

不同释放策略对朱鹮再引入种群存活率和繁殖成功率的影响

董荣^① 张军凤^① 雷颖虎^① 张智锋^① 李夏^② 于晓平^{③*}

① 陕西省林业科学院秦岭大熊猫研究中心 西安 710402; ② 陕西宁陕朱鹮野化放飞基地管理站 安康 725000;

③ 陕西师范大学生命科学学院 西安 710119

摘要: 物种再引入目前已成为一种拯救、恢复珍稀濒危物种的重要手段。研究释放后的个体存活和繁殖成功率可以更好地优化释放策略, 指导不同释放地释放后的管理。利用方差分析比较了陕西省朱鹮 (*Nipponia nippon*) 再引入三个释放地宁陕、铜川和千阳首次释放个体的平均年龄, 结合释放后的监测数据, 比较了释放后个体存活率和繁殖成功率。利用广义线性混合模型, 分析放归个体年龄、性别、个体来源和野化训练时长对释放后 6 个月个体存活率的影响。结果表明, 三个释放地首次释放个体的平均年龄差异显著 ($F = 40.35$, $df = 2$, $P < 0.001$), 宁陕首次释放个体的平均年龄较大, 为 (6.1 ± 1.9) 岁。铜川释放后个体存活率 (65.6%) 最高, 千阳次之 (61.5%); 三个释放地释放后的前 3 年繁殖成功率差异较大 (ANOVA, $df = 2$, $P < 0.05$), 铜川繁殖成功率最高, 为 $57.7\% \pm 34.3\%$ ($n = 14$, 其中 2014 年繁殖 2 巢, 2015 年繁殖 6 巢, 2016 年繁殖 6 巢), 宁陕次之, 为 $52.3\% \pm 43.3\%$ ($n = 14$)。释放个体年龄与释放后个体存活率显著负相关 ($\beta = -0.21$, 95% 置信区间 CI 为 $-0.45 \sim -0.04$, $P < 0.05$), 而性别、个体来源和野化训练时长对释放后个体存活率影响不显著。基于三个释放地释放后个体存活率和繁殖成功率的差异, 我们建议针对释放地的特定环境, 可根据种源的年龄结构及个体的遗传组成来选择释放群体; 可将不同种源的个体在释放地混合圈养, 开展适当的野化训练后再进行释放; 秋季可能是朱鹮的最佳释放时间。

关键词: 朱鹮; 再引入; 存活率; 释放策略

中图分类号: Q958 文献标识码: A 文章编号: 0250-3263 (2022) 06-801-09

Effect of Different Release Strategies on Population Survival and Reproductive Success in Reintroduced Populations of the Crested Ibis

DONG Rong^① ZHANG Jun-Feng^① LEI Ying-Hu^①
ZHANG Zhi-Feng^① LI Xia^② YU Xiao-Ping^{③*}

① Research Center for Qinling Giant Panda, Shaanxi Academy of Forestry, Xi'an 710402; ② Reintroduction Center of Crested Ibis,

Ningshan County, An'kang 725000; ③ College of Life Sciences, Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China

基金项目 国家自然科学基金项目 (No. 31872245), 陕西省林业科学院创新项目 (No. SXLK2020-0210);

* 通讯作者, E-mail: yuxp64@163.com;

第一作者介绍 董荣, 男, 工程师; 研究方向: 保护生物学与恢复生态学; E-mail: donglittle@sohu.com.

收稿日期: 2022-02-24, 修回日期: 2022-10-20 DOI: 10.13859/j.cjz.202206001

Abstract: [Objectives] Reintroduction programs have emerged as an important tool for saving and restoring rare and endangered species. Studies on individual survival and reproductive success after release can better optimize release strategies and guide post-release management in different release sites. [Methods] Analysis of variance (ANOVA) was used to test the average age of individuals first released in different release sites of reintroduced Crested Ibis (*Nipponia nippon*) in Shaanxi Province, and to compare the survival rate and reproductive success after release combined with the monitoring data after release. Generalized linear mixed model was used to analyze the effects of age, gender, individual source and duration of rewilding training on post-release survival probability at 6 months after release. [Results] The average age of first released individuals in the three release sites was significantly different ($F = 40.35$, $df = 2$, $P < 0.001$). The average age of first released individuals in Ningshan was the largest, which was 6.1 ± 1.9 years old (Table 1). Post-release survival probability of individual in Tongchuan was the highest (65.6%), and post-release survival probability of individual in Qianyang was the second (61.5%). There were significant differences in reproductive success in the first 3 years after release in different release sites (ANOVA, $df = 2$, $P < 0.05$), and the highest reproductive success was $57.7\% \pm 34.3\%$ ($n = 14$, two, six and six nests were bred in 2014, 2015 and 2016, respectively) in Tongchuan, followed by $52.3\% \pm 43.3\%$ ($n = 14$) in Ningshan (Table 3). Individual age was significantly negatively correlated with post-release survival probability ($\beta = -0.21$, 95% confidence interval, CI: -0.45 to -0.04 , $P < 0.05$, Table 2). However, gender, individual source and duration of rewilding training had no significant effect on survival rate after release. [Conclusions] Based on the differences in survival and reproductive success among the three release sites, we suggest that the release group can be selected according to the age structure of the source population and the genetic composition of the individuals in the specific environment of the release sites. Individuals from different source population can be mixed in captivity at the release site, and then released after appropriate rewilding training. Furthermore, the results showed that autumn may be the best release time of crested ibis.

Key words: *Nipponia nippon*; Reintroduction; Survival rate; Release strategy

面对全球生物多样性的迅速丧失,再引入(reintroduction)已成为拯救濒危物种和恢复生态系统功能的一种重要工具(Armstrong et al. 2008, Seddon 2010, IUCN/SSC 2013)。为了提高再引入项目的成功率,国际自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)物种生存委员会(Species Survival Commission, SSC)建议所有的再引入项目均需经过前期规划、可行性研究、风险评估、个体释放、释放后监测、效果评估和宣传等环节(IUCN/SSC 2013)。对于任何再引入项目而言,其最终目标就是在释放地建立可自我维持的野生种群。个体的释放仅仅是种群建立初级阶段

的开始,为了确定是否能够达到预定目标,需要进行长期的释放后监测,并利用监测数据对释放个体的存活率、繁殖和扩散等种群参数进行评估(Converse et al. 2013),而释放策略的选择对于再引入目标的实现尤为重要(Scott et al. 1987)。

再引入个体的释放策略主要包括释放方式、释放个体特征(数量、性别和年龄)和释放时间或季节等(Scott et al. 1987, Bright et al. 1994, IUCN/SSC 2013)。其中常用的释放方式包括“硬释放”(‘hard’ or immediate release)和“软释放”(‘soft’ or delayed release),前者是指将目标物种的个体立即释放到新环境

中 (Griffith et al. 1989), 而后者是指将释放个体在释放地附近圈养一段时间, 而且在释放后一定时期内为其补充食物或其他资源 (Griffith et al. 1989, Richardson et al. 2015)。一般认为软释放可以缓解捕捉或运输过程的压力, 有利于释放个体尽快地适应释放地的环境以提高个体的存活率 (Nagata et al. 2016)。年龄影响个体的存活, 亚成体处于行为发展的早期阶段, 并且具有较强的适应新环境能力, 释放鞍背鹮 (*Philesturnus carunculatus*) 的亚成体比成体更易存活 (Masuda et al. 2012)。此外研究还表明, 释放时间和频率均会对释放后个体的存活率产生显著影响 (Green et al. 2005)。例如 2 至 5 月释放的红瘤白骨顶 (*Fulica cristata*) 个体的存活率较高 (Tavecchia et al. 2009)。释放后个体的存活和繁殖对再引入种群的建立至关重要。

为解决野生朱鹮局部小种群灭绝风险高的问题, 2004 年在洋县华阳镇开展了朱鹮野化放归试验, 并于 2004 和 2005 年野外放归 23 只人工饲养的个体, 为开展野化放归工作积累了经验 (刘冬平等 2007)。2007 年 5 月, 首次朱鹮再引入项目在陕西宁陕实施, 成功建立了自我维持野化放归种群 (Yu et al. 2015)。在此基础上相继在日本佐渡 (2008 年 8 月) (Nagata et al. 2016)、河南董寨 (2013 年 4 月) (黄治学等 2016)、陕西铜川耀州 (2013 年 7 月) (王华强 2015)、陕西宝鸡千阳 (2014 年 9 月) (Li et al. 2021)、浙江德清 (2014 年 11 月) (邱国强等 2020)、陕西西安周至 (2018 年 10 月) 和韩国 (2019 年 5 月) 先后开展朱鹮的再引入尝试。尽管经过 40 年就地和易地保护努力, 朱鹮保护已取得显著成效, 但多数朱鹮再引入项目选择释放个体时依然存在随意性, 缺乏优化的释放策略。

对朱鹮再引入不同释放地的释放个体年龄、个体来源、释放群体组成、释放后的个体存活和繁殖成功率进行比较可以更好地优化释放策略, 指导不同释放地释放后的管理, 为后

续释放策略的选择及其他物种的再引入规划提供科学依据。

1 研究地点

研究地点为陕西省朱鹮再引入释放地, 包括宁陕、铜川和千阳。宁陕释放地位于秦岭南坡, 释放区域湿地以河流和稻田为主, 与野生种群生境相似; 铜川再引入朱鹮释放地位于铜川市耀州区北部的柳林林场 (35°04'51" N, 108°49'36" E), 释放区域湿地以河流、鱼塘和沼泽地为主; 千阳再引入朱鹮释放地位于千湖国家湿地公园 (34°38'27" N, 107°09'52" E), 释放区域湿地以河流、水库和沼泽地为主。三个释放地的自然概况和生境气候等已有报道 (Yu et al. 2015, 王华强 2016, Dong et al. 2018, Li et al. 2021)。

三个释放地放归前均建有训练网笼。宁陕野化训练网笼占地面积 440 m², 顶部高 10 m, 四周高 7 m, 内部模仿野生朱鹮的栖息地设人工湿地、草地和天然栖树, 栖树包括旱柳 (*Salix matsudana*)、马尾松 (*Pinus massoniana*) 和栓皮栎 (*Quercus variabilis*), 网笼内架设人工栖架。千阳野化训练网笼占地面积 530 m², 顶部高 13 m, 四周高 8 m, 可活动空间约 5 300 m³, 内部模仿野生朱鹮的栖息地设人工湿地、草地和天然栖树, 栖树包括柿树 (*Diospyros kaki*)、白皮松 (*P. bungeana*) 和红叶李 (*Prunus cerasifera*) 等, 同时在大网笼西侧建长 5 m、宽 4 m、高 6 m 的救助网笼, 内设投食池和栖杠。铜川野化训练网笼由 16 根钢柱围成圆柱形, 占地面积 600 m², 四周高 20 m, 内部模仿野生朱鹮的栖息地设人工湿地、草地和天然栖树, 栖树包括油松、核桃树 (*Juglans regia*) 和加拿大杨 (*Populus canadensis*), 网笼内架设栖架, 四周和顶部均用尼龙软网覆盖。

2 研究方法

2.1 研究对象

三个释放地的释放朱鹮个体 (表 1): 2007

年 5 月至 2011 年 11 月, 宁陕县寨沟村先后 4 次共释放朱鹮 56 只, 其中 20 只来自陕西朱鹮保护区人工繁育中心 (以下简称洋县), 20 只来自陕西珍稀野生动物抢救饲养研究中心 (以下简称周至), 其余 16 只为宁陕朱鹮野化放飞基地 (以下简称宁陕) 笼养个体的繁殖后代; 2013 年 7 月, 陕西铜川柳林林场首次释放朱鹮 32 只, 来自陕西朱鹮保护区人工繁育中心, 2015 年 4 月补充释放的 30 只个体, 来自陕西珍稀野生动物抢救饲养研究中心; 2014 年 9 月, 千阳千湖湿地首次释放 30 只朱鹮个体, 来自陕西朱鹮保护区人工繁育中心。

2.2 野外观察和资料收集

所有释放个体和新出生的朱鹮幼鸟均佩戴彩色塑料环 (数字编码) 和金属数字环, 用于野外观察的个体识别。繁殖期观察时间从每年的 3 月初至 6 月底, 通过观察释放个体表现出的求偶行为、营巢活动等, 判断潜在的繁殖配对。繁殖期每周 2 或 3 次定期对朱鹮营巢情况进行观察, 记录产卵、孵化、幼鸟出飞日期以及窝卵数、孵化数和出飞幼鸟的数量。除繁殖

期外, 每年 11 月至 12 月份对朱鹮再引入不同释放地的夜宿群体进行 1 或 2 次调查。不同释放地释放个体的年龄和性别信息来自陕西珍稀野生动物抢救饲养研究中心和陕西朱鹮保护区人工繁育中心; 个体释放时间和野化训练时长等信息来自文献和单位或个人交流。

2.3 统计分析

本研究主要统计不同释放地个体释放后 6 个月内的存活和死亡个体数量, 监测到个体记为存活, 包括扩散到释放区域以外的个体, 发现死亡个体记为确定死亡, 未监测到的个体记为失踪。采用广义线性混合模型 (generalized linear mixed model, GLMM) 分析陕西省三个朱鹮再引入释放地首次放归个体年龄、性别和野化训练时长对释放后个体存活率的影响。将不同个体作为随机效应, 控制不同个体之间的差异。繁殖成功率为每巢出飞幼鸟数占每巢窝卵数的百分比。采用方差分析 (ANOVA) 检验不同释放地释放后个体存活率和繁殖成功率的差异性; 释放个体年龄之间的差异采用独立样本 *t* 检验。广义线性混合模型利用 R 中的 “lme4”

表 1 陕西省三个朱鹮再引入释放地释放朱鹮个体相关信息

Table 1 Information about releasing individuals of Crested Ibis in different reintroduction sites in Shaanxi Province

地点 Release site	释放时间 (年-月-日) Timing of release (Year-month-date)	数量 Number (ind)	性比 Sex ratio (♂ : ♀)	平均年龄 (岁) Average age	野化训练时长 (d) Training duration	个体来源 Individual source (Zhouzhi, Yanxian, Ningshan)
宁陕县城关镇寨沟村 Zhaigou Village, Chengguan Town, Ningshan County	2007-05-31	26	1 : 1	6.1 ± 1.9	84	周至 Zhouzhi 10, 洋县 Yanxian 16
	2008-09-23	6	1 : 2	5.0 ± 2.5	564	周至 Zhouzhi 2, 洋县 Yanxian 2, 宁陕 Ningshan 2
	2009-08-19	14	4 : 3	5.6 ± 3.2	880	周至 Zhouzhi 5, 洋县 Yanxian 1, 宁陕 Ningshan 8
	2011-10-29	10	3 : 2	5.8 ± 4.3	1 206	周至 Zhouzhi 3, 洋县 Yanxian 1, 宁陕 Ningshan 6
铜川市耀州区柳林林场 Liulin Forestry Farm in Yaozhou District, Tongchuan City	2013-07-03	32	1 : 1	4.1 ± 3.8 (n = 24)	110	洋县 Yanxian
	2015-04-11	30	7 : 8	11.5 ± 4.5	38	周至 Zhouzhi
千阳县千湖国家湿地公园 Qianhu National Wetland Park in Qianyang County	2014-09-17	30	15 : 11	2.2 ± 1.1 (n = 26)	34	洋县 Yanxian

软件包构建 (Bates et al. 2015), 所有分析在统计软件 R (4.0.0, R Development Core Team 2020) 中进行。文中数据以平均值 \pm 标准误 (Mean \pm SE) 表示, 统计学检验在 $P < 0.05$ 时为差异显著。

3 结果

3.1 三个释放地释放朱鹮的数量和年龄组成

2007 年 5 月至 2011 年 11 月, 宁陕县先后 4 次共释放 56 只朱鹮个体, 雄雌性比为 1.07 : 1 ($\text{♂}29, \text{♀}27$), 雄性平均年龄 (6.4 ± 2.9) 岁, 大于雌性, 雌性平均年龄 (5.2 ± 2.5) 岁。2007 年 5 月 31 日首次释放 26 只成体, 雌性平均年龄大于雄性, 雌性 (6.2 ± 2.2) 岁 ($n = 13$), 雄性 (5.7 ± 1.8) 岁 ($n = 13$)。2014 年 9 月, 千阳千湖湿地首次释放 30 只朱鹮个体, 其中, 成体和亚成体 (> 1 岁) 共 26 只, 幼鸟 (< 1 岁) 4 只; 成体和亚成体雄雌性比为 1.36 : 1, 平均年龄 (2.2 ± 1.1) 岁, 雌雄平均年龄基本相同, 雄性 (2.3 ± 1.1) 岁 ($n = 15$), 雌性 (2.1 ± 1.2) 岁 ($n = 11$)。2013 年 7 月, 陕西铜川柳林林场首次释放 32 只朱鹮个体, 其中成体和亚成体 24 只, 幼鸟 8 只, 平均年龄 (4.1 ± 3.8) 岁 ($n = 24$), 雄性平均年龄 (4.5 ± 3.8) 岁 ($n = 12$) 大于雌性 [4.1 ± 4.0] 岁 ($n = 12$)。2015 年 4 月铜川补充释放 30 只, 全部为成体, 平均年龄 (11.5 ± 4.5) 岁 ($n = 30$), 雌雄平均年龄基本相同, 雄性 (11.2 ± 4.2) 岁 ($n = 14$), 雌性 (11.8 ± 4.8) 岁 ($n = 16$)。铜川 2015 年补充释放个体的年龄高于首次释放 (2013 年), 且两次释放个体的平均年龄差异显著 ($t = 5.35, df = 53, P < 0.001$)。陕西省三个释放地首次释放个体的平均年龄差异显著 ($F = 40.35, df = 2, P < 0.001$)。

3.2 三个释放地个体年龄、个体来源对个体存活率的影响

2007 年 5 月 31 日宁陕首次释放的 26 只个体, 因健康原因当年救护 6 只 (周至 3 只, 洋县 3 只), 确定死亡 3 只 (洋县 2 只, 周至 1

只), 失踪 7 只, 野外存活 10 只 (周至 3 只, 洋县 7 只), 存活率 50% (10/20)。2013 年铜川首次释放的 32 只个体, 确定死亡 4 只 (4/32, 12.5%), 失踪 7 只 (7/32, 21.8%), 野外存活 21 只, 存活率 65.6% (20/32), 2015 年 4 月补充释放 30 只, 全部来自陕西珍稀野生动物抢救中心, 死亡 8 只 (8/30, 26.6%), 失踪 7 只 (7/30, 23.3%), 野外存活 15 只, 存活率 50.0% (15/30), 两次释放后存活率差异显著 (65.6% vs. 50.0%, $P < 0.05$)。千阳县千湖湿地首次释放的 30 只个体, 全部来自陕西朱鹮保护区人工繁育中心, 释放后救护 4 只, 确定死亡 5 只 (24.0%), 失踪 5 只, 野外存活 16 只, 存活率 61.5% (16/26)。

采用广义线性混合模型分析放归个体年龄、性别、个体来源、野化训练时长和放归时间对释放后个体存活率的影响。结果表明, 释放后存活率与个体年龄呈显著负相关 ($\beta = -0.21$, 95%置信区间 CI 为 $-0.45 \sim -0.04$, $P < 0.05$), 而与性别、个体来源和野化训练时长的相关性不显著 (表 2)。

表 2 年龄、性别和野化训练时长对释放后个体存活率的影响

Table 2 Effect of age, sex and training duration on post-release survival probability of reintroduced Crested Ibis in Shaanxi Province

变量 Variable	估计值 Estimate	标准差 SE	95%置信区间 95%CI	P
年龄 Age	-0.21	0.10	-0.45 ~ -0.04	0.03
性别 Sex	-0.26	0.51	-1.25 ~ 0.82	0.60
野化训练时长 Training duration	-0.47	0.75	-1.91 ~ 1.21	0.52
个体来源 Individual source	-0.16	0.72	-1.81 ~ 1.29	0.82

3.3 三个释放地释放群体的配对形成及繁殖成功率

宁陕释放个体在首个繁殖季 (2008 年) 形成 2 个繁殖配对并成功出飞 3 只幼鸟。2008 至 2010 年宁陕再引入朱鹮种群, 累计确定 8 个繁

殖配对, 共计产卵 43 枚, 平均窝卵数(3.0 ± 0.4) 枚 ($n = 14$, 2008 年繁殖 2 巢, 2009 年繁殖 5 巢, 2010 年繁殖 7 巢), 出飞幼鸟 20 只, 繁殖成功率 $52.3\% \pm 43.3\%$ ($n = 14$)。铜川释放个体在首个繁殖季(2014 年) 形成 2 个繁殖配对, 成功出飞 2 只子代。2014 至 2016 年铜川再引入种群, 确定繁殖配对 8 个, 共计产卵 34 枚, 平均窝卵数 (2.4 ± 0.8) 枚 ($n = 14$), 出飞幼鸟 31 只, 繁殖成功率 $57.7\% \pm 34.3\%$ ($n = 14$)。千阳释放个体在首个繁殖季(2015 年) 形成 1 个繁殖配对。2015 至 2017 年千阳千湖湿地再引入种群, 确定繁殖配对 6 个, 共计产卵 23 枚, 平均窝卵数 (2.1 ± 0.7) 枚 ($n = 11$), 出飞幼鸟 2 只, 繁殖成功率 $16.6\% \pm 20.1\%$ ($n = 11$)。三个释放地朱鹮再引入种群释放后的前 3 年繁殖成功率差异较大(ANOVA, $df = 2$, $P < 0.05$), 铜川的较高, 宁陕次之(表 3)。

4 讨论

4.1 释放个体数量和群体组成对再引入项目的影响

释放群体的大小、性别比例和年龄结构直接影响着再引入种群的建立。对于物种再引入而言, 一般认为释放超过 100 只个体比释放少量个体更易成功(Griffith et al. 1989, Fischer et al. 2000), 小的释放群体因种群统计随机性或者阿利效应难以建立可自我维持的野生种群(Armstrong et al. 2008)。增加释放个体数量或释放频率可以弥补因扩散离开释放地而造成的

个体损失, 从而提高再引入项目的成功率。然而释放较多的个体需要充足的种源储备和资金支持, 释放后的个体死亡或丢失在一定程度上会造成源种群的浪费, 所以确定最佳释放个体数量时需要权衡对源种群的影响, 降低小种群建立失败的风险。再引入朱鹮不同释放地, 首次释放个体数均为 30 只左右。不同物种, 确定释放所需的最小种群数量取决于该物种的相关生活史特征和释放个体的存活率(Masuda et al. 2012)。

释放个体的年龄是影响种群奠基者组成的主要因素。陕西省三个释放地释放个体的组成和年龄差异较大, 铜川 2015 年补充释放个体平均年龄 (11.5 ± 4.5) 岁 ($n = 30$), 年龄较大的个体释放后存活率较低。成体经验丰富, 但成体的恋巢性(philopatry) 较强, 释放后易扩散, 不利于建群(Mitchell et al. 2011), 亚成体处于行为发展的早期阶段, 它们可能更好地适应新的环境, 例如释放鞍背鸦的亚成体比成体更易存活(Masuda et al. 2012)。对于长寿命物种释放成体而短寿命物种释放亚成体比较有利(Sarrazin et al. 2000)。铜川和千阳将成体与亚成体混合释放的方法值得借鉴。

释放种群的最佳性别比例通常由物种的婚配制度决定, 对于单配制物种雄性和雌性的数量均会限制种群的增长, 通常选择释放雌雄比例相等的个体(Armstrong et al. 1995)。朱鹮为单配制, 雌雄共同繁育后代, 三个释放地首次释放选择成体的性别比例均接近 1:1。但释放

表 3 陕西省不同朱鹮再引入种群的繁殖参数

Table 3 The breeding parameters of different reintroduced populations in Shaanxi

年份 Year	释放地点 Sites of release								
	铜川 Tongchuan			千阳 Qianyang			宁陕 Ningshan		
	2014	2015	2016	2015	2016	2017	2008	2009	2010
配对数 Number of pairs	2	6	6	1	4	6	2	5	7
产卵数 No. of eggs	5	15	14	2	9	12	5	16	22
孵化数 No. of eggs hatched	2	12	13	2	5	8	4	10	14
出飞数 No. of fledglings	2	10	11	0	2	0	3	8	9
繁殖成功率 Breeding success (%)	40.0	66.7	78.5	0	22.2	0	60.0	50.0	40.9

后雌性个体更倾向于远距离扩散 (Nagata et al. 2016, Dong et al. 2018) 常导致留存种群出现性比偏斜和繁殖异常, 宁陕种群后续分三次补充释放, 促进了种群建立; 铜川种群后续补充释放 30 只, 弥补了首次释放个体的死亡; 千阳种群仅释放一次, 目前繁殖成功率极低, 种群维持状态堪忧。因此后续补充释放应充分评估种群性比状况, 调整释放个体的性别结构。

4.2 释放方式对再引入项目的影响

针对不同物种需求结合其生活史特征来选择释放方法。因最初捕获、运输以及新环境的压力, 硬释放可能会导致释放个体产生应激反应, 这种诱导的压力会导致释放个体死亡率高 (Teixeira et al. 2007)。为减轻硬释放过程造成的这些不利影响, 多数研究者建议使用软释放方法 (Hardman et al. 2006)。对日本佐渡岛再引入朱鹮的研究表明, 硬释放后雌性个体扩散离开释放地, 而软释放有助于释放个体在释放地点形成群体 (Nagata et al. 2016)。随着佐渡岛再引入朱鹮个体数量的增加, 释放后雌性个体扩散离开释放地的数量正在减少。

对濒危物种的管理者而言, 若释放个体来自圈养繁殖个体, 再引入项目将是一种费时费力的选择。陕西省三个释放地朱鹮的释放个体均为笼养个体, 人工圈养繁殖的个体严重依赖圈养环境, 往往缺乏获取食物、感知危险、寻找配偶和迁徙等在野外环境中生存所需的技能 (Kleiman 1989), 释放后的适应性较差。因此大多数再引入项目, 将人工圈养繁殖的个体释放到野外之前, 需开展适当的野化训练, 使其逐渐适应当地环境, 获取必要的野外生存技能, 提高野外存活率。本研究未能检测到野化训练时长与存活率的相关性, 可能与三个不同释放地生境有关。针对圈养个体可采取软释放的方式, 而对于从野外捕获的个体尽可能缩短运输时间采用硬释放的方式 (Jamieson et al. 2003)。

陕西省三个释放地个体释放后确实存在着较高的扩散强度和死亡率 (李夏等 2013, Dong

et al. 2018, Li et al. 2018), 但释放后通过适当管理干预可以改善这种情况, 例如在释放地笼养一些个体可有效减少释放个体释放后的扩散 (Smuts-Kennedy et al. 2013); 因释放个体不熟悉释放地或新的食物类型而难以找到食物, 释放后适当给予食物补充 (supplementary feeding) 可以帮助个体渡过适应期, 增强释放个体的地点忠诚度 (fidelity) (Heath et al. 2008), 从而提高存活率 (Wanless et al. 2002)。铜川和千阳再引入朱鹮在种群建立初期, 冬季适当的人工投食能够吸引释放个体, 减少释放后扩散, 有利于再引入种群建立 (Rickett et al. 2013)。例如铜川释放个体主要在释放地附近的沮河流域觅食和繁殖; 千阳释放个体多数在释放地附近的千河和冯家山水库周围的浅水区觅食。

一些雀形目鸟类的再引入项目通常选择在天气温暖和食物丰富的秋季实施, 这可能会减缓释放后的适应压力 (Armstrong et al. 2015)。个体释放时间需考虑释放物种的扩散年龄或季节等生活史特征, 以尽可能地避免繁殖期和换羽期 (Armstrong et al. 1995)。宁陕、铜川和千阳不同释放地选择在繁殖期结束后释放个体, 均能在首个繁殖期成功繁殖。4 月正处于朱鹮繁殖期, 2015 年 4 月铜川补充释放 30 只个体, 补充释放个体在释放当年和次年均未成功繁殖。秋季是朱鹮的集群期, 觅食和夜宿群体的形成有利于个体之间的交流, 可为潜在配对的形成提供时间和空间上的可能, 利于繁殖配对的建立。综上所述, 秋季可能是朱鹮最佳的释放时间。

朱鹮再引入是一项长期复杂的系统物种保护工程, 陕西省三个朱鹮再引入释放地, 个体释放后监测强度存在差异, 部分个体释放后失踪。本研究难以评估其他一些可能影响释放个体存活率和繁殖的重要因素, 如 (1) 不同种源之前的饲养环境差异, 如洋县部分个体在大网笼中已经过野化训练, 而周至的圈养笼舍环境狭窄且缺乏野化训练; (2) 释放频率的差异,

宁陕和铜川采取多次释放，首次释放后野外已有奠基种群，可能会影响后续补充释放个体的存活率等，这些因素有待在今后的研究中进一步探索。

4.3 今后朱鹮再引入保护管理建议

虽然目前世界范围内已开展多次朱鹮再引入尝试，取得了一定的研究成果（Yu et al. 2015, Nagata et al. 2016, Dong et al. 2018, Li et al. 2021），但是释放后新种群的建立依然面临诸多困难。根据国际自然保护联盟《物种再引入和其他保护迁移项目指南》（IUCN/SSC 2013）关于濒危物种野化放归的基本原则，我们建议从以下几个方面优化释放策略，提高再引入项目的成功率：（1）确定释放地，可借助生境适宜模型预测潜在的适宜释放区域或识别种源地和释放地之间关键生境特征的相似程度来选择释放地，且释放地尽可能接近朱鹮的核心历史分布区，同时需考虑备选区域朱鹮的居留型（留鸟或候鸟）。（2）选择释放群体，针对释放地的特定环境，为确保释放后新种群的建立可参照源种群的组成，根据性别、年龄、社群结构以及个体的遗传组成来选择（Letty et al. 2007, IUCN 2013）；基于不同年龄组存活率的差异，选择释放群体时可适当改变年龄组成或性别比例。可考虑地理上距恢复地点较近的种源（Houde et al. 2015），且个体释放后不会降低种源的生存能力。（3）选择释放方式，目前野生朱鹮主要分布在陕西洋县及周边区域，但圈养朱鹮种群数量充足，可采取将不同种源的圈养个体在释放地混合圈养，开展适当的野化训练后再进行释放。（4）释放后需要持续开展释放个体存活及活动范围等监测，收集监测数据评估释放后的效果，及时调整后续的管理策略。

封面动物 朱鹮，于晓平 2020 年 5 月摄于陕西洋县。

参 考 文 献

- Armstrong D P, Mclean I G. 1995. New Zealand translocations: theory and practice. *Pacific Conservation Biology*, 2(1): 39–54.
- Armstrong D P, Hayward M W, Moro D, et al. 2015. *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. Clayton South, Australia: CSIRO Publishing.
- Armstrong D P, Seddon P J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(1): 20–25.
- Bates D, Mächler M, Bolker B, et al. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1): 1–48.
- Bright P W, Morris P A. 1994. Animal translocation for conservation: Performance of dormice in relation to release methods, origin and season. *Journal of Applied Ecology*, 31(4): 699–708.
- Converse S J, Moore C T, Armstrong D P. 2013. Demographics of reintroduced populations: estimation, modeling, and decision analysis. *Journal of Wildlife Management*, 77(6): 1081–1093.
- Dong R, Ye X P, Zhong L, et al. 2018. Effects of breeding success, age and sex on breeding dispersal of a reintroduced population of the Crested Ibis (*Nipponia nippon*) in Ningshan County, China. *Avian Research*, 9(4): 314–320.
- Fischer J, Lindenmayer D B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96(1): 1–11.
- Green A J, Fuentes C, Figuerola J, et al. 2005. Survival of Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) released back into the wild. *Biological Conservation*, 121(4): 595–601.
- Griffith B, Scott J M, Carpenter J W, et al. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245(4917): 477–480.
- Hardman B, Moro D. 2006. Optimising reintroduction success by delayed dispersal: Is the release protocol important for hare-wallabies? *Biological Conservation*, 128(3): 403–411.
- Heath S R, Kershner E L, Cooper D M, et al. 2008. Rodent control and food supplementation increase productivity of endangered San Clemente Loggerhead Shrikes (*Lanius ludovicianus mearnsi*). *Biological Conservation*, 141(10): 2506–2515.
- Houde A L S, Garner S R, Neff B D. 2015. Restoring species through reintroductions: strategies for source population selection. *Restoration Ecology*, 23(6): 746–753.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland:

- IUCN Species Survival Commission.
- Jamieson I G, Wilson G C. 2003. Immediate and long-term effects of translocations on breeding success in Takahe *Porphyrio hochstetteri*. *Bird Conservation International*, 13(4): 299–306.
- Kleiman D G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *Bioscience*, 39(3): 152–161.
- Letty J, Marchandeu S, Aubineau J. 2007. Problems encountered by individuals in animal translocations: Lessons from field studies. *Ecoscience*, 14(4): 420–431.
- Li M, Ye X P, Dong R, et al. 2021. Survival rates and reproductive ecology of a reintroduced population of the Asian Crested Ibis *Nipponia nippon* in Shaanxi Qianhu National Wetland Park, China. *Bird Conservation International*, 31(3): 410–419.
- Li Y F, Ye X P, Wang M, et al. 2018. Survival rates of a reintroduced population of the Crested Ibis *Nipponia nippon* in Ningshan County (Shaanxi, China). *Bird Conservation International*, 28(1): 145–156.
- Masuda B M, Jamieson I G. 2012. Age-specific differences in settlement rates of Saddle backs (*Philesturnus carunculatus*) reintroduced to a fenced mainland sanctuary. *New Zealand Journal of Ecology*, 36: 123–130.
- Mitchell A M, Wellicome T I, Brodie D, et al. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival, and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological Conservation*, 144(5): 1382–1391.
- Nagata H, Yamagishi S. 2016. Which factors affect post-release settlement of Crested Ibis, *Nipponia nippon*, on Sado Island, Japan? *Ornithological Science*, 15(2): 181–189.
- Richardson K, Castro I C, Brunton D H, et al. 2015. Not so soft? Delayed release reduces long-term survival in a passerine reintroduction. *Oryx*, 49(3): 535–541.
- Rickett J, Dey C J, Stohart J, et al. 2013. The influence of supplemental feeding on survival, dispersal and competition in translocated brown teal, or pateke (*Anas chlorotis*). *Emu*, 113(1): 62–68.
- Sarrazin F, Legendre S. 2000. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. *Conservation Biology*, 14(2): 488–500.
- Scott J M, Carpenter J W. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk*, 104(3): 544–545.
- Seddon P J. 2010. From reintroduction to assisted colonization: moving along the conservation translocation spectrum. *Restoration Ecology*, 18(6): 796–802.
- Smuts-Kennedy C, Parker K A. 2013. Reconstructing avian biodiversity on Maungatautari. *Notornis*, 60(1): 93–106.
- Tavecchia G, Viedma C, Martínez-Abraín A, et al. 2009. Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biological Conservation*, 142(12): 3005–3012.
- Teixeira C P, de Azevedo C S, Mendl M, et al. 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour*, 73(1): 1–13.
- Wanless R M, Cunningham J, Hockey P A R, et al. 2002. The success of a soft-release reintroduction of the flightless Aldabra rail (*Dryolimnas [cuvieri] aldabranus*) on Aldabra Atoll, Seychelles. *Biological Conservation*, 107(2): 203–210.
- Yu X P, Li X, Huo Z P. 2015. Breeding ecology and success of a reintroduced population of the endangered Crested Ibis (*Nipponia nippon*). *Bird Conservation International*, 25(2): 207–219.
- 黄治学, 朱家贵, 王科, 等. 2016. 河南董寨野化放飞朱鹮的分布繁殖初报. *生物学通报*, 51(10): 53–56.
- 李夏, 霍志萍, 于晓平. 2013. 陕西宁陕朱鹮再引入种群个体死亡原因分析. *动物学杂志*, 48(5): 701–706.
- 刘冬平, 路宝忠, 张国钢, 等. 2007. 人工饲养朱鹮野化放飞后在野外繁殖成功. *动物学杂志*, 42(3): 101.
- 邱国强, 付春正, 张睿灿, 等. 2020. 朱鹮圈养种群与野外重引入种群行为差异研究. *野生动物学报*, 41(2): 376–386.
- 王华强. 2016. 陕西铜川再引入朱鹮的繁殖状况. *四川动物*, 35(3): 471–474.