

ニホンイヌワシの保全学：現状と将来展望

著者名

ニホンイヌワシ保全研究グループ: Rob OGDEN¹, 福田智一², 布野隆之³, 小松 守⁴, 前田 琢⁵, Anna MEREDITH^{1, 6}, 三浦匡哉⁴, 夏川遼生⁷, 大沼 学⁸, 長船裕紀⁹, 齊藤慶輔¹⁰, 佐藤 悠¹¹, Des THOMPSON¹², 村山美穂^{11*}

所属機関名

1. Royal (Dick) School of Veterinary Studies and the Roslin Institute, Easter Bush Campus, University of Edinburgh, Midlothian EH25 9RG, UK
2. 岩手大学総合科学研究科, 岩手県盛岡市上田 4-3-5 020-8551
3. 兵庫県立人と自然の博物館, 兵庫県三田市弥生が丘 6 669-1546
4. 秋田市大森山動物園, 秋田県秋田市浜田湯端 154 010-1654
5. 岩手県環境保健研究センター, 岩手県盛岡市北飯岡 1-11-16 020-0857
6. Faculty of Veterinary and Agricultural Sciences, University of Melbourne, Corner Flemington Rd and Park Dr, Parkville, Victoria 3052, Australia
7. 横浜国立大学大学院環境情報学府, 神奈川県横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7 240-8501
8. 国立環境研究所, 茨城県つくば市小野川 16-2 305-8506
9. 環境省猛禽類保護センター, 山形県酒田市草津字湯ノ台 71-1 999-8207
10. 猛禽類医学研究所, 北海道釧路市北斗 2-2101 084-0922
11. 京都大学野生動物研究センター, 京都府京都市左京区田中関田町 2-24 606-8203
12. Scottish Natural Heritage, Silvan House, 231 Corstorphine Road, Edinburgh EH12 7AT, UK

和文要約

イヌワシの一亜種であるニホンイヌワシ (*Aquila chrysaetos japonica*) は、個体数と繁殖状況の現状調査に基づいて、環境省版レッドリストの絶滅危惧種に指定されている。現在、国による保護 (1) 活動が行われているものの、個体数減少の原因とその改善方法に関する知見は十分とはいえない。この数十年の間に日本を含む世界各地において、イヌワシの種の回復に関する多分野にわたる科学的な研究が行われ、本種の保護計画に必要な情報が集められつつある。しかしながら、これらの研究は個別に進められており、学際的なアプローチが充分になされていない。本稿では、生態学、遺伝学、獣医学的健康管理、生息地管理などのニホンイヌワシの保全に関する諸研究を総合して概観した。野生および飼育個体群の現状と傾向を分析し、現在および将来の保護管理の活動を報告し、ニホンイヌワシの生息域内保全および生息域外保全に向けた対策について、統合的な見地から議論した。この総説では、イヌワシの生物学や健康科学に関する国内および海外の専門家グループが、学術的な情報と実用的な解決策の両方を提示した。本稿によって、ニホンイヌワシの数の減少をくいどめるのに必要な情報と技術を提供し、日本における長期的な本種の保護に応用するための枠組みを示すことを目指す。

キーワード

イヌワシ、生息域外保全、生息域内保全、保護管理

※日本野生動物医学学会誌 2020 年 25 巻 第 1 号 に英文で掲載された論文を、日本のイヌワシ保全に広く活用することを目的に、公益財団法人日本自然保護協会が翻訳を進めたものです。翻訳にあたり、村山美穂さま、佐藤悠さま、内藤アンネグレート素さまに翻訳責任者となって頂き、著者の皆様、山崎亨さまにご確認を頂きました。ご協力頂いた皆様に厚く御礼を申し上げます。

序論

イヌワシ (*Aquila chrysaetos*) は、北半球の温帯に分布する象徴的な鳥類である。ヨーロッパ、北米、日本を含む多くの地域の人々の文化的な歴史と伝統の中で強く特徴づけられている。野生の個体数は比較的多く、本種は全体として国際自然保護連合 (IUCN) のレッドリストで「軽度懸念 (Least Concern)」に分類されているが、過去 100 年の間に個体数が激減している国もあり、その構成個体群はより大きな脅威にさらされていると考えられている。このことは、以下に述べる理由から保護 (1) の観点で重要である。複数の孤立した局所的な個体群における個体数の減少は、地域規模での絶滅のリスクを高め、いずれ急速に種全体の生存を脅かす可能性があるが、広範囲な分布はこれらの影響を把握しづらくする。また、局所的な個体群の喪失は、種内の遺伝的多様性の大幅な消失につながり、継続的な環境変動への耐性を低下させる可能性がある。このように、種内の遺伝的多様性が徐々に失われていくことは、種の総個体数の大きさに比べれば比較的気づかれにくいだが、一度失われた遺伝的多様性は、適切な保護期間をかけても回復することはない。

ニホンイヌワシ (*A. c. japonica*) は、最終氷期の終わり (現在から約 2 万年前) 以降、アジア大陸から事実上隔離されており、世界中の他のイヌワシ亜種の生息地とは全く異なる、密な森林に覆われた急峻な山岳地帯に生息している。日本のイヌワシ亜種と他のイヌワシ亜種との間の生物学的、機能的な違いはまだ解明されていないが、形態学的な差異の逸話的報告や、日本の亜種の隔離的な個体群と生態学的な状況からみて、日本のイヌワシは保護上重要でユニークな個体群を構成している可能性が高いと考えられる。個体数と繁殖成功率の両方が減少していることから、日本政府はこの種を全国的に絶滅の危機に瀕していると認識しており、それゆえに保護増殖事業の対象としている。

現在の保護活動では、科学的な根拠に基づいた野生動物の保護を進めている。科学的データは、個体数の減少を明らかにし、その様々な原因を調査し、より実践的な解決策の有効性の予測や検証に活用できる。日本や他の生息地におけるイヌワシの保護に関する科学的データが

徐々に蓄積され、種の保護計画の下地となる多くの分野からなる科学的根拠が確立されてきている。しかし、これまではそれぞれの研究は独立して行われてきたため、分野複合的なアプローチによって得られる潜在的な効果は限られていた。本論文は、日本と英国の主要なイヌワシ保護研究者を招聘して 2018 年 4 月に日本で開催したイヌワシ保護研究に関するワークショップにおいてまとめた、日本のイヌワシ保全科学の統合的な総説である。

本総説は、1) 個体数減少の原因の理解、2) 個体数の持続のための保護策、3) 野生個体群と飼育個体群の一体化 (integration)、の 3 つの章で構成されている。日本におけるイヌワシの保護に関連する、既存の知識、解明すべきこと、将来取りうる選択肢を包括的に把握するため、生態学、獣医学、遺伝学、生息環境保護の研究課題を各パートで考察している。この総説の目的は、環境省を中心としたイヌワシ保護関係者に、今後数十年を見据えて科学的根拠に基づいた保護策を計画・実施するために必要な情報を提供することである。このアプローチは、日本のみならず他国の他の絶滅危惧猛禽類の保護にも適用可能と考えられる。

現在の個体数と分布の推定

環境省は、資源エネルギー庁、国土交通省、林野庁の協力を得て、1997 年から 2001 年にかけて「希少猛禽類調査」を実施した。2004 年に発表された調査結果 [1] によると、日本には約 260 つがい、最大で 650 羽のニホンイヌワシが生息していると推定されている。この公式な数値は、保護の参考基準として広く利用されてきたが、現在ではやや古いデータとされている。日本イヌワシ研究会 (SRGE-J) が 1981 年から実施している「全国イヌワシ生息数・繁殖成功率調査報告」によると、最新の推計年である 2015 年には日本国内に約 500 羽が生息していると推定されている [2]。さらに重要なのが、2015 年までの 33 年間で 107 つがい消失したと報告されていることである。地域レベルでは、環境省の東北地方環境事務所が東北地区内のニホンイヌワシの生息状況や繁殖状況についてもアンケートによる情報収集を開始しており、2017 年には 74 つがい確認されている [3]。

環境省では、1997 年からニホンイヌワシの分布状況を現地観察と地元のバードウォッチャーや野外調査員に送付したアンケートにより調査している [1]。この調査により、野生のイヌワシは本州中部から北部、特に岩手県や甲信越地方を中心に分布していることが明らかになった(図 1)。これまでは九州や北海道で営巣が確認されていたが、現在は九州での繁殖はほとんど報告されておらず、北海道でも営巣は確認されていない [4]。

1. 個体数減少の原因を理解する

保護策の有効性は、個体数減少の根本的な原因にどれだけうまく対処できるかにかかっている。日本におけるイヌワシ個体数が現在の状況に至った歴史的な要因を徹底的に評価しなければ、これからの保護活動がイヌワシの長期的で持続的な保護につながるとは考えにくい。短期的で急激な個体数の減少を防ぐためには早急な対策が必要かもしれないし、一方、日本のイヌワシが前世紀から個体数を減少させてきた理由を包括的に理解するためには、適切な調査を実施し、分野を超えて考察することも不可欠である。この最初の章では、ニホンイヌワシの生存に影響する様々な生態学的、獣医学的、遺伝学的、生息環境的な要因を、近年の個体数動態に与える潜在的な影響の観点から検討する。

1.1. 生態

1.1.1. 繁殖成績 - 毎年の営巣場所調査

営巣場所の調査は通常、繁殖つがいを発見し、巣の位置を特定することから始まるが、この過程には大概、多大な時間と労力が必要となる。巣の位置を発見した後、イヌワシ個体群の繁殖成績を評価するための主要な方法は、繁殖の経過を離れた場所から直接観察することである。日本におけるこうした調査は、1981 年に設立された全国的 NGO である日本イヌワシ研究会会員を主とした地元の観察者によって実施されてきた。国が主体となる調査はあまり行われていないうえ、一定の期間に限定されているが、岩手県では県の専任研究員が 2002 年以降、既知のすべての営巣場所を継続的に調査している [5]。

日本国内のすべての営巣場所を把握することは非常に

困難だが、現在判明している巣の分布に関する情報は、大まかな個体数を推定するのに十分であると考えられる。日本イヌワシ研究会は、未成熟個体も含めたニホンイヌワシの個体数を約 500 羽と推定しているが、2000 年以降に起きた放棄された営巣場所の顕著な増加は、個体数の減少が深刻化していることを示唆している [2]。個体数減少は繁殖成功率の低下と一致しており、1980 年代には 1 組のつがいが毎年 0.4 ~ 0.5 羽のヒナを巣立たせていたが、1990 ~ 2000 年代には 0.2 羽、2010 年代には 0.2 羽未満に低下している [2]。由井は数理モデルを用いて、個体群の存続には毎年 1 つがいが当たり 0.31 羽を超える巣立ち数が必要であることを示している [6]。

営巣場所のモニタリングは、断続的な目視観察で行われているため、繁殖失敗の直接的な原因を突き止めることがほとんどできない。しかし、一部の営巣場所では、遠隔ビデオ観察システムなどの技術を用いた連続的な観察により、捕食、異常気象、食物不足など、繁殖活動中断の原因に関する重要な情報が解明されてきた [5]。

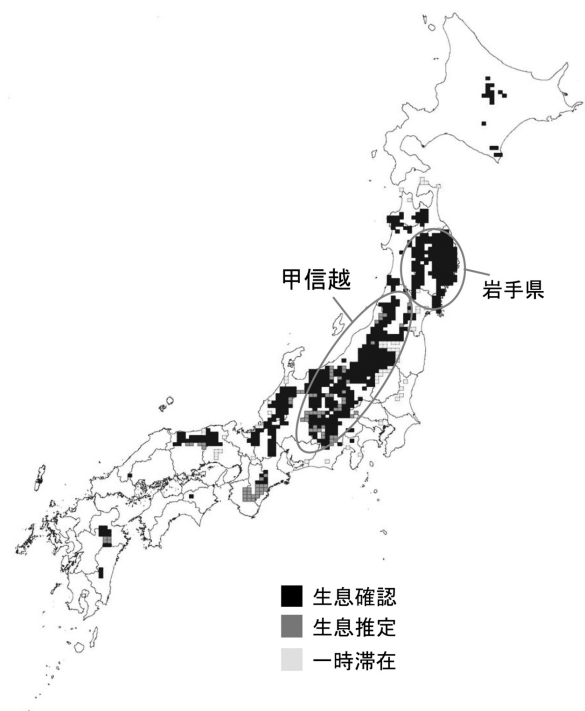


図 1. 1990 年から 2002 年に行われた調査結果に基づく国内のイヌワシの分布 (環境省, 2004 より改変)。

野生のイヌワシは、主に本州中部から北部、特に岩手県や甲信越地方に分布している。現在の成鳥の分布はここに示したものより少ない可能性が高い。例えば、近年は北海道でのイヌワシの繁殖記録がない。効果的な保護策立案のためには、正確な分布図が不可欠である。

1.1.2. 捕食可能性 (prey availability) - 餌利用調査

日本では、イヌワシの主な獲物はニホンノウサギ (*Lepus brachyurus*)、ヤマドリ (*Syrnaticus soemmerringii*)、およびさまざまなヘビ類 [7] である。ヘビ類だけで獲物の 20% から 60% を占めており [7-9]、この割合は北半球に広く分布する他の亜種よりもはるかに高い [10]。北陸地方では、落葉広葉樹の展葉に伴い、主な獲物はニホンノウサギからヘビに切り替わる [8]。しかし、ヘビ類は、ニホンノウサギに比べて消化速度が遅く、栄養分も少ない [11]。それだけでなく、主な獲物がニホンノウサギからヘビ類に切り替わると、巣への餌搬入量は激減する [8]。その結果、ヘビ類を高頻度に給餌されたヒナは、巣立ち日が最大 16 日も遅れ、巣立ち時のサイズも小さいことがわかっている。イヌワシは、展葉期にヘビ類に特化して給餌するため、それに伴う餌の質の低下が、ヒナの成長に影響を及ぼしている。

1970 年代には、岩手県のイヌワシ研究者が展葉期に営巣場所に搬入された様々な獲物を観察した (関山、未発表データ)。また、1980 年代には、ニホンイヌワシの獲物が 5 科 10 属 30 種であることが日本イヌワシ研究会によって報告された [7]。その後、研究者らは、展葉期におけるヘビ類に特化した餌利用を 1990 年代に初めて報告した [8]。こうした長期的な餌利用の変化は、日本におけるイヌワシの繁殖活動と生息に影響を与えていると考えられる。

1.1.3. 分散 - 衛星追跡

日本におけるイヌワシの効果的な保護策の立案には、幼鳥の分散パターンや成鳥の移動パターン、生息地の利用パターンなど、イヌワシの分布域全体において生活史に関する包括的な知識が必要である。個々の鳥の動きを追跡することで、イヌワシのなわばり (2) の広さ、獲物の利用可能量、配偶様式、潜在的な死亡率や死亡原因に関する重要な知見を得ることができる。スコットランドでは、イヌワシの移動や生死は、衛星発信機の装着によって広範囲に研究されてきた。発信機は 2004 年から 2016 年の間に装着され、約 2 ~ 3 年にわたり、巣立ち後の 131 羽のデータを収集し、調査期間中に記録された 50 万か所

上の地点から成る空間マップを作成した [12]。発信機の装着がスコットランドのイヌワシに与える影響について広範な分析が行われたが、物理的、行動的、あるいは個体数面で悪影響を及ぼすことは証明されなかった。

スコットランドの衛星追跡の研究から、イヌワシの移動に関する豊富なデータのみならず、死因についても知見が得られた。巣立ちしてから成鳥になるまでの若鳥の生存は、イヌワシの生活史の中でも重要な時期であり、衛星追跡により、若鳥の死亡がいつどこで、そしていくつかの事例ではどのようにして起きたかを知るうえでの証拠を得ることができた。このような情報は、巣立ち分散後の若鳥の消長がほとんどわかっておらず、おそらく繁殖年齢まで生存できていないニホンイヌワシの保護にとっても非常に有益となるだろう。

1.2. 獣医学的調査

生態系ピラミッドの上位種である猛禽類は、病原体や毒素への直接的・間接的な曝露 (生物濃縮) を通じて、生態系の健全性を示す重要な指標としての役割を果たしている。イヌワシの個体群では、鳥インフルエンザなどの感染症や、殺鼠剤、殺虫剤、重金属などの毒性物質による非感染症の影響は十分に解明されていない。しかし、こうした健康上の脅威は、獲物の捕食可能性、生息環境の状態、および他のストレス要因などと関連して作用し、免疫の状態に影響を及ぼすことが知られている。毒性物質への急性および致死未満量の曝露は、成鳥のイヌワシおよびオジロワシ (*Haliaeetus albicilla*) では繁殖へ悪影響をもたらし、死亡につながることもわかっており [13, 14]、屍肉食性の鳥類では呼吸器系および免疫系の抑制、成長や繁殖の阻害 [15] を引き起こすことが知られている。ヨーロッパのイヌワシでは、致死未満量ではあるものの、過剰なレベルの鉛に曝露されていることが示されており [16]、スウェーデンの研究では、鉛曝露は移動行動に影響を及ぼす可能性があることが示されている [17]。

日本では、オオワシ (*Haliaeetus pelagicus*)、オジロワシ、イヌワシ、クマタカ (*Nisaetus nipalensis*) などの大型猛禽類が、1990 年代後半から増加しはじめた鉛中毒により、健康状態の悪化や、時には死亡することが知ら

れている[18]。シカ猟が盛んな北海道では、シカの死体は狩場で解体され、銃創や内臓などの非食用部位は放置されるのが一般的である。その後、猛禽類が鉛弾の破片を摂取し、重度の鉛中毒を起こす。鉛弾による猛禽類の鉛中毒は、1996年にオオワシで発見されて以来、200例近く確認されている。猛禽類の鉛中毒の特徴として、成鳥が多く死亡することが挙げられるが、これは、生態的に優位な成鳥が新鮮な屍肉を若い個体よりも独占していることが原因と考えられる[18]。

北海道では、鉛弾の使用禁止規制が始まった2000年2月から2017年4月の間に行われた調査で、オオワシ88羽、オジロワシ42羽が高濃度の鉛中毒を発症したと記録されている。安定同位体比分析による鉛の摂取源の調査から、猛禽類の鉛中毒のほとんどが鉛ライフル弾によるものであることが明らかになった[18]。現在でも猛禽類の鉛中毒は起こっている。猛禽類医学研究所と北海道大学の共同研究により、イヌワシやクマタカから高濃度の鉛が検出されているにもかかわらず使用が規制されていない本州から北海道へ、猟師が鉛弾を持ち込んでいることが指摘されている[19]。

スコットランドでは、各地でのイヌワシの繁殖や巣立ちの成功率の不可解な低さに関して、イヌワシの個体群の健康状態を総合的に調査する大規模なプロジェクトが2016年から進められている。ここでは、専門家やボランティアの猛禽類保護関係者から成るネットワークを通じて提供された死亡個体や、巢内のヒナから検体を採取し、標準化された健康状態確認プロトコルを適用し、鉛やその他の重金属、殺鼠剤、殺虫剤を検出する分析を行っている。

1.3. 個体数減少の遺伝的要因

1.3.1. 遺伝的多様性と近親交配

一般的に、個体群が減少すると遺伝的多様性が低下し、近親交配が増加する。その結果、近親交配は子孫の適応度を減少させ、生涯繁殖成功率が低下し、個体群のさらなる減少を引き起こす。このプロセスは、いわゆる「絶滅の渦」の一部として認識されており、実験的に証明することは非常に困難だが、個体群の持続性に対しては、理論的には深刻なリスクとなりうる。したがって、過去と現在の

遺伝的多様性や血縁度を明らかにし、遺伝学に基づいた保護策の一環として、将来の多様性比較のためのベースラインを確立することが重要である。野生および飼育下のイヌワシに関する遺伝解析の結果、今のところ2つの個体群はおおよそ類似しており、遺伝的多様性がそれなりに維持されていることが明らかになった[20]。さらに、野生個体群（岩手； $F=0.08$ ）と飼育個体群（ $F=0.07$ ）の近交係数の遺伝解析による推定値はかなり低く、どちらの個体群でも近親交配は進行していないことが示唆された。しかし、飼育個体群の結果は主に創始個体と第一世代（F1）個体に基づいており、繁殖に成功している家系に現状では偏りがあることから、近交係数は今後急速に上昇すると予想される。

一方で、技術的な観点から、現在ひろく利用されている2個体間の血縁度の解析手法（pairwise kinship analysis）では、異なる血縁関係（親子関係と叔父甥関係など）にも関わらず血縁度の重複が大きく[20]、現在使用されている16座位のマикроサテライトマーカーセットでは、血縁関係を理解し、近親交配を正確に推定するには限界があることが示された。この問題への対処法として、数千座位の一塩基多型（SNPs）を用いたゲノムワイドな大規模データを用いることで、野生の家系を再構築できる可能性が報告されている[21, 22]。現在の分子遺伝学的な解析手法の限界を考えると、野生における遺伝的多様性の欠如が個体群減少の一因であるとは断定できず、現時点では近交弱勢を示す強い証拠もない。しかし、遺伝的要因が個体数の減少に影響している可能性は否定できない。

1.3.2. 全ゲノム配列の解析（3）

ニホンイヌワシの歴史的な個体群動態を理解し、個体数減少の始まった時期を明らかにするために、現在、イヌワシゲノムの全ゲノム配列を利用した解析が進められている。Pairwise Sequential Markovian Coalescent（PSMC）解析[23]を用いて、1万年前から数百万年前の有効集団サイズ（遺伝的多様性に貢献している個体数）を推定し、個体数減少の開始時期だけでなく、日本のイヌワシ亜種が他のイヌワシから分岐した時期も推定で

きる。歴史的な個体数の変動を分析することで、遺伝的多様性が時間の経過とともにどのように変化してきたかを知ることができ、将来の個体群の変化や、日本国外からの個体の導入などの保護策の結果の予測に役立つことが期待される。

1.4. 個体数減少における生態系と生息環境の要因

日本は世界でも有数の森林国で、国土の70%近くが森林に覆われている。かつて日本では木材が最も重要な森林資源であり、薪、木炭、建材、パルプ材などに利用されてきた。このため、林業が最も活発だった1940年代には、森林伐採面積は年間最大90万haにも達していた[24]。また、これらの伐採地における苗木の再植林は、1950年代から1960年代にかけて活発に実施され、年間平均約35万haに及んでいた[25]。しかし、1970年代に入ると、木材の輸入量が増加し、国産材の価格が低迷した。その結果、国内の国産材需要が減少し、森林伐採面積はピーク時の3分の1の年間30万ha程度にまで低下した[24]。さらに、1980年代以降、苗木の植栽面積は年間約35万haから年間約10万haに減少した[25]。伐採面積および苗木の再植林面積の長期的な減少により、現在、日本の山地は密生した人工林に覆われている。

日本におけるイヌワシの採餌場所は、草地や岩場のほか、台風や雪崩によって樹木が倒壊した森林の隙間などである。現在ではこうした環境は森林内に非常に少ない。1980年代以前は、森林内には森林伐採地と苗木の植栽地が広く分布しており、イヌワシの繁殖活動や生息を支えていたとみられる。しかし、1980年代以降、森林伐採地や植栽地は激減した。このような土地利用の変化が、日本におけるイヌワシの繁殖活動や生息状況を悪化させた決定的な要因の一つと考えられる。この問題に対処するために、森林施業を活用したイヌワシの採餌環境の人工林の間伐を伴う森林伐採地や苗木の植栽地の造成が実施されているが、その成果はまだ明らかにされていない。

1.5. まとめ

上記の根拠に基づき、現在のニホンイヌワシの個体数

減少の主な原因は、土地利用の変化によって最適な獲物と狩猟に適した生息地の両方が減少し、繁殖の成功率が低下したことであると考えられる。さらに、鉛中毒の問題も一因となっている可能性がある。遺伝的多様性がこれまでのところ有害な影響を与えているとは断定できないが、ニホンイヌワシの個体数は現在非常に少なく、近親交配の進行が短期的・中期的に個体群の繁殖成功に悪影響を与える可能性がある。

2. 個体数維持のための保護策

上述のようなニホンイヌワシの個体数減少の要因についての現在の理解を踏まえ、日本における野生のイヌワシの保護を改善するための多くの提案がなされてきた。これらの提案の多くは、その効果を評価するために試験的な保護戦略として実施されている。その他の提案はまだ検討されていないか、あるいはその有用性を評価するためにさらなる研究が必要である。この章では、生態学、獣医学、遺伝学、生息環境管理の各分野にまたがって、持続的な保護のための方策を提示しており、イヌワシ保護への潜在的な重要性や効果が議論されている。

2.1. 生態

2.1.1. 給餌

猛禽類の個体群は、偶発的な自然変動や人為的な環境変化によって生じうる獲物の利用可能量 (prey availability) の減少に対して特に脆弱であることが知られている。したがって、給餌は猛禽類の保護策における一般的な選択肢であり、多くの成功例がある[26]。日本では、1984年から環境庁（現・環境省）がシマフクロウ (*Ketupa blakistoni*) を保護するために、公的な給餌プログラムを実施している。加えて巣箱の提供など他の保護策も行うことにより、個体数は2倍に回復している[27]。ニホンイヌワシもまた獲物の利用可能量の問題に直面しているため[28]、繁殖成功率の低下に対する早急な解決策として給餌が提案されている。

福井県では、1996年から2000年にかけて4組のイヌワシの繁殖つがいを対象とした給餌プログラムが実施された[29]。感染のないウサギの生体や様々な野生動

物の死体を餌として使用し、主要な狩場で週に1回程度、給餌が行われた。その結果、1組の繁殖つがいでは繁殖成功率が顕著に向上し、もう1組ではわずかに向上したが、他の2組では与えられた餌を利用しなかった。岩手県では、2009年から2組の繁殖つがいに給餌を行っているが、餌の利用が多かった年でも明確な繁殖成績の向上は見られていない[5]。他の地域でも、公的機関によらない給餌活動が行われている可能性があるが、方法や成果については情報が無い。

福井や岩手の事例は、給餌に対するイヌワシの反応が多様であり、期待されていた繁殖成功へのプラスの効果が必要しも現れなかったことを示唆しているが、これらの知見を検証するためには、給餌量や給餌間隔を変えてさらに実験を行うことが重要であろう。巢内のヒナに直接餌を与えることは、狩場で親に餌を与えるよりも効率が良いかもしれないが、国内の大多数の営巣地では、巢へのアクセスが困難であるため、現実的ではなさそうである。しかしながら、給餌は、減少する個体数を補強するために飼育下の繁殖個体を導入する場合など、将来のイヌワシ保護策において不可欠な要素となる可能性が高いため、技術を進展させることは重要である。スコットランドにおいては、給餌はイヌワシの放鳥直後の短期的支援や冬の間の支援において重要性が実証されている[30]。

2.1.2. 野生個体群における個体群存続可能性分析のモデル化

個体群存続可能性分析(PVA)の目的は、特定の種や個体群がその生息地で生存可能かどうかを判断することである[31]。絶滅危惧種の保護における意思決定に必要な生態学的知見として、PVAを活用する事例が増えている。PVAでは、種や個体群の繁殖成功率、年齢別死亡率、平均寿命、分散などの個体群パラメータの推定が必要である。入力した変数に基づいて、ある期間内の個体群の絶滅確率を評価するために、確率論的個体群動態モデルが用いられる。PVAにより、絶滅確率に加えて、個体群減少のおおよその時間スケールや最小存続可能個体数(MVP)など、保護の意思決定に重要な情報が得られる。また、PVAは保護策の効果を予測し、代替案を

評価することができる。十分なデータを用いてPVAを実施すれば、保護の意思決定プロセスを支援する効果的なツールの一つになる。

岩手県北上山地に生息するニホンイヌワシの個体群を対象とした初期のPVAの結果により、分散を伴わない閉鎖個体群を仮定すると、今後50年間の絶滅確率は31.0%と推定された(夏川・前田、未発表データ)。しかし、本分析では、イヌワシの年齢別死亡率、平均寿命、分散などのパラメータを設定するための情報が入手できなかったため、代わりに他の亜種の先行研究(例えば[32])から変数を推定した。今後の解析では、上記の変数についてニホンイヌワシのデータを収集し、PVAの精度を向上させることが推奨される。さらに、日本全国の情報に基づいてPVAを実施することで、絶滅リスクとMVPの推定値を用いた、ニホンイヌワシの全国規模での保護計画の有効性を推測することができる。

2.1.3. 全国的な個体群モニタリング

日本におけるイヌワシの保護状況を理解し、種の保護計画を立てる上で要となるのは、イヌワシの個体群の長期的なモニタリングを継続し、個体数、生息地、繁殖成功に関する信頼性の高い比較可能なデータを入手することである。定期的なモニタリングは野生のイヌワシの持続的な保護を支援するために不可欠であり、重視されるべきである。現在、岩手県のような一部の顕著な例外を除いて、ほとんどのイヌワシのモニタリング調査はボランティアによって行われている。すなわち現状では、本種の保護に極めて熱心な愛好家や自主的な調査員がいなければ、効果的な保護策を考案することができない。調査を担う人材の高齢化と後継者の不足は、長期モニタリングの将来、ひいては持続可能な保護策全般にとって深刻な脅威である。

調査グループの献身的な努力にもかかわらず、巢の遠くからの目視観察から得られる情報は依然として限られている。この問題に対処するために、繁殖成功を確認するための代替方法の評価・検討が、直接観察との比較においていくつか実施されている。CCD(ビデオ)カメラや赤外線自動カメラ(カメラトラップ)の設置が、携帯無線

や WiFi などの通信機能と組み合わせて、イヌワシ個体への影響を最小限に抑えるように注意しながら試験的に実施されている。これらの研究が将来の長期モニタリングをけん引し、ボランティア調査員の負担を軽減すると同時に、各営巣場所で得られる情報の質を向上させることが期待されている。このような遠隔モニタリングにより、巣の崩壊や捕食者からの脅威など、ヒナに深刻な危機が迫っている場合にはリアルタイムで発見して介入するなど、巣に特化したヒナの生存率向上の対策を講じることができのかもしれない。一方で、このような先端技術的なモニタリングの実施には資金が必要であることに留意すべきである。

複数の営巣場所に固定カメラなどのモニタリング機器を設置するだけでなく、UAV（無人航空機（またはドローン））の使用もイヌワシモニタリングの新たな方法として検討されている。巣の修復（巣構造の改善）、死んだヒナや孵化していない卵の回収、翼帯マーカの取り付けなどの人の手による営巣場所への介入の価値は広く実証されている [5, 33-36]。しかし、手作業での介入には専門的な技術が必要で、登攀や高所でのロープ作業を伴う。さらに、巣内で何が起きているかの事前情報がない状態でのこういった作業は報われない可能性もある。上空から巣を可視化し、状況を確認するために事前にドローンを使用することができれば、人による介入の効率が向上するだろう。必要に応じて、遺伝解析用の試料（羽毛や卵の殻など）のドローンによる採取などの技術も開発される可能性がある。また、ドローンは固定カメラに比べて携帯が容易なため、巣のモニタリングのコストと労力を大幅に削減できる可能性がある。ただし、このような UAV を用いた手法を広く普及させる前に、巣を利用する親鳥への影響を評価することが必要である。

印象深いのは、日本でも他の様々な種で活用されているにもかかわらず、GPS 発信機と衛星追跡を利用したニホンイヌワシのモニタリングが今のところ行われていないことである（1.1.3 項参照）。日本における本種の生活史や移動分散をより深く理解するために、成鳥を対象に衛星追跡の利用を検討することが提案されている。

以上のように、イヌワシの長期的なモニタリング調査を継続することが保護策上重要であることや、将来的には営

巣場所で可能な手作業による調査が人手不足によって限られることから、各個体のモニタリングを強化し継続するために、様々な技術の評価と利用を実施すべきである。

2.2. 獣医学的調査

2.2.1. 死後検査

保全医学の分野では、イヌワシの個体群をサポートするために様々な獣医学的取り組みが可能であり、いかなる持続的な保護策においても手法の一つとして考慮されるべきである。死因を特定するための X 線撮影を含む死後検査は、イヌワシの健康状態についての理解を深め、外傷や違法な迫害を証明するために不可欠である。また死体からは、健康状態の悪化や繁殖失敗の要因の可能性がある様々な感染性物質や非感染性物質への曝露を分析することができる。新鮮な死体を入手することは、特に遠隔地では困難であり、このような分析を容易にするためには、協力ネットワークの確立と、検体提供のための明確な手順やガイドラインの整備が必要である [37]。

2.2.2. 生きたヒナの健康調査

可能であれば、アクセス可能な巣のヒナを対象に、検体の採取とともに長期的なモニタリングを容易にするための足環（必要に応じて衛星送信機）を装着する。体重、形態測定データ、血液検体（血液学、生化学、血清学、毒素分析）、総排泄腔および気管の綿棒スワブ（細菌学、ウイルス学、寄生虫学）といった他の猛禽類用に開発された方法を応用することで、経験豊富なハンドラーや獣医師によって、ヒナへのストレスを最小限にして迅速にデータを入手することができる [38, 39] 天候、生息地、獲物の個体数など他の項目情報に関する同時期のデータも検討することで、多変量解析に組み込むことができる。栄養状態は、体調や血液パラメータ（例：グルコース、尿酸値、PCV（ヘマトクリット値））によって評価できる。親鳥から与えられた獲物の種類は、巣内の残渣から知ることができる [40]。さらに、死体や生体から、組織や血液細胞を採取して DNA 解析を行い、将来の研究のために血清などの検体を保存することができる [39]。

2.2.3. 疾病調査

鳥類に共通の標準化された健康調査を実施するためには、生きた個体や死体からの検体収集、分析、結果の解釈を説明した一連のプロトコルを発展させる必要がある。このような獣医学的調査のプロトコルに従うことで、イヌワシを処置する獣医師は、イヌワシの健康に関する個体群全体の調査に活用できる、比較可能な検体やデータを統一されたフォーマットで収集することができ、例えば鉛や化学汚染物質などの毒素への曝露を明らかにし、健康状態と環境の関連性を確認することができる [41, 42]。

2.3. 遺伝学

2.3.1. 個体群の遺伝的構造の検討

野生個体群の遺伝解析において複数の DNA マーカー（または遺伝領域）を用いることで、保全遺伝学者は遺伝的多様性を評価し、個体群の遺伝的構造を明らかにすることができる。ニホンイヌワシの場合、遺伝構造を調べるために、ミトコンドリア DNA の 2 つの領域（調節領域：Control Region, CR、偽調節領域：pseudo Control Region, ϕ CR、[43, 44]）と 16 座位の核 DNA マイクロサテライトマーカー [45] が用いられた。ミトコンドリア DNA 解析の結果では、野生個体群は 6 つの CR ハプロタイプ（DNA 塩基配列の種類）と 3 つの ϕ CR ハプロタイプを維持しており、9 つの CR + ϕ CR ハプロタイプの組み合わせが存在することが明らかになった。これらのハプロタイプは日本国内の 8 地点の試料採集地域で確認されたが、岩手県においては 9 つのハプロタイプの組み合わせのうち 7 つのタイプが観察された。マイクロサテライト解析の結果では、岩手県に生息する野生個体、飼育下の野生由来個体（founder）、飼育下繁殖個体の間には明確な遺伝的構造は見られなかった [20]。これらの結果から、日本国内には遺伝構造の地域差がほぼ存在せず、単一の個体群として保護を進めることが妥当であることが示唆された。しかし、野生個体の試料の大部分は岩手県からのみ採取されたものであり、したがって、この単一な遺伝構造が全国的にも言えることを確認するためには、試料の採取を全国規模に拡大する必要がある。イヌワシの巣は深い森の奥や険しい崖の上にあるため、巢

からの試料採取は依然として困難であり、費用もかかる。遺伝的モニタリングを行う上で最も重要な課題の一つは、野生個体の試料採取の効果的な手法を確立することである。解決策として、非繁殖期に巣から羽毛を採取するためのドローンの活用が検討され始めている。

2.3.2. 年齢推定

野生個体群における各個体の年齢を推定することは、繁殖成功の可能性を評価する上で効果的である。ニホンイヌワシの繁殖成功率は 1970 年代から着実に低下しており、現在では日本全国で 20% 程度となっている [4]。その理由の一つとして、繁殖可能個体の高齢化が考えられるが、個々の個体の年齢を正確に推定することは困難であり、野生のイヌワシ個体群の年齢構成を明らかにすることも困難である。しかし、DNA 解析を応用した年齢推定手法により、情報を提供できる可能性がある。

チンパンジー (*Pan troglodytes*) では、DNA メチル化パターンの解析を用いた年齢推定が報告されている [46, 47]。この手法をニワトリ (*Gallus gallus*) [48]、ホオジロ (*Parus minor*) [49]、ツバメ (*Hirundo rustica*) [50] などの鳥類に応用した研究もある。ほとんどの研究では血液試料を用いており、非侵襲的な試料を用いた手法は珍しく [51]、哺乳類でもまだ開発途上である。しかし、DNA メチル化を活用した年齢推定は、羽毛や糞から得られる非侵襲的 DNA を利用してニホンイヌワシ個体群の年齢構成や繁殖能力を解明する大きな可能性を秘めている。

2.3.3. 亜種間比較

ニホンイヌワシの核型 ($2n = 62$) はヨーロッパのイヌワシ (*A. c. chrysaetos*) ($2n = 66$) と異なることが報告されているが、これは微小染色体の数が異なるためである（日本では 8 個、ヨーロッパでは 10 個） [43, 52]。このことは、日本の亜種と他の亜種では核型が異なる可能性を示唆している。日本の飼育個体群で子孫を残した創始オスのうちの 1 羽は、体格や mtDNA ハプロタイプから動物園飼育担当者から日本亜種であることが疑問視されており、現在、このオスの家系全体が繁殖計画から

除外されている。これらの問題を解決するためには、亜種間に有意な核 DNA の違いが存在するかどうかを解明する必要がある。現在、ニホンイヌワシと他亜種の試料の核型（染色体数）の再解析が進められている。

また、ニホンイヌワシは、山岳森林地帯に適応している唯一の亜種と言われている。現在の個体数減少を回復させるためには、他の亜種からの個体の導入も選択肢の一つと考えられる。亜種間では生息環境が異なり、局所的な生息地適応の度合いが不明であるため、他亜種の導入の有効性を検討するためには、亜種間の機能遺伝子における差異を理解するためのさらなる研究が必要である。

2.3.4. 細胞株の樹立

生物多様性保全の観点から、初代培養細胞の保存は生息域外保全の選択肢の一つだと言える。サンディエゴ動物園保全研究所では、飼育下および野生下の動物に由来する細胞のバンク化（Frozen Zoo®）を先駆的に行っている。日本では、国立環境研究所が 2002 年から絶滅危惧種（主に鳥類と哺乳類）の初代培養細胞を凍結保存してきた。国立環境研究所のコレクションには、トキ（*Nipponia nippon*）、ヤンバルクイナ（*Gallirallus okinawae*）、ノグチゲラ（*Dendrocopos noguchii*）などの絶滅危惧 IA 種の皮膚組織由来の細胞が含まれている。また、体細胞核移植や人工多能性幹細胞化といった技術によって、絶滅危惧種由来の細胞を遺伝的救済（genetic rescue）などの保全用途に利用した例も報告されている [53]。細胞バンクや細胞株の樹立と組み合わせることで、このような技術がイヌワシの保護に重要な役割を果たすことが期待される。

現在、イヌワシの組織由来の細胞株は存在しないが、鳥類の皮膚や筋組織からの細胞培養やその細胞を凍結する技術はすでに確立されている。日本動物園水族館協会（JAZA）の情報によると、ニホンイヌワシを飼育している動物園は 9 園となっている [54]。細胞培養用の組織を飼育下個体から採取することは可能であろう。動物園動物に由来する培養細胞に遺伝子を導入することで不死化細胞を樹立した例が報告されており [55]、飼育個体群に由来する細胞で、イヌワシの細胞株を樹立できる可能性は

高い。

2.4. 景観と生息地の管理

2.4.1. 列状間伐

国土の約 7 割を森林が占める日本では、林業が主要産業の一つとなってきた。しかし、外国産材の輸入増加に伴い、国産材の価格や生産量が減少し、植林地の成熟が進んだことにより、皆伐地や若い植林地など、イヌワシの採餌に適した開放的な場所が減少している。岩手県におけるイヌワシの繁殖成功率は、気候や営巣場所の条件を補正すると、イヌワシの行動圏（4）内にある若齢植林地、低木地、草地の利用可能量と正の相関関係がある [56]。

繁殖の成功を促すためには、収穫伐採による開放地の継続的な提供が望ましいが、現在の社会的・経済的状況下では、ほとんどの森林でそれを実現することは難しい。代替案として、列状間伐が大きく注目されている。列状間伐とは、植林地の間伐方法の 1 つで、基本的には 1 ～ 2 列を伐採し、2 ～ 4 列をそのまま残す方法である。従来の択伐ではほとんど得られなかった、狩場となる列状のオープンエリアを提供することができる。日本のイヌワシの主要な獲物であるニホンノウサギの個体数は、列状間伐後に増加することが確認されているが [57-59]、恐らくイヌワシの行動圏の大きさに対してこれまでの実験規模が十分広くなかったことから、イヌワシの採餌や繁殖への正の影響ははっきりしていない。しかし、長期的な観察では、イヌワシの飛翔頻度は間伐前の同一区画や他の無施業の地域と比べて、列状に間伐された区画の方が高い傾向があることが明らかになっている [58]。

列状間伐は、収穫のための皆伐に比べて、狩場を提供するという点では控え目な効果しかなく、一般的には伐採後 2 ～ 3 年で間伐列の隙間が狭くなり、イヌワシへの恩恵が薄れていくことに注意が必要である。したがって、列状間伐による生息地の質の向上は、広域的に繰り返して実施するのがより効果的であろう。林野庁は国有林の標準的な管理方法として列状間伐を推奨しているが、民有林への普及はまだ限定的である。

2.4.2. 人為による巣の改良

ニホンイヌワシの繁殖率の低さは獲物の確保が主要な要因と考えられているが、卵やヒナの捕食、巣の崩壊、落石、落雪などの事故による繁殖の失敗が多いことも知られている。近年は、急速に発達した低気圧による大雨や大雪による繁殖中の被害も多い。これらの有害な事象から卵やヒナを守るためには、安全な営巣場所を提供することが重要な課題であり、多くの事例研究が行われてきた。

岩棚上の巣の場合、巣材（枝や小枝など）の崩落を防止するための金属製巣台や、ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）などの哺乳類の捕食者を防ぐための柵、そして雨や雪を避けるための庇などの人工構造物の設置が試みられている [5]。また必要に応じて、過剰な巣材の除去、イヌワシの出入りを妨げる支障木の伐採、岩棚を拡大するための岩の削り取りなど、営巣場所の状態を維持するための措置も行われてきた [60]。樹上巣の改良事例はあまり多くは知られていないが、木製や金属製の棒材による巣の補強や、金属製の幹カバーによる哺乳類の樹木登攀防止策が適用されている [5]。樹上巣への積雪を回避する技術は今のところ無く、今後の開発が望まれている。

これまでのところ、ニホンイヌワシが非繁殖期に設置された人工構造物や巣周辺の改変に対して警戒行動や回避行動を示したという形跡はない。その一方、巣の改良が繁殖活動に貢献したことを示す証拠は多数存在する [5, 34, 61, 62]。イヌワシのつがいは、なわばりにある複数の巣のうち、毎年1つの巣のみを繁殖に使用するため、別の巣が使われた場合には次の繁殖期には効果が現れないかもしれないが、3～4年のサイクルで改良された巣を利用する可能性も高いことから、巣の改良の有効性は長期的な視点で考える必要がある点に注意したい。

イヌワシが営巣したことのない場所への人工巣の設置例は報告されていないが、技術的には可能である。かつて巣があった場所にニホンイヌワシの新しい人工巣を作るいくつかの試みは成功している [5]。さらに、オオタカ（*Accipiter gentilis*）やクマタカでは、現在の巣から離れた場所への新しい人工巣設置の試みの多くが良好な結果をもたらしており [63, 64]、ニホンイヌワシへの応用の可

能性を示唆している。暴風雨や捕食者に対して安全な人工巣への誘導が実現できれば、イヌワシの保護に大きく貢献するだろう。

2.5. まとめ

ニホンイヌワシに対する脅威を軽減するために、多様な保護活動が実施されたり、検討されたりしている。この総説では、これらを分野別に紹介しているが、短期・中期・長期的なアプローチ、あるいは確立された解決策と実験的な解決策のいずれかに分けて論じることもできる。培養細胞の凍結保存による遺伝的救済は高度な技術であり、将来的なアプローチであるが、長期的には大きな効果をもたらす可能性がある。同様に、ニホンイヌワシの保護を目的とした森林管理の効果は、比較的長い期間を経て初めて実現される。対照的に、給餌や皆伐はすぐに成果をもたらす可能性があるが、その影響のさらなる評価が必要である。本項で提案したさまざまな保護策はすべて、意義は明快であるものの、コストがかかる。方策の適切な評価、検証、優先順位付け、資金調達が今後の課題である。

3. 野生・飼育個体群の一体化

絶滅危惧種の飼育個体群は、野生個体群を含む種全体の保護に貢献することから、ますますその価値が認識されるようになった。従来、飼育下繁殖と野生動物保護は独立して進められてきたが、近年の保全生物学では、飼育個体群の潜在的な利益を最大限に活用するため、これらの一体化（integration）が重要視されている。ニホンイヌワシの生息域内保全を促進するために、動物園にて飼育下繁殖が進められている。ニホンイヌワシの場合、野生および飼育個体群を一体とした保護には、野生と飼育個体の入れ替えや、野生下では難しい研究を飼育下で行うなど、様々な方策がある。この章では、野生と飼育下の個体群の保護と一体化について議論する。

3.1. 持続的な飼育個体群の繁殖

3.1.1. 飼育下繁殖の歴史・目的・JAZAの長期繁殖計画

ニホンイヌワシの保護は生態系全体に関わるものであ

り、生息域内保全と域外保全を統合的かつ包括的に考えることが重要である。前述のとおり、野生における繁殖成功率は減少傾向にあり、2017 年にはわずか 16.3% であった。この現状を改善するためには、ニホンイヌワシの繁殖に関する知見が不可欠である。ニホンイヌワシの飼育下繁殖は JAZA に加盟している動物園で行われている。その取り組みは、1968 年に野生下での保護個体から飼育が始まり、1989 年に国内で初めて繁殖に成功した [65]。1991 年には、4 園の合計 11 羽（オス 7 羽、メス 4 羽）の飼育個体群をもとに、JAZA による血統登録が開始された。2016 年末には、9 園で 48 羽（オス 30 羽、メス 17 羽、性別不明 1 羽）にまで個体数が増加した。このうち、8 羽が野生由来（オス 3 羽、メス 5 羽）、40 羽が動物園で産まれた個体だった（5）。これまで、合計 82 羽が登録され、そのうち 15 羽（オス 6 羽、メス 9 羽）が野生由来（保護）個体である（6）。飼育下繁殖は、個体数を増やすだけでなく、絶滅危惧種ニホンイヌワシの現状を啓発することで、保護状況を改善する目的もある。また、飼育下繁殖を行うにあたっては、飼育個体の遺伝的多様性を維持しつつ、繁殖に関する研究を促進して、ニホンイヌワシの繁殖成功率の改善に貢献しなければならない。

飼育下繁殖の取り組みには依然として課題が多い。例えば、繁殖に貢献する創始個体（founder）が限られることによる遺伝的多様性の低下や、飼育スペースの制限により個体数を増やすことが困難であることなどが挙げられる。生息域内と域外におけるニホンイヌワシの将来を保証するためには、飼育下での持続的な個体群維持のための長期的な繁殖計画が必要である。繁殖計画については現在検討中であるが、獣医学的観点や個体数管理に関する数々の課題にも対応している必要がある。

3.1.2. 飼育個体の獣医学的観点からの保護

飼育下での死亡率は巣立ち前が最も高く（44.7%）、巣立ち後の死因は、衝突事故（13.2%）、循環器系疾患（10.5%）、泌尿器系疾患（5.3%）、真菌感染（5.3%）、老衰（5.3%）、生殖器系疾患（2.6%）、消化器系疾患（2.6%）などが挙げられる [65]。ヒナの兄弟間闘争は

巣立ち前の死亡率を上げることから、人工保育に移行して攻撃性を軽減し、生存率を向上する取り組みが行われてきた。経験が豊富な繁殖つがいに経験の浅い繁殖つがいの卵やヒナを受容させることで、ヒナの生存率を直接向上させることもある。また、将来的な野生復帰に備えて、飼育下のヒナと野生由来の保護個体との交流の機会を増やすために、繁殖つがい間のヒナの移動も試みられている。これらの活動を通じて、ニホンイヌワシの保護につながる、野生では得られない獣医学的・生態学的情報が蓄積されている。

3.1.3. 個体群存続可能性分析（PVA）の結果から保護について言えること

飼育個体群は生息域外保全に重要な役割を果たしており [66]、ニホンイヌワシにおいても野生個体群の補強（reinforcement）のために放鳥（野生復帰）を行う際に中心的な役割となることが考えられる。PVA によると、現在の飼育下繁殖計画では、ニホンイヌワシの飼育個体群は持続的ではない。具体的には、200 年以内に絶滅する可能性が高く、100 年以内に現在の遺伝的多様性の 4 分の 1 以上が失われる可能性があることが示された。飼育個体群を維持するには、繁殖に貢献する個体の割合を増やすことと、10 年ごとに 2 羽の野生個体の導入が必要であることがシミュレーションにより提案された [20]。繁殖つがい数を増やせばヒナの数も増え、遺伝的多様性の消失を最小限に抑えることができる。しかし、現在の創始個体数では、個体群の持続性を確保するには不十分であり、近親交配の進行が個体数の増加を阻む可能性が非常に高い。数年ごとに飼育下から 2 羽を野生復帰し、10 年程度をめどに野生から飼育下に 2 羽を保護するというように、飼育下と野生の個体を交換するシステムを導入できれば、野生・飼育とも遺伝的多様性が維持され、近親交配を避けられると考えられる。野生の個体を飼育下に移殖することは困難であるが、スコットランドでは巣内の 2 羽目のヒナを保護して移殖している。一方で日本では、傷病個体（成鳥）が保護された際に、飼育下に導入している。PVA モデルを用い、飼育動物園と野生個体群の保護に携わる関係者との綿密な協力関係のもとで総合的

に計画を検討した場合、10年に1度は最低でも2羽を飼育下に保護することができると考えられる。

3.2. ニホンイヌワシの遺伝解析

野生下および飼育下の個体群で遺伝的多様性を維持するためには、個体間の血縁度を推定することが重要である。前述（1.3.1項）のとおり、遺伝解析の精度が不十分なため、飼育個体間の血縁度の推定は現時点では正確に行えていない。次世代シーケンス技術を用いて膨大なDNAデータを解析できれば、個体間の血縁度の推定が可能になり、繁殖に役立つ情報を得ることができる。また、世代間の遺伝的なモニタリングから、近親交配の影響の解明も可能になる。血液試料が入手できる飼育下ではこのような解析手法は比較的に実現性が高いが、野生ではDNAの質が低い非侵襲試料（抜けた羽根など）の利用に限られるため、解析が困難である。しかし、野生・飼育の統合的な個体群保護においては、野生と飼育のニホンイヌワシで一貫した遺伝的なモニタリングを試みるべきである。

3.3. 野生下への放鳥、飼育下への移殖：場所の選定と移殖の取り組み

個体群を統合的に管理するためには、野生・飼育個体群間の移動を行う地点、とりわけ飼育個体の放鳥地点と、場合によっては野生個体の捕獲地点の選定が重要となる。放鳥地点の選定を行う際は、放鳥個体の生存を左右する複数の要因を考慮する必要がある。野生から個体を導入する場合も、野生個体群への影響に加え、飼育個体群へ移殖する個体の適性も考慮する必要がある。ニホンイヌワシでは、野生・飼育個体群間の移動はまだ試みられていないが、中期的には持続的な個体群管理のために必要となる。一方で、他種や他国での事例は多く、ニホンイヌワシの移殖計画にも役立つだろう。IUCN再導入専門家グループ（現在の移殖専門家グループ）が作成した、「再導入とその他の保護的移殖に関するガイドライン」[67]に、これまでの成功事例が記載されている。イヌワシに関しても、スコットランドやその他の地域での事例について詳細が報告されている。保全移殖計画の詳細はこの総説

の範囲外であるため記さないが、以下の点については検討すべきため提起したい。

どのような保護計画であっても、成功させるためには地域社会による一定の関与と計画に対する支持が必要である。すなわち、たとえ計画の詳細は機密情報であっても、移殖が行われる地域との円滑なコミュニケーションと地域住民の関与は、極めて重要である。

放鳥地点は、獲物の資源量、営巣可能な場所の有無、個体の福祉、人為的攪乱のレベル、環境の健全性（汚染を含む）、分散の機会など、複数の基準に基づいて選定されるべきである[67]。野生からヒナを捕獲するための営巣場所の選定は、繁殖つがいへの影響、ヒナの生存率（捕獲した場合、しなかった場合とも）、地域個体群への影響、関係する個体の健康と福祉、また、可能であれば、飼育個体群の遺伝的多様性への寄与も考慮して行われるべきである。

個体の移殖を行う場合、早期に包括的な計画を立てることが重要である。上記の判断基準だけでなく、事例ごとにも異なるだろう。しかし、これらの基準を検討する際、飼育下繁殖と野生動物保護に関わる保全生物学者らの協力が必要となる。

3.4. まとめ

飼育下と野生下での保護に携わる関係者の協力のもと、野生動物を統合的に保護することは、誰しもが思い至ることであるが、実現するために必要な協力はなかなか得られないことが多い。ニホンイヌワシの場合、緊密な協力関係がすでに存在することから、野生と飼育個体群を一体とした保護のアプローチを試す機会に恵まれている。特に、遺伝学や獣医学などの分野では、野生と飼育の両方を対象に、類似した研究が進められている。したがって、双方の関係者が協力することは、ニホンイヌワシを保護するために科学的にも研究予算的にも有意義である。野生下と飼育下の両個体群の状況を考えると、このような統合的なアプローチは、日本国内での保護策には不可欠である。

考察

イヌワシの研究は国内外で盛んに行われてきたが、日本

の個体数減少や現状の改善方法については課題が残っている。一つのアプローチでの解決は困難で、学際的な研究が応用的な保護の枠組みの中で統合されることによって達成されるのである。この総説は、ニホンイヌワシの保護の取り組みを連携させる第一歩であり、実践的な解決方策と注目すべき研究課題を明確にすることを目的としている。専門家が集まって保護における現状の問題点を議論する過程は重要であり、この総説でまとめられた議論が効果的に検討されれば、ニホンイヌワシの保護策を策定するために有益な基盤になると考えられる。

個体数減少の理由

繁殖成功率の低下や、個体数の継続的な減少には、複数の要因が組み合わさっているようである。獲物動物の量が低下し、栄養価の高い哺乳類から爬虫類など（7）への食性の変化を余儀なくされ、栄養摂取量が不足していることが直接的な原因として考えられる。これらの要因は、繁殖期である冬の大量の積雪や、土地利用の変化（森林の高密度化、農業の集約化）による適切な狩場の減少と関連することが調査で明らかになっている。獣医学的観点からは、北海道では鉛中毒が深刻な問題となっている証拠があり、他の地域も含め、より広範な分析が必要である。遺伝解析の結果、ニホンイヌワシの個体群の遺伝的多様性は、過去も現在も十分な水準を保持していることが示唆され、顕著な個体数減少の一因ではなさそうである。しかし、さらなる個体数の減少に伴い、遺伝的多様性は急速に失われる可能性が高く、近親交配が個体の適応度に悪影響を与えかねない。

持続的な個体群保護のための要件

野生のイヌワシ個体群を持続的に保護するには、上記のような個体数減少の原因に対処しなければならない。個体の生存と繁殖の成功といった短期的な課題については、獲物の入手可能量および営巣環境の確保を広く実施し、幼鳥の生存を保障する必要がある。給餌、巣の修復、巣のモニタリング（先端技術の利用も検討）、生息環境の管理など、多くの保護策がすでに検討されているか、またはこの総説で提案されており、これらを十分な規模で実施す

ればイヌワシの短期的な個体数回復に貢献するはずである。

個体数の中期的な回復には、栄養不足や病気、環境汚染がもたらすリスク評価を通じて、イヌワシの全体的な健康状態を改善する必要がある。具体的な案として、スコットランドで使用されているような獣医学的手法を確立・実施し、現在北海道で猛禽類を対象に行われている分析をより広範囲で行うことなどが挙げられる。

個体群の長期的な存続を保障するためには、遺伝的多様性を維持し、近交弱勢および異系交配弱勢（遠交弱勢）のリスクを抑える必要がある。そのためには、今後ニホンイヌワシとその他の亜種の研究を進め、より具体的な方策を検討する必要がある。特に、国内各地の試料数を増やすことが鍵となる。長期的かつ持続的な保護策を実施するためには、分布域全体でPVA解析を行う必要があり、そこには遺伝情報や国内の個体群のより正確な生活史の情報が組み込まれるべきである。

生息域内・域外保全方策の一体化

飼育個体群は、種全体の個体数を維持するために欠かせない存在であるとともに、イヌワシの繁殖生物学、遺伝学、健康、行動に関する貴重な研究対象でもある。これまで、動物園での繁殖の成功によって多くのヒナが生まれているが、現在の繁殖状況のままでは次世代には近親交配や遺伝的多様性が失われる恐れがあり、現在の繁殖世代が元気なうちに対処する必要がある。野生下と飼育下のイヌワシの積極的で統合的な保護は、両方の個体群が直面している課題に対する解決策になりうるため、生息域内と域外保全の連携は強く推奨されている。具体的には、獣医師による診断と健康状態の継続的なモニタリング、遺伝的多様性に関する研究、一体化された個体群（野生と飼育）の長期的な個体群存続可能性分析（PVA）のモデル化、および適切な野生復帰地点の選定などを、生息域内・域外保全の関係者が連携して行っていくことが期待される。

ニホンイヌワシの保護への提言のまとめ（表1）

この総説では、ニホンイヌワシの保護に関する主な課題

と、野生下および飼育下でイヌワシを保護していく上で重要な科学的知見を紹介した。これらの情報を集約し、現在不足している知見を明確にすることで、将来の研究の方向性や、長期的な保護策の立案に必要な情報を提供できると考えられる。イヌワシ保護のさまざまな側面における現状と、将来行われるべき研究の概要を表1に示す。

生態学、獣医学、遺伝学における知見の不足により、ニホンイヌワシの持続的な保護策の策定が妨げられている。様々な研究が行われているが、地域が限定されることが多く、決定を下すために必要な詳細な情報が不足していることが多い。これは、これまで研究試料の少ない困難な状況下で、多くの場合無償で活動してきた研究者を批判しているわけではない。

既存の方法で個体群モニタリングを続けるには、人手不足や巣へのアクセスなどの大きな課題を解決する必要があるが、これは極めて困難である。したがって、食性、健康、移動、遺伝子に関するより広範な情報を得るために新たなフィールド調査方法を模索し、適切な技術（衛星追跡、ドローン）を試験的に導入して、コストを抑えつつ、保護に必要な情報を最大化する必要がある（表1）。まずは、このような調査の基盤となる個体の健康状態を把握するための獣医学的な手法や食性解析や遺伝解析の新たな研究手法を開発しなければならない。

実験的なデータに加え、個体群・生息地存続可能性解析（PHVA）は、イヌワシの適切な生息地と長期的な個体群存続を予測できるため、保護策を策定する上で非常に有用な研究ツールであると考えられる。PHVAは国際的にも保護の取り組みに活用されており、これらの事例をもとに、個体群に対する既存のリスクや保護策の結果を予測し、検証することが可能であることが実証されている。モデルに組み込む生物学的・生態学的な情報が正確で完全であればあるほど、PHVAの有用性が高まるため、これらの分野のさらなる研究が推奨される（表1）。

列状間伐や巣の修復といった、イヌワシの生存と繁殖成功率を直接的に向上させる取り組みは、国内外の既存の研究データに基づいている（表1）。このような生息環境の改善を行う上で、科学的根拠がさらに必要な場合には、日本各地で検証を行い、必要な知見を得るための研究を

優先するべきである。

最後に、国内の動物園は、JAZAが率いる飼育下繁殖を通じて、イヌワシ保護において重要な役割を果たしている。飼育個体群は、今後の拡大と長期的な持続性に関する多くの課題に直面している。一方で、将来的な野生復帰に向けた研究と繁殖は、野生個体群の保護に貢献することが期待される（表1）。したがって、飼育下繁殖とその他の保護策の一体化は極めて重要であり、将来的に支援されるべき取り組みである。

現在の個体数や繁殖の傾向から、ニホンイヌワシが亜種として今世紀中に絶滅する可能性が高いことが示されている。ニホンイヌワシの絶滅は、本州の生態系における重要な頂点捕食者としてだけでなく、文化的象徴としても、日本にとって大きな損失である。また、日本の保護策の欠陥の象徴にもなるだろう。さらに、他のイヌワシ亜種を含め、種としての長期的な存続を脅かす可能性も高い。野生のイヌワシの個体数の回復には時間がかかるが、スコットランドでは、積極的な保護と長期的な研究に裏打ちされた保護策により、イヌワシの個体数が増加している。日本のイヌワシ個体群の絶滅を防ぐためには、幅広い分野の保護の専門家が協力し、地域や国レベルで継続的に保護活動を行う必要がある。本総説では、既存の科学的知見を集約し、イヌワシの個体数回復のために必要な情報と専門的・技術的な解決策および、ニホンイヌワシの将来を保障するために必要な応用研究を提案している。

保護項目	現在の活動／これまでの研究	今後の予定・必要となる研究
1. 個体数減少の原因解明		
生態学	● 全つがいの毎年の営巣地調査（岩手県のみ） ● 兵庫県での獲物動物の利用調査 ● スコットランドでの衛星追跡による分散行動 ● 給餌（予備研究）	● 個体群情報の更新（年齢層、性別、個体数） ● 全国の営巣地の調査 ● ニホンイヌワシの生息アンケート調査（10km メッシュで生息地を地図上に表す） ● ニホンイヌワシの獲物と食性の調査 ● 日本国内における衛星追跡による分散行動の解明 ● 複数の営巣地での給餌ードローン給餌も検討
獣医学	● ヒナの検診・検死（スコットランド） ● 毒素・病原体・栄養の調査（北海道、本州の限られた地域で実施） ● 死亡個体の死因を随時調べる	● ヒナの検診・検死は日本では実践が困難 ● 毒素・病原体・栄養の調査を本州全域に拡大 ● 低い繁殖成功率の原因究明。巣内の卵殻、糞、ペレットを利用した分析方法を開発する（飼育個体を対照として活用）
遺伝学	● 野生個体群の遺伝的多様性と近交係数の推定（岩手県） - ー マイクロサテライトマーカーの精度に限界がある ● ニホンイヌワシのゲノムは解読済み・配列は利用可能	● SNPs を用いて、集団間、亜種間、および可能であれば個体間の近親交配をゲノムワイドで比較・評価する
生態系と生息地の管理	● 過去 30 年間の土地利用の変化（パッチ状から鬱閉した森林へ）による、ニホンイヌワシの生息地の面積と質の減少	● リモートセンシングと衛星追跡のデータを地図上に可視化し、生息地の利用可能性と利用状況を調べる
2. 持続可能な保護に必要な条件		
生態学	● 他亜種のモデル情報に基づく PVA によると、特定の野生個体群の絶滅リスク（30%）は高かった	● PVA の個体群の範囲を広げ、改善する。保護策も評価する ● ドローンをを用いたモニタリングと羽根試料の採取
獣医学	● 現時点では、獣医学的な健康調査は保護策に組み込まれていない	● 健康状態を継続的に把握するための手法を開発し、個体および集団の健康指標のデータを記録する
遺伝学	● ニホンイヌワシにおける初歩的な集団の遺伝構造は調査済み。岩手県以外の試料は限定的。血縁度や近親交配の進行具合については未だ不明点が多い	● 野生個体や巣からの DNA 試料採取のための効果的な手法の開発 ● ドローンをを用いた羽毛試料採取の実現可能性の調査を含む ● 地域適応を調べるための亜種間比較 ● 染色体解析のための不死化細胞株の作製 ● 年齢推定の研究
生態系と生息地の管理	● 列状間伐が試験的に実施され、有用性が実証された	● 人工巣の設置 ● ニホンイヌワシ保護を組み込んだ林業政策の拡大と継続（例：皆伐など）
3. 野生個体群と飼育個体群の一体化		
生態学	● 飼育個体群の PVA は実施済み	● 野生復帰を目指した JAZA の飼育下繁殖計画に PVA の推定を考慮
獣医学	● 飼育下繁殖は動物園の標準的な獣医学的プロトコールを用いて個体の健康が管理されている	● 学際的な分析のための動物園での検体採取手法の開発 ● 飼育下の全個体の健康調査（血液検査を含む） ● 野生・飼育個体のデータの収集・集約
遺伝学	● 飼育個体群と野生個体群の遺伝的多様性を比較するには試料が限られている	● 飼育下の全個体の遺伝解析（血液を用いる） ● 野生・飼育個体の遺伝情報の収集・集約
生態系と生息地の管理	● 現時点では、生息域内・域外保全の一体化に向けた取り組みは行われていない	● 野生復帰と保護地点の選定

表 1. 現在進行中または完了したニホンイヌワシにおける研究の概要と今後の活動への提言。活動は、本総説で取り上げた 3 つのテーマに分類し、それらを生態学、獣医学、遺伝学、生態系・生息地管理に分けた。

謝辞

本総説は、2018年4月18日～20日に開催されたイヌワシ保全研究会での議論がもとになっている。意見交換会および繁殖地の視察は、国立環境研究所（つくば市）、盛岡市動物公園、岩手県環境保健研究センターの協力のもと実施された。これらの施設の皆様に深謝申し上げる。本研究は、文部科学省科学研究費補助金（17H03624）と京都大学研究連携基盤次世代研究者支援の助成（代表：村山）を受けた。

文献一覧

1. The Japanese Ministry of the Environment. 2004. Survey of endangered raptor species (Japanese golden eagle and mountain hawk-eagle). <https://www.env.go.jp/press/press.php?serial=5218> (in Japanese).
2. Society for Research of Golden Eagle Japan (SRGE-J). 2017. Population and breeding success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Japan, 1981 to 2015. *Aquila chrysaetos* 26: 1-16 (in Japanese with English abstract).
3. Ministry of the Environment Tohoku district environmental office. 2017. *Heisei era eagle breeding status survey business report* (in Japanese).
4. Society for Research of Golden Eagle Japan (SRGE-J). 2014. Population and breeding success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in Japan, 1981 to 2010. *Aquila chrysaetos* 25: 1-13 (in Japanese with English abstract).
5. Research Institute for Environmental Sciences and Public Health of Iwate Prefecture (I-RIEP). 2012. *Golden eagles in Iwate*. I-RIEP, Morioka (in Japanese).
6. Yui M. 2013. Forestry and raptor conservation. *Forest Consultants* 132: 21-28 (in Japanese with English abstract).
7. Society for Research of the Golden Eagle. 1984. Food habitats of golden eagles in Japan. *Aquila Chrysaetos* 2: 1-6 (in Japanese with English abstract).
8. Funo T, Sekijima T, Abe M. 2010. Changes in feeding pattern of golden eagle, *Aquila chrysaetos*, with leafing of deciduous trees. *Jpn J Ornithol* 59: 148-160.
9. Takeuchi T, Shiraki S, Nashimoto M, Matsuki R, Abe S, Yatake H. 2006. Regional and temporal variations in prey selected by golden eagles *Aquila chrysaetos* during the nestling period in Japan. *Ibis* 148: 79-87.
10. Watson J. 1997. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London.
11. Funo T, Sekijima T, Jyo T, Abe M. 2018. Nutritive components and digestive rates of principal preys of the golden eagle *Aquila chrysaetos japonica*. *Reintroduction* 6:13-18 (in Japanese with English summary).
12. Whitfield DP, Fielding AH. 2017. Analyses of the fates of satellite tracked golden eagles in Scotland. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report* No. 982.
13. Lockie JD, Ratcliffe DA, Balharry R. 1969. Breeding success and organo-chlorine residues in golden eagles in west Scotland. *J Appl Ecol* 6: 381-389.
14. Helander B, Olsson M, Reutergardh L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationships to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. *Holarctic Ecol* 5: 349-366.
15. Raza A, Ayaz M, Rafi S. 2017. Bioaccumulation and effects of heavy metals in avian fauna of Asian scavenging species; a review. *Ann Life Sci* 1: 9-13.
16. Madry MM, Kraemer T, Kupper J, Naegeli H, Hannes J, Lukas J, Jenny D. 2015. Excessive lead burden among golden eagles in the Swiss Alps. *Environ Res Lett* 10: 034003.
17. Ecke F, Singh NJ, Arnemo JM, Bignert A, Helander B, Berglund ÅMM, Borg H, Bröjer C, Holm K, Lanzzone M, Miller T, Nordström Å, Räikkönen J, Rodushkin I, Ågren E, Hörnfeldt B. 2017. Sub lethal lead exposure alters movement behavior in free-ranging golden eagles. *Environ Sci Technol* 51: 5729-5736.
18. Saito K. 2017. Lead poisoning of birds of prey in Hokkaido - current situation, diagnosis and treatment, challenges. *Jpn J Clin Toxicol* 30: 357-362 (In

- Japanese).
19. Ishii C, Nakayama SMM, Ikenaka Y, Nakata H, Saito K, Watanabe Y, Mizukawa H, Tanabe S, Nomiyama K, Hayashi T, Ishizuka M. 2017. Lead exposure in raptors from Japan and source identification using Pb stable isotope ratios. *Chemosphere* 186: 367-373.
 20. Sato Y, Ogden R, Komatsu M, Maeda T, Inoue-Murayama M. 2017. Integration of wild and captive genetic management approaches to support conservation of the endangered Japanese golden eagle. *Biol Conserv* 213: 175-184.
 21. Ivy JA, Putnam AS, Navarro AY, Gurr J, Ryder OA. 2016. Applying SNP-derived molecular coancestry estimates to captive breeding programs. *J Hered* 107: 403-412.
 22. Stådele V, Vigilant L. 2016. Strategies for determining kinship in wild populations using genetic data. *Ecol Evol* 6: 6107-6120.
 23. Li H, Durbin R. 2011. Inference of human population history from individual whole-genome sequences. *Nature* 475: 493-496.
 24. Web page of Statistics Bureau of Japan. The deforested area in Japan; government management, public management, and private management. Chapter 7 Agriculture, Forestry and Fisheries. <http://www.stat.go.jp/data/chouki/07.html> (in Japanese).
 25. Web page of Statistics Bureau of Japan. The Afforestation area by management types in Japan. Chapter 7 Agriculture, Forestry and Fisheries. <http://www.stat.go.jp/data/chouki/07.html> (in Japanese).
 26. Bird DM, Bildstein KL. (eds.) 2007. *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers, Surrey.
 27. Hayashi Y. 2009. Is the habitat conservation important? (Blakiston's fish owl) In *To Conserve Rare Birds in Japan* (Yamagishi S ed.), pp.75-98. Kyoto University Press, Kyoto (in Japanese).
 28. Yui M. 2007. The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and forestry in the Kitakami Plateau. *Jpn J Ornithol* 56: 1-8 (in Japanese with English summary).
 29. Fukui Nature Conservation Center. 2001. *The Survey Report of Preservation Program in Rare Species (Golden Eagle)*. Fukui Nature Conservation Center, Ohno (in Japanese).
 30. Scottish Government 2015. Supporting guidance for Supplementary Feeding for Golden Eagles. <https://www.ruralpayments.org/publicsite/futures/topics/all-schemes/agri-environment-climate-scheme/management-options-and-capital-items/supplementary-feeding-for-golden-eagles/guidance-for-supplementary-feeding-for-golden-eagles/>. Online document, accessed 18/08/2019.
 31. Oro D, Margalida A, Carrete M, Heredia R, Donázar JA. 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS ONE* 3: e4084.
 32. Harmata AR, Marzluff JM, Rotella JJ. 2018. Survival of Montana golden eagles (*Aquila chrysaetos*). *Wilson J Ornithol* 130: 305-312.
 33. Tamura G. 1991. Artificial repair of golden eagle eyrie in the Kitakami Mountains, Japan. *Aquila chrysaetos* 8: 19-20 (in Japanese with English summary).
 34. Mitani Y. 1997. Follow-up investigation of golden eagle chicks with wing markers. *Aquila chrysaetos* 13: 9-12 (in Japanese).
 35. Yamamoto Y. 1997. *Following the eagle*, Kobe Newspaper Publishing Center, Kobe (in Japanese).
 36. Japan Bird Conservation Federation. 2009. FY2008 Rare birds of prey (golden eagle) protection proliferation project report (in Japanese).
 37. Cooper JE. 2008. Methods of investigation and treatment. *Birds of Prey: Health and Disease 3rd Edition*, pp. 28-70. Blackwell Science.
 38. Dorrestein GM. 2008. Chapter 9. Clinical pathology and post-mortem examination. In *BSAVA Manual of Raptors, Pigeons and Passerine Birds*. (Chitty J, Lierz M eds.), pp. 73-96. BSAVA, Gloucester.
 39. Meredith A, Surguine K, Handel I, Bronsvort M,

- Beard P, Thornton SM, Wesche P, Hart M, Anderson D, Dennis R. 2012. Hematologic and biochemical reference intervals for wild osprey nestlings (*Pandion haliaetus*). *J Zoo Wildl Med* 43:459-465.
40. Collopy MW. 1983. A comparison of direct observations and collections of prey remains in determining the diet of golden eagles. *J Wildl Manag* 47: 360-368.
41. Stauber E, Finch N, Talcott PA, Gay JM. 2010. Lead poisoning of bald (*Haliaeetus leucocephalus*) and golden (*Aquila chrysaetos*) eagles in the US inland Pacific Northwest region-An 18-year retrospective Study: 1991-2008. *J Avian Med Surg* 24: 279-287.
42. Sonne C, Bustnes JO, Herzke D, Jaspers VLB, Covaci A, Halley DJ, Moum T, Eulaers I, Eens M, Ims RA, Hanssen SA, Einar Erikstad K, Johnsen T, Schnug L, Rig  t FF, Jensen AL. 2010. Relationships between organohalogen contaminants and blood plasma clinical-chemical parameters in chicks of three raptor species from Northern Norway. *Ecotoxicol Environ Saf* 73:7-17.
43. Masuda R, Noro M, Kurose N, Nishida-Umehara C, Takechi H, Yamazaki T, Kosuge M, Yoshida MC. 1998. Genetic characteristics of endangered Japanese golden eagles (*Aquila chrysaetos japonica*) based on mitochondrial DNA D-loop sequences and karyotypes. *Zoo Biol* 17: 111-121.
44. Nebel C, Gamauf A, Haring E, Segelbacher G, Villers A, Zachos FE. 2015. Mitochondrial DNA analysis reveals Holarctic homogeneity and a distinct Mediterranean lineage in the golden eagle (*Aquila chrysaetos*). *Biol J Linn Soc* 116: 328-340.
45. Microsatellite records for volume 7, issue 4. *Conserv Genet Resour* 7: 932-933.
46. Horvath S. 2013. DNA methylation age of human tissues and cell types. *Genome Biol* 14: R115.
47. Ito H, Udono T, Hirata S, Inoue-Murayama M. 2018. Estimation of chimpanzee age based on DNA methylation. *Sci Rep* 8: 9998.
48. Gryzinska M, Blaszczak E, Strachecka A, Jezewska-Witkowska G. 2013. Analysis of age-related global DNA methylation in chicken. *Biochem Genet* 51: 554-563.
49. Andr  szek K, Gryzi  nska M, W  jcik E, Knaga S, Smalec E. 2014. Age-dependent change in the morphology of nucleoli and methylation of genes of the nucleolar organizer region in Japanese quail (*Coturnix japonica*) model (Temminck and Schlegel, 1849) (Galliformes: Aves). *Folia Biol* 62: 293-300.
50. Saino N, Ambrosini R, Albeti B, Caprioli M, De Giorgio B, Gatti E, Liechti F, Parolini M, Romano A, Romano M, Scandolara C, Gianfranceschi L, Bollati V, Rubolini D. 2017. Migration phenology and breeding success are predicted by methylation of a photoperiodic gene in the barn swallow. *Sci Rep* 7: 45412.
51. De Paoli-Iseppi R, Deagle BE, McMahon CR, Hindell MA, Dickinson JL, Jarman SN. 2017. Measuring animal age with DNA methylation: From humans to wild animals. *Front Genet* 8: 106.
52. Nishida-Umehara C, Yoshida MC. 1994. The karyotype of nine golden eagles, *Aquila chrysaetos*. *Chrom Inform Serv* 56: 22-24.
53. Ryder OA, Onuma M. 2018. Viable cell culture banking for biodiversity characterization and conservation. *Annu Rev Anim Biosci* 6: 83-98.
54. Web page of JAZA. 2019. <http://www.jaza.jp/animal>. Online document, accessed 20/12/2019.
55. Fukuda T, Iino Y, Eitsuka T, Onuma M, Katayama M, Murata K, Inoue-Murayama M, Hara K, Isogai E, Kiyono T. 2016. Cellular conservation of endangered midget buffalo (Lowland Anoa, *Bubalus quarlesi*) by establishment of primary cultured cell, and its immortalization with expression of cell cycle regulators. *Cytotechnology* 68: 1937-1947.
56. Yui M, Sekiyama H, Nemoto O, Obara N, Tamura T, Aoyama I, Arakida N. 2005. A relationship between the reduced breeding success of the golden eagle *Aquila chrysaetos* population and vegetation

- change on the Kitakami Plateau, Iwate Prefecture. *Jpn J Ornithol* 54: 67–78 (in Japanese with English abstract).
57. Ishima T, Sekijima T, Ohishi M, Abe S, Matsuki R, Nashimoto M, Takeuchi T, Inoue T, Maeda T, Yui M. 2007. The efficiency of line-thinning in making foraging habitat for the Japanese Golden eagle. *Japan J Conserv Ecol* 12: 118-125 (in Japanese with English abstract).
58. Noguchi M, Yui M, Yanagawa M, Maeda T. 2010. Building hunting grounds of the golden eagle (Iwate and Niigata Prefectures). In *The Restoration of Nature in Japan* (Hirose, T. ed.). pp. 99-109. Tokai University Press, Hiratsuka.
59. Tanimoto S, Osugi T, Amano K. 2014. A case study of the construction of foraging habitat to improve the habitat condition of mountain hawk-eagle. *Report of Water Resources Environment Research Institute* 2013: 56-64 (in Japanese with English abstract).
60. Society for Research of the Golden Eagle. 1998. Maintenance of golden eagle nest sites (second report): a monitoring of the occupancy of artificially-repaired nests by golden eagles. *Aquila chrysaetos* 14: 17-20 (in Japanese with English summary).
61. Yamamoto Y. 1991. Artificial repair of golden eagle eyrie in the eastern Chugoku Mountains, Japan. *Aquila chrysaetos* 8: 20-21 (in Japanese with English summary).
62. Society for Research of the Golden Eagle. 1995. Maintenance of golden eagle nest sites: artificial repair of nest structure. *Aquila chrysaetos* 11: 1-10 (in Japanese with English summary).
63. Yanbe E, Abe Y, Omachi Y, Ogasawara K. 2003. Efforts at relocating the nest site of a pair of goshawks (*Accipiter gentilis*) through the use of artificial nests. *J Yamashina Ins Ornithol* 35: 1-11 (in Japanese with English abstract).
64. Hasegawa K, Ueno Y, Oshiro N, Inoue R. 2016. Study of effective techniques about the setup and utilization of artificial nests for rare raptors in road projects: thorough the analysis of 173 cases in Japan. *Ecol Civil Eng* 19: 67-78 (in Japanese with English abstract).
65. JAZA. 2018. Pedigree registration record of Japanese golden eagle (in Japanese).
66. Conde DA, Flesness N, Colchero F, Jones OR, Scheuerlein A. 2011. An Emerging Role of Zoos to Conserve Biodiversity. *Science* 331: 1390-1391.
67. IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
68. Web page of South of Scotland Golden Eagle Project. 2019. <https://www.goldeneaglessouthofscotland.co.uk>. Online document, accessed 20/12/2019.

訳注

- (1) Conservation の訳。「保全」もしくは「保護」と訳せるが、この総説では、学問分野や学術用語、固有名称を除き、すべての conservation という単語を原則として「保護」という翻訳で統一した。
- (2) 行動圏⁽⁴⁾の中で排他的に占有している範囲のこと。
- (3) Sato et al. 2020. Population history of the golden eagle inferred from whole-genome sequences of three of its subspecies. *Biological Journal of the Linnean Society*, 130:826–838 にて本研究成果を発表した。
- (4) イヌワシが通常動き回る範囲で、なわばりを含む。
- (5) 2019 年末時点では 47 羽 (オス 31 羽、メス 16 羽)。
- (6) 2019 年末時点では 88 羽、うち 15 羽が野生由来 (保護、オス 6 羽、メス 9 羽)。
- (7) 爬虫類に加え、沿岸地域では海鳥、内陸部ではサギなどの鳥類も捕食するが、飛行中の捕獲は体力コストが大きい。