

THE ARCTIC RAPTORS PROJECT: 2015 REPORT TO GOVERNMENT OF NUNAVUT

Dr. Alastair Franke
Arctic Raptors Inc.
780-922-4143
alastair.franke@ualberta.ca

BACKGROUND

The Rankin Inlet Peregrine Falcon study population was discovered in the late 1970s, but its size and density was not appreciated until intensive surveys were conducted in 1980-81. Critical nesting habitat and an abundance of marine and terrestrial prey make the area ideal for Peregrine Falcons and other nesting predatory birds. The 455 km² study area surrounds the hamlet of Rankin Inlet (15 km radius) and contains the highest density of Peregrines in the Arctic and the second highest density ever recorded for the species (1 pair/17 km²). Though at a relatively southern latitude (62°N 92°W), environmental conditions are as, or more, severe than any encountered in the range of the species. Hudson Bay accounts for 44% of the study area and it remains frozen well after egg-laying has commenced. In the spring, cliffs are often snow-covered which may temporarily restrict the location that Peregrine Falcons choose to nest. However, ease of access makes the area ideal for studying the ecology of these birds. The entire area is accessible by snowmobile, ATV, and boat, allowing a systematic search of the thirty-six (36) known sites (four with alternates) for banded and unbanded adult birds. Climbing into nest-sites for collecting productivity data and banding of young poses few problems.

A variety of research partners and the Government of Nunavut have been involved in the project since 1981. Up to 1996, graduate students from the Universities of Alberta and Saskatchewan conducted and managed the project and the government provided field equipment and logistical support. Research projects included detailed studies of life history, pesticide contamination, diet, and a series of investigations based on individually identified (banded) birds. These studies, and on-going monitoring by the government, have produced one of the longest continuous data sets on reproductive success and contaminant burdens for nesting Peregrine Falcons

anywhere in the world. These data allow for an assessment of trends in pesticide residues from peregrines and their primary prey species over three decades. These data, combined with detailed information on Peregrine Falcon reproductive performance, have been referenced numerous times in

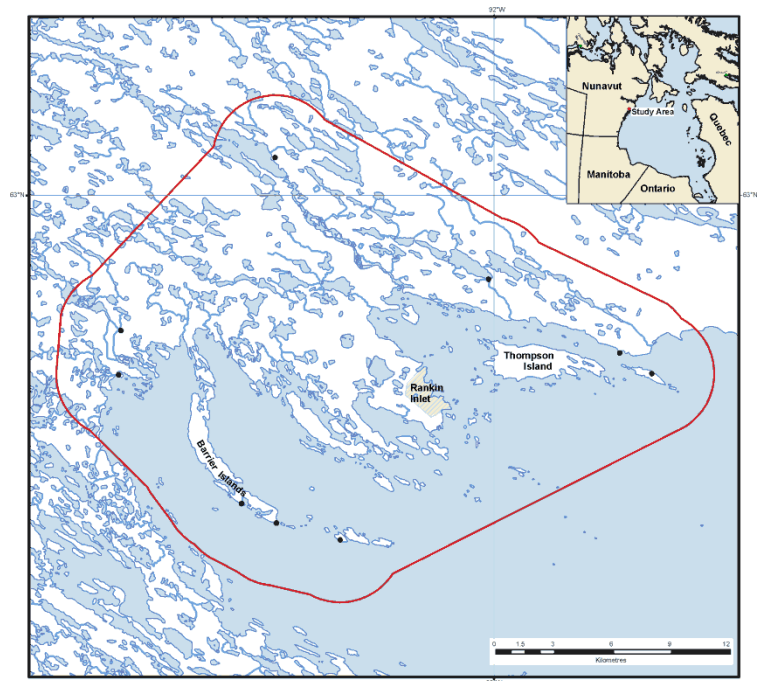


Figure 1 Rankin Inlet Study area.

research journals and status reports that provide management actions for falcons throughout North America. Additionally, data collected at Rankin Inlet has allowed immediate assessment of factors that may impact falcon populations throughout Nunavut. As such, the falcon population at Rankin Inlet is widely recognized as one of the best "indicator" populations of Peregrine Falcons in North America.

The unique, detailed, long-term data set includes demographic attributes such as the annual number of occupied territories, the number of pairs to produce young, and the total number of young fledged. Both the University of Alberta and the University of Saskatchewan were involved closely with graduate students until 1996. No monitoring was conducted in 2001. However, with funding from the Government of Nunavut (GN DoE), Department of Environment, monitoring of the population resumed in earnest in 2002 and 2003. The GN DoE contributes approximately \$20 000.00 per year to the project (or approximately 10% of the overall annual budget required to fund the project)

Surveys for Occupancy and Reproductive Success

The Rankin Inlet study has provided unparalleled monitoring of occupancy and reproductive success on Arctic-nesting peregrine falcons in Canada (Figure 2). These measures are integral to computer population models that are used by wildlife managers to assess the viability of other falcon populations throughout the world, and have been of considerable value to wildlife managers seeking to predict the recovery of the peregrine falcon in southern Canada.

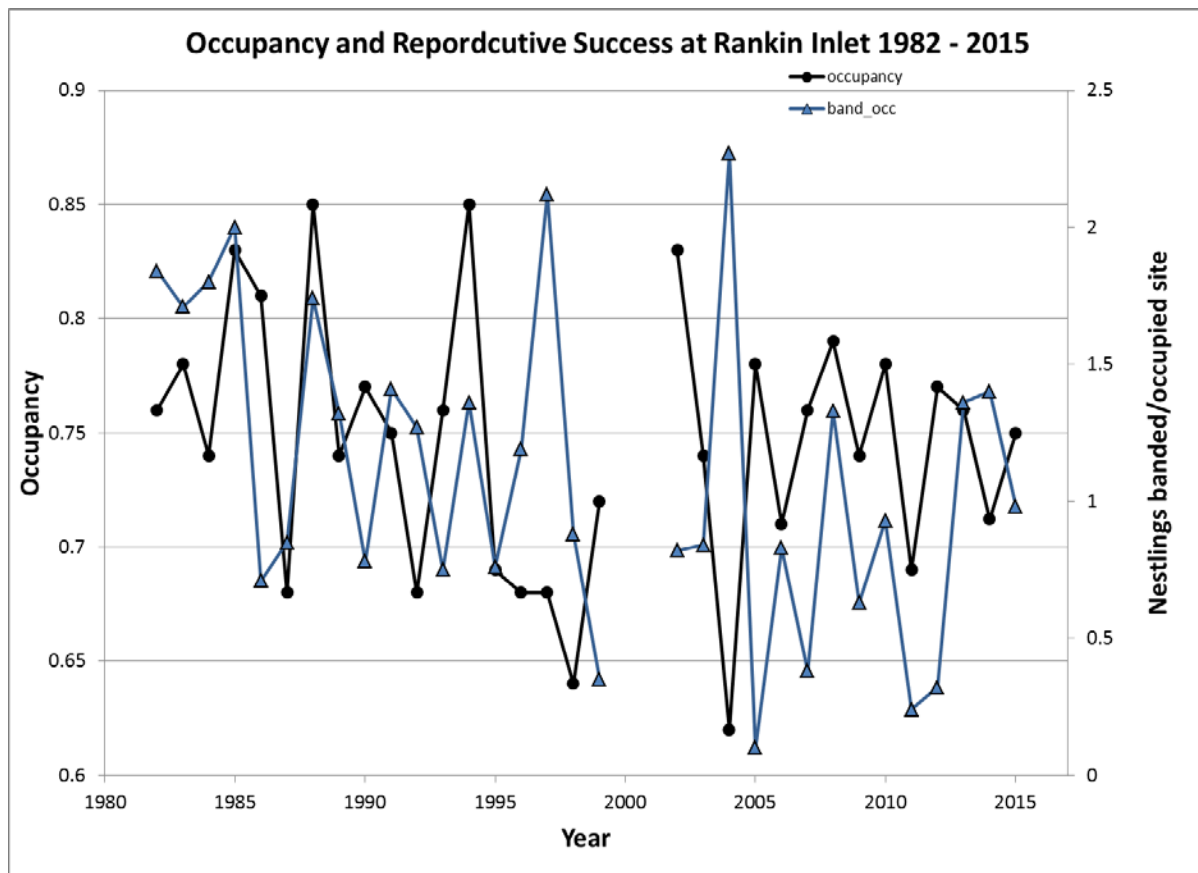


Figure 2. Occupancy and reproductive success of peregrine falcons nesting near Rankin Inlet, Nunavut from 1982 - 2015

The results presented here represent a summary of the first 2 years of our food supplementation experiment. Over two years, a total of 64 nestlings from 19 broods were food supplemented, and 73 nestlings from 22 broods were monitored without supplementation. We recorded similar results to Anciales et al. (2014) and provided strong evidence that hatch date, hatch order, and hatching asynchronously affects nestling survival probability. Although the survival trends across relative hatch dates and hatch orders were mirrored between experimental groups food supplementation seemed to provide a buffer against the pressures associated with hatching late in the season and hatching late within a brood. This buffer, or the observed increase in survival among supplemented nestlings, was smallest at both extremes of the variables relative hatch date, and hatch order. This is likely because on one end of relative hatch date and hatch order, an individual experiences a minimal amount of food limitation; they have less competition at the population level due to hatching early in the season (Lindholm et al. 1994), and are better able to handle within-brood competition since they hatch before their siblings (Wiebe and Bortolotti 1995). Survival probability is already relatively high for such individuals, and food supplementation has a minimal effect. Conversely, nestlings that hatch both very late in the season and late within a brood experience the maximum amount of environmental pressures, and the amount of supplemental food we provided may not have been sufficient to enable such nestlings to overcome those pressures.

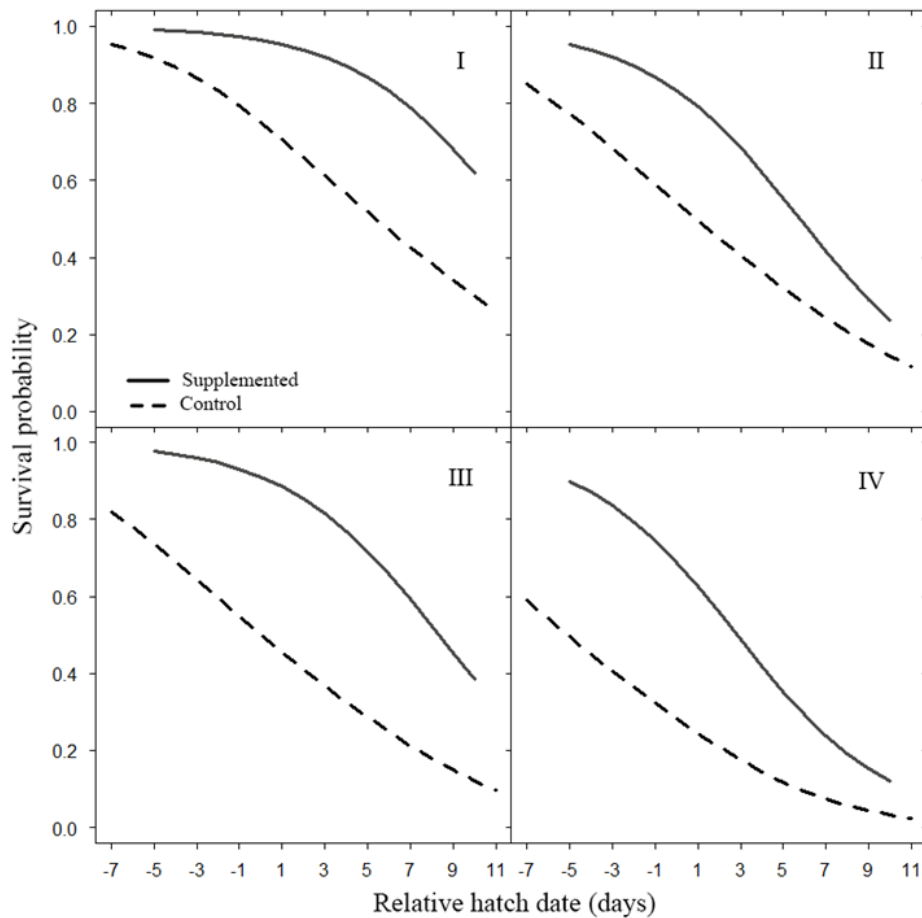


Figure 3 The probability of survival across a combination of hatch orders (I, II, III, and IV), and relative hatch dates. Relative hatch dates are standardized as deviations from the yearly median.

For populations of birds, annual breeding productivity and the survival of first year juveniles is a critical factor that influences overall population dynamics (Johnson and Geupel 1996, Gaillard et al. 1998). This recruitment is vital in maintaining population stability by countering forces that regulate population increase (Nolan 1978, Newton 1979, Sinclair 1989, Johnson and Geupel 1996, Gaillard et al. 1998). For birds however, survival rates in young are often low due to vulnerability towards environmental pressures such as food limitation (Martin 1987). The brood raising period is therefore considered to be a bottleneck for recruitment rates and ultimately population health (Lack 1968, Martin 1987, Dawson and Bortolotti 2002). Understanding the mechanisms that influence nestling survival is therefore an important component of population ecology. A recent study on a population of Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) in the Canadian Arctic demonstrated how heavy rainfall directly reduces the survival rate of nestlings (Ancil et al. 2013). This heavy rainfall likely also affects the birds and mammals falcons rely on as prey, and it was our initial intention to investigate whether reduced food availability resulting from severe storms is present as an indirect mechanism limiting breeding success. The duration of time in which we collected data (summers of 2013 and 2014) was characterized by abnormally low precipitation and we are unable to place our results in the context of severe weather. Our results do however indicate that food availability may be limiting even in the absence of severe weather, and we would expect food limitation to increase in wet years.

Camera monitoring

We use cameras to estimate several reproductive parameters and causes of mortality. From previous research, we know that predation of eggs and nestlings occurs at a very low level.



Figure 4. Arctic fox predation of peregrine falcon eggs at a nesting site near Rankin Inlet, NU

Anctil et al. (2014) indicated that 38 % (10/26) of deaths were caused by the direct effect of rainfall. These mortalities occurred in 16 % of the nests (5/31) and affected one to four nestlings per nest. This includes a nestling that was knocked off of the cliff by the resident female as she flew from the nest ledge while brooding three large nestlings during a heavy rainstorm. Four nestlings (15 %) died as a result of starvation and four other (15 %) from events not related to either rain or starvation. These included the three nestlings of the female that was likely killed (see above) as well as a nestling that died shortly after being bitten and grabbed aggressively by the resident female. Finally, eight deaths (31 %) occurred due to reasons that could not be confirmed (though a combination of rainfall and starvation were suspected in four cases). Four deaths were recorded for nestlings raised in a nest box, but none were attributed to rainfall. Of these, one was killed by the female and three died of an unknown cause clearly not related to the direct effect of rain. Moreover, there were no nestling deaths attributed to predation in either sheltered or unsheltered nests." Despite observing nest predation at 2 nesting site in 2015 (see Figure 4 for example), our monitoring of nesting sites using cameras continues to show that predation is not a major source of mortality for peregrine falcons.

Banding Effort

A total of 73 peregrines were banded in 2015; of these, 56 were nestlings and 17 were adults. There were no rough-legged hawks banded in 2015.

New and ongoing projects

Erik Hedlin, a graduate student registered at the University of Alberta conducted the third year of data collection. The overarching goal of this project is to examine the relationship between precipitation and food limitation in peregrine falcons by implementing a food supplementation experiment. Specifically we will investigate the effects of food on nestling growth and survival among years of varying precipitation, and across ecological variables such as hatch asynchrony, hatch order, and hatch date. Vincent Lamarre completed his third field season collecting data to examine the effect of body condition on laying date. Mathieu Tétreault registered at the University of Quebec at Rimouski and Kevin Hawkshaw registered at the University of Alberta conducted the second year of fieldwork for their respective research projects. Mathieu Tétreault will examine the relationships between home range characteristics (size and habitat) and reproductive success (brood size) in peregrine falcons. Kevin Hawkshaw will examine prey abundance in the region surrounding Rankin Inlet using distance sampling and density surface modeling. There were no issues associated with conducting field work in 2013, and no fuel was cached.

Peer reviewed journal articles published in 2015

Jaffré, M., Franke, A., Anctil, A., Galipeau, P., Hedlin, E.M., Lamarre, V., L'Hérault, V., Nikolaiczuk, L., Peck, K., Robinson, B., Bêty, J. 2016. Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut. *Le Naturaliste Canadien*, vol. 139 (1), 2015, p. 54-64

Robinson, B., Franke, A., Derocher, A.E. 2015. Estimating nestling diet with cameras: quantifying uncertainty from unidentified food items. *Wildlife Biology*. 21(5):277-282.

Conference publications in 2015

- Franke, A. 2015. Population Estimates of Northern Juvenile Peregrine Falcons with Implications for Falconry Harvest. Oral presentation. Raptor Research Conference, Sacramento, CA, Oct 4-8.
- Franke, A., G. Allen, J. Duxbury, H. Qi, T. Coplen, G. Holroyd, T. Wellicome, and B. Millsap. 2015. Geographic Variation in Isotopic Composition of Feathers from Falconer-harvested Peregrine Falcons. Oral presentation. Raptor Research Conference, Sacramento, CA, Oct 4-8.
- Hedlin, E., Franke, A., Foote, L. 2015. Weather, Food, and Nestling Survival among Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) Breeding in the Canadian Arctic. Oral presentation. Raptor Research Conference, Sacramento, CA, Oct 4-8.
- Lamarre, V., Franke, A., Leganeux, P., Bety, J. 2015. Linking Pre-Laying Energetic Allocation and Timing of Breeding in a Migrating Arctic Raptor Oral presentation. Raptor Research Conference, Sacramento, CA, Oct 4-8.
- Galipeau, P. Franke, A., Bety, J. 2015. Predictability of occurrence of raptor nest sites on north Baffin Island, Nunavut. Poster presentation. Raptor Research Conference, Sacramento, CA, Oct 4-8.

References

- Anctil, A., Franke, A. and Bety, J. 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174: 1033-1043.
- Anctil, A., Franke, A. and Bety, J. 2013. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*: 1-11.
- Gaillard, J. M., Festa-Bianchet, M. and Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival (vol 13, pg 58, 1998). *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 170-170.
- Johnson, M. D. and Geupel, G. R. 1996. The importance of productivity to the dynamics of a swainson's thrush population. *Condor*, 98: 133-141.
- Lindholm, A., Gauthier, G. and Desrochers, A. 1994. Effects of Hatch Date and Food-Supply on Gosling Growth in Arctic-Nesting Greater Snow Geese. *Condor*, 96: 898-908.
- Martin, T. E. 1987. Food as a Limit on Breeding Birds - a Life-History Perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 453-487.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. *Population ecology of raptors*: 1-399.
- Nolan, J., Jr. 1978. The ecology and behaviour of the prairie warbler *Dendroica discolor*. *Ornithological Monographs*: i-xxii, 1-595.
- Sinclair, A. R. E. 1989. POPULATION REGULATION IN ANIMALS. -Cherrett, J. M. (Ed.). *Ecological Concepts: the Contribution of Ecology to an Understanding of the Natural World; 29th Symposium of the British Ecological Society, London, England, Uk, April 12-13, 1988. Viii+385p. Blackwell Scientific Publications: Cambridge, Massachusetts, USA; Oxford, England, Uk. Illus. Paper: 197-242.*
- Wiebe, K. L. and Bortolotti, G. R. 1995. Food-Dependent Benefits of Hatching Asynchrony in American Kestrels *Falco Sparverius*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 36: 49-57.

Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut

Mikaël Jaffré, Alastair Franke, Alexandre Anctil, Philippe Galipeau, Erik Hedlin, Vincent Lamarre, Vincent L'Hérault, Laurent Nikolaiczuk, Kristen Peck, Barry Robinson, et Joël Bêty

Résumé

Le déclin historique du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) observé en Amérique du Nord au milieu du xx^e siècle a été principalement attribué à l'échec de reproduction causé par les polluants organochlorés persistants. C'est dans ce contexte que le *Arctic Raptor Project* a été initié, en 1982, dans le but d'étudier la reproduction de faucons pèlerins *F.p. tundrius* nichant dans l'Arctique. Nous présentons ici une synthèse des principaux travaux conduits dans le cadre de ce programme de recherche réalisé essentiellement dans la région de Rankin Inlet, mais aussi plus récemment près d'Igloolik et sur l'île de Baffin au Nunavut. Des résultats portant sur le régime alimentaire, la phénologie de la reproduction, la croissance et la survie des jeunes, ainsi que sur la dynamique de population sont présentés. Le suivi à long terme dans la région de Rankin Inlet a permis de mettre en lumière, entre autres choses, une baisse du nombre de jeunes au cours des 3 dernières décennies. Des épisodes de fortes précipitations estivales, plus fréquents dans l'aire d'étude ces dernières années, semblent en partie responsables de ces diminutions. En outre, l'étude des rapaces nichant dans l'Arctique est cruciale pour comprendre les conséquences sur la dynamique des populations, notamment des changements climatiques, de l'environnement (p. ex. diminution des polluants organochlorés) et de la structure et du fonctionnement de l'écosystème arctique.

MOT CLÉS : Arctique, *Falco peregrinus*, dynamique de population, Rankin Inlet, régime alimentaire

Abstract

The historical decline of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in North America during the 20th century was mainly attributed to reproductive failure due to the accumulation of persistent organochloride pollutants. As a direct result to this finding, the Arctic Raptor Project was established in 1982, and its goal was to monitor the breeding success of Arctic-nesting peregrine falcons (*F.p. tundrius*). The present article provides a synopsis of the major findings of its research, which was principally conducted around Rankin Inlet (Nunavut), but also, more recently, around Igloolik and on Baffin Island (Nunavut). The results cover raptor feeding regimes, reproductive phenology, growth and survival of young, and population dynamics. The long-term Rankin Inlet study has identified, among other things, a decrease in the number of young fledged over the past 3 decades. Episodes of heavy summer rain, which have occurred more frequently in recent years, appear, in part, to be responsible for this decline in reproductive output. The continued study of Arctic-nesting raptors is crucial to our understanding of population dynamics, including how these are affected by changes in climate and in the environment (e.g., reductions in organochloride pollutant levels), and on the structure and functioning of the Arctic ecosystem.

KEYWORDS: Arctic, *Falco peregrinus*, population dynamic, Rankin Inlet, diet

MIKAËL JAFFRÉ est stagiaire post-doctoral à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) et collaborateur du « Arctic Raptor Project » de l'Institut circumpolaire canadien à l'Université d'Alberta à Edmonton. ALASTAIR FRANKE est le principal investigateur du « Arctic Raptor Project » et adjoint académique de l'Institut circumpolaire canadien à l'Université d'Alberta à Edmonton. ALEXANDRE ANCTIL est titulaire d'une maîtrise réalisée à l'UQAR en collaboration avec le « Arctic Raptor Project » alors que PHILIPPE GALIPEAU est étudiant à la maîtrise à la même institution et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». ERIK HEDLIN est étudiant à la maîtrise au Département des ressources renouvelables à l'Université d'Alberta, à Edmonton, et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». VINCENT LAMARRE est étudiant à la maîtrise à l'UQAR et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». VINCENT L'HÉRAULT est titulaire d'une maîtrise réalisée à l'UQAR et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». LAURENT NIKOLAICZUK est collaborateur du « Arctic Raptor Project ». KRISTEN PECK est étudiante à la maîtrise à l'UQAR et collaboratrice du « Arctic Raptor Project ». BARRY ROBINSON est étudiant au doctorat au Département de sciences biologiques de l'Université d'Alberta à Edmonton et collaborateur du « Arctic Raptor Project ». JOËL BÊTY est co-directeur de la Chaire de recherche du Canada en biodiversité nordique au sein du Département de biologie et du Centre d'études nordiques à l'UQAR.

mikael.jaffre@uqar.ca

Introduction

En raison de sa distribution cosmopolite, le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) est sans doute un des rapaces les plus étudiés. Avec près de 20 sous-espèces décrites, cette espèce présente un large éventail de traits d'histoire de vie, incluant des différences morphologiques, comportementales et de répartitions spatiales très marquées (White et collab., 2013). Ces spécificités ont vraisemblablement été principalement façonnées par la grande variabilité des habitats fréquentés par les différentes sous-espèces, allant de la forêt tropicale africaine à la toundra groenlandaise, en passant par les terres arides et chaudes d'Australie ou les grands massifs montagneux des Andes. Parallèlement, plusieurs stratégies de migration sont observées chez les faucons pèlerins, allant de longues migrations de plus de 13 000 km chez les oiseaux nichant dans les hautes latitudes, jusqu'à la sédentarité de la majorité de ceux nichant aux latitudes méridionales et tempérées. Contrairement aux populations européennes qui sont étudiées depuis le Moyen-Âge (Ratcliffe, 1980), les sous-espèces arctiques et migratrices longue distance sont beaucoup moins bien connues en raison de leur isolement géographique et des difficultés logistiques associées à leur suivi. De ce fait, le faucon pèlerin de la toundra (*F. p. tundrius* White; figure 1) fut la dernière sous-espèce de faucon pèlerin formellement décrite (1968). Nous présentons ici une synthèse des principaux travaux de recherche réalisés par notre équipe au cours des 3 dernières décennies sur les faucons pèlerins nichant au Nunavut, dans le Grand Nord canadien.

Historique du suivi

Les recherches de notre équipe (*Arctic Raptor Project*) sur les faucons pèlerins du Nunavut ont été initiées en 1982 et ont été réalisées par 6 chercheurs principaux et 11 étudiants gradués. La plupart des recherches ont été conduites dans la région de Rankin Inlet, mais elles ont été étendues à Igloolik en 2009 et à l'île de Baffin en 2010. Dès le début, le programme de recherche a porté sur l'histoire naturelle (Court et collab., 1988), la dynamique de population (Court et collab., 1989) et la présence de pesticides organochlorés persistants (Court et collab., 1990) dans les tissus du faucon pèlerin. Bradley et Oliphant (1991) ont examiné le régime alimentaire et Bradley et collab. (1997) ont étudié les effets des conditions météorologiques sur le succès reproducteur des faucons. Johnstone et collab. (1996) ont étendu l'étude sur la dynamique de population initiée par Court et collab. (1989), en plus d'examiner la source des contaminants organochlorés et l'évolution de leur concentration au fil du temps. Les biologistes du gouvernement du Nunavut ont pris la responsabilité du suivi de l'occupation des sites de nidification et de la productivité annuelle de la population de Rankin Inlet de 1997 à 2002. Par la suite, les recherches de notre équipe se sont surtout concentrées sur les causes des variations annuelles de survie des adultes (Franke et collab., 2011) et les mécanismes responsables du déclin à long terme du succès de reproduction des faucons (Franke et collab.,



Mikaël Jaffré

Figure 1. Faucon pèlerin bagué dans la zone d'étude de Rankin Inlet.

2010; Anctil et collab., 2013; Franke et collab., 2013). Enfin, L'Hérault et collab. (2013) ont récemment raffiné l'étude sur le régime alimentaire des faucons en utilisant les isotopes stables.

Aires d'étude

La zone d'étude principale entourant Rankin Inlet (62,8085° N, -92,0853° O; figure 2), couvre approximativement 350 km² de toundra, de falaises littorales et d'îles situées sur la côte de la Baie d'Hudson. Dans cette région, la fonte printanière commence à la mi-mai et la glace de mer côtière persiste jusqu'à la seconde semaine de juillet. Les étés sont typiquement courts et frais, avec des températures quotidiennes moyennes maximales et minimales, en juillet, de 14,9°C et 6,1°C respectivement. Les précipitations annuelles moyennes atteignent 18,2 cm de pluie et 131,9 cm de neige (données météorologiques enregistrées à l'aéroport de Rankin Inlet de 1981 à 2010 par Environnement Canada). Ce site est relativement facile d'accès à partir de l'aéroport de Rankin Inlet. Les moyens utilisés pour accéder aux nids des faucons varient selon la saison. Des motoneiges sont généralement utilisées tôt en saison, tant que la baie d'Hudson est gelée et que la neige couvre une grande partie de la région, généralement jusqu'à mi-juin. Plus tard, l'accès se fait par véhicule tout terrain ou par bateau. Une route de 25 km, ouverte toute l'année, relie Rankin Inlet et la mine d'Agnico Eagle située au bord du lac Méliadine, au nord de Rankin Inlet, et offre des accès supplémentaires aux sites de reproduction des faucons. La densité de faucons pèlerins dans cette zone d'étude était estimée à un couple nicheur par 15 km² entre 1982 et 2009 (Franke et collab., 2010).

L'aire d'étude de l'île d'Igloolik, localisée à 800 km au nord-est de Rankin Inlet, se situe entre les îles Coxe et le continent, à la pointe nord de la péninsule de Melville,

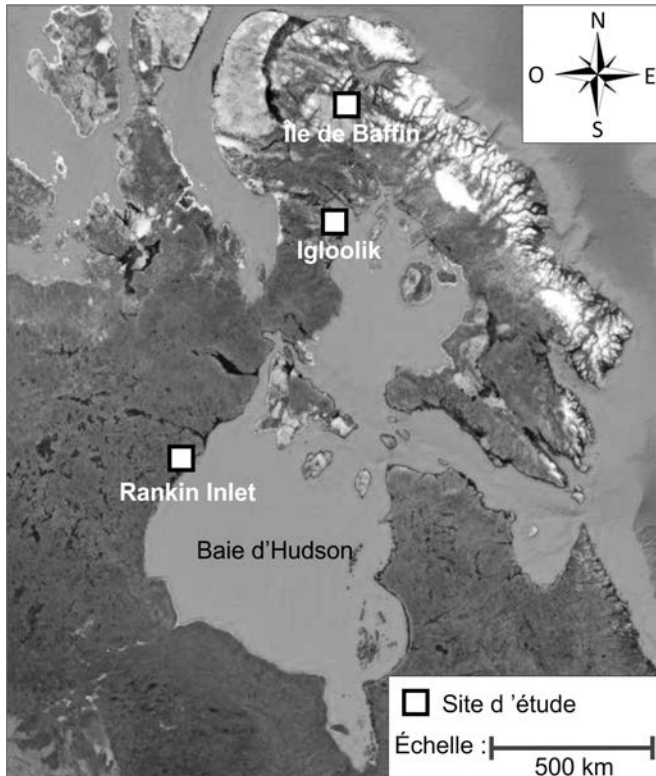


Figure 2. Localisation des aires d'étude du faucon pèlerin au Nunavut, Canada.

près de la communauté d'Igloolik (69,5345° N, -82,5070° O; figure 2). Le dégel printanier commence au début de juin et la majorité de la neige a fondu au début de juillet. La persistance de la glace de mer varie selon les années, mais la mer est généralement libre de glace entre le milieu et la fin de juillet. Les températures moyennes minimales et maximales de juillet sont de 3,6 à 11,2°C, respectivement, et la moyenne des précipitations annuelles est de 8,7 cm de pluie et 136,2 cm de neige (données d'Environnement Canada pour la période 1981-2010). La zone d'étude comprend 2 030 km² de toundra, de côtes escarpées, de lacs et de mer. La densité estimée de faucons pèlerins nicheurs était d'environ 1 couple par 93 km² entre 2010 et 2013. Les falaises sont nombreuses, généralement situées sur le littoral ou au bord des grands lacs intérieurs qui parsèment la région. Les petits lacs et les zones humides sont également nombreux en milieu toundrique.

L'aire d'étude de l'île de Baffin, localisée à 1 000 km au nord-est de Rankin Inlet, s'étend sur 10 500 km² et se situe le long d'un axe latitudinal de 215 km, au nord-ouest de l'île de Baffin, Nunavut (71,326° N -79,374° O; figure 2). Les températures moyennes de juillet fluctuent entre un minimum de 2,7°C et un maximum de 10,5°C alors que les précipitations annuelles moyennes totalisent 9,1 cm de pluie et 131,9 cm de neige (Environnement Canada – 1981-2010). Le terrain est accidenté et l'élévation peut atteindre 900 m. Les collines, entrecoupées de fjords sur la côte nord de l'île, laissent place à des plaines et à des plateaux en allant vers le

sud-ouest. La densité de faucons pèlerins, estimée à partir des sites de reproduction connus, était d'environ 1 couple nicheur par 130 km² entre 2011 et 2013. L'aire d'étude comprend un site d'activité minière exploratoire. La compagnie Baffinland Iron mines Corp. projette d'exploiter plusieurs dépôts de fer au centre de la zone d'étude, à Mary River. Une route relie présentement les camps miniers de Mary River et de Milne Inlet (71,884° N, -80,907° O). Ces infrastructures minières sont le port d'attache de tous les travaux de recherche effectués dans cette zone et commencés en 2010.

La buse pattue (*Buteo lagopus*), le harfang des neiges (*Bubo scandiacus*) et le faucon gerfaut (*Falco rusticolus*) sont les autres principaux rapaces nicheurs également observés sur nos aires d'étude. Les milieux bien drainés et les falaises sont couverts d'une formation de lichens, de mousses, et de graminées. Des *Poaceae* spp., *Cyperaceae* spp. (dont les *Carex* spp.), lichens et petits arbustes (*Betula glandulosa* et *Salix* spp.) sont présents dans les zones basses et humides, dans les crevasses rocheuses et dans la plupart des pentes et coteaux.

Synthèse des résultats

Comme les tailles d'échantillon et la variance différaient entre les zones d'étude, nous avons comparé les dates de ponte et d'éclosion entre les zones en utilisant le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis avec comparaisons de groupes *post-hoc* à un seuil de signification de $p = 0,05$ grâce au progiciel Pgirmess sous R (R Core Team, 2003; Giraudoux, 2013). Pour toutes les autres comparaisons entre les zones d'étude, nous avons utilisé des analyses de variance à 2 facteurs ou des tests *t* de Student sous R (R Core Team, 2003). La relation entre les températures moyennes de mai et la date de ponte médiane à Rankin Inlet a été évaluée par régression linéaire simple. Toutes les erreurs associées aux estimations sont représentées par des écarts-types, sauf indication contraire.

Régime alimentaire

Les faucons pèlerins nichant dans l'Arctique se nourrissent d'espèces d'oiseaux et de mammifères de petites et moyennes tailles (Cade, 1960; Rosenfield et collab., 1995). Les proies sont identifiables grâce à 3 techniques: l'analyse de pelotes de régurgitation et de restes trouvés près des nids (Bradley et Oliphant, 1991), via l'observation à partir de caméras automatisées et à l'aide des isotopes stables (L'Héault et collab., 2013). Les principales proies peuvent être classées en 3 groupes fonctionnels: les herbivores terrestres (petits mammifères, oies et bernaches), les insectivores terrestres (passereaux et limicoles) et les oiseaux marins. Les études portant sur le régime alimentaire des faucons à Rankin Inlet (Court et collab., 1988; Bradley et Oliphant, 1991; L'Héault et collab., 2013) concordent avec d'autres études indiquant que les faucons pèlerins utilisent un large éventail de proies (tableau 1; figure 3a), et suggèrent que l'espèce n'est pas un prédateur strictement spécialiste des proies aviaires. En utilisant les isotopes stables, L'Héault et collab. (2013) ont montré des différences dans la composition des espèces de

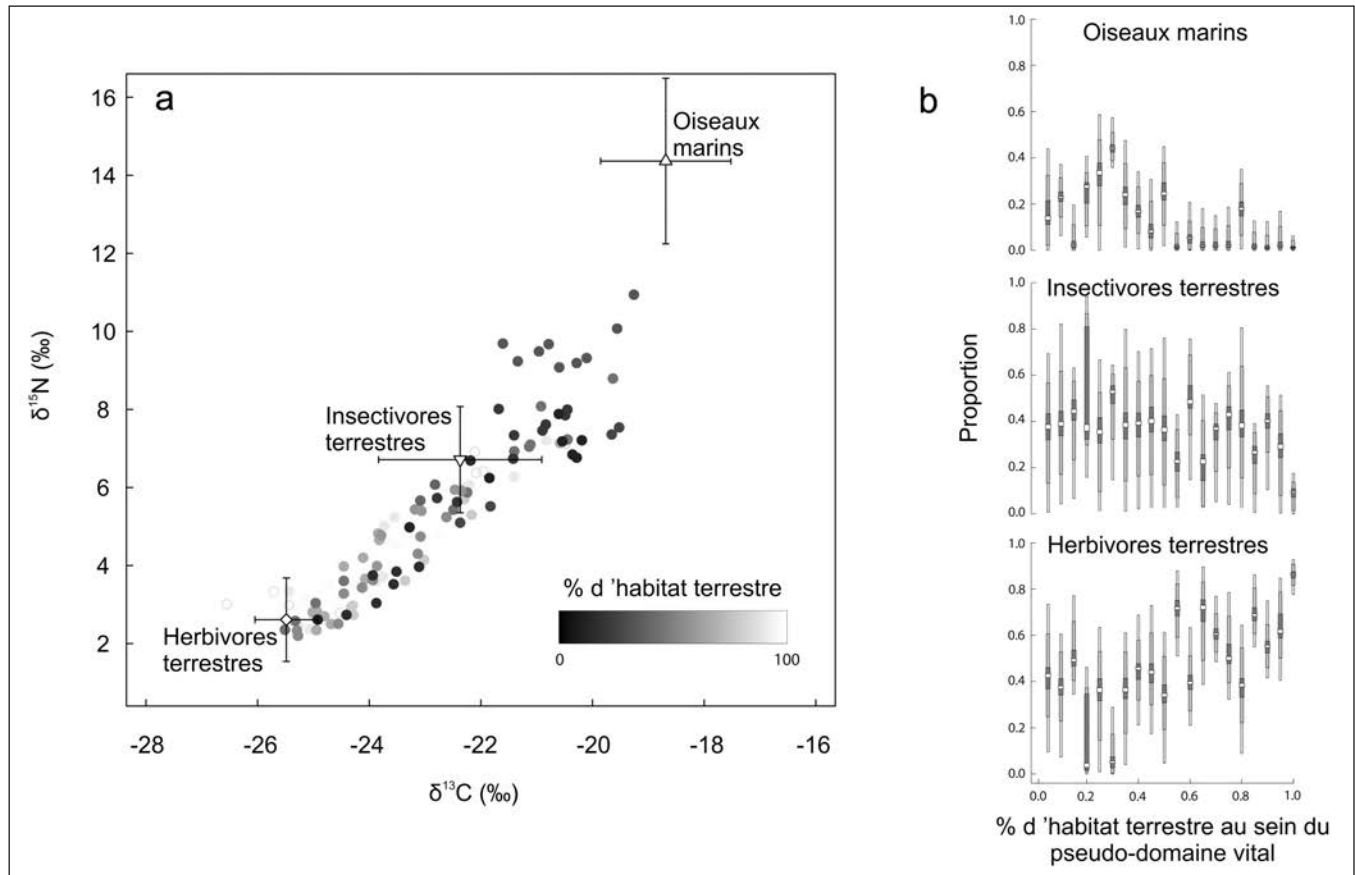


Figure 3. a) Relation entre la proportion d'habitats terrestres dans le pseudo-domaine vital des parents et la signature isotopique des oisillons de faucon pèlerin à Rankin Inlet à l'été 2008. Plus le cercle est foncé, plus la proportion d'habitats marins est grande. Les croix illustrent l'étendue de la signature isotopique de 3 catégories de proies (modifié de L'Hérault et collab., 2013). b) Contribution relative des oiseaux marins, des insectivores terrestres et des herbivores terrestres dans le régime alimentaire des oisillons de faucons pèlerins à Rankin Inlet à l'été 2008, en fonction de la proportion d'habitats terrestres (versus marins) dans le pseudo-domaine vital des parents. Chaque boîte à moustaches montre les intervalles de 5, 25, 75 et 95 % (boîtes blanches, marques gris foncé, gris clair et blanches, respectivement) des probabilités de distribution (modifié de L'Hérault et collab., 2013).

proies utilisées pour nourrir les oisillons en fonction de la position géographique du territoire occupé par un couple. Les oisillons élevés à proximité de la mer, sur des îles ou sur la côte recevaient plus de nourriture d'origine marine que ceux élevés à l'intérieur des terres. La composition du régime alimentaire du faucon pèlerin était ainsi liée à l'abondance des proies disponibles à proximité des nids, ce qui correspond à une stratégie généraliste telle que décrite par Andersson et Erlinge (1977). Toutefois, le régime alimentaire de tous les faucons, incluant ceux nichant dans les environnements à dominance marine, était principalement composé de proies d'origine terrestre (figure 3b).

Dans l'Arctique, les lemmings jouent un rôle clé dans les écosystèmes terrestres. Leurs populations fluctuent généralement en suivant des cycles, se traduisant par des pics périodiques observés tous les 4 ans environ (Gilg et collab., 2003; Gauthier et collab., 2013). Lors des années de forte abondance, les lemmings peuvent représenter une composante majeure du régime alimentaire des prédateurs aviaires (Gilg et collab., 2009; Legagneux et collab., 2012;

Therrien et collab., 2014), incluant le faucon pèlerin (Court et collab., 1988; Bradley et Oliphant, 1991). Cependant, peu d'études ont examiné la proportion des proies dans le régime alimentaire des faucons en fonction de leurs disponibilités (Hunter et collab., 1988; Dawson et collab., 2011), et aucune n'a été menée dans l'Arctique. Afin de mieux comprendre la sélection des proies par le faucon pèlerin, nous avons quantifié leur disponibilité en inventariant les proies aviaires et les signes de présence de lemmings le long de transects, pendant la période 2010-2012 à Igloodik (Robinson et collab., 2014). Les années 2010 et 2012 n'ont pas connu de fortes densités de lemmings, contrairement à 2011 marquée par une densité de micromammifères environ 10 fois supérieure à celle de 2010. Bien que la consommation de lemmings semble avoir été plus grande en 2011 sur la base de l'étendue de la niche isotopique (figure 4), la niche isotopique des faucons semblait tout de même centrée sur les insectivores terrestres (figure 4). Cette situation contraste avec d'autres rapaces arctiques qui se nourrissent essentiellement de micromammifères lorsque ceux-ci sont présents en forte abondance (p. ex. buse pattue

Tableau 1. Liste des principales espèces consommées par le faucon pèlerin dans l'aire d'étude de Rankin Inlet, au Nunavut, entre 1982 et 2012.

| Groupes fonctionnels | Nom commun | Nom scientifique |
|-------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| Insectivores terrestres | Plectrophane des neiges | <i>Plectrophenax nivalis</i> |
| | Alouette haussecol | <i>Eremophila alpestris</i> |
| | Plectrophane lapon | <i>Calcarius lapponicus</i> |
| | Pipit d'Amérique | <i>Anthus rubescens</i> |
| | Bécasseau variable | <i>Calidris alpina</i> |
| | Phalarope à bec large | <i>Phalaropus fulicarius</i> |
| | Pluvier semipalmé | <i>Charadrius semipalmatus</i> |
| | Bécasseau de Baird | <i>Calidris bairdii</i> |
| | Bécasseau à croupion blanc | <i>Calidris fuscicollis</i> |
| | Herbivores terrestres | Oie des neiges |
| Lemming à collier | | <i>Dicrostonyx groenlandicus</i> |
| Lemming brun | | <i>Lemmus trimucronatus</i> |
| Spermophile arctique | | <i>Urocitellus parryii</i> |
| Oiseaux marins | Goéland argenté | <i>Larus argentatus</i> |
| | Sterne arctique | <i>Sterna paradisaea</i> |
| | Harelde kakawi | <i>Clangula hyemalis</i> |
| | Eider à duvet | <i>Somateria mollissima</i> |
| | Guillemot à miroir | <i>Cephus grylle</i> |

Buteo lagopus (Pokrovsky et collab., 2014), harfang des neiges *Bubo scandiacus* (Wiklund et Stigh, 1986), labbe pomarin *Stercorarius pomarinus* (Maher, 1970b) et labbe à longue queue *Stercorarius longicaudus* (Maher, 1970a)).

À Rankin Inlet, L'Hérault et collab. (2013) ont montré que la contribution relative des différents groupes de proies changeait en fonction de la date durant l'élevage des jeunes. En effet, il y avait une utilisation prédominante d'herbivores terrestres tôt en saison suivie d'une plus grande consommation des oiseaux insectivores terrestres plus tard durant l'élevage des poussins (L'Hérault et collab., 2013), probablement en lien avec l'augmentation de la disponibilité des passereaux et limicoles juvéniles. Un changement saisonnier du régime alimentaire semble aussi survenir à Igloodik; bien que les passereaux soient utilisés régulièrement tout au long de la saison de reproduction, la contribution relative des oiseaux marins, tels que le guillemot à miroir (*Cephus grylle*), l'harelde kakawi (*Clangula hyemalis*) et l'eider à duvet (*Somateria mollissima*), augmentait au cours de la saison de reproduction dans le régime alimentaire des faucons (Robinson et collab., 2014). L'utilisation accrue de ces proies coïncide vraisemblablement avec la période au cours de laquelle les jeunes de nombreuses

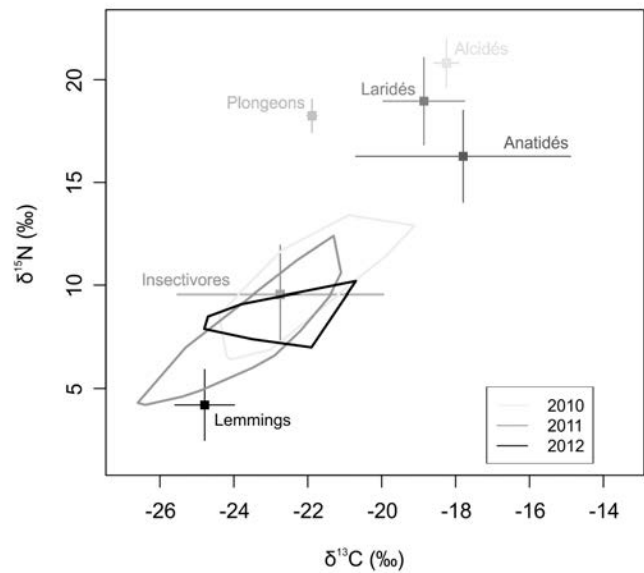


Figure 4. Étendue de la niche isotopique (caractérisée en utilisant l'enveloppe convexe d'un polygone) de poussins de faucon pèlerin suivis près de la communauté d'Igloodik, Nunavut, Canada, pendant les années 2010 à 2012, ainsi que la signature isotopique des 6 principales proies potentielles dans cette région.

espèces deviennent vulnérables à la prédation aérienne, et survient au moment où les faucons femelles commencent à contribuer au nourrissage des jeunes.

Biologie de la reproduction

Arrivée et occupation

Les couples de faucon pèlerin sont monogames et demeurent fidèles souvent durant plusieurs saisons de reproduction. Les 2 sexes sont aussi fidèles au site de reproduction, et, comme chez de nombreuses espèces philopatriques, leur comportement monogame résulte probablement davantage de leur fidélité au site de reproduction qu'au partenaire en soi (Cézilly et collab., 2000; Naves et collab., 2006). Les faucons pèlerins peuvent atteindre leur maturité sexuelle à l'âge de 1 an, mais en général ils l'atteignent pendant leur deuxième année (Ratcliffe, 1980). L'ordre d'arrivée sur le territoire de reproduction ne semble pas lié au sexe (Cade, 1960; Ratcliffe, 1980), et nos observations au Nunavut ont confirmé cette tendance (Court et collab., 1988). La date d'arrivée connue la plus précoce à Rankin Inlet fut le 10 mai, et la majorité des couples arrivent dans les sites de reproduction autour de la 3^e semaine de mai.

À la fin de mai, les territoires de nidification sont visités régulièrement par notre équipe jusqu'à ce que l'occupation par les faucons soit confirmée ou jusqu'à ce que la saison de reproduction soit suffisamment avancée pour conclure que le site est vacant (Franke et collab., 2010). Un site est considéré occupé lorsqu'au moins un individu présentant un comportement territorial (présence sur un site connu, signes

d'agressivité, cris de défense (*kakking*) y est observé ou lorsque des activités de reproduction sont observées (appariement incluant des vocalisations, accouplement, aménagement du nid, chasse coopérative ou échanges de nourriture). À Rankin Inlet, le taux d'occupation moyen (nombre de sites occupés sur l'ensemble des sites connus), de 1982 à 2013, fut de $75 \pm \text{SD} = 6\%$, et a varié d'un minimum de 62 % en 2004 à un maximum de 85 % en 1988 et 1994 (figure 5).

Ponte

La date médiane de ponte du premier œuf a été mesurée dans chaque zone d'étude en utilisant les observations faites lors des visites des nids, à l'aide de caméras automatisées ou à l'aide de rétro-calculs, en soustrayant la durée d'incubation aux dates d'éclosions connues. Comme la ponte du premier œuf a souvent lieu entre 2 visites du nid, la date de ponte de chaque œuf fut estimée en supposant un intervalle de 2 jours entre chaque œuf pondu (Ricklefs, 1969). Les différents sites d'étude ayant une différence latitudinale marquée, on s'attendrait à ce que les sites plus au sud initient leur reproduction plus tôt. En effet, nos données nous permettent de constater que la date médiane de ponte à Rankin Inlet (9 juin $\pm 4,0$ jours) était plus précoce qu'à Igloolik (15 juin $\pm 3,6$ jours; $\text{Khi}^2 = 31,56$, $p < 0,001$) et à l'île de Baffin (16 juin $\pm 3,5$ jours; $\text{Khi}^2 = 35,56$, $p < 0,001$), aucune différence n'ayant été observée entre Igloolik et Baffin ($\text{Khi}^2 = 0,77$, $p = 0,38$) (figure 6). Cet ordre phénologique respecte l'ordre latitudinal des sites, les conditions propices à la reproduction survenant plus tard aux latitudes plus septentrionales.

Par ailleurs, la date médiane de ponte chaque année est également dépendante des conditions météorologiques que rencontrent les adultes reproducteurs sur les sites. À Rankin Inlet, entre 2009 et 2013, les variations interannuelles de la date de ponte étaient négativement liées à la température moyenne en mai (date de ponte = $-0,763 \times \text{température} + 4,9604$; $R^2 = 0,71$; $p < 0,05$). Ainsi, une augmentation de 1 degré Celsius de la température de mai générerait en moyenne un avancement de 0,763 jour de la date de ponte.

La taille de ponte était typiquement de 3 ou 4 œufs au Nunavut (90 % des observations ($n = 288$); tableau 2). La majorité (6 sur 7) des couvées d'un seul œuf ont été abandonnées pendant l'incubation, et seulement 16 % ($n = 19$) des couvées de 2 œufs ont produit au moins un jeune à l'envol. À Rankin Inlet et à Igloolik, la durée d'incubation médiane du premier œuf était de 36 jours, et a diminué de 1 jour pour chaque œuf additionnel (tableau 2). La durée d'incubation du quatrième œuf (33 jours) était similaire à ce qui a été rapporté ailleurs (Burnham, 1983).

Éclosion et élevage

Comme pour la date de ponte, nous avons constaté une tendance similaire pour la date médiane d'éclosion, soit des dates plus hâtives à Rankin Inlet (14 juillet $\pm \text{SD} = 4,0$ jours) qu'à Igloolik (20 juillet $\pm 3,9$ jours; $\text{Khi}^2 = 30,93$ et $p < 0,001$) et sur l'île de Baffin (18 juillet $\pm 2,9$ jours; $\text{Khi}^2 = 19,88$ et

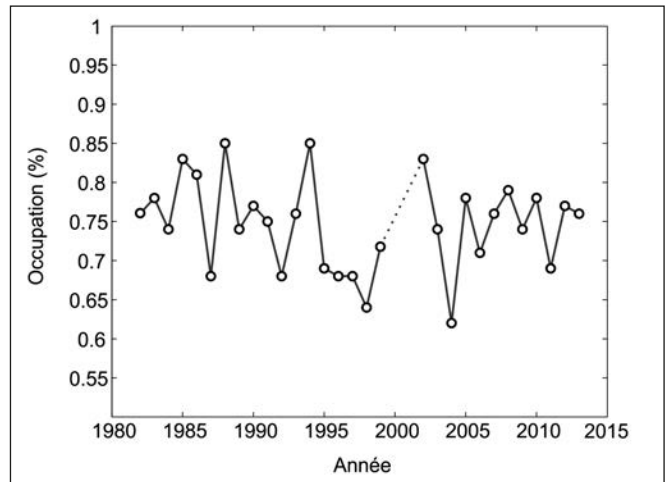


Figure 5. Taux d'occupation (%) des sites de reproduction connus des faucons pèlerins à Rankin Inlet, Nunavut, entre 1982 et 2013.

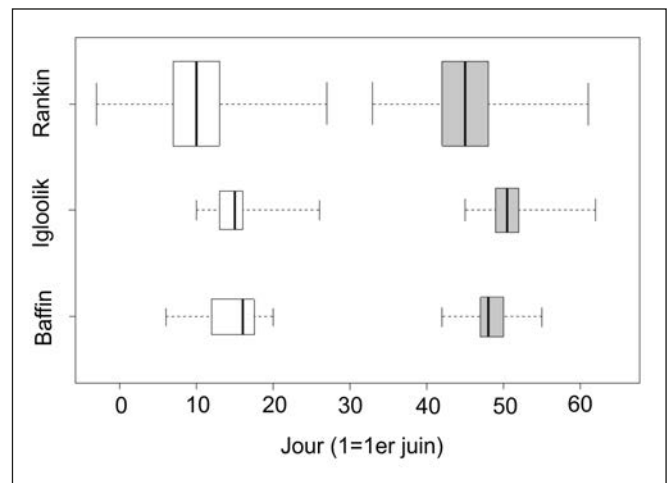


Figure 6. Phénologie de la ponte (blanc) et de l'éclosion (gris) du premier œuf chez les faucons pèlerins suivis à 3 sites d'étude au Nunavut (Rankin Inlet, Igloolik, et île de Baffin). La taille de chaque boîte à moustaches est proportionnelle à la taille de l'échantillon. Chaque boîte présente la médiane (trait noir), les interquartiles entre 25 et 75 % (limites de la boîte) et toute la gamme des données (moustaches).

$p < 0,001$). Il n'y avait cependant pas de différence entre Igloolik et Baffin ($p > 0,05$; figure 6).

L'éclosion asynchrone est commune chez les oiseaux nidicoles, et plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer l'avantage évolutif que confère cette stratégie (Stenning, 1996). Lack (1947) a proposé que l'éclosion asynchrone était une adaptation évolutive pour s'accommoder à une disponibilité alimentaire saisonnière imprévisible. Les plus jeunes oisillons (et généralement les plus petits) étaient ainsi susceptibles de survivre uniquement lors des années où la nourriture était relativement abondante, mais étaient généralement condamnés

Tableau 2. Taille de ponte de couples du faucon pèlerin (nombre d'œufs par nid), taux d'éclosion (nombre de poussins éclos par nid ayant reçu des œufs) et productivité moyenne (nombre de jeunes ayant atteint l'âge 25 jours) dans 3 sites d'étude du Nunavut.

| | | Aire d'étude ^a | | | Durée d'incubation médiane en jours (n ^c) |
|---|---|---------------------------|-----------|---------------|---|
| | | Rankin Inlet | Igloolik | Île de Baffin | |
| Taille de ponte et % des nids (n ^b) | 1 | 1,7 (3) | 8,3 (3) | 1,3 (1) | 36 ± 1,8 ^d (48) |
| | 2 | 6,8 (12) | 0,0 (0) | 9,3 (7) | 35 ± 1,7 (47) |
| | 3 | 28,8 (51) | 52,8 (19) | 32,0 (24) | 34 ± 1,3 (42) |
| | 4 | 61,6 (109) | 38,9 (14) | 57,3 (43) | 33 ± 1,5 (21) |
| | 5 | 1,1 (2) | n/a | n/a | n/a |
| Taux d'éclosion | | 1,9 ± 0,6 ^d | 2,2 ± 0,6 | | |
| Productivité | | 0,9 ± 0,4 ^d | 1,9 ± 0,9 | | |

^a. Nombre d'années d'observation : Rankin Inlet : 2008-2013, Igloolik : 2010-2013, Île de Baffin : 2011-2013 (excluant 2011 pour la taille de ponte).

^b. Nombre de nids.

^c. Nombre d'œufs considérés, suivis dans 43 nids de Rankin Inlet et 5 nids d'Igloolik.

lorsque les conditions environnementales conduisaient à une faible disponibilité en nourriture (Wiebe et Bortolotti, 1995; Estes et collab., 1999). Dans la population de faucons pèlerins de Rankin Inlet, le deuxième œuf éclot au plus un jour après le premier, le troisième au plus 2 jours après le second et le quatrième entre 3 et 4 jours suivant le début de l'éclosion. Cela suggère que l'incubation commence avant la ponte du troisième œuf. Les 2 premiers œufs sont probablement couvés durant la ponte pour éviter le gel, mais pas assez pour permettre le développement de l'embryon. Cette différence de synchronie à l'éclosion, pouvant atteindre jusqu'à 5 jours dans certains cas, peut générer une différence de plus de 100 g entre le 1^{er} et le 4^e jeune d'une couvée à une même date (figure 7). La date d'éclosion et l'ordre d'éclosion ont un effet important sur la survie des oisillons. Anctil et collab. (2013) ont montré que les jeunes avec une date d'éclosion tardive combinée avec un rang subalterne dans la séquence d'éclosion (p. ex. 4^e position) avaient une survie plus faible. Court et collab. (1988) ont suggéré que les oisillons éclos en 4^e position pourraient avoir connu un retard de croissance dans les premiers jours suivant l'éclosion, lié à la concurrence accrue de la part des frères et sœurs plus âgés (Court et collab., 1988; McDonald et collab., 2005). Nos résultats récents soutiennent cette hypothèse; cette occurrence se traduisait en effet par un taux de croissance plus faible pour les oisillons éclos en 4^e position qui n'atteignaient pas 25 jours (figure 8a). En revanche, les 4^{es} oisillons éclos qui survivaient plus de 25 jours atteignaient un taux de croissance semblable à celui des frères et sœurs éclos plus tôt, mais seulement après 10 jours d'âge environ. Les 4^{es} oisillons pouvaient également être victimes d'une réduction de couvée initiée par un parent (Franke et collab., 2013). Ainsi, la survie du 4^e oisillon est probablement liée à une combinaison entre la phénologie de l'éclosion, l'abondance de proies, et la qualité des parents en termes de capacité intrinsèque à approvisionner les jeunes.

Le dimorphisme sexuel inverse (femelle plus grande que le mâle) est typique chez le faucon pèlerin comme chez



Figure 7. Photographie montrant la différence de taille entre le quatrième oisillon d'une nichée et les autres. Cette disproportion est liée à l'éclosion asynchrone de 4 jours entre le premier et le quatrième œuf (Arctic Raptor Project – Rankin Inlet, Nunavut, 8 août 2013).

beaucoup de rapaces (White et collab., 2002). Toutefois, les oisillons mâles et femelles montraient peu de différences de masse jusqu'à environ 2 semaines d'âge. Les différences entre les 2 sexes étaient plus marquées à partir de 3 semaines d'âge environ (figure 8b).

Facteurs influant le succès de reproduction

Les conditions météorologiques

Le succès de reproduction du faucon pèlerin a souvent été associé aux conditions météorologiques, en particulier à l'ampleur des précipitations (Mearns et Newton, 1988; Bradley et collab., 1997). Anctil et collab. (2013) ont réalisé une expérience à Rankin Inlet à l'aide de nichoirs offrant une protection directe contre les intempéries, et ont démontré que plus du tiers de la

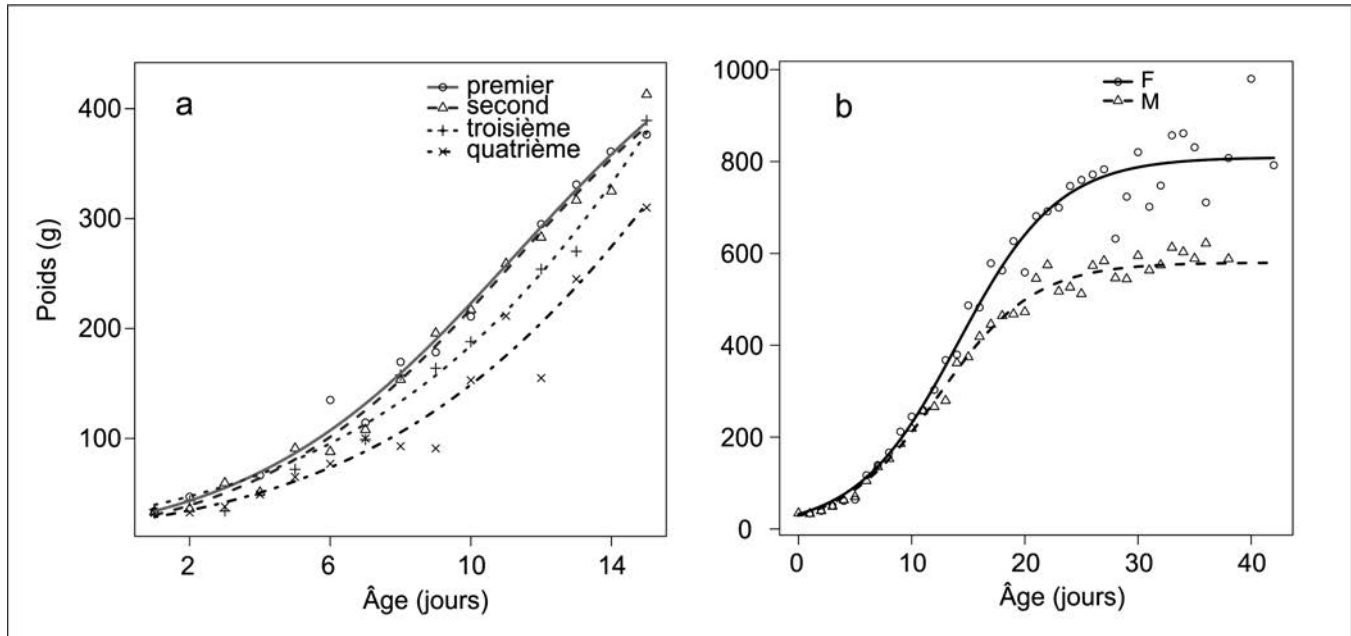


Figure 8. a) Croissance de la masse corporelle de jeunes faucons pèlerins en fonction de l'ordre d'éclosion de leur œuf dans 4 nichées différentes suivies durant les étés 2008, 2009, 2010 et 2013 (n = 16 nichées). Les courbes de croissance moyenne sont présentées pour les jeunes éclos aux 3 premières positions et qui ont survécu jusqu'à l'envol (premier: n = 11, second: n = 11, troisième: n = 9) et pour les jeunes éclos en 4^e position qui n'ont pas survécu jusqu'à l'envol (n = 13). En raison de la croissance différentielle entre les sexes et l'impossibilité de déterminer le sexe des individus morts à un jeune âge, les courbes de croissance ne couvrent que 15 jours, période pendant laquelle la croissance est similaire chez les mâles et les femelles. b) Croissance de la masse corporelle de jeunes mâles (n = 54) et femelles (n = 37) de faucon pèlerin qui ont survécu au moins 25 jours lors des étés de 2008 à 2010, Rankin Inlet, Nunavut.

mortalité des jeunes âgés de moins de 25 jours était attribuable aux effets directs de la pluie. De plus, les auteurs ont montré que c'était le nombre de jours de fortes précipitations (c'est-à-dire ≥ 8 mm par jour) au cours de la période d'élevage qui était le plus fortement relié à la mortalité des jeunes, et non pas la quantité totale de précipitations. Enfin, le déclin de la productivité observé dans la population de Rankin Inlet ces dernières décennies pourrait être en partie lié à des changements dans le régime des précipitations (Anctil et collab., 2013). En effet, une augmentation de la fréquence des fortes précipitations a été documentée dans la région de Rankin Inlet au cours des 3 dernières décennies (Anctil et collab., 2013) comme ailleurs dans l'Arctique canadien (Groisman et collab., 2005).

La situation géographique

La position géographique du territoire d'un couple peut avoir un effet sur son succès reproducteur. En effet, L'Hérault et collab. (2013) ont montré que, parmi les nids ayant produit au moins un jeune de 25 jours d'âge, le nombre total de jeunes produits était plus élevé pour les sites situés dans les milieux principalement terrestres (figure 9). En moyenne, les nids situés en milieu à dominance terrestre produisaient 0,47 jeune de plus par rapport aux nids situés sur de petites îles loin de la côte. Ainsi, cela suggère que les sites installés sur les îles seraient des sites suboptimaux pour l'élevage des jeunes chez cette espèce.

La disponibilité en nourriture

Le succès de reproduction du faucon pèlerin nichant dans l'Arctique semble également influencé par la disponibilité des proies. À Rankin Inlet, l'occupation, la taille des couvées et la productivité (nombre de jeunes/site occupé) ont toutes augmenté au cours des années de pic de lemmings (Court et collab., 1988). Cet effet s'explique probablement de 2 façons. D'une part, les faucons peuvent profiter directement des fortes abondances de petits mammifères en les incluant dans leur régime alimentaire (Bradley et Oliphant, 1991). D'autre part, une forte abondance de lemmings peut indirectement augmenter la disponibilité de proies aviaires pour les faucons. En effet, le succès de reproduction des oiseaux insectivores et herbivores est généralement positivement relié à l'abondance de lemmings à cause d'une réduction de la pression de prédation des renards arctiques *Vulpes lagopus* sur les nids (Bêty et collab., 2002; Smith et collab., 2007; McKinnon et collab., 2014). Nos récents résultats suggèrent un fort effet de la disponibilité des proies aviaires sur le succès de reproduction des faucons: à Igloolik, l'abondance des passereaux et des limicoles a décliné de près de 80 % en 2012, par rapport à 2010 et 2011. En parallèle, la productivité des faucons a diminué de 50 % au cours de la même année. Ainsi, tous les facteurs environnementaux susceptibles d'avoir un effet important sur les oiseaux insectivores et herbivores, incluant les cycles de

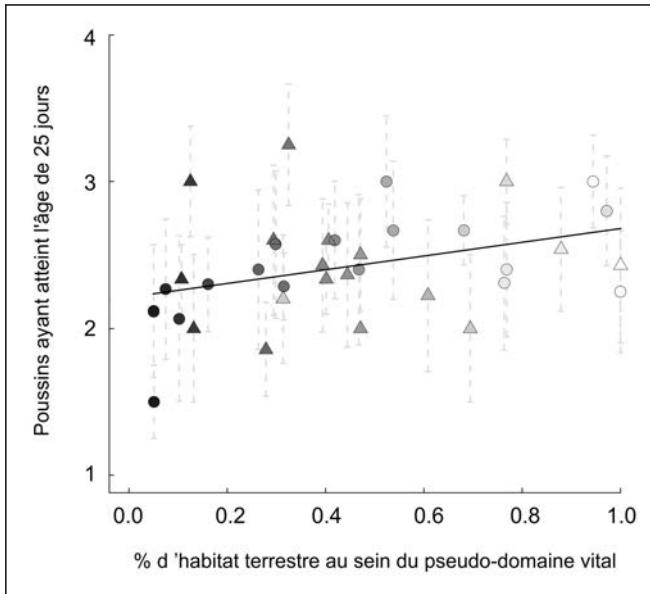


Figure 9. Influence de la proportion d'habitat terrestre au sein du pseudo-domaine vital (surface définie par un cercle de 5 km de rayon autour de chaque nid) des faucons pèlerins sur le nombre moyen d'oisillons produits près de Rankin Inlet, au Nunavut, Canada (1982-2010). Les cercles représentent le nombre moyen d'oisillons produits par nid ($n = 36$) et les pointillés indiquent l'erreur standard. La droite noire illustre l'augmentation du succès de reproduction en fonction de la proportion d'habitat terrestre autour des nids. Les triangles permettent d'identifier les sites échantillonnés en 2008 et qui ont servi à la réalisation des travaux sur les isotopes stables (figure 3). L'intensité du gris de chaque symbole est proportionnelle à la proportion d'habitat terrestre dans le pseudo-domaine vital des parents, de tout noir (0 %) à tout blanc (100 %) (modifié de L'Hérault et collab., 2013).

lemmings et les conditions météorologiques, sont susceptibles d'affecter indirectement la productivité des faucons.

Prédation, ecto-parasitisme et infanticide

Bien que des événements de prédation sur les œufs ou les oisillons par les mammifères terrestres aient été documentés, la prédation semble rarement responsable des insuccès de reproduction à nos sites d'étude. Sur approximativement 150 nids suivis par caméra automatisée entre 2008 et 2013, seulement 2 cas de prédation sur les œufs ont été documentés, soit 1 par un renard roux (*Vulpes vulpes*) et 1 par une hermine (*Mustela erminea*). Dans les 2 cas, 1 seul œuf a été dérobé par le prédateur et a été abandonné près du nid. Quelques cas de prélèvements d'œufs par un renard arctique dans des couvées abandonnées ont également été observés. Quatre oisillons dont le nid avait été aménagé à même le sol ainsi qu'un oisillon d'un autre nid situé à flanc de falaise ont été consommés par un carcajou (*Gulo gulo*) à Rankin Inlet, alors que 3 poussins d'une même couvée ont été victimes d'une hermine à Igloolik. Un poussin a également été tué, mais pas consommé, par un ours blanc (*Ursus maritimus*). Aucun cas de mortalité attribuable

aux prédateurs aviaires n'a été enregistré. Enfin, au cours des dernières années à Rankin Inlet, des ectoparasites de la famille des *Simuliidae*, celle des mouches noires, se sont avérés être la cause confirmée de la mort de 21 oisillons appartenant à 10 nids. Contrairement aux prédateurs, la détection des ectoparasites, dont la période d'émergence est très éphémère, est difficile à partir de photos et la proportion réelle de la mortalité attribuable à ces ectoparasites est certainement sous-estimée à Rankin Inlet.

Franke et collab. (2013) ont également rapporté qu'un faucon femelle avait tué, partiellement consommé, puis caché les restes de ses 2 oisillons au cours d'une période de fortes pluies. Dans ce cas, il semble que les conditions environnementales locales (temps frais et humide), en association avec une grave restriction alimentaire, aient été les éléments déclencheurs de ce comportement rare (Franke et collab., 2013).

Tendance démographique

Dans les années 1960, les populations de faucons pèlerins d'Amérique du Nord ont connu une baisse d'effectif à l'échelle continentale, approchant même l'extinction dans certaines régions (p. ex. dans l'est des États-Unis (Fyfe et collab., 1976)). Aujourd'hui, les populations sont rétablies et l'espèce a été retirée de la liste des espèces menacées en 1999 (U.S. Fish and Wildlife Service, 2013). Notre étude à Rankin Inlet a été initialement motivée par la nécessité de comprendre les effets des pesticides organochlorés sur les populations arctiques et d'évaluer leur influence sur la dynamique des populations. Bien que le nombre brut de couples recensés de 1982 à 2013 ait augmenté (figure 10), cette tendance cache un effort de recherche croissant sur le terrain. Franke et collab. (2010) ont tenté de prendre en compte ce facteur afin d'obtenir une estimation plus robuste de la tendance démographique. Ainsi, ils ont utilisé uniquement les sites qui avaient été suivis régulièrement au fil des années et ont estimé la proportion de sites occupés chaque année ($n = 22$). Cette méthode de calcul a révélé une baisse ($p < 0,001$) du taux d'occupation des sites depuis les années 1990 (moyenne de 86 % des sites occupés dans les années 1980 et 81 % dans les années 1990, contre 70 % dans les années 2000). De même, une baisse continue ($p < 0,01$) du succès reproducteur des faucons a également été décelée, particulièrement marquée après les années 1980 (moyenne de 1,4 jeune produit par site occupé dans les années 1980, contre 0,8 dans les années 1990 et 0,7 dans les années 2000; Franke et collab., 2010). De plus, malgré l'augmentation du nombre brut de couples suivis sur la zone d'étude (en lien avec une plus large couverture spatiale), le nombre total de jeunes produits a diminué de 1982 à 2013 (figure 10).

Chez les espèces longévives, le taux de survie des adultes joue un rôle central dans les tendances démographiques. Bien que les effets des contaminants sur la survie des adultes restent inconnus dans notre zone d'étude, Franke et collab. (2011) ont constaté que la survie annuelle apparente des oiseaux nicheurs est restée relativement constante entre 1982 et 2008, soit 0,73

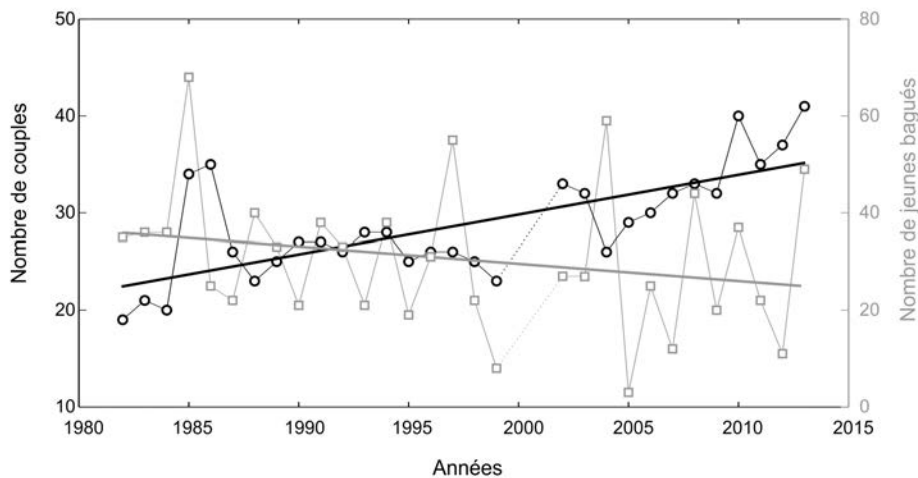


Figure 10. Nombre de couples de faucons pèlerins recensés (en noir) et nombre de jeunes atteignant l'âge de 25 jours (en gris) à Rankin Inlet entre 1982 et 2013 (aucune observation en 2000 et 2001). Le nombre de couples recensés fut à la hausse ($p < 0,001$) en lien avec l'augmentation de l'effort de prospection, contrairement au nombre total de jeunes produits, qui a montré une baisse cependant non significative ($p > 0,05$).

$\pm 0,02$ pour les 2 sexes. Les variations de survie annuelle (allant de 0,49 entre les saisons 1983 et 1984 à 1,00 entre les saisons 1992 et 1993) ont été plutôt corrélées aux conditions climatiques rencontrées durant la migration automnale (Franke et collab., 2011).

Conclusion

Les suivis de populations d'espèces sauvages sur de longues périodes sont précieux et rares en Amérique. Le suivi maintenu par notre équipe au Nunavut sur le faucon pèlerin depuis 1982 a, entre autres, permis de mieux documenter la biologie de la reproduction ainsi que la tendance démographique d'une population de la sous-espèce *tundrius*. Nos travaux ont notamment mis en évidence un déclin de la productivité de la population étudiée, attribuable en partie aux changements climatiques qui sont particulièrement prononcés dans les régions arctiques. En l'occurrence, ce sont les changements dans le régime des précipitations qui apparaissent comme le principal facteur altérant le succès de reproduction des faucons. Au-delà des effets directs des fortes pluies sur la survie des jeunes, les précipitations sont susceptibles d'avoir des conséquences sur les autres espèces aviaires, incluant des proies consommées par les faucons. La position du faucon pèlerin au sommet du réseau trophique arctique le soumet en effet aux perturbations de l'écosystème aux niveaux inférieurs. Toutefois, d'autres travaux de recherche sont nécessaires pour approfondir nos connaissances sur les effets indirects du climat sur les faucons. Globalement, les conséquences des changements environnementaux sur les faucons demeurent difficiles à prévoir. Les espèces longévives comme les faucons ont une maturité sexuelle retardée et les

effets des changements climatiques sur la population en réponse à une diminution du recrutement ne seront probablement pas détectés à court terme. Le suivi à long terme et l'amélioration de nos connaissances sur la biologie des rapaces du Nunavut sont essentiels pour mieux comprendre leur vulnérabilité et celle de l'écosystème arctique face aux changements globaux et aux pressions grandissantes causés par l'augmentation des activités humaines dans le Grand Nord.

Remerciements

Ces recherches ont été financées par ArcticNet, le conseil de gestion de la faune du Nunavut, le gouvernement du Nunavut (Département de l'environnement),

le *Peregrine Fund*, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Programme de formation scientifique dans le Nord – Commission canadienne des affaires polaires, le Fonds Québécois de Recherche sur la Nature et les Technologies, la fondation Garfield-Weston, *Alberta Innovates – Technology Futures*, la Fédération Canadienne de la Faune, Mitacs, *Baffinland Iron Mine* (avec des remerciements particuliers à Oliver Curran, Jim Millard, et Trevor Myers), et *Agnico Eagle Meliadine Mine* (avec des remerciements particuliers à Stéphane Robert et Ryan VanEngen). Nous remercions Andy Aliyak, Mike Qrunnut, Poisey Alogut, Mark Prostor, Gabrielle Robineau-Charette, Stephanie Penner, Catherine Doucet, Zoltan Domahidi, Cesar Bravo, Hilde Marie Johansen, Frankie Jean-Gagnon, James Kublu, et Chris Carli pour leur contribution aux travaux de terrain, ainsi que Gordon Court, Mark Bradley, Tom Duncan, Robin Johnstone, Dave Abernethy et Mike Settingerton qui ont contribué à la collecte des données de ce manuscrit. Nous sommes extrêmement reconnaissants pour l'aide et le soutien que nous avons reçus du personnel du gouvernement du Nunavut, Département de l'environnement, en particulier Mitch Campbell, Chris Hotson, Raymond Mercer, Johanne Coutu-Autut, David Oolooyuk et Matt Fredlund. Nous remercions les membres du *Kangiqliniq Hunters and Trappers Organization* et du *Igloodik Hunters and Trappers Organization* pour leur approbation et leur soutien continu pour ces recherches. Nous sommes particulièrement reconnaissants envers Mike Shouldice et Dorothy Tootoo du *Nunavut Arctic College* à Rankin Inlet. Enfin, nous tenons à remercier les habitants de Rankin Inlet et Igloodik qui, finalement, sont les gardiens des paysages dont dépendent les faucons pèlerins et d'autres espèces. ◀

Références

- ANCTIL, A., A. FRANKE et J. BÉTY, 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174: 1-11.
- ANDERSSON, M. et S. ERLINGE, 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos*, 29: 591-597.
- BÉTY, J., G. GAUTHIER, E. KORPIMÄKI et J.-F. GIROUX, 2002. Shared predators and indirect trophic interactions: Lemming cycles and Arctic-nesting geese. *Journal of Animal Ecology*, 71: 88-98.
- BRADLEY, M., R. JOHNSTONE, C. GORDON et T. DUNCAN, 1997. Influence of weather on breeding success of peregrine falcons in the Arctic. *The Auk*, 114: 786-791.
- BRADLEY, M. et L.W. OLIPHANT, 1991. The diet of peregrine falcons in Rankin Inlet, Northwest-Territories: An unusually high proportion of mammalian prey. *The Condor*, 93: 193-197.
- BURNHAM, W., 1983. Artificial incubation of falcon eggs. *The Journal of Wildlife Management*, 47: 158-168.
- CADE, T. J., 1960. Ecology of the peregrine and gyrfalcon populations in Alaska. University of California publications in Zoology, 63: 151-290.
- CÉZILLY, F., F. DUBOIS et M. PAGEL, 2000. Is mate fidelity related to site fidelity? A comparative analysis in Ciconiiforms. *Animal Behaviour*, 59: 1143-1152.
- COURT, G., C. GATES, D. BOAG, J. MACNEIL, D. BRADLEY, A. FESSER, J. PATTERSON, G. STENHOUSE et L. OLIPHANT, 1990. A toxicological assessment of peregrine falcons, *Falco peregrinus tundrius*, breeding in the Keewatin district of the NorthWest Territories, Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 104: 255-272.
- COURT, G.S., D.M. BRADLEY, C.C. GATES, et D.A. BOAG, 1989. Turnover and recruitment in a tundra population of peregrine falcons *Falco peregrinus*. *Ibis*, 131: 487-496.
- COURT, G.S., C.C. GATES et D.A. BOAG, 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin district of the Northwest-Territories. *Arctic*, 41: 17-30.
- DAWSON, R.D., D.H. MOSSOP et B. BOUKALL, 2011. Prey use and selection in relation to reproduction by peregrine falcons breeding along the Yukon River, Canada. *Journal of Raptor Research*, 45: 27-37.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2013. Climate data online. Disponible en ligne à : http://climate.weather.gc.ca/index_e.html. [Visité le AA-MM-JJ].
- ESTES, W.A., S.R. DEWEY et P.L. KENNEDY, 1999. Siblicide at northern goshawk nests: Does food play a role? *The Wilson Bulletin*, 111: 432-436.
- FRANKE, A., P. GALIPEAU et L. NIKOLAICZUK, 2013. Brood reduction by infanticide in peregrine falcons. *Arctic*, 66: 226-229.
- FRANKE, A., M. SETTERINGTON, G. COURT et D. BIRKHOLZ, 2010. Long-term trends of persistent organochlorine pollutants, occupancy and reproductive success in peregrine falcons (*Falco peregrinus tundrius*) breeding near Rankin Inlet, Nunavut, Canada. *Arctic*, 63: 442-450.
- FRANKE, A., J.-F. THERRIEN, S. DESCAMPS et J. BÉTY, 2011. Climatic conditions during outward migration affect apparent survival of an Arctic top predator, the peregrine falcon *Falco peregrinus*. *Journal of Avian Biology*, 42: 544-551.
- FYFE, R.W., S. TEMPLE et T. CADE, 1976. The 1975 North American peregrine falcon survey. *Canadian Field-Naturalist*, 84: 228-273.
- GAUTHIER, G., J. BÉTY, M.-C. CADIEUX, P. LEGAGNEUX, M. DOIRON, C. CHEVALLIER, S. LAI, A. TARROUX et D. BERTEAUX, 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368: 1624.
- GILG, O., I. HANSKI et B. SITTNER, 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science*, 302: 866-868.
- GILG, O., B. SITTNER et I. HANSKI, 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic. *Global Change Biology*, 15: 2634-2652.
- GIRAUDOUX, P., 2013. pgirmess: Data analysis in ecology. R package version, 1. Disponible en ligne à : <http://perso.orange.fr/giraudoux>. [Visité le AA-MM-JJ].
- GROISMAN, P.Y., R.W. KNIGHT, D.R. EASTERLING, T.R. KARL, G.C. HEGERL et V.N. RAZUVAEV, 2005. Trends in intense precipitation in the climate record. *Journal of Climate*, 18: 1326-1350.
- HUNTER, R.E., J.A. CRAWFORD et R.E. AMBROSE, 1988. Prey selection by peregrine falcons during the nestling stage. *The Journal of Wildlife Management*, 52: 730-736.
- JOHNSTONE, R.M., G.S. COURT, A.C. FESSER, D.M. BRADLEY, L.W. OLIPHANT et J.D. MACNEIL, 1996. Long-term trends and sources of organochlorine contamination in Canadian tundra peregrine falcons, *Falco peregrinus tundrius*. *Environmental Pollution*, 93: 109-120.
- L'HÉRAULT, V., A. FRANKE, N. LECOMTE, A. ALOGUT et J. BÉTY, 2013. Landscape heterogeneity drives intra-population niche variation and reproduction in an Arctic top predator. *Ecology and Evolution*, 3: 2867-2879.
- LACK, D., 1947. The significance of clutch-size. *Ibis*, 89: 302-352.
- LEGAGNEUX, P., G. GAUTHIER, D. BERTEAUX, J. BÉTY, M.C. CADIEUX, F. BILODEAU, E. BOLDUC, L. MCKINNON, A. TARROUX, J.F. THERRIEN, L. MORISSETTE et C.J. KREBS, 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. *Ecology*, 93: 1707-1716.
- MAHER, W.J., 1970a. Ecology of the long-tailed jaeger at Lake Hazen, Ellesmere Island. *Arctic*, 23: 112-129.
- MAHER, W.J., 1970b. The pomarine jaeger as a brown lemming predator in northern Alaska. *The Wilson Bulletin*, 82: 130-157.
- MCDONALD, P.G., P.D. OLSEN et A. COCKBURN, 2005. Sex allocation and nestling survival in a dimorphic raptor: does size matter? *Behavioral Ecology*, 16: 922-930.
- MCKINNON, L., D. BERTEAUX et J. BÉTY, 2014. Predator-mediated interactions between lemmings and shorebirds: A test of the alternative prey hypothesis. *The Auk*, 131: 619-628.
- MEARNS, R. et I. NEWTON, 1988. Factors affecting breeding success of peregrines in South Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 57: 903-916.
- NAVES, C.L., J.Y. MONNAT et E. CAM, 2006. Breeding performance, mate fidelity, and nest site fidelity in a long-lived seabird: Behaving against the current? *Oikos*, 115: 263-276.
- POKROVSKY, I., D. EHRICH, R.A. IMS, O. KULIKOVA, N. LECOMTE et N.G. YOCOZO, 2014. Diet, nesting density, and breeding success of rough-legged buzzards (*Buteo lagopus*) on the Nenetsky Ridge, Arctic Russia. *Polar Biology*, 37: 447-457.
- R CORE TEAM, 2003. R: A language and environment for statistical computing. Disponible en ligne à : <http://www.r-project.org/>. [Visité le AA-MM-JJ].
- RATCLIFFE, D., 1980. The peregrine falcon. Buteo books, Vermillion, 416 p.
- RICKLEFS, R.E., 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 9: 1-48.
- ROBINSON, B.G., A. FRANKE et A.E. DEROCHE, 2014. The Influence of weather and lemmings on spatiotemporal variation in the abundance of multiple avian guilds in the Arctic. *PLoS ONE*, 9: e101495.
- ROSENFELD, R.N., J.W. SCHNEIDER, J.M. PAPP et W.S. SEEGAR, 1995. Prey of peregrine falcons breeding in west Greenland. *The Condor*, 97: 763-770.
- SMITH, A.P., G.H. GILCHRIST et J.N.M. SMITH, 2007. Effects of nest habitat, food, and parental behavior on shorebird nest success. *The Condor*, 109: 15-31.
- STENNING, M.J., 1996. Hatching asynchrony, brood reduction and other rapidly reproducing hypotheses. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 243-246.
- THERRIEN, J.F., G. GAUTHIER, E. KORPIMÄKI, et J. BÉTY, 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology*, 95: 56-67.
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, 2013. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). Endangered species.
- WHITE, C.M., T.J. CADE et J.H. ENDERSON, 2013. Peregrine falcons of the World. Lynx Edicions, Barcelona, 379 p.
- WHITE, C.M., N.J. CLUM, T.J. CADE et W.G. HUNT, 2002. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). Dans: Poole, A. et F. Gill (édit.). *The birds of North America*, 660. The Birds of North America Incorporated, Philadelphia, xx p.
- WIEBE, K.L. et G.R. BORTOLOTTI, 1995. Food-dependent benefits of hatching asynchrony in American kestrels *Falco sparverius*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 36: 49-57.
- WIKLUND, C. G. et J. STIGH, 1986. Breeding density of snowy owls *Nyctea scandiaca* in relation to food, nest sites and weather. *Ornis Scandinavica*, 17: 268-274.

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/275352363>

Estimating nestling diet with cameras: quantifying uncertainty from unidentified food items

Article in *Wildlife Biology* · December 2015

Impact Factor: 0.88 · DOI: 10.2981/wlb.00114

READS

48

3 authors, including:



[Barry Robinson](#)

Environment Canada

10 PUBLICATIONS 37 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[Alastair Franke](#)

12 PUBLICATIONS 146 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Estimating nestling diet with cameras: quantifying uncertainty from unidentified food items

Author(s): Barry G. Robinson, Alastair Franke and Andrew E. Derocher

Source: Wildlife Biology, 21(5):277-282.

Published By: Nordic Board for Wildlife Research

DOI: <http://dx.doi.org/10.2981/wlb.00114>

URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.2981/wlb.00114>

BioOne (www.bioone.org) is a nonprofit, online aggregation of core research in the biological, ecological, and environmental sciences. BioOne provides a sustainable online platform for over 170 journals and books published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Web site, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/page/terms_of_use.

Usage of BioOne content is strictly limited to personal, educational, and non-commercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.



Estimating nestling diet with cameras: quantifying uncertainty from unidentified food items

Barry G. Robinson, Alastair Franke and Andrew E. Derocher

B. G. Robinson (orcid.org/0000-0002-2646-2508)(bgrobins@ualberta.ca), A. E. Derocher, Dept of Biological Sciences, Univ. of Alberta, Edmonton, AB, T6G 2E9, Canada – A. Franke, Arctic Raptor Project, PO Box 626, Rankin Inlet, Nunavut, X0C 0G0, Canada

Cameras at nest sites are becoming a common means for quantifying nestling diet, but there are two problems associated with this method: food items delivered to nestlings often cannot be identified, and quantification of error around diet estimates for individual nests is problematic. We present a novel method of incorporating unidentified food items into diet estimates and quantifying error around these estimates for individual nests. In our method, unidentified food items are accounted for by considering all of the possible ways in which they could be allocated among previously defined food categories (possible outcomes). We then calculate the probability of each possible outcome by assuming the probability that an unidentified food item belongs to any given category is equal to the proportion of identified items from that category. All possible outcomes, along with the probability of each, represent a probability space. We allocate the unidentified food items to each category according to the most probable outcome in the probability space when estimating the contribution of each food category to nestling diets. Confidence intervals around diet estimates for each food category are estimated by simulating many samples from this probability space and using kernel density estimation. We demonstrate the implementation of our method with data from motion-sensitive cameras monitoring Arctic peregrine falcon *Falco peregrinus tundrius* nests in Nunavut, Canada.

Quantification of diet is an important aspect of avian ecology, particularly during the breeding season when demand for food is greatest. The quantity and composition of nestling diet influence growth rate, immunological development and, ultimately, survival and fitness (Birkhead et al. 1999, Naef-Daenzer and Keller 1999, Schwagmeyer and Mock 2008, Navarro-López et al. 2014, Resano-Mayor et al. 2014). There are many methods for determining nestling diet including stable isotope analysis (Moreno et al. 2010, Pokrovsky 2012), direct observation (Real 1996, Schwagmeyer and Mock 1997, Margalida et al. 2007), faecal analysis (Michalski et al. 2011, Orłowski et al. 2014) and, for birds of prey, prey remains and pellets analysis (Simmons et al. 1991, Symondson 2002).

However, one of the most cost effective and accurate methods of determining diet with minimal disturbance to the study organism is through direct observation of provisioning at the nest; observations can be made by observers with optical equipment or cameras installed at nest sites (Wille and Kampp 1983, Marti 1987, Franzreb and Hanula 1995, Margalida et al. 2005, Tornberg and Reif 2007, Sanchez et al. 2008, Zarybnicka et al. 2011). Camera systems for monitoring both cliff- and tree-nesting birds first emerged in the early 1980s and have become widely adopted as cameras have become smaller, cheaper and more advanced. A wide variety of surveillance techniques have been utilized

including motion-sensitive and preprogrammed cameras, time-lapse photography and video cameras (Delaney et al. 1998, Booms and Fuller 2003, Margalida et al. 2006, Tornberg and Reif 2007). Nest cameras can document food deliveries to nestlings while simultaneously collecting a host of other important data (e.g. phenology, behaviour and causes of mortality). One common problem in most diet studies employing nest cameras is the inability to identify all food items to fine-scale taxonomic levels or other categories. The percentage of unidentified food item can vary depending on the specific observation method used and whether prey deliveries by parents or prey remains at the nest are being identified (Margalida et al. 2007). Unidentified or broadly classified food items often constitute upwards of 20–40% of all observed deliveries (Rogers et al. 2006, Takagi and Akatani 2011, Schroeder et al. 2013).

As the proportion of unidentified food items increases, so too does the uncertainty around estimates of diet composition. Unidentified food items are particularly problematic if the proportional contribution of each food source to the total biomass consumed is required. Techniques have been developed to assign biomass estimates to unidentified food items (Miller et al. 2014), but attempts to quantify the amount of uncertainty around estimates of diet composition are lacking. Variance around diet estimates can be reported for the population (e.g. standard deviation or error), but this

does not account for the uncertainty related to unidentified food items, nor does it allow for measures of uncertainty for individual nests.

In this paper we develop and apply a method of incorporating unidentified food items into estimates of diet composition for individual broods, while also quantifying uncertainty around these estimates. Our method allows for the proportional contribution of each food source to overall diet to be estimated in both frequency of deliveries and biomass. We demonstrate our method using data collected with motion-sensitive cameras monitoring Arctic peregrine falcon *Falco peregrinus tundrius* nests in Nunavut, Canada.

Methods

Study area and nest monitoring

The study took place in a tundra ecosystem in the eastern Canadian Arctic near the community of Igloolik, Nunavut (69°53'45"N, 82°50'70"W). Spring thaw begins in early June and the majority of terrestrial snow cover has melted by early July. The area experiences short, cool summers with temperatures ranging from 2 to 7°C and rainfall accumulation averaging 86 mm from June to August (Robinson et al. 2014). Cliffs along coastlines and the shores of inland lakes provide nesting habitat for peregrine falcons, rough-legged hawks *Buteo lagopus*, common ravens *Corvus corax*, glaucous gulls *Larus hyperboreus*, Thayer's gulls *L. thayeri*, Canada geese *Branta canadensis* and common eiders *Somateria mollissima*. Black guillemot *Cephus grylle* colonies occur on small rocky islands throughout the study area. Inland areas consist of raised beaches, dry tundra, sedge meadows, wetlands and lakes which provide breeding habitat for a diverse community of song and shorebirds such as Lapland longspurs *Calcarius lapponicus*, snow buntings *Plectrophenax nivalis*, American golden plovers *Pluvialis dominica*, semipalmated plovers *Charadrius semipalmatus*, phalaropes *Phalaropus* spp. and sandpipers *Calidris* spp., all of which are potential prey items for the peregrine falcon. Collared lemmings *Lemmus trimucronatus* and brown lemmings *Dicrostonyx groenlandicus* are abundant, but cyclical prey for peregrine falcons in the study area.

Once peregrines laid eggs and began incubating (13–20 June), we secured a motion-sensitive camera (PC85 Rapid-fire or PC8000 Hyperfire) to a large rock 1–1.8 m from each nest. The infrared motion detector and lens of each camera was aimed ~0.15 m above the nest cup using a laser pointer. Cameras were programmed to take an image when motion was detected at a maximum rate of 1 image / 2 seconds (e.g. Supplementary material Appendix 1 Fig. A1). Cameras had infrared illuminators allowing images to be taken in low light. Each camera was in place until all nestlings had fledged from the nest (20–25 August). Nests were visited once per week to replenish the cameras' memory cards and batteries. Because we were interested in nestling diet, we only analyzed prey deliveries while nestlings were 1–14 days old. Once nestlings were > 14 days old, they started moving around the nest cliff, so some prey deliveries occurred outside of the camera's field of view.

Estimating diet along with uncertainty

Prey items delivered to nests were identified to the finest taxonomic level possible and then assigned to one of five ecologically meaningful prey categories: insectivorous birds (songbirds and shorebirds; Passeriformes, Scolopacidae and Charadriidae), gulls (Laridae, Sternidae and Stercorariidae), ducks (Anatidae), black guillemots, or lemmings (e.g. Supplementary material Appendix 1 Fig. A1). Prey items that could not be identified due to low lighting, poor camera focus or a blocked field of view were assigned to one of two possible categories: unidentified or unidentified avian (Table 1 provides example datasets from four separate nests).

We then determined all of the possible ways in which unidentified prey items could be allocated among the different categories. Because we had multiple, nested, categories, which is common in this type of study, we first allocated prey items from the broadest unidentified category. In our example, a prey item in the unidentified category could have been either a lemming or one of the avian prey categories. We therefore determined all of the possible ways in which the unidentified prey items could be allocated to the lemming and the unidentified avian categories (possible outcomes; e.g. Table 2) using the 'compositions' function in the 'partitions' package (Hankin 2006) for the R statistical environment (< www.r-project.org >) (Supplementary material Appendix 2).

Next, we calculated the probability of each possible outcome j (P_{o_j}) occurring by using probability theory:

$$P_{o_j} = \frac{\prod (P_i^{N_{ij}}) (\sum N_{ij})!}{\prod (N_{ij}!)}$$

where P_i is the probability of an unidentified prey item being the i th category, and N_{ij} is the number of unidentified prey items assigned to category i in outcome j . The P_i values can be determined based on knowledge of the specific system being studied. For example, unidentified prey items could be considered to have an equal probability of being in each prey category, or probabilities could be based on the relative availability of prey from each category within the study system (e.g. prey surveys). The latter strategy assumes the consumer being studied is a generalist that consumes each prey type in proportion to its availability. Alternatively, P_i 's could be based on the total number of identified prey items in each category. Using the proportion of identified prey items to estimate P_i could be biased if some prey categories are more easily identified than others; for example, small prey items may be

Table 1. Data from four nest cameras monitoring peregrine falcon nestlings in Nunavut, Canada, showing the frequency of prey items within each category delivered to nestlings during the observation period.

| Nest site | Year | Unid. | Insect. avian | Insect. bird | Duck | Gull | Black guillemot | Lemming |
|-----------|------|-------|---------------|--------------|------|------|-----------------|---------|
| 1 | 2010 | 2 | 3 | 55 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 2 | 2010 | 7 | 4 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 |
| 8 | 2011 | 45 | 3 | 72 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| 14 | 2011 | 16 | 1 | 19 | 1 | 2 | 0 | 24 |

Table 2. All of the possible outcomes (j) of allocating the 7 unidentified prey items from nest site 2 in 2010 (Table 1) to either the unidentified avian or lemming categories, along with the probability of each outcome occurring (P_{O_j}).

| Outcome j | Unid. avian | Lemming | P_{O_j} |
|-------------|-------------|---------|-----------|
| 1 | 7 | 0 | 0.906 |
| 2 | 6 | 1 | 0.090 |
| 3 | 5 | 2 | 0.004 |
| 4 | 4 | 3 | <0.001 |
| 5 | 3 | 4 | <0.001 |
| 6 | 2 | 5 | <0.001 |
| 7 | 1 | 6 | <0.001 |
| 8 | 0 | 7 | <0.001 |

harder to identify relative to larger prey. In our system avian prey deliveries were identified as the smallest prey category (insectivorous birds) more frequently than the larger-bodied prey categories (ducks, gulls and black guillemots), and lemmings, which were not commonly identified, are roughly the same size as insectivorous birds. We, therefore, did not feel that prey category had any influence on our ability to identify prey deliveries, so we assumed P_i was equal to the proportion of all identified prey items that were assigned to category i across all nests in a given year (Table 3). We estimated P_i separately for each year because lemming populations fluctuated throughout this study (Robinson et al. 2014) and Arctic peregrine falcons increase their consumption of lemmings when lemming populations peak (Court et al. 1988, Robinson 2015). Although estimates of prey density were available for our study area (Robinson et al. 2014), evidence suggests Arctic peregrine falcons are selective and do not consume prey in proportion to availability (Burnham and Mattox 1984, Rosenfield et al. 1995, Robinson 2015). We could have estimated P_i for each nest individually, but for nests with a high proportion of unidentified prey (e.g. Table 1, site 8), these proportions may not accurately represent true probabilities.

Using the above equation and the N_{ij} and P_i values from Table 2 and 3, respectively, we estimated the probability of each possible outcome, which produced a probability space (Table 2). Although the first possible outcome is the most probable, the possibility of the other outcomes occurring can be accounted for and used to estimate uncertainty around diet estimates. We simulated 100 samples from the probability space using the 'sim' function from the 'partitions' package (Hankin 2006) in R (Supplementary material Appendix 2). We then added the number of prey assigned to the unidentified avian and lemming categories in each of the 100 simulated samples to the number of identified prey deliveries in

Table 3. The probability of an unidentified prey item being within each prey category for each year. Probabilities are based on the proportion of identified prey items within each prey category across all nests for a given year.

| Year | Unidentified | | Unidentified avian | | | |
|------|--------------|-------------|--------------------|-------|-------|-----------------|
| | Lemming | Unid. avian | Insect. bird | Duck | Gull | Black guillemot |
| 2010 | 0.014 | 0.986 | 0.953 | 0.039 | 0.000 | 0.008 |
| 2011 | 0.269 | 0.731 | 0.968 | 0.010 | 0.021 | 0.000 |

each of these categories (Table 4). If we were concerned only with the proportion of avian versus lemming prey within the diet of peregrine nestlings, we could stop here and calculate these proportions for each of the simulated samples and calculate measures of central tendency (e.g. mode) and dispersion (e.g. 95% confidence intervals) across the 100 simulated samples. But, because we were interested in estimates of diet composition with a finer taxonomic resolution, we repeated this process again.

This time, we determined all of the possible outcomes of allocating the updated unidentified avian prey items from each of the 100 simulated samples among the four avian categories. The additional prey categories resulted in a larger number of possible outcomes, particularly if there were a large number of unidentified avian prey. For example, sample 1 in Table 4 had 364 possible outcomes for which the 11 unidentified avian prey could be allocated to the four avian categories. As before, we used the above equation to calculate the probability of each possible outcome to produce a probability space, assuming P_i was equal to the relative proportion of each identified avian prey item for a given year (Table 3). We then simulated another 100 samples from each of the 100 probability spaces, resulting in 10 000 samples.

For each sample, the proportional contribution of each prey category can be calculated either in frequency of deliveries or total biomass of deliveries. We transformed the frequency of deliveries into biomass using prey weights from the literature and adjusting them based on the average size of prey items relative to adult and nestling peregrines within camera images. We assumed lemmings, insectivorous birds, ducks, gulls and black guillemots weighed 40, 30, 50, 150 and 300 g, respectively (Starck and Ricklefs 1998, Butler and Buckley 2002, Lindström et al. 2002, Montgomerie and Lyon 2011, Savoca et al. 2011, Legagneux et al. 2012).

Treating each prey category separately, we then used kernel density estimation across the distribution of 10 000 proportions to determine the most probable proportion (mode). We estimated 50, 75 and 95% confidence intervals around the most probable proportion by calculating the highest density regions within the probability distribution created from the kernel density estimation (Hyndman 1996). We used the 'hdr' function within the 'hdrcdf' package (Hyndman 2013) for R to conduct the kernel density estimation and calculate the highest density regions (Supplementary material Appendix 2). Because we used kernel density estimation separately for each prey category, the modes of the proportions did not necessarily sum to one. If proportions that sum to one are required, they can be calculated based on the most probable allocation of unidentified prey items (possible outcomes), and the 10 000 samples can be used only for calculating confidence intervals. We have provided an example dataset and R code to carry out the above analysis in Supplementary material Appendix 2.

Results

Peregrine falcon diet varied across nests and years. In 2010, diet was dominated by insectivorous birds with a small component of ducks and marine birds in one nest (Fig. 1a–b). In 2011, the lemming component of diets increased, but

Table 4. An example of 10 samples of possible outcomes simulated from the probability space shown in Table 2, demonstrating how the frequency of identified prey items in each prey category (site 2, 2010, in Table 1) were modified by allocating the unidentified items according to each sampled outcome.

| Sample no. | Unidentified | | Unidentified allocated to other categories | | | | | |
|------------|--------------|---------|--|--------------|------|------|-----------------|-----------|
| | Unid. avian | Lemming | Unid. avian | Insect. bird | Duck | Gull | Black guillemot | Lemming |
| 1 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 2 | 6 | 1 | 4 + 6 = 10 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 1 = 2 |
| 3 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 4 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 5 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 6 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 7 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 8 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |
| 9 | 6 | 1 | 4 + 6 = 10 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 1 = 2 |
| 10 | 7 | 0 | 4 + 7 = 11 | 68 | 5 | 0 | 1 | 1 + 0 = 0 |

there was still a substantial contribution of insectivorous birds (Fig. 1c–d). The width of the 95% confidence intervals around estimates of the proportional contribution of each prey category to the diet increased with the number of unidentified prey deliveries (Table 1, Fig.1).

Discussion

The method presented offers a means of incorporating unidentified food items into diet estimates, while quantifying uncertainty around these estimates. A convenient aspect of this method is that it allows for nested unidentified

categories at multiple taxonomic levels, which is common among studies of nestling diet using nest cameras (Behney et al. 2010, Miller et al. 2014). When a high proportion of food deliveries are unidentified, diet estimates become uncertain and it is difficult to estimate the relative contribution of each food source to the overall biomass of food consumed. We overcome this limitation by considering every possible way in which unidentified food items can be allocated to each food category and assigning a probability to each possible outcome.

Another advantage of our method is that the probabilities of possible outcomes can be based on previous knowledge of the system being studied, such as data on prey availability, diet

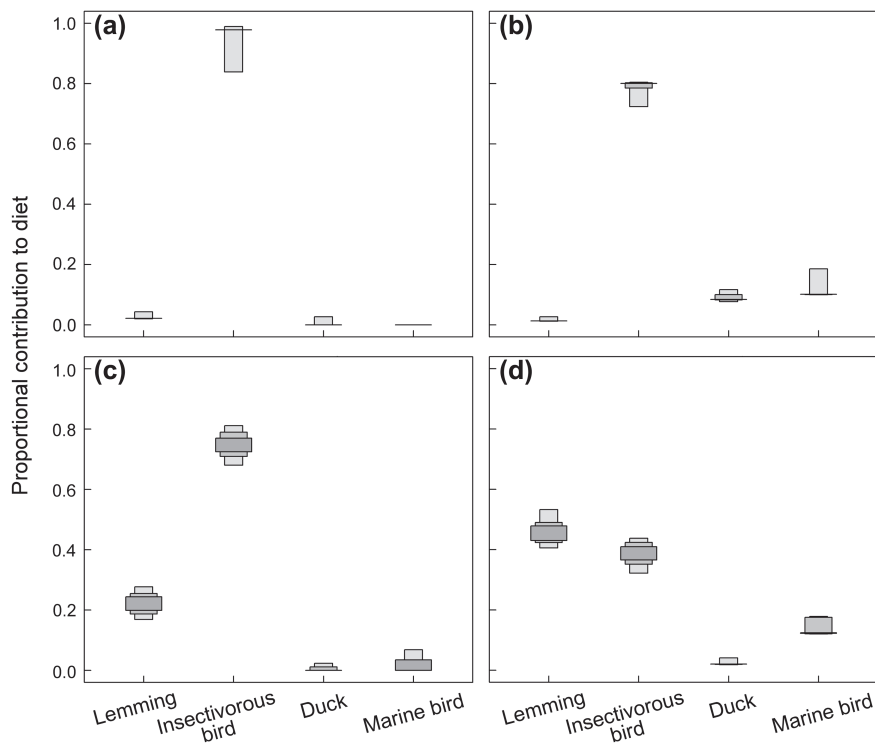


Figure 1. Highest density regions of kernel density estimates from the distributions of the proportional contribution of each prey category (gulls and black guillemots have been combined into marine birds) to the diet of nestling Arctic peregrine falcons in Nunavut, Canada. The 50, 75 and 95% regions are shown; boxes decrease in thickness and darkness from 50 to 95%. Nests shown are site 1, 2010 (a), site 2, 2010 (b), site 8, 2011 (c), and site 14, 2011 (d).

estimated from other methods, or the identified food items documented. In our example, we assumed there was a higher probability of an unidentified prey item (P_i) being an insectivorous bird than any other prey type, because insectivorous birds were more common among the known deliveries. As a result, the probabilities were skewed toward those possible outcomes with many insectivorous birds, so there was a small range of possible outcomes drawn from the probability spaces leading to narrow 95% confidence intervals around our diet estimates. Had we assumed there was an equal probability of an unidentified item being within each prey category, confidence intervals would have been wider because there would be a greater range of possible outcomes drawn from the probability spaces (Supplementary material Appendix 3 Fig. A2). When estimating diet in terms of biomass, changes in P_i values for larger-bodied prey categories will have greater influence on the resulting diet estimates. For example, changing P_i from 0.00 to 0.50 for gulls (the heaviest prey category) changed the estimate of their proportional contribution to the diet (mode) of nestlings at site 1, 2010, from 0.00 to 0.14 (Fig. 1a, Supplementary material Appendix 3 Fig. A2a). A small change in the number of unidentified prey assigned to gulls resulted in a large change in their biomass contribution. We recommend that users of this method use care and have adequate justification when choosing a method to assign P_i values because these probabilities will inevitably influence diet estimates and the amount of error around them (Supplementary material Appendix 3 Fig. A2).

Our method provides a novel means of estimating error around diet estimates for individual nests, rather than just the population. Estimating error around individual nests is particularly useful if diet estimates are to be used in further statistical analysis. For example, the use of Bayesian mixing models to estimate diets based on stable isotopes is becoming common (Phillips et al. 2014), and a major advantage of the Bayesian statistical framework is that informative prior hypotheses about the diet can be incorporated into the analysis (Moore and Semmens 2008). These priors are entered as estimates of the mean proportional contribution of each food source to the diet, but a measure of standard error around the mean of one food source is also required (Parnell et al. 2010). Nest cameras provide a way to estimate prior hypotheses for Bayesian mixing models, and our method demonstrates a way of quantifying standard error around these priors.

Although studies estimating nestling diets with nest cameras are somewhat biased toward large-bodied birds, such as raptors (Delaney et al. 1998, Booms and Fuller 2003, Margalida et al. 2006), the method has been used on species as small as blue tits *Parus caeruleus* (Tremblay et al. 2005) and ladder-backed woodpeckers *Picoides scalaris* (Schroeder et al. 2013). As the technology improves and cameras become smaller and higher in resolution, studies using nest cameras to estimate nestling diet will likely proliferate. Our method provides a way to quantify the uncertainty associated with unidentified food deliveries, which are inevitable in any study using nest cameras.

Acknowledgements – We thank Michal Qrunnut, Christopher Carli, Kristen Peck and Matt Fredlund for participating in the field work

for this project. We also thank all of the staff at the Government of Nunavut's Dept of Environment in Igloolik for providing logistical and in kind support throughout this project, and the Igloolik Hunters and Trappers Association for their continued support of our field work. This project was funded by the Government of Nunavut, the Nunavut Wildlife Management Board, the Wilson Ornithological Society, the Canadian Wildlife Federation, the Canadian Circumpolar Institute, Aboriginal and Northern Affairs Canada, Arctic Net, The Peregrine Fund, the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Alberta Innovates Technology Futures, and the W. Garfield Weston Fountain. Finally we thank Outdoor Research, Petzl, Smith Optics, and Icebreaker for supporting our field teams.

References

- Behney, A. C. et al. 2010. Prey use by Swainson's hawks in the lesser prairie-chicken range of the southern High Plains of Texas. – *J. Raptor Res.* 44: 317–322.
- Birkhead, T. R. et al. 1999. Nestling diet, secondary sexual traits and fitness in the zebra finch. – *Proc. R. Soc. B* 266: 385–390.
- Booms, T. L. and Fuller, M. R. 2003. Time-lapse video system used to study nesting gyrfalcons. – *J. Field Ornithol.* 74: 416–422.
- Burnham, W. A. and Mattox, W. G. 1984. Biology of the peregrine and gyrfalcon in Greenland. – *Medd. Gronland Biosc.* 14: 1–28.
- Butler, R. G. and Buckley, D. E. 2002. Black guillemot (*Cepphus grylle*). – In: Poole, A. (ed.), *Birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY.
- Court, G. S. et al. 1988. Natural-history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. – *Arctic* 41: 17–30.
- Delaney, D. K. et al. 1998. An infrared video camera system for monitoring diurnal and nocturnal raptors. – *J. Raptor Res.* 32: 290–296.
- Franzreb, K. E. and Hanula, J. L. 1995. Evaluation of photographic devices to determine nestling diet of the endangered red-cockaded woodpecker. – *J. Field Ornithol.* 66: 253–259.
- Hankin, R. K. S. 2006. Additive integer partitions in R. – *J. Stat. Software Code Snippets* 16.
- Hyndman, R. J. 1996. Computing and graphing highest density regions. – *Am. Stat.* 50: 120–126.
- Hyndman, R. J. 2013. *hdrcde: Highest density regions and conditional density estimation*. – R package ver. 3.1.
- Legagneux, P. et al. 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. – *Ecology* 93: 1707–1716.
- Lindström, Å. et al. 2002. Fuel stores of juvenile waders on autumn migration in high arctic Canada. – *Ardea* 90: 93–101.
- Margalida, A. et al. 2005. Assessing the diet of nestling bearded vultures: a comparison between direct observation methods. – *J. Field Ornithol.* 76: 40–45.
- Margalida, A. et al. 2006. A solar-powered transmitting video camera for monitoring cliff-nesting raptors. – *J. Field Ornithol.* 77: 7–12.
- Margalida, A. et al. 2007. Biases in studying the diet of the bearded vulture. – *J. Wildl. Manage.* 71: 1621–1625.
- Marti, C. D. 1987. Raptor food habits studies. – *Natl Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser.* 10: 67–80.
- Michalski, M. et al. 2011. Faecal analysis as a method of nestling diet determination in insectivorous birds: a case study in blue tits *Cyanistes caeruleus* and great tits *Parus major*. – *Acta Ornithol.* 46: 164–172.
- Miller, R. A. et al. 2014. Effects of prey abundance on breeding season diet of northern goshawks (*Accipiter gentilis*) within an unusual prey landscape. – *J. Raptor Res.* 48: 1–12.

- Montgomerie, R. and Lyon, B. 2011. Snow bunting (*Plectrophenax nivalis*). – In: Poole, A. (ed.), *The birds of North America Online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY.
- Moore, J. W. and Semmens, B. X. 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. – *Ecol. Lett.* 11: 470–480.
- Moreno, R. et al. 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. – *Mar. Biol.* 157: 545–553.
- Naef-Daenzer, B. and Keller, L. F. 1999. The foraging performance of great and blue tits (*Parus major* and *P. caeruleus*) in relation to caterpillar development, and its consequences for nestling growth and fledging weight. – *J. Anim. Ecol.* 68: 708–718.
- Navarro-López, J. et al. 2014. Trophic niche width, offspring condition and immunity in a raptor species. – *Oecologia*: 1215–1224.
- Orlowski, G. et al. 2014. Partial dietary segregation between adult and nestling bluethroats *Luscinia svecica*. – *Acta Ornithol.* 49: 107–118.
- Parnell, A. C. et al. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. – *PLoS ONE* 5: e9672.
- Phillips, D. L. et al. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food web studies. – *Can. J. Zool.* 92: 823–835.
- Pokrovsky, I. G. 2012. A method of stable carbon and nitrogen isotope analysis in assessment of the diet of birds of prey. – *Biol. Bull.* 39: 590–592.
- Real, J. 1996. Biases in diet study methods in the Bonelli's eagle. – *J. Wildl. Manage.* 60: 632–638.
- Resano-Mayor, J. et al. 2014. Multi-scale effects of nestling diet on breeding performance in a terrestrial top predator inferred from stable isotope analysis. – *PLoS ONE* 9: e95320.
- Robinson, B. G. 2015. Foraging ecology of the Arctic peregrine falcon. – *Biol. Sci., Univ. of Alberta, Edmonton, AB*, pp. 152.
- Robinson, B. G. et al. 2014. The influence of weather and lemmings on spatiotemporal variation in the abundance of multiple avian guilds in the Arctic. – *PLoS ONE* 9: e101495.
- Rogers, A. S. et al. 2006. Diet, prey delivery rates, and prey biomass of northern goshawks in east-central Arizona. – *Stud. Avian Biol.* 31: 219–227.
- Rosenfield, R. N. et al. 1995. Prey of peregrine falcons breeding in west Greenland. – *Condor* 97: 763–770.
- Sanchez, R. et al. 2008. Biases in diet sampling methods in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. – *Ornis Fenn.* 85: 82–89.
- Savoca, M. S. et al. 2011. Nesting density is an important factor affecting chick growth and survival in the herring gull. – *Condor* 113: 565–571.
- Schroeder, E. L. et al. 2013. Nestling diets and provisioning rates of sympatric golden-fronted and ladder-backed woodpeckers. – *Wilson J. Ornithol.* 125: 188–192.
- Schwagmeyer, P. L. and Mock, D. W. 1997. How to minimize sample sizes while preserving statistical power. – *Anim. Behav.* 54: 470–474.
- Schwagmeyer, P. L. and Mock, D. W. 2008. Parental provisioning and offspring fitness: size matters. – *Anim. Behav.* 75: 291–298.
- Simmons, R. E. et al. 1991. Biases in diets determined from pellets and remains correction factors for a mammal and bird-eating raptor. – *J. Raptor Res.* 25: 63–67.
- Starck, J. M. and Ricklefs, R. E. 1998. Data set of avian growth parameters. – In: Starck, J. M. and Ricklefs, R. E. (eds), *Avian growth and development: evolution within the altricial-precocial spectrum*. Oxford Univ. Press.
- Symondson, W. O. C. 2002. Molecular identification of prey in predator diets. – *Mol. Ecol.* 11: 627–641.
- Takagi, M. and Akatani, K. 2011. The diet of Ryukyu scops owl *Otus elegans interpositus* owlets on Minami-daito Island. – *Ornithol. Sci.* 10: 151–156.
- Tornberg, R. and Reif, V. 2007. Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nests and images. – *Ornis Fenn.* 84: 21–31.
- Tremblay, I. et al. 2005. The effect of habitat quality on foraging patterns, provisioning rate and nestling growth in Corsican blue tits *Parus caeruleus*. – *Ibis* 147: 17–24.
- Wille, F. and Kampp, K. 1983. Food of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in Greenland. – *Holarct. Ecol.* 6: 81–88.
- Zarybnicka, M. et al. 2011. Diet composition in the Tengmalm's owl *Aegolius funereus*: a comparison of camera surveillance and pellet analysis. – *Ornis Fenn.* 88: 147–153.

Supplementary material (Appendix wlb.00114 at <www.wildlifebiology.org/readers/appendix>). Appendix 1–3.

Geographic Variation in Isotopic ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) Composition of Feathers from Falconer-harvested Peregrine Falcons



Alastair Franke, George Allen, Jason Duxbury, Haiping Qi, Tyler Copen, Geoff Holroyd, Troy Wellicome, and Brian Millsap

RRF Conference November 4, 2015

| INTRODUCTION | | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|--|-------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|
| | | | | | | | |
| <p>In U.S., the American and Arctic peregrine were listed as "Endangered" in 1970; Canada followed suit in 1978.</p> | | | | | | | |
| HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 | FOCUS DUE TO PESTICIDES | INCREASED LEVEL OF THREAT | CONTINENT-WIDE SURVEYS | WIDE SCALE RECOVERY | DECREASED LEVEL OF THREAT | USFWS EA FOR TAKE | CURRENT HARVEST LEVELS |

| INTRODUCTION | | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|--|-------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|
| | | | | | | | |
| <p>In the U.S., wild-caught migratory peregrine falcons were used regularly for falconry from 1938 until 1970 (Ward and Berry 1972).</p> | | | | | | | |
| HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 | FOCUS DUE TO PESTICIDES | INCREASED LEVEL OF THREAT | CONTINENT-WIDE SURVEYS | WIDE SCALE RECOVERY | DECREASED LEVEL OF THREAT | USFWS EA FOR TAKE | CURRENT HARVEST LEVELS |

| INTRODUCTION | | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|---|-------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|
| | | | | | | | |
| <p>Starting in 1970, 5-year surveys were established to monitor the size of the breeding population and assess productivity; the population low is thought to have occurred ~1975 (Enderson et al. 1995; Fyfe et al. 1976).</p> | | | | | | | |
| HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 | FOCUS DUE TO PESTICIDES | INCREASED LEVEL OF THREAT | CONTINENT-WIDE SURVEYS | WIDE SCALE RECOVERY | DECREASED LEVEL OF THREAT | USFWS EA FOR TAKE | CURRENT HARVEST LEVELS |

| INTRODUCTION | | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|--|-------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|
| | | | | | | | |
| <p>Interest was focused on the species due to well-established population declines associated with contamination from organochlorine pesticides (For example, Peakall and Kiff 1979; Risebrough and Peakall 1988).</p> | | | | | | | |
| HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 | FOCUS DUE TO PESTICIDES | INCREASED LEVEL OF THREAT | CONTINENT-WIDE SURVEYS | WIDE SCALE RECOVERY | DECREASED LEVEL OF THREAT | USFWS EA FOR TAKE | CURRENT HARVEST LEVELS |

| INTRODUCTION | | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|---|-------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|
| | | | | | | | |
| <p>Wide scale recovery resulted in estimates ranging from 3,005 pairs for NA (Green et al. 2006) to as high as 340 000 in Canada and the U.S. (Rich et al. 2004), see Millsap et al. (1998) for review of proposal to delist.</p> | | | | | | | |
| HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 | FOCUS DUE TO PESTICIDES | INCREASED LEVEL OF THREAT | CONTINENT-WIDE SURVEYS | WIDE SCALE RECOVERY | DECREASED LEVEL OF THREAT | USFWS EA FOR TAKE | CURRENT HARVEST LEVELS |

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



Endangered Species Act
SPECIES AT RISK

In the U.S., the Arctic and American peregrine were removed from the list of endangered species in 1994 and 1999, respectively. In Canada, they were down-listed to Special Concern in 2007.

HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 FOCUS DUE TO PESTICIDES INCREASED LEVEL OF THREAT CONTINENT-WIDE SURVEYS WIDE SCALE RECOVERY DECREASED LEVEL OF THREAT USFWS EA FOR TAKE CURRENT HARVEST LEVELS


INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

The goal of this study was to address a USFWS commitment to undertake isotopic analyses of feathers collected from falconer-harvested passage falcons.

1. Develop a base map for peregrine falcons using Hydrogen in feathers collected from falcons of known origin.
2. Link passage peregrines to natal origin
3. Estimate the degree to which the predicted make-up of the harvest in the EA was correct.

HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 FOCUS DUE TO PESTICIDES INCREASED LEVEL OF THREAT CONTINENT-WIDE SURVEYS WIDE SCALE RECOVERY DECREASED LEVEL OF THREAT USFWS EA FOR TAKE CURRENT HARVEST LEVELS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION




The USFWS completed an EA in 2008 for take of passage peregrine in the U.S (Millsap 2008). For allocating harvest, the EA considered 3 management populations: Northern, Western and Eastern”.

HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 FOCUS DUE TO PESTICIDES INCREASED LEVEL OF THREAT CONTINENT-WIDE SURVEYS WIDE SCALE RECOVERY DECREASED LEVEL OF THREAT USFWS EA FOR TAKE CURRENT HARVEST LEVELS


INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

Hydrogen



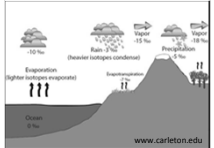
1 proton
0 neutron
1 electron

Deuterium



1 proton
1 neutron
1 electron

Fractionation

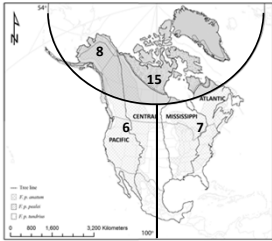


Stable isotope abundance is expressed as a ratio of the heavy isotope to light isotope in the sample as a fraction of heavy to light isotope in a standard, and reported in δ notation (Ehleringer and Rundel 1989)

$$\delta X = \left[\left(\frac{\text{Heavy}_{\text{sample}}}{\text{Light}_{\text{sample}}} / \frac{\text{Heavy}_{\text{standard}}}{\text{Light}_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

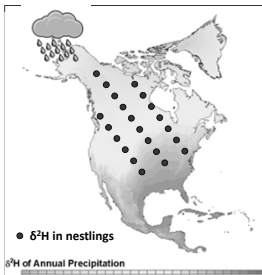


Annual take of up to 36 HY falcons is permitted; expected harvest from northern Canada and Greenland, Alaska, eastern NA, and the western United States was 15, 8, 7, and 6 birds respectively (USFWS 2008).

HARVESTED FOR FALCONRY UNTIL 1970 FOCUS DUE TO PESTICIDES INCREASED LEVEL OF THREAT CONTINENT-WIDE SURVEYS WIDE SCALE RECOVERY DECREASED LEVEL OF THREAT USFWS EA FOR TAKE CURRENT HARVEST LEVELS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

$\delta^2\text{H}$ in precipitation

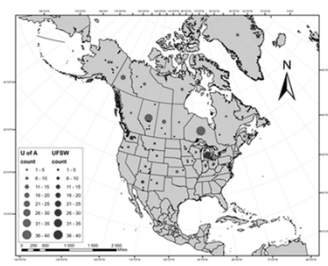


$\delta^2\text{H}$ in nestlings

$\delta^2\text{H}_{\text{tissue}} = \delta^2\text{H}_{\text{diet}} + \delta_{\text{discrimination factor}}$

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



| Source | Nestlings (known origin) | Passage falcons (unknown origin) |
|--------|--------------------------|----------------------------------|
| USFWS | 70 | 55 (east of 100° W) |
| UofA | 172 | 105 (Padre Island, TX) |

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Carbon | Nitrogen | Hydrogen |
|--------------|---|-----------------------|----------------------|
| Cleaned | 2:1 solution of chloroform and methanol | | |
| Chopped | 1 mg for both | | 7-10mg |
| Equilibrated | N/A | | Steam @ 130°C 2hrs |
| Combustion | 1800°C | | 850°C 2hrs |
| Standard | PeeDee Belemite | Atmospheric N | VSMOW |
| Instrument | Europa 20:20 CFIRMS | | Finnigan-MAT 252 MS |
| Error | ± 0.1‰ | ± 0.3‰ | ± 0.1‰ |
| Reported | δ ¹³ C (‰) | δ ¹⁵ N (‰) | δ ² H (‰) |

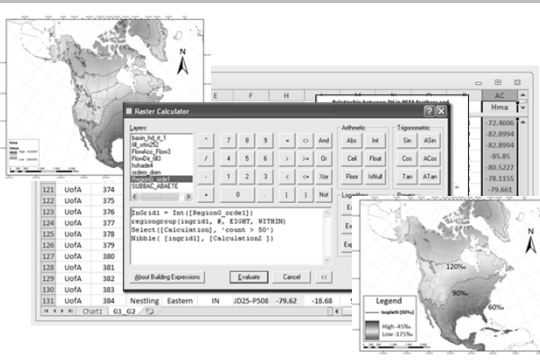
ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Carbon | Nitrogen | Hydrogen |
|---------|---|----------|----------|
| Cleaned | 2:1 solution of chloroform and methanol | | |
| Chopped | 1 mg for both | | 7-10mg |

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Carbon | Nitrogen | Hydrogen |
|--------------|---|-----------------------|----------------------|
| Cleaned | 2:1 solution of chloroform and methanol | | |
| Chopped | 1 mg for both | | 7-10mg |
| Equilibrated | N/A | | Steam @ 130°C 2hrs |
| Combustion | 1800°C | | 850°C 2hrs |
| Standard | PeeDee Belemite | Atmospheric N | VSMOW |
| Instrument | Europa 20:20 CFIRMS | | Finnigan-MAT 252 MS |
| Error | ± 0.1‰ | ± 0.3‰ | ± 0.1‰ |
| Reported | δ ¹³ C (‰) | δ ¹⁵ N (‰) | δ ² H (‰) |

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

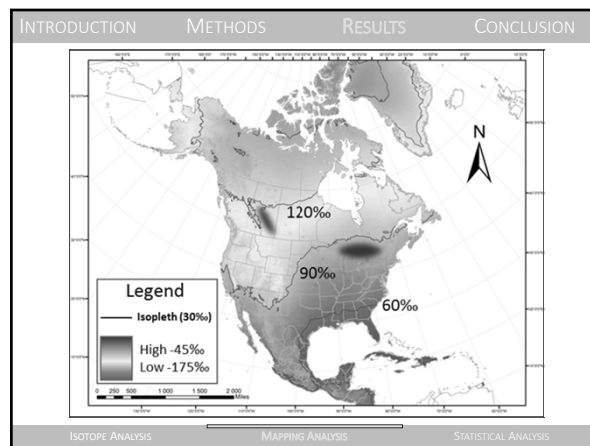
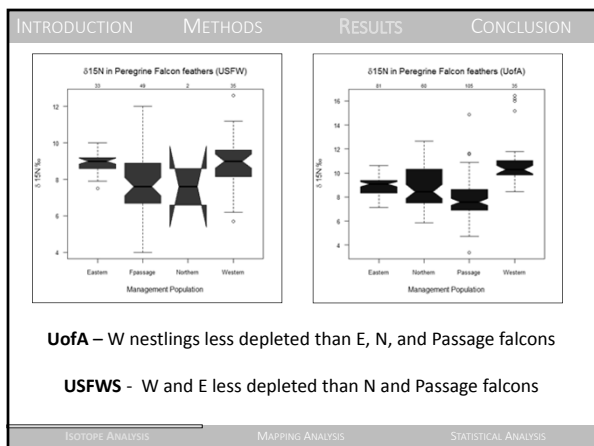
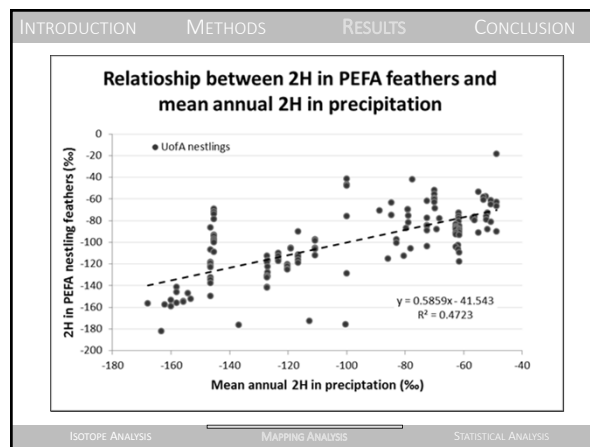
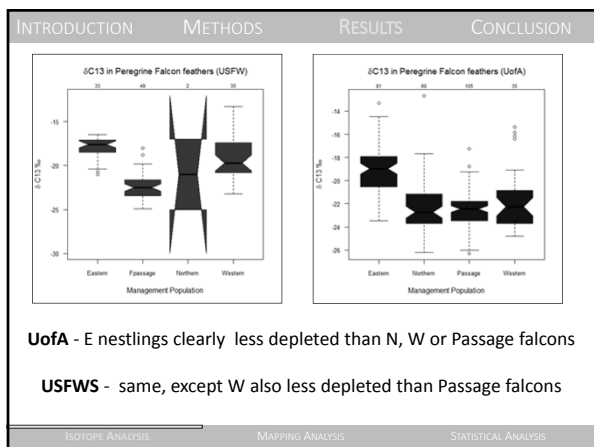
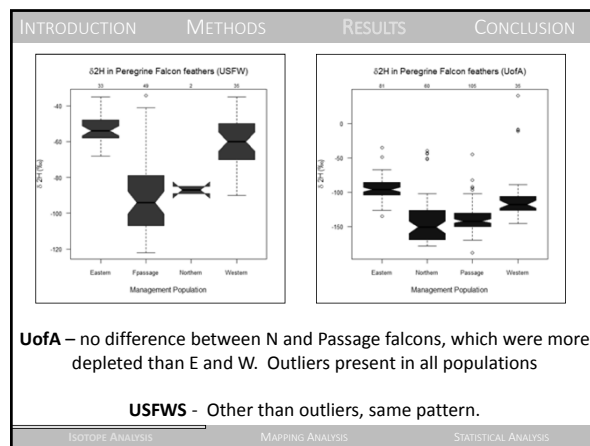
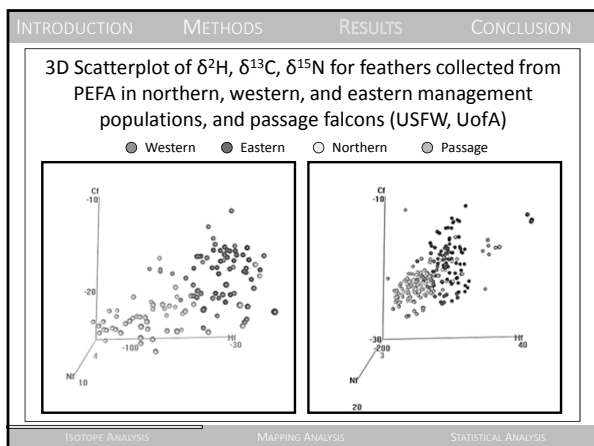
MANOVA to compare isotopes (δ²H, δ¹³C, δ¹⁵N) among Management Populations (N, E, W), and Passage falcons

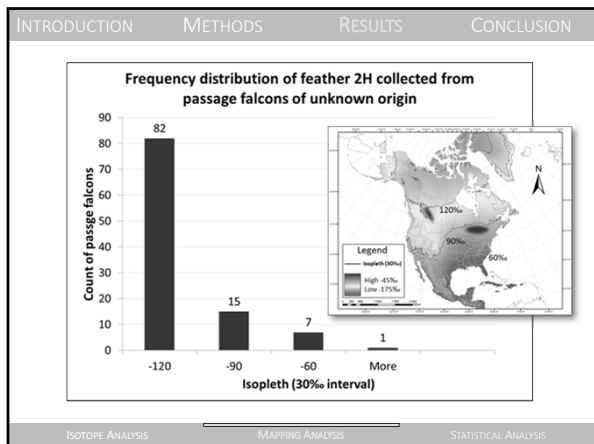
Post hoc analysis (**Pillai's Trace**) to test for differences among populations

Discriminant Analysis to estimate group means and model coefficients

Leave-one-out Cross Validation to assign each falcon to its most likely population based on its discriminant score.

ISOTOPE THEORY SAMPLE COLLECTION SAMPLE PREPARATION ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS





INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

Leave-1-out cross validation

| | Total | Eastern | Northern | Passage | Western | % correct |
|----------|-------|---------|----------|---------|---------|-----------|
| Eastern | 77 | 66 | 2 | 8 | 1 | 85.7 |
| Northern | 59 | 8 | 17 | 25 | 9 | 28.8 |
| Western | 33 | 2 | 10 | 8 | 13 | 39.4 |
| Passage | 105 | 5 | 10 | 86 | 4 | 81.9 |

Leave-1-out cross validation

| | Total | Eastern | Northern | Western | % correct |
|----------|-------|---------|----------|---------|-----------|
| Eastern | 77 | 72 | 4 | 1 | 93.5 |
| Northern | 59 | 15 | 33 | 11 | 55.9 |
| Western | 33 | 0 | 17 | 16 | 48.5 |

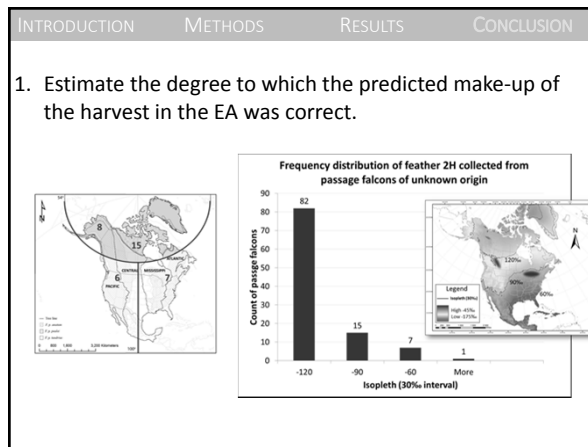
ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

Pair-wise comparisons using Pillai's Trace

| | Eastern | Western | Northern | Passage |
|----------|---------|---------|----------|---------|
| Eastern | - | *** | *** | *** |
| Western | / | - | *** | *** |
| Northern | / | / | - | *** |
| Passage | / | / | / | - |

ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS



INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

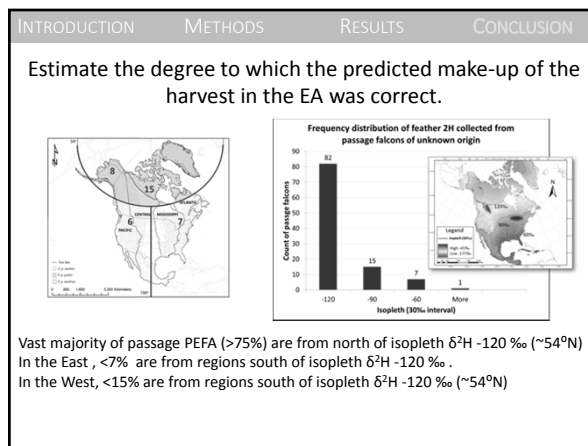
Discriminant Function Analysis

| Group means | Hf | Cf | Nf |
|-------------|---------|--------|-------|
| Eastern | -79.83 | -19.08 | 8.92 |
| Northern | -134.03 | -22.21 | 8.85 |
| Passage | -133.69 | -22.56 | 7.76 |
| Western | -89.42 | -21.72 | 10.94 |

| Coefficients of linear discriminants | LD1 | LD2 | LD3 |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|
| Hf | -0.02 | 0.00 | -0.03 |
| Cf | -0.30 | 0.12 | 0.43 |
| Nf | 0.24 | -0.69 | 0.29 |


| Proportion of trace | LD1 | LD2 | LD3 |
|---------------------|------|------|------|
| | 0.61 | 0.36 | 0.03 |

ISOTOPE ANALYSIS MAPPING ANALYSIS STATISTICAL ANALYSIS




| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
|---|---------|---------|------------|
| <p>Main take home messages:</p> <p>In the East</p> <ul style="list-style-type: none">• could increase harvest 3 fold (i.e. , to 108 HY birds) with no change in the expected number (i.e., 7) currently harvested in the east. <p>In the West</p> <ul style="list-style-type: none">• Assuming all passage falcons harvested originate from southern Alberta, would need to reduce the harvest 2 fold (i.e., to 18 birds).• Unreasonable assumption (drawing from XXXkm²) <p>In the North</p> <ul style="list-style-type: none">• Although most of the harvest is from northern populations; a 3 fold increase in harvest almost certainly far below those that would affect northern breeding populations (at minimum northern populations could withstand harvest of 650 HY birds annually). | | | |


Population Estimates of Northern Juvenile Peregrine Falcons with Implications for Falconry Harvest



Alastair Franke
RRF Conference November 4, 2015




INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



The USFWS completed an environmental assessment for take of passage peregrine in the U.S, in 2008 (Millsap 2008). For allocating harvest, the EA considered 3 management populations: Northern, Western and Eastern”.

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



Courtesy of Bruce Haak

In the U.S., annual take of up to 36 HY migrant peregrines is permitted. Any reassessment of harvest level requires better understanding of population size (USFWS 2008).

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

$$\hat{N} = MC/R$$

$$\hat{N} = [(M+1)(C+1)/(R+1)] - 1 \text{ (Chapman 1951)}$$

$$SD_{\hat{N}} = \sqrt{\frac{(M+1)(C+1)(M-R)(C-R)}{(R+1)(R+1)(R+2)}}$$

Estimate of the size of the population at Occasion 1

LINCOLN PETERSON MODEL THE NORTHERN POPULATION SEPARATING BY LONGITUDE DEFINING M THE NUMBER MARKED DEFINING C THE NUMBER CAPTURED DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED APPLYING THE MODEL ESTIMATING PASSAGE HARVEST

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



Data sources
BBL/BBO for PEFA encountered in North America 1970 -2010
DZM for PEFA encountered in Greenland 1970 -2010

LINCOLN PETERSON MODEL THE NORTHERN POPULATION SEPARATING BY LONGITUDE DEFINING M THE NUMBER MARKED DEFINING C THE NUMBER CAPTURED DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED APPLYING THE MODEL ESTIMATING PASSAGE HARVEST

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

2 quick points...

Data sources
BBL/BBO for PEFA encountered in North America 1970 -2010
DZM for PEFA encountered in Greenland 1970 -2010

Tom Cade
Scott Ward
Ted Swem
Mike Yates
Tom Maechtle

LINCOLN PETERSON MODEL THE NORTHERN POPULATION SEPARATING BY LONGITUDE DEFINING M THE NUMBER MARKED DEFINING C THE NUMBER CAPTURED DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED APPLYING THE MODEL ESTIMATING PASSAGE HARVEST

| | | | |
|--|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>2 quick points...</p> <p>The luxury of time, and the opportunity to build on the original ideas and work of others...</p> <p>Tom Cade Jim Enderson Richard Fyfe Grainger Hunt Lloyd Kiff Scott Ward Clayton White</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |

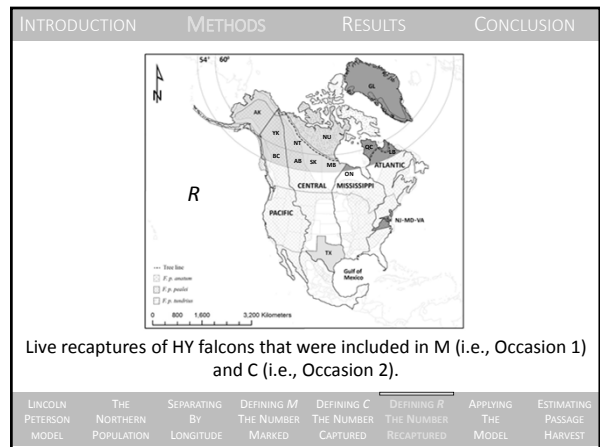
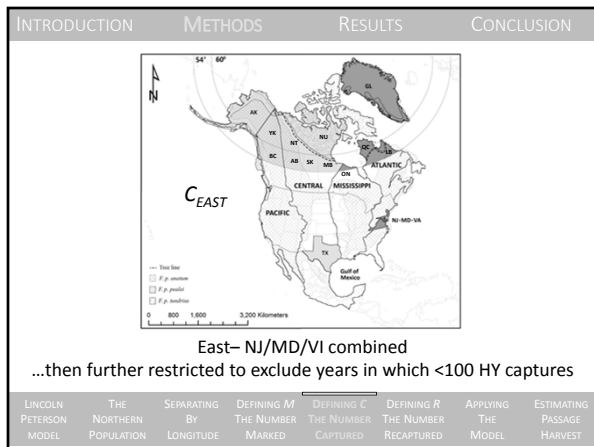
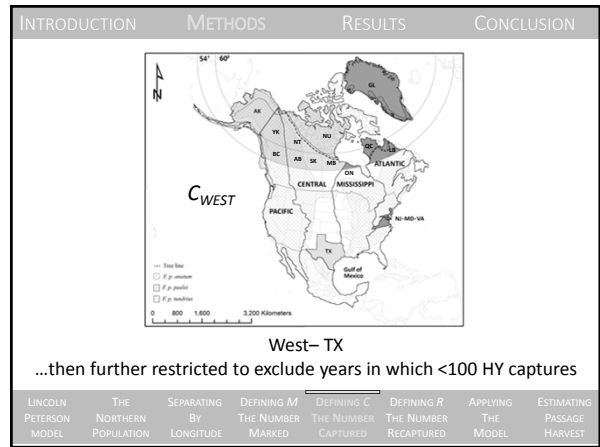
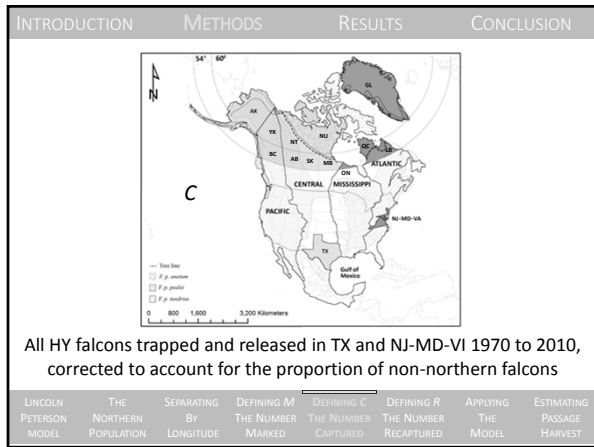
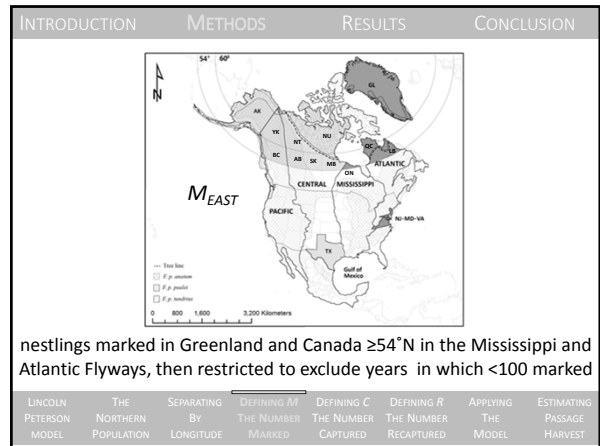
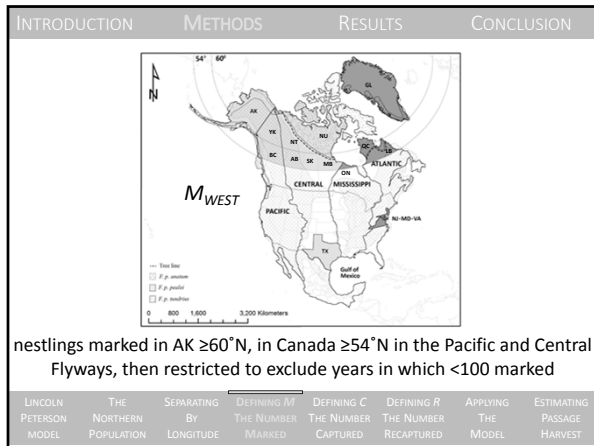
| | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>All migratory peregrines originating north of latitude 60°N in Alaska (AK), north of latitude 54°N in Canada (CAN), and in Greenland (GL).</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |

| | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>“...breeding populations that originate in western and eastern portions of Arctic and sub-Arctic tend to remain separate” (Yates et al. 1988)</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |

| | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>Calculated per mil recapture rates in TX of HY falcons that originated in the north</p> <p>$\%R = (R/M) * 1000$</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |

| | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>...and per mil recapture rates in NJ-MD-VI of HY falcons that originated in the north</p> <p>$\%R = (R/M) * 1000$</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |

| | | | |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
| <p>All nestlings marked in AK ≥60°N, in Canada ≥54°N, and in Greenland. ...then further restricted to exclude years in which <100 nestlings marked</p> | | | |
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED |
| | | | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED |
| | | | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED |
| | | | APPLYING THE MODEL |
| | | | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |



INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

Live recaptures of HY falcons that were included in M (i.e., Occasion 1) and C (i.e., Occasion 2).

| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

...recaptures in TX of HY falcons that were included in M_{WEST} (i.e., Occasion 1) and C_{WEST} (i.e., Occasion 2).

| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

...recaptures in NJ-MD-VA of HY falcons that were included in M_{EAST} (i.e., Occasion 1) and C_{EAST} (i.e., Occasion 2).

| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| Variable | Pooled (All years) | East (Restricted years) | West (Restricted years) |
|----------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|
| M | $M_{EAST} + M_{WEST}$ | M_{EAST} | M_{WEST} |
| C | $C_{EAST} + C_{WEST}$ | C_{EAST} | C_{WEST} |
| R | $R_{EAST} + R_{WEST}$ | R_{EAST} | R_{WEST} |

| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

...converted annual survival estimated for HY peregrines (0.54) to daily survival (Craig et al. 2004) using $S_D = S_A^{(1/365)}$


| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

Millsap and Allen (2006); passage peregrines can withstand harvest rate of 0.16 of estimated minimum annual production, but...

| | | | | | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|
| LINCOLN PETERSON MODEL | THE NORTHERN POPULATION | SEPARATING BY LONGITUDE | DEFINING M THE NUMBER MARKED | DEFINING C THE NUMBER CAPTURED | DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED | APPLYING THE MODEL | ESTIMATING PASSAGE HARVEST |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

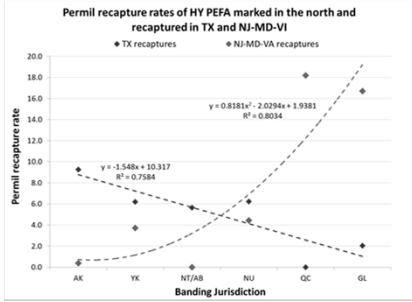


Courtesy of Bruce Haak

...harvest rates should not exceed one-half of the estimated MSY up to a maximum of 5% of estimated minimum annual production

LINCOLN PETERSON MODEL THE NORTHERN POPULATION SEPARATING BY LONGITUDE DEFINING M THE NUMBER MARKED DEFINING C THE NUMBER CAPTURED DEFINING R THE NUMBER RECAPTURED APPLYING THE MODEL ESTIMATING PASSAGE HARVEST ESTIMATES

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION



Permill recapture rates of HY PEFA marked in the north and recaptured in TX and NJ-MD-VI

Permill recapture rate

Banding Jurisdiction

WEST ← → EAST

PERMIL RECAPTURE RATES LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES PASSAGE HARVEST ESTIMATES

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | |
|-------------------------------|--------------------|--|---|-------|
| | West/East combined | | West | East |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | 1 665 |
| <i>C</i> _{Corrected} | 7 973 | | 3 117 | 1 177 |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | 33 |
| Number of Years | 41 | | 19 | 11 |

PERMIL RECAPTURE RATES LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES PASSAGE HARVEST ESTIMATES

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | |
|-------------------------------|--------------------|--|---|-----------|
| | West/East combined | | West | East |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | 1 665 |
| <i>C</i> _{Corrected} | 7 973 | | 3 117 | 1 177 |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | 33 |
| Number of Years | 41 | | 19 | 11 |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 15 693±2883 | | 16 035±2040 | 5 245±500 |

PERMIL RECAPTURE RATES LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES PASSAGE HARVEST ESTIMATES

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | | | |
|-------------------------------|--------------------|--------|---|--------|-----------|-------|
| | West/East combined | | West | | East | |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | | 1 665 | |
| <i>C</i> _{Corrected} | 7 973 | | 3 117 | | 1 177 | |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | | 33 | |
| Number of Years | 41 | | 19 | | 11 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 15 693±2883 | | 16 035±2040 | | 5 245±500 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | Low | High | Low | High | Low | High |
| | 12 810 | 18 576 | 13 995 | 18 075 | 4 745 | 5 745 |

PERMIL RECAPTURE RATES LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES PASSAGE HARVEST ESTIMATES

INTRODUCTION METHODS RESULTS CONCLUSION

| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | | | |
|-------------------------------|--------------------|--------|---|--------|-----------|-------|
| | West/East combined | | West | | East | |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | | 1 665 | |
| <i>C</i> _{Corrected} | 7 973 | | 3 117 | | 1 177 | |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | | 33 | |
| Number of Years | 41 | | 19 | | 11 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 15 693±2883 | | 16 035±2040 | | 5 245±500 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | Low | High | Low | High | Low | High |
| | 12 810 | 18 576 | 13 995 | 18 075 | 4 745 | 5 745 |
| After Mortality | | | | | | |
| | 11 478 | 16 644 | 12 540 | 16 196 | 4 252 | 5 148 |

PERMIL RECAPTURE RATES LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES PASSAGE HARVEST ESTIMATES

| INTRODUCTION | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|------------------------------|------------------------|--------|---|--------|---------------------------|-------|
| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | | | |
| | West/East combined | | West | | East | |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | | 1 665 | |
| <i>C_{Corrected}</i> | 7 973 | | 3 117 | | 1 177 | |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | | 33 | |
| Number of Years | 41 | | 19 | | 11 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 15 693±2883 | | 16 035±2040 | | 5 245±500 | |
| | Low | High | Low | High | Low | High |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 12 810 | 18 576 | 13 995 | 18 075 | 4 745 | 5 745 |
| | | | 12 540 | 16 196 | 4 252 | 5 148 |
| After Mortality | 11 478 | 16 644 | 16 792 | | 21 344 | |
| Harvest at 5% | 574 | 832 | 840 | | 1067 | |
| | PERMIL RECAPTURE RATES | | LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES | | PASSAGE HARVEST ESTIMATES | |

| INTRODUCTION | METHODS | | RESULTS | | CONCLUSION | |
|------------------------------|------------------------|--------|---|--------|---------------------------|-------|
| | Pooled All years | | Restricted years (<i>M</i> and <i>C</i> ≥ 100) | | | |
| | West/East combined | | West | | East | |
| <i>M</i> | 10 730 | | 5 764 | | 1 665 | |
| <i>C_{Corrected}</i> | 7 973 | | 3 117 | | 1 177 | |
| <i>R</i> | 132 | | 58 | | 33 | |
| Number of Years | 41 | | 19 | | 11 | |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 15 693±2883 | | 16 035±2040 | | 5 245±500 | |
| | Low | High | Low | High | Low | High |
| <i>N̄</i> (Annualized) | 12 810 | 18 576 | 13 995 | 18 075 | 4 745 | 5 745 |
| | | | 12 540 | 16 196 | 4 252 | 5 148 |
| After Mortality | 11 478 | 16 644 | 16 792 | | 21 344 | |
| Harvest at 5% | 574 | 832 | 840 | | 1067 | |
| Harvest at 16% | 1836 | 2663 | 2687 | | 3415 | |
| | PERMIL RECAPTURE RATES | | LINCOLN PETERSEN POPULATION ESTIMATES | | PASSAGE HARVEST ESTIMATES | |

| INTRODUCTION | METHODS | RESULTS | CONCLUSION |
|--|---------|---------|------------|
| <ul style="list-style-type: none"> Population estimates reported here are: <ul style="list-style-type: none"> more than 2-fold greater than the maximum used in the EA. 4 - 8-fold greater than the minimum used in the EA Reflect population size as ~2000 (i.e., turn of the century) Sustainable harvest estimates reported here are: <ul style="list-style-type: none"> 574 at the low end (~16 fold greater than current harvest levels) 1067 at the high end (~30 fold greater than current harvest levels) | | | |