological Conservation*, 118(2): 249–259.
- Xirouchakis S, Giannatos G. 1997. Preliminary results on the status of Lammergeier in Crete//Frey H, Shaden G, Bijleveld M. Bearded Vulture Annual Report. Foundation for the conservation of the Bearded Vulture. Wassenaar, The Netherlands, 50–53.
- Xirouchakis S, Nikolakakis M. 2002. Conservation implications of the temporal and spatial distribution of Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Crete. *Bird Conservation International*, 12(3): 269–280.
- Xirouchakis S, Sakoulis A, Andreou G. 2001. The Decline of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Greece. *Ardeola*, 48(2): 182–190.
- 刁彩虹, 肖长发, 马艳霞. 2010. 高吸湿性聚丙烯纤维的制备. *纺织学报*, 31(9): 1–4.
- 顾滨源, 苏化龙, 蔡巴扎西. 1994. 西藏东部胡兀鹫繁殖的初步研究. *西藏科技*, (4): 58–62.
- 李道中. 1989. 溴敌隆对非靶动物的毒性及二次中毒. *中国鼠类防治杂志*, 5(2): 117–119.
- 刘来利, 李文盛, 王超英, 等. 1998. C型肉毒梭菌毒素对非靶动物的一次和二次中毒的实验研究. *中国媒介生物学及控制杂志*, 9(1): 58–60.
- 王宝元, 华本, 杨海伟. 2002. 果洛州草地鼠害防治的回顾、现状及对策. *青海畜牧兽医杂志*, 32(5): 43.
- 汪松, 谢焱. 2004. *中国物种红色名录: 第一卷 红色名录*. 北京: 高等教育出版社, 241.
- 汪松, 郑光美, 王岐山. 1998. *中国濒危动物红皮书: 鸟类*. 北京: 科学出版社, 97–98.
- 吴征镒. 1979. 论中国植物区系的分区问题. *云南植物研究*, 1(1): 1–22.
- 杨静莉, 王琪, 张春美, 等. 2004. 防鼠药剂对环境和非靶动物安全的影响. *牡丹江师范学院学报: 自然科学版*, (4): 9–11.
- 张孚允, 杨若莉. 1980. 甘肃南部的胡兀鹫. *动物学报*, 26(1): 86–90.
- 张荣祖. 1999. *中国动物地理*. 北京: 科学出版社, 12–13, 291–302, 495–499.
- 周廷林. 2000. 我国草原鼠害问题的生态学审视. *内蒙古环境保护*, 12(2): 22–25.