Original Article (原著論文)

標識再観察法によるトキ *Nipponia nippon* の個体数推定岡久雄^{1,*}・永田尚志²・尾崎清明³Estimating Population Size of the Crested Ibis *Nipponia nippon*
Using Mark Resight AnalysisYuji Okahisa^{1,*}, Hisashi Nagata² and Kiyooki Ozaki³

Abstract. The Crested Ibis *Nipponia nippon* became extinct in the wild in Japan in 1981, but was reintroduced on Sado Island in 2008, where the population has reproduced successfully since 2012. A total of 157 ibises is estimated to reside on Sado Island. To facilitate monitoring of survival and mortality, all the released individuals were individually identified through different combinations of color rings, and a uniquely numbered ring. However, because they were overlooked or present in inaccessible nests, not all wild-hatched nestlings were ringed for identification. In addition, the detection rate of the marked individuals might decline with an increase in the population size owing to the limited monitoring effort. Ministry of the Environment (MOE) has determined the number of unmarked individuals by the maximum number of simultaneous observations, and the number of marked individuals has been counted by subtracting the number of individuals that have not been observed for six months. Under such circumstances, the population size could be underestimated. To address this shortcoming, we fitted a mark-resight logit-normal model for estimating unmarked individuals, and a poisson-log model with robust design for estimating total population size including marked individuals, using program MARK. We also compared estimated numbers with observed ones. There were 8.48 unmarked individuals since the first successful reproduction in 2012. The estimated number reached a peak of 30.23 in 2014, but has gradually decreased to 20.30. In all study periods, the estimated number of unmarked individuals was larger than observed ones. However, the estimated number of marked individuals was almost the same as the observed one, but the numbers published by MOE were overestimations. At the end of September 2015, there were approximately 109 released and 41 wild-hatched individuals on Sado Island. When evaluating the reintroduction program, we recommend that the population size of the Crested

Received 27 September 2016, Accepted 20 December 2016.¹ 環境省佐渡自然保護官事務所, 〒952-0105 新潟県佐渡市新穂正明寺1277.

E-mail: YUJI_OKAHISA@env.go.jp

² 新潟大学朱鷺・自然再生学研究センター, 〒950-2181 新潟県新潟市西区五十嵐2の町8050.³ 公益財団法人山階鳥類研究所, 〒270-1145 千葉県我孫子市高野山115.

* 責任著者.

¹ Sado Ranger Office, Kanto Regional Environment Office, Ministry of the Environment, Japan, Niibo-Syomoyoji 1277, Sado, Niigata 952-0105, Japan. E-mail: YUJI_OKAHISA@env.go.jp² Center for Toki and Ecological Restoration, Niigata University, Ikarashi Ninocho 8050, Nishi, Niigata, Niigata 950-2181, Japan.³ Yamashina Institute for Ornithology, Konoyama 115, Abiko, Chiba 270-1145, Japan.

* Corresponding author.

Ibis should be estimated using mark-resight models. The result of this study will also contribute towards increasing accuracy in population estimates in other reintroduction programs.

Key words: Logit-Normal, Mark-resight, Poisson-Log, Reintroduction, Sado Island.

キーワード: Logit-Normal, 標識再観察法, Poisson-Log, 再導入, 佐渡島.

はじめに

トキ *Nipponia nippon* はIUCNレッドリスト (IUCN2015) において絶滅危惧IB類 (EN), 日本国内では野生絶滅 (環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014) に分類されている。19世紀までは台湾からロシア東部にかけての広い地域に生息していたが, 狩猟, 人間による攪乱, 農業形態の変化に伴う生息環境の悪化, 農薬の影響によって世界中で減少し, 20世紀中にロシア, 韓国, 台湾の個体群が絶滅した (Shulpin 1936, 山階・中西 1983, Archibald & Lantis 1979, 梁井 2006, Li *et al.* 2009, 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014)。

日本では新潟県佐渡島に生息していた最後の野生個体群5羽を1981年に捕獲し, 飼育繁殖を試みた (山階・中西 1983, 環境省自然環境局野生生物課希少生物保全推進室 2014)。しかし, 飼育繁殖は成功することなく, 2003年に飼育下で最後の個体であるキンが死亡し, 日本産のトキは絶滅に至った (環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014)。

中国では1970年代には絶滅したと考えられていたが, 1981年に洋県において2つかいど3羽の巣立ち雛を含む7羽が発見された (Liu 1981)。中国では, 野生下での保護と巣から捕獲した雛をもとにした飼育繁殖計画が進められ, 2009年現在, 飼育下で530羽, 野生下で760羽が生息している (2009年現在, Nagata 2011, Sun *et al.* 2014)。日本国内では, 1999年から中国より贈呈, もしくは供与された5個体を始祖個体として人工繁殖に取り組んできた。日本産トキと中国産トキのミトコンドリアDNAは全塩基配列のうち0.065%の置換しかなく, ハプロタイプを共有することから同じ個体群内の個体内変異に過ぎないと考えられている (山本 2007, 山岸 2009)。

環境省は佐渡島小佐渡東部地域に60羽を定着させることを目標とした佐渡地域環境再生ビジョンを策定し, 種の保存法に基づき, トキ保護増殖事業を実施している (環境省 2003, 2013, 環境省ほか 2004)。2007年に日本国内の飼育個体が100羽を超えたため, 2008年からは佐渡島においてトキを野外へ放鳥しており, 現在までに延べ215羽が放鳥されている (環境省 2015)。さらに2012年からは野生下での繁殖も成功し, 現在では159羽が佐渡島に, 1羽が石川県に生息しているとされる (2015年10月現在, 環境省 2015)。

佐渡島では環境省, 新潟大学, 一般財団法人自然環境研究センター, 鳥獣保護区管理員, 市民ボランティアからなる約25名のトキモニタリングチームがトキの生息状況把握を目的としたモニタリングを行っている。放鳥トキには個体ごとに異なる組み合わせの複数の足環と番号を刻印した足環が装着されている。これらの足環を判読することで個体の生存を確認し, 確認されない期間が6ヶ月を経過すると行方不明, 12ヶ月経過すると死亡と定義されている。これまで, 6ヶ月以上観察されなかった個体が再発見された事例はない。このように, 足環の判読による個体識別は, 佐渡島島内におけるトキの生息状況を把握する上で有効な手法だといえる。

また、佐渡島では2012年から2015年に野生下で59羽の巣立ちが確認されている。2013年より巣内雛への足環装着を実施しているが³、これまでに約30羽のトキが未標識で巣立っている。放鳥トキと同様に、足環を装着できた雛32羽については、足環の判読によって生存状況を把握している。

環境省は、同日の同時刻に確認された未標識個体の最大数を未標識個体の生存個体数と定義し、6ヶ月ごとの最大数を未標識個体の生存個体数として公表している（環境省 2015）。しかし、観察努力量が限られている現状では、年々増加する未標識個体を完全に同時確認することは困難となってきた。また、個体数の増加に伴って標識個体の観察率も低下している。こうした状況下では、既存のモニタリング結果に基づく個体数推定は実際の生存個体数を過小評価する可能性がある。個体数はトキの野生復帰を実現する上で重要な基礎情報であり、密度効果や環境収容力を考慮するためにも、個体数を適切に評価する必要がある。

統計学的手法を用いることによって、個体数の過大・過小評価の危険性を減少させ、個体数を推定することが一般的である。その代表的な手法は標識再捕獲法であり、近年はその代用として標識再観察法が用いられている（White & Shenk 2001, McClintock & White 2012, McClintock *et al.* 2014）。標識再観察法は、標識再捕獲法に比べて複数回の捕獲を行わずにすむことから、対象生物に与える影響が小さい手法として注目されており、特に絶滅危惧種においては有効な手法であると考えられている（McClintock *et al.* 2009a, Schaub *et al.* 2008）。少ない調査努力量で高精度の推定が行えることから、猛禽類や海鳥、水鳥、スズメ目までの幅広い分類群の鳥類で適用されている（Arnason *et al.* 1991, Walsh *et al.* 2004, Kendall *et al.* 2009, McClintock *et al.* 2009b, Matechou *et al.* 2013）。

佐渡島で実施されているトキの野生復帰では、放鳥個体と野生巣立ち個体の一部は足環で標識されており、標識個体と未標識個体の遭遇履歴が毎日集積され続けている。トキは観察が比較的容易な鳥類であるため標識個体の生息状況を把握しやすく、日本国内における分布が完全に把握されているため、佐渡島外からの移入はないと仮定できる。そのため、既存のモニタリング手法を用いて、標識再観察法の適用が可能と考えられる。本論文ではこれまで佐渡島で行われてきたモニタリング調査の結果をLogit-normalモデルおよびPoisson-logモデルに当てはめることで、佐渡島に生息するトキの個体数推定を試みた。

方 法

1) 調査地

新潟県佐渡島（N37°50′–38°20′, E138°10′–138°33′）は面積854.8 km²の日本海に浮かぶ島である。大佐渡山地（最高標高1,172 m）と小佐渡丘陵の二つの山地に囲まれた国中平野と羽茂平野が広がり、トキはこれらの平野部を中心に生息している（Mochizuki *et al.* 2015）。

2) 放鳥の時期と個体数

佐渡市新穂地区において2008年9月に10羽、2009年9月に19羽、2010年11月に13羽、2011年3月に18羽、2011年9月に18羽のトキが放鳥され、2012年以降は毎年6月と9月に13～19羽が放鳥されている。2008年の放鳥は屋外で箱を開けて放鳥するハードリリースだったが⁴、2009年以降はケージから個体を自主的に飛び立たせるソフトリリースを行っている（永田・

山岸 2011, 永田 2012, 環境省関東地方環境事務所佐渡自然保護官事務所 2014)。

3) 個体識別

放鳥するトキにはセルロイドまたはDARVIC製のカラーリング2-3個(A.C.Hughes Ltd., UK), 番号の刻印されたカラーリング1個(山階鳥類研究所, 千葉)および個体ごとに異なる番号を印字したインコイ製の環境省標識足環を両足の跗蹠と脛部に装着しているため, 個体識別が可能である。また, 飛翔羽をアニマルマーカ―(FG2000, エザック, 奈良)により着色しているため, 放鳥後換羽までの期間に限って個体識別が可能である(環境省関東地方事務所佐渡自然保護官事務所 2014)。これまでに43羽のトキにはGPS搭載アルゴス送信器を装着して放鳥している。

野生下での繁殖は2012年に初めて成功し, 8羽の巣立ちが確認された。以降, 2013年に4羽, 2014年に31羽, 2015年に16羽の巣立ちが確認されている(環境省 2015)。2013年より, 巣内雛を捕獲し, 放鳥個体と同様に, インコイ製の環境省標識足環, カラーリング, 番号の刻印されたカラーリングを両足の跗蹠と脛部に装着している。捕獲時に雛が小さすぎた場合には装着する足環を減らしている。

成鳥は顔の皮膚の裸出部が赤く, 羽が朱鷺色であるのに対して, 巣立った幼鳥は顔が黄色であり, 羽が灰色であることから成鳥との判別が可能であるが, 出生年の11月頃には成鳥との判別が困難となる。また, 雄は雌よりも嘴峰が長く, 体サイズには性差があるものの, 野外観察から雌雄を判別することは困難である(Nagata 2011)。

4) 記録

2008年の放鳥以降, 気象条件にかかわらず, 毎日, モニタリングが行われている。モニタリング調査は日の出から11時頃まで行うことが多いが, 調査時間は日により異なっている。トキは広域を移動することから, 観察者は車で佐渡島内を移動してトキを探し, 車内から双眼鏡および望遠鏡を用いてトキを観察して足環を判読している。1日あたりの調査者数は平均8.6人である。また, こうしたモニタリングの他に, 市民から観察個体の情報が寄せられることがあり, これらもまとめて遭遇履歴として集計されているため, 分析対象とした。一部の個体については, GPSによる位置情報も取得されているが, GPSによる位置情報の取得は遭遇履歴に含めず, 個体の位置情報に基づく生存状況の判別は行わなかった。そのため, GPSが装着された個体についても本研究では未装着個体と同様に扱った。

5) 個体数推定

全ての分析はProgram MARK ver.6.1. (White & Burnham 1999, Cooch & White 2015) のLogit-normal Mark Resight modelおよびPoisson-log Mark Resight model with robust designを用いて行った。個体数推定期間は1ヶ月ごととした。幼鳥は分散傾向にあり(Yu *et al.* 2010, Huo *et al.* 2014), 遭遇頻度が成鳥とは異なることが予想されたため, 形態から識別可能な10月末までは幼鳥と成鳥を分けて分析した。すなわち, 巣立ちから10月までの幼鳥については, 巣内で足環を装着した標識個体と足環のない未標識個体の各個体数を推定した。11月以降は齢不明として成鳥と一括して個体数を推定した。2012年には幼鳥に足環を装着していないため, 2012

年11月より個体数を推定した。2013年には巣立ちが確認された全ての雛に足環を装着しており、未標識の幼鳥が観察されなかったため、幼鳥の個体数推定は行わなかった。

Logit-normalモデル(Cooch & White 2015)においては、標識個体ごとの毎日の観察の有無を遭遇履歴として分析に用いた。また、未標識個体についてもモニタリング時に観察された日ごとの観察個体数を利用した。Logit-normalモデルでは標識個体の生存個体数が既知である時空間的に閉鎖した個体群を仮定する必要があるため、標識個体のうち、1ヶ月間観察がなかった標識個体は生存状況不明として生存個体から除いた。死体が回収された場合には、最終確認以降、死体回収までの期間を生存状況不明としてモデルに含めた。調査期間は1ヶ月とし、調査回は同月内の日付とした。つまり、1ヶ月間のトキの生存個体数は死体回収された場合以外では変化せず、観察率が日ごとに異なる状態を仮定した。また、足環の脱落は生じておらず、個体識別の誤りは生じていないと仮定した。標識個体1羽ずつに異なる足環が装着されており、個体識別が可能であることから、McClintock & White (2012) にならって個体ごとの観察頻度の不均質性を考慮し、推定個体数、調査回ごとの平均観察率を推定した。リンク関数としてはLogitを指定したが、今回の分析ではsinを用いても同じ結果が得られた。ヘッセ行列は信頼度が低いとされることから(Cooch & White 2015)、分散共分散行列には2nd Partを指定した。

Poisson-logモデル(Cooch & White 2015)においては、各標識個体の月ごとの合計観察回数を分析に用いた。未標識個体についてもモニタリング時に記録された合計観察個体数を利用した。1ヶ月間では個体数に変化がない閉鎖個体群を仮定し、1ヶ月間観察がなかった標識個体は生存状況不明としてデータに含めた。死体が回収された場合には、最終確認を含む月とそれ以降の期間についてデータから除外した。放鳥個体は放鳥の翌月から、野外生まれの個体は巣立ちの翌月からデータに含めた。他のリンク関数ではパラメータの推定が収束しなかったことから、リンク関数にはsinを指定した。分散共分散行列には2nd Partを指定した。標識個体1羽ずつに異なる足環が装着されており、個体識別が可能であることから、McClintock & White (2012) にならって個体ごとの観察頻度の不均質性を考慮し、推定個体数、調査回ごとの平均観察率を推定した。いずれの場合も標識個体の正確な生存個体数は不明として、標識個体の生存個体数を含む全個体数を推定した(McClintock *et al.* 2009a)。

結 果

Logit-normalモデルより、トキの野生下での繁殖が初めて成功し、8羽の巣立ちが確認された2012年6月以降、2014年7月までは平均8.48個体(95% CI: 5.89–12.21)の未標識個体が生息していたと推定された(Fig. 1)。2014年の繁殖期に雛が巣立った事により、推定個体数は一時的に30.23羽(95% CI: 19.1–48.0)まで増加した。その後、死亡と移出によって2015年3月には11.00個体(95% CI: 8.08–14.98)まで減少した。2015年の繁殖期にも未標識個体が巣立った結果、2015年10月現在は20.30個体(95% CI: 15.5–26.7)が生息している。未標識個体の生息数は8月から3月にかけて減少し、4月から6月には安定する。また、幼鳥が分散する8月には推定個体数の信頼区間が広がる傾向が認められた。

Logit-normalモデルによる未標識個体の推定個体数は、いずれの期間においても観察個体数よりも多く、その差は個体数の増加とともに増大していた(Fig. 2, スピアマンの順位相関: $r=0.85$, $P<0.01$)。これまで最も差が大きかったのは2014年8月であり、推定個体数は観察個

Fig. 1. Observed and estimated number of unmarked Crested Ibis on Sado Island. The number was estimated with the logit-normal mark resight model.

Fig. 2. Difference between estimated and observed numbers of unmarked Crested Ibis on Sado Island. The difference became larger with increasing number of unmarked individuals.

体数よりも18.22羽多かった。

一方、Poisson-logモデルによって推定した佐渡島内の標識個体数は観察個体数とほぼ一致しており、いずれの調査期間においても観察個体数は推定個体数の95%信頼区間に含まれていた (Fig. 3)。巣立ち雛と放鳥個体が7月と10月に加入することから、これらの時期に個体数が

Fig. 3. Observed and estimated number of marked Crested Ibis on Sado Island. The number was estimated with the poisson-log mark resight model with robust design.

Fig. 4. Population size change of Crested Ibis on Sado Island. Population size indicates the sum of the average number of estimated marked individuals by the poisson-log model, and unmarked individuals estimated by the logit-normal model.

増加し、それ以外の期間では個体数が減少していた。例えば、2014年11月には120.66個体(95% CI: 108.85–130.67)に達したが、2015年5月までには94.08個体(95% CI: 82.59–103.39)まで減少した。

2つのモデルより、佐渡島に生息するトキの個体数は増加傾向にあり、2015年10月現在、平均で佐渡島内には放鳥個体109個体、野生生まれ個体41個体、合計150個体が生息していると推定された(Fig. 4)。これは環境省の公表個体数159羽(放鳥個体117個体、野生生まれ個体42個体)よりも少なかった。

論 議

環境省は2015年に小佐渡東部に60羽のトキを定着させるとの目標を設定して、佐渡島においてトキの野生復帰を実現するために、放鳥のための順化訓練施設の設置と訓練の実施、トキの生息環境づくり(棚田の復元、ピオトープの設置、環境保全型農業の推進、営巣木の保全)、トキとの共存に向けた地域社会づくり、トキの生息状況のモニタリングを実施してきた(環境省 2013, 2015)。その結果、2014年には1年以上生存している定着個体が60個体を超え、目標を達成した(環境省 2013, 2014b)。

今回の結果より、未標識個体の観察個体数は推定個体数よりも少なく、個体数増加にともなって、観察個体数と生息個体数の差が増大していることが示唆された(Fig. 2)。これは観察個体数が同日の同時刻における同時確認に基づいて定められているためである。トキのモニタリングの1日あたりの調査者数は平均8.6人であるため、未標識トキが10地点以上に分散している場合、全個体を同時に観察することはできない。これまでに約30羽の未標識トキが巣立っており、それらのトキが佐渡島全島に分散していることから、全ての未標識トキを同時に確認することはできなくなっている。このため、未標識個体の生存個体数は過小評価されていた可能性がある。

統計学的な推定には推定誤差が生じる可能性があるものの、生存個体の全てを同時に数えることは困難であるため、未標識個体の個体数を観察個体数から推定個体数に置き換えて、事業の達成状況を評価する必要があると考えられる。本研究で示した手法は、現状のモニタリング手法を変更することなく個体数推定が可能であり、フリーソフトウェアを用いて簡便に分析できるため、迅速な導入が望まれる。

一方、標識個体の推定個体数は一ヶ月ごとの観察個体数とほぼ一致しており、現状のモニタリング手法によって生息状況を適正に把握できていることが示唆された(Fig. 3)。ただし、環境省は6ヶ月間確認がない個体を標識個体数から除くことで生存個体数を算出して公表しているため、公表個体数は推定個体数よりも多かった。現在の算出方法は個体が誤って死亡と判断される可能性を低くし、個体ごとの生存状況を整理する上では有効だが、最終確認から6ヶ月経過するまでは生存と分類されるため、一時的に生存個体数を多く見積もっている。例えば、2015年10月時点で、放鳥個体のうち118羽が佐渡島で生存していると公表されているが(環境省 2015)、一ヶ月の観察個体数は107羽、推定個体数は109羽であった。9–11羽程度は既に死亡している可能性が高いが、観察が途絶えてから6ヶ月が経過していないことから、生存個体数に含まれるためである。本研究の目的はトキの生息個体数を推定することであり、環境省の公表数は個体ごとの生存状況を簡便に随時公表することに主眼を置いているため、生存個体

数の差が生じている。標識個体に関しては、高精度のモニタリングが行われていると考えられるため、どのような生息個体数を公表するかは今後検討する必要がある。

本研究で示された推定個体数は佐渡島における生存個体数であるため、個体の死亡と移出によって変化する。トキは巣立ち後の初期死亡と冬期に死亡する割合が高いため（環境省 2014a, 2014b）、未標識個体についても推定個体数は8月から3月にかけて減少したと考えられる。2012年と2013年にはトキの個体数変動は小さかった一方、2014年の冬期には個体数の減少が推定された（Fig. 4）。標識個体について11月から3月の死亡件数は2012年度に2件、2013年度に1件であったのに対して2014年度には4件であった（環境省 2015）。また、2012年11月以降、放鳥個体2個体と未標識個体2個体が本州で確認されている。これらのうち本州と佐渡島を往復した1個体以外は、推定個体数の減少が認められた2014年1月と2月、2015年4月に佐渡から移出していた（環境省 2014a, 2014b）。死亡・移出時期は推定個体数が減少した時期と一致するため、個体数の減少には実際に死亡と移出が影響していたと考えられる。

また、幼鳥が分散する8月には推定個体数の信頼区間が広がる傾向が認められた。本研究で用いた標識再観察法では、標識個体の観察率の不均一性を考慮して信頼区間を定めているため、標識個体の観察頻度の個体差が大きいほど信頼区間が広がる。8月には幼鳥の分散によって一時的に観察頻度が低下する標識個体が生じるため、幼鳥の観察頻度が個体ごとに異なることから推定個体数の信頼区間が増大したと考えられる。

今回の結果は佐渡島内での標識の判読情報のみを用いた推定結果であるため、将来的には死亡回収や佐渡島外での観察情報等を分析に含めた個体数推定を検討する必要がある。とくに、本州への飛来が増加した場合、標識個体の生存状況把握が困難となった場合や足環が脱落する個体が生じた場合など、野外での実情に合わせてモデルを変更することで妥当性のある推定を行うことが必要となる。

また、他の手法によって個体数を調査し、標識再観察法の推定結果の妥当性を評価することも必要である。例えば、非繁殖期にトキが集団ねぐらをとる習性を利用して、ねぐらでの一斉カウントを行い、結果を比較することにより、標識再観察法の推定結果の妥当性を検証できる。将来、個体数の増加にともなって、標識個体の観察率が著しく低下した場合、標識再観察法による推定個体数の推定誤差が大きくなる可能性があるため、長期的にはこうした手法も検討する必要がある。

現在、国内外で野生動物の再導入計画が実施されており、その数は年々増加している（Seddon *et al.* 2007, Ewen *et al.* 2012, 永田・山岸 2012）。個体に標識して放鳥・放獣する再導入事業において、標識再観察法に基づく個体数推定は有効な手段である（Schaub *et al.* 2008）。かつては標識再観察法が用いられる条件として、標識個体の生息実数が既知であることが求められていたが、本研究で示したように、近年は標識個体の個体数までも推定可能となるなど、その手法は急激に改良されている（McClintock *et al.* 2009a, Kery & Schaub 2011）。さらに、柔軟な分析を実行するソフトウェアや統計パッケージが整備されている（例えば、program MARK: White & Burnham 1999, RMark: Laake 2013）。そのため、再導入事業ごとに適切な手法を選択し、個体数推定を行うことが可能であり、本研究と同様の推定法を検討する必要がある。

最後に、本研究では佐渡島に生息するトキの生息数について未標識個体は過小評価されている可能性が高い一方、標識個体については高精度に生存状況が把握されていることを示した。

生存個体数は生物の存続可能性を検討する上で重要な指標であり、正確な推定は野生動物の保全において中心的な課題である (Fagan & Holmes 2006)。佐渡島におけるトキの自立個体群を形成するために、本研究の成果が活用されることを期待する。

謝 辞

本研究はトキ保護増殖事業の一環として実施した放鳥トキのモニタリングにより得られた情報を分析したものである。調査に協力いただいた環境省、新潟大学、一般財団法人自然環境研究センター、鳥獣保護員、市民ボランティアからなるトキモニタリングチームの皆様、トキの目撃情報を寄せてくださった市民の皆様に心より御礼申し上げる。

摘 要

1981年に日本のトキは野生下で絶滅した。その後、2008年より佐渡島においてトキの再導入が実施され、2012年からは野生下での繁殖が成功している。2015年10月現在、佐渡島に159羽のトキが生息しているとされている。すべての放鳥個体には個体ごとに異なる組合せの足環が装着され、生存や繁殖状況を把握している。野生下で生まれた雛にも足環を装着しているが、全ての雛には足環を装着できていないため、未標識個体も生息している。足環の判読によって個体の生存状況は把握されているが、モニタリング努力量が限られているため、野外での個体数増加に伴って標識個体の観察率も低下する可能性がある。また、年々増加する未標識個体の個体数を正確に把握することは現在の課題である。そのため公表されているソフトウェアMARKを用いて標識再観察法による個体数を推定した。未標識個体の個体数はLogit-normalモデル、標識個体の個体数はPoisson-logモデルを適用した。初めて野生下で繁殖が成功し、8羽の雛の巣立ちが確認された2012年の繁殖期以降、8.48個体(95% CI: 5.89–12.21)の未標識個体が生息していたと推定された。未標識トキの推定個体数は2014年の繁殖期後には30.23羽(95% CI: 19.1–48.0)まで増加したが、徐々に減少し、現在は20.30羽(95% CI: 15.5–26.7)である。全ての調査期間において一貫して、未標識個体の推定個体数は観察個体数より多かった。一方、標識個体の推定個体数は観察個体数と一致していた。2つのモデルより、2015年10月現在、佐渡島島内には放鳥個体109羽、野外生まれ個体41羽が生息していると推定された。今後は標識再観察法による個体数推定をトキの野生復帰事業に導入することが望まれる。

引用文献

- Arnason, A. N., Schwarz, C. J. & Gerrard, J. M. 1991. Estimating closed population size and number of marked animals from sighting data. *Journal of Wildlife Management* **55**: 716–730.
- Archibald, G. W. & Lantis, S. D. H. 1979. Conservation of the Japanese Crested Ibis. *Proceedings of the Colonial Waterbird Group* **2**: 1–15.
- Cooch, E. & White, G. (eds.) 2015. *Program MARK: A Gentle Introduction, 14th edition*. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Parker, K. A. & Seddon, P. J. (eds.) 2012. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Fagan, W. F. & Holmes, E. E. 2006. Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters* **9**: 51–60.
- 梁井貴史 2006. 農薬散布と鳥の絶滅との因果関係—トキの絶滅に対する誤解. *川口短大紀要* **20**: 103–117.
- Huo, Z., Guo, J., Li, X. & Yu, X. 2014. Post-fledging dispersal and habitat use of a reintroduced population of the Crested Ibis (*Nipponia nippon*). *Avian Research* **5**: 7.

- IUCN 2015. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3*. <http://www.iucnredlist.org>.
- 環境省 2003. 佐渡地域環境再生ビジョン. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=4440&hou_id=4017
- 環境省 2013. トキ野生復帰ロードマップ. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=21585&hou_id=16361
- 環境省 2014a. 第6回トキ野生復帰検討会. http://www.env.go.jp/nature/toki/sect_re/06mat02.pdf
- 環境省 2014b. 第7回トキ野生復帰検討会. http://www.env.go.jp/nature/toki/sect_re/07mat02.pdf
- 環境省 2015. 第9回トキ野生復帰検討会. http://www.env.go.jp/nature/toki/sect_re/09mat02.pdf
- 環境省・農林水産省・国土交通省 2004. トキ保護増殖事業計画. <http://www.env.go.jp/nature/toki/em/15mat-06.pdf>
- 環境省関東地方環境事務所佐渡自然保護官事務所 2014. トキのすがた—野生復帰の現在—. <http://www.env.go.jp/nature/toki/pamph/1403/full.pdf>
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014. レッドデータブック2014—2 鳥類. きょうせい, 東京.
- Kendall, W. L., Converse, S. J., Doherty, P. F., Naughton, M. B., Anders, A., Hines, J. E. & Flint, E. 2009. Sampling design considerations for demographic studies: a case of colonial seabirds. *Ecological Applications* **19**: 55–68.
- Kery, M. & Schaub, M. 2011. *Bayesian Population Analysis Using WinBUGS: A Hierarchical Perspective*. Academic Press, Oxford, UK.
- Laake, J. L. 2013. *RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK*. National Marine Fisheries Service, Alaska Fisheries Science Center, Seattle.
- Li, X. H., Tian, H. D. & Li, D. M. 2009. Why the crested ibis declined in the middle twentieth century? *Biodiversity and Conservation* **18**: 2165–2172.
- Liu, Y. Z. 1981. The re-discovery of the Crested Ibis in Qinling Mountain. *Acta Zoologica Sinica* **27**: 273. (In Chinese)
- Matechou, E., Morgan, B. J. T., Pledger, S., Collazo, J. A. & Lyons, J. E. 2013. Integrated analysis of capture-recapture-resighting data and counts of unmarked birds at stop-over sites. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **18**: 120–135.
- McClintock, B. T. & White, G. C. 2012. From NOREMARK to MARK: software for estimating demographic parameters using mark-resight methodology. *Journal of Ornithology* **152**: S641–S650.
- McClintock, B. T., White, G. C., Burnham, K. P. & Pryde, M. A. 2009a. A generalized mixed effects model of abundance for mark-resight data when sampling is without replacement. In *Modeling Demographic Processes in Marked Populations* (eds. D. L. Thomson, E. G. Cooch & M. J. Conroy), pp. 271–289. Springer, New York, USA.
- McClintock, B. T., White, G. C., Antolin, M. F. & Tripp, D. W. 2009b. Estimating abundance using Mark-Resight when sampling is with replacement or the number of marked individuals is unknown. *Biometrics* **65**: 237–246.
- McClintock, B. T., Hill, J. M., Fritz, L., Chumbley, K., Luxa, K. & Diefenbach, D. R. 2014. Mark-resight abundance estimation under incomplete identification of marked individuals. *Methods in Ecology and Evolution* **5**: 1294–1304.
- Mochizuki, S., Liu, D., Sekijima, T., Lu, J., Wang, C., Ozaki, K., Nagata, H., Murakami, T., Ueno, Y. & Yamagishi, S. 2015. Detecting the nesting suitability of the re-introduced Crested Ibis *Nipponia nippon* for nature restoration program in Japan. *Journal for Nature Conservation* **28**: 45–55.
- Nagata, H. 2011. Crested Ibis. In *Bird Research English Guide to Birds of Japan: Featuring the Rare and Endemic Birds of Japan and East Asia* (Bird Research ed.). http://www.bird-research.jp/1_shiryo/seitai/toki.pdf
- 永田尚志 2012. トキ野生復帰の現状と展望. *野生復帰* **2**: 11–16.
- 永田尚志・山岸 哲 2011. 新潟県佐渡島における再導入個体群の存続可能性. *野生復帰* **1**: 55–61.
- 永田尚志・山岸 哲 2012. 38年ぶりにトキの雛が巣立った. *科学* **82**: 833–837.
- Schaub, M., Zink, R., Beissmann, H., Sarrazin, F. & Arlettaz, R. 2008. When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology* **46**: 92–100.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P. & Maloney, R. F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* **21**: 303–312.

- Shulpin, L. M. 1936. *Hunting and Predatory Birds of the Primorye*. Vladivostok, Russia.
- Sun, Y., Skidmore, A. K., Wang, T., van Gils, H. A. M. J., Wang, Q., Qing, B. & Ding, C. 2014. Reduced dependence of Crested Ibis on winter-flooded rice fields: implications for their conservation. *PLoS ONE* **9**: e98690.
- Walsh, D. P., White, G. C., Remington, T. E. & Bowden, D. C. 2004. Evaluation of the lek-count index for greater sage-grouse. *Wildlife Society Bulletin* **32**: 56–68.
- White, G. C. & Shenk, T. M. 2001. Population estimation with radio-marked animals. In *Radio Tracking and Animal Populations* (eds. J. Millsaugh & J. M. Marzluff), pp. 329–350. Academic Press, San Diego, California, USA.
- White, G. C. & Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird*.
- 山岸 哲 2009. 絶滅種の復活とその妥当性—トキー. 日本の希少鳥類を守る (山岸 哲編著), 3–19. 京都大学学術出版会, 京都.
- 山本義弘 2007. トキの遺伝的多様性. トキ野生復帰日中国際ワークショップ報告書, pp. 22–25. 環境省自然環境局野生生物課, 東京.
- 山階芳麿・中西悟堂 (監修) 1983. トキー黄昏に消えた飛翔の詩. 教育社, 東京.
- Yu, X. P., Xi, Y. M., Lu, B. Z., Li, X., Gong, M. H., Shi, L. & Dong, R. 2010. Post fledging and natal dispersal of Crested Ibis in the Qinling Mountains, China. *The Wilson Journal of Ornithology* **122**: 228–235.

Appendix 1. The estimated number of Crested Ibis on Sado Island.

Month-Year	Marked individuals		Unmarked individuals		Total number
	Estimates	95% CI	Estimates	95% CI	Estimates
November-12	65.0	(57.8–71.3)	10.0	(7.6–13.1)	75.0
December-12	59.0	(53.9–63.5)	7.4	(5.4–10.0)	66.4
January-13	56.0	(51.3–60.1)	7.3	(5.5–9.8)	63.3
February-13	56.2	(47.1–64.0)	12.0	(8.8–16.2)	68.1
March-13	54.0	(48.1–59.1)	8.1	(6.0–10.8)	62.1
April-13	53.0	(46.0–58.6)	6.5	(4.5–9.5)	59.5
May-13	52.0	(45.8–57.0)	5.5	(3.6–8.3)	57.5
June-13	54.1	(45.4–61.2)	7.9	(5.3–11.8)	62.0
July-13	72.2	(63.2–79.5)	8.6	(5.9–12.7)	80.8
August-13	71.8	(58.8–81.8)	9.6	(6.3–14.7)	81.4
September-13	72.0	(60.7–81.1)	10.3	(7.2–14.8)	82.3
October-13	87.2	(77.4–95.2)	10.0	(6.9–14.6)	97.2
November-13	89.2	(79.5–97.3)	10.1	(7.0–14.4)	99.3
December-13	87.1	(79.7–93.2)	8.0	(5.4–11.8)	95.1
January-14	81.0	(74.1–87.1)	10.2	(7.6–13.8)	91.3
February-14	79.2	(71.9–85.2)	7.2	(4.7–10.9)	86.4
March-14	78.3	(70.3–84.4)	5.9	(3.8–9.1)	84.2
April-14	78.2	(69.8–84.9)	8.2	(5.6–12.0)	86.4
May-14	75.6	(64.2–84.2)	9.4	(6.0–14.7)	84.9
June-14	74.2	(67.3–79.9)	7.4	(4.8–11.3)	81.6
July-14	102.5	(87.6–115.7)	18.5	(12.9–26.8)	120.9
August-14	99.6	(69.7–129)	30.2	(19.1–48.0)	129.8
September-14	106.0	(77.2–133.1)	26.7	(16.7–43.0)	132.7
October-14	118.0	(102.4–133.0)	19.6	(13.3–29.0)	137.7
November-14	120.7	(108.9–130.7)	23.6	(15.9–36.2)	144.2
December-14	118.1	(105.0–129.3)	16.2	(11.5–22.8)	134.3
January-15	114.2	(103.0–123.9)	19.0	(14.4–25.2)	133.2
February-15	107.9	(96.4–117.8)	15.1	(11.1–20.5)	123.0
March-15	103.2	(94.8–110.4)	11.0	(8.1–15.0)	114.2
April-15	97.4	(87.6–105.7)	12.4	(8.6–17.8)	109.8
May-15	94.1	(82.6–103.4)	10.9	(7.2–16.6)	105.0
June-15	95.0	(81.4–106.2)	13.5	(9.5–19.1)	108.4
July-15	116.8	(99.9–132.1)	20.9	(14.9–29.2)	137.6
August-15	116.6	(96.2–135.0)	21.4	(14.0–33.0)	138.0
September-15	115.9	(98.8–132.1)	21.0	(14.8–30.6)	136.8
October-15	130.1	(118.1–141.1)	20.3	(15.5–26.7)	150.4