



Université du Québec  
à Rimouski

## **Répartition spatiale et sélection d'habitat de nidification du faucon pèlerin au Nunavut, Canada**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats  
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR

© **KRISTEN PECK**

**Octobre 2015**



**Composition du jury :**

**Martin-Hugues St-Laurent, président du jury, Université du Québec à Rimouski**

**Joël Bêty, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski**

**Alastair Franke, codirecteur de recherche, Canadian Circumpolar Institute**

**Chris Johnson, examinateur externe, University of Northern British Columbia**

Dépôt initial le 22 juin, 2015

Dépôt final le 14 décembre, 2015



UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.



À ma famille québécoise – vous  
savez qui vous êtes.





## REMERCIEMENTS

Merci premièrement aux mes directeurs, Joël Bêty et Alastair Franke, et à Nicolas Lecomte de m'avoir guidé dans ce projet du début à la fin. Il n'aurait pas été possible sans votre patience et générosité. Merci aux gens de Rimouski et les laboratoires de Joël Bêty, de Dominique Berteaux et de Martin-Hugues St-Laurent d'avoir été aussi généreux avec l'amitié pour une fille de l'ouest qui ne parlait pas ben bon en arrivant. C'est à cause de vous que je n'ai pas quitté un mois après mon arrivée, et c'est à cause de vous que j'ai eu le grand plaisir d'apprendre le français et de vivre la belle vie québécoise. Je pars une autre personne que j'étais en arrivant ; je ne vous oublierai jamais. Merci au Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, à la Fondation W. Garfield Weston, à Mitacs Canada en collaboration avec Agnico-Eagle Mines, et à l'Université du Québec à Rimouski d'avoir fourni mon financement personnel pour ce projet.

*Qujannamiik* to the people of Igloolik for the warm welcome into your community, back in the days when this project was still unmolded clay. I know that we *qallunaat* can be annoying when we show up at the Northern with our cameras and silly grins, but I gained so much love and respect for the Inuit way of life and the beauty of being out on the land. Thanks especially to Michael Qrunnut - I would have surely have fallen into a crack in the sea ice without you (although we did still manage to sink the boat). Thanks for your patience and willingness to teach me a couple of things along the way, even if I slowed things down a bit. And thanks to Matt Fredlund, for the conversations through the bookshelf, the random fieldtrips to escape from the office, and the dog.

Finally, thanks to the people of Rankin Inlet and the Fredlunds, who welcomed us into their town and their home and made us feel like part of the family. Though our stay was brief, I will never forget your stories Steve!





## RÉSUMÉ

Dans l'Arctique, une région immense et reculée, la répartition spatiale est bien connue seulement pour quelques espèces charismatiques ou d'importance économique. Les changements climatiques ont déjà commencé à influencer les écosystèmes arctiques; la température de l'air dans l'Arctique en Amérique du Nord a augmenté de 2 à 3°C depuis 1950. Dans ces régions éloignées, les pressions associées à l'exploitation des ressources naturelles peuvent aussi interagir avec le réchauffement climatique. Le coût prohibitif de la logistique impliquée dans les études menées loin des aires habitées dans l'Arctique fait en sorte qu'il est difficile d'améliorer notre connaissance des répartitions géographiques des espèces. Les modèles de répartition des espèces, dans lesquels l'information environnementale mesurée par télédétection est combinée à des occurrences pour prédire les répartitions d'espèces, peuvent servir à combler ce manque de savoir. Cette approche de modélisation pourrait aussi permettre d'étudier l'influence relative des facteurs environnementaux qui sont stables versus ceux qui sont variables (par exemple, la topographie versus le climat) dans la sélection d'habitat. L'objectif de notre étude était d'examiner la répartition spatiale des sites de nidification et la sélection d'habitat du faucon pèlerin (*Falco peregrinus tundrius*) au Nunavut, un vaste territoire nordique canadien. Nous avons comparé des données à long terme de répartition de nids aux données environnementales obtenues par télédétection, afin d'estimer la répartition des faucons pèlerins dans le reste du territoire. Nous avons ainsi prédit une probabilité relative d'occurrence de nids élevée dans les aires qui, à notre connaissance, n'ont jamais été échantillonnées. Nous avons aussi pu évaluer quels attributs environnementaux étaient les plus importants dans la sélection d'habitat de cette espèce à la limite nordique de sa répartition, soit le climat, la topographie, ou la productivité primaire. Dû à la grande échelle de cette sélection d'habitat, ces attributs environnementaux sont probablement ceux limitant la répartition nordique de cette espèce. Cette étude illustre l'utilité des modèles

développés à l'échelle régionale comme une première étape permettant d'investiguer la répartition des espèces dans les régions éloignées comme l'Arctique canadien. Nos résultats contribueront à une meilleure conservation et gestion d'une espèce arctique largement répandue.

Mots clés : Modèles de répartition des espèces, sélection d'habitat, faucon pèlerin de la toundra, base de données collaborative, changement climatique, l'échelle régionale, Nunavut, toundra, Arctique



## ABSTRACT

Throughout the vast and remote area of the Arctic, the spatial distributions of only a few charismatic or economically important species are well known. Climate change has already impacted arctic ecosystems; air temperatures in the North American Arctic have increased by 2-3°C since the 1950s. The increasing pressures of resource development may also interact with a warming climate to place new pressures on these remote areas in the future. The prohibitive cost of logistics for studies outside of populated areas in the Arctic makes it difficult for researchers to improve the current knowledge of species ranges. Species distribution models, in which a sample of occurrences and remotely-sensed environmental information are combined to predict species distributions over areas with unknown species presence, may be one method of addressing this knowledge gap. This modelling approach can also explicitly describe the relative influence of stable versus changing environmental features (e.g. topography *versus* climate) in habitat selection. The objective of our study was to determine the nesting distribution and the broad scale habitat selection of the tundra peregrine falcon (*Falco peregrinus tundrius*) throughout most of Nunavut, a massive northern Canadian territory. We compared a long-term nest dataset with remotely-sensed environmental variables to estimate the habitat selection and distribution of nesting peregrine falcons throughout this northern territory. We not only predicted a high relative probability of nesting occurrences in areas that, to our knowledge, have never been surveyed, we were also able to rank the most important environmental features at the northern limit of this species' distribution, such as climate, topography and primary productivity. Due to the broad scale at which these habitat features were selected, they likely have a limiting effect on the northern distribution of this species. This study demonstrates the utility of using regional-scale distribution modelling as a first step for investigating species ranges in remote regions like the Canadian Arctic. These results will

contribute to a better conservation and management of a widespread arctic species throughout its northern range.

*Keywords:* Species distribution models, habitat selection, tundra peregrine falcon, collaborative data base, climate change, regional scale, Nunavut, tundra, Arctic





## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	ix
RÉSUMÉ.....	xii
ABSTRACT .....	xv
TABLE DES MATIÈRES .....	xviii
LISTE DES TABLEAUX.....	xx
LISTE DES FIGURES.....	xxii
LISTE DES ANNEXES.....	xxv
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1 Répartition et sélection d’habitat de nidification du faucon pèlerin au Nunavut, Canada .....	12
1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE .....	12
1.2 NESTING HABITAT SELECTION AND DISTRIBUTION OF THE PEREGRINE FALCON ( <i>FALCO PEREGRINUS TUNDRIUS</i> ) IN NUNAVUT, CANADA .....	14
1.3 ABSTRACT .....	14
1.4 INTRODUCTION.....	15
1.5 METHODS .....	19
1.5.1 Study area .....	19
1.5.2 Nest sites and occurrence cells.....	20
1.5.3 Comparison points.....	21
1.5.4 Habitat variables.....	22
1.5.5 Data analysis.....	23
1.6 RESULTS.....	25

1.6.1 Peregrine falcon distribution.....	26
1.7 DISCUSSION .....	26
1.8 CONCLUSION.....	30
1.9 REFERENCES .....	31
TABLES AND FIGURES.....	39
ANNEXE.....	46
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	50
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	56

## LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Source data (grey rows) and derived habitat variables (white rows) included in a peregrine falcon (*Falco peregrinus*) habitat selection analysis at the regional scale in Nunavut, Canada. All variables were calculated within a 10x10 km cell using the source data resolution. When appropriate, sample mean ( $\bar{x}$ ) and standard deviation (s) of variables in “occurrence” and an equal number of “pseudo-absence” cells were reported. For “Coastal,” a binary variable, the percentage of cells classed as coastal was reported instead..... 39

Table 2 : Competing resource selection functions predicting the relative probability of occurrence of nesting peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. Models were calculated using all known nests and a random subset of pseudo-absences of equal number. We ranked models by the lowest Akaike’s Information Criterion (AIC),  $\Delta$ AIC, and AIC weight. Models represent variables in competing hypotheses: “Clim”= climate variables, “Topo”= topographic variables, “Bio”= proxy for prey availability. All variables except Coastal (which was binary) were centred on the mean and standardized by the standard deviation. For variable definitions, see Table 1..... **Erreur ! Signet non défini.**1



## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : The 1 110 known peregrine falcon (*Falco peregrinus*) nest sites, occupied at least once from 1951-2013, throughout the majority of Nunavut, Canada. Nest locations are from the Nunavut and Northwest Territories Raptor Database. The study area (light green) used in the analysis and subsequent predictions is bounded to the south by the tree line (broken green line) or by territorial borders (straight black lines), water bodies (in blue), and to the north by the Parry Channel (ca. 74°N). Areas lacking environmental data or with year-round ice were excluded from the analysis ..... 38

Figure 2 : The individual effects of environmental variables on the relative probability of peregrine occurrence at the 100 km<sup>2</sup> grain size in Nunavut, Canada, when all other variables are held constant. Environmental variables include average elevation (Elevation), terrain ruggedness (Ruggedness), mean summer temperature (Temperature), mean summer precipitation (Precipitation), and the percentage of productive cover (% Cover). All variables have been centred on their mean and standardized by their standard deviation. Dotted lines represent the 95% confidence intervals. For means and standard deviations of variables, see Table 1 ..... 42

Figure 3 : Validation plot of the best model (in italics; lowest AIC among candidate models) describing the relative probability of nesting occurrence of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. The true positive rate (the rate at which the model correctly classifies presence cells) is plotted versus the false positive rate (the rate at which the model falsely classifies presence cells) and the area under the curve (AUC) reported in bold. The function was generated with 70% of the data and validated with 30%, bootstrapped 1000 times. The red dotted line is when the AUC is 0.50, or the classification is random..... 43

Figure 4 : Predicted relative probability nesting occurrence of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. Nesting probabilities were derived from the best model explaining peregrine nest habitat selection based on the lowest AIC:  $P(\text{Presence}) \sim \text{Temperature} - \text{Elevation} + \text{Ruggedness} + \text{Ruggedness}^2 - \text{Precipitation} + \% \text{Cover}$ . Areas of year-round ice with an area greater than 1 km<sup>2</sup> (stippled white), areas lacking environmental data (grey) and large water bodies (blue) were excluded

from the prediction area. The three regions of Nunavut are delimited in an inset in the bottom right.....44





## LISTE DES ANNEXES

Figure A1 : Example illustration of the conversion of known peregrine falcon ( <i>Falco peregrinus</i> ) nest sites (red) to occurrence grid cells (orange) and the selection of pseudo-random grid cells (blue) for comparison around the community of Rankin Inlet, Nunavut, Canada. Throughout the study area covering the majority of Nunavut, 1 110 nest sites were reduced to 550 occurrence cells. For comparison, 550 pseudo-absence cells were randomly selected from background cells and re-sampled 10 times (see Methods for details).....	45
Figure A2 : Distribution of nesting habitat variables at occurrence (blue, n=550) and one representative set of pseudo-absence (red with stripes, n=550) cells of peregrine falcons ( <i>Falco peregrinus</i> ) in Nunavut, Canada. All variables are centred on their mean and standardized by their standard deviation except for the variable “Coastal,” which is binary. For variable definitions, see Table 1 .....	46
Figure A3 : Pair-wise Pearson’s correlations and simple scatter plots between variables included in the analysis of habitat selection of the peregrine falcon ( <i>Falco peregrinus</i> ) in Nunavut, Canada. The font size of the correlation coefficient increases with the strength of the correlation. Data includes equal numbers presence and one representative set of pseudo-absence points (n=550 each). For variable definitions, see Table 1 .....	47
Table A1 : Example of variable values of one high and one low relative probability cell. Cells were randomly chosen from among the highest and lowest 0.05 relative probability; the “high” cell is from Bathurst Inlet south of Kugluktuk, and the “low” cell is from northwest Southampton Island. For variable definitions, see Table 1. Variables are presented in their original units. ....	48



## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### Les modèles de répartition d'espèces

Les modèles de répartition d'espèces sont des outils fréquemment utilisés en biogéographie de la conservation (Guisan et Thuiller 2005, Franklin 2013). Bien que le type d'analyses et les méthodes employées varient grandement, l'objectif est de créer un modèle empirique qui réfère à l'occurrence et l'abondance des espèces ou groupes d'espèces en fonction de variables environnementales (Guisan et Zimmermann 2000). Afin d'estimer la répartition d'espèces ou d'ensembles d'espèces, les modèles peuvent se baser sur une variété de sources de données, incluant des données issues des musées (Graham et al. 2004), des données paléontologiques (Pearman et al. 2008) ou portant sur la réponse physiologique aux facteurs environnementaux des organismes (Buckley et al. 2010). Étant donné que les modèles de répartition d'espèces s'emploient souvent à l'échelle de la région ou du paysage, ils sont efficaces pour produire des cartes de référence pour la répartition d'espèces se basant sur des données incomplètes, ce qui est souvent le cas pour les espèces rares, à faible densité ou se trouvant en régions isolées. Par exemple, ces cartes de répartition ont été utilisées pour améliorer la conservation du Courvite de Jerdon (*Rhinoptilus bitorquatus*), un limicole en voie de disparition pour lequel il existe peu d'observations (Jeganathan et al. 2004). En utilisant les traces laissées par ces oiseaux et les connaissances acquises sur leur habitat, les auteurs ont pu estimer leur répartition à partir des données de végétation obtenues par télédétection et mesurées sur le terrain. Szor et al. (2008) ont étudié la répartition et la productivité des tanières de renards arctiques (*Vulpes lagopus*) à un site d'étude dans le Haut-Arctique en lien avec la topographie, le microclimat et les ressources alimentaires. Cette étude a identifié les variables environnementales affectant à la fois la localisation des tanières et le succès reproducteur des individus utilisant les tanières (Szor et al. 2008). Dans une étude multi-espèces, Qi et al. (2009) se

sont intéressés à la relation entre l'environnement et deux espèces de pandas en danger provenant de populations sympatriques pour comprendre comment ils partagent et se séparent les ressources, et comment ces interactions pouvaient être modifiées par les changements environnementaux. Étudier la répartition des espèces n'implique pas simplement la production de cartes d'occurrence, mais le processus en soi permet de mettre de l'avant la manière dont les espèces interagissent avec leur environnement (Rushton et al. 2004). Par conséquent, les modèles de répartition d'espèces sont particulièrement pertinents pour la production d'information de base sur la relation entre les espèces et leur environnement en régions éloignées.

### **Sélection d'habitat**

L'habitat se définit comme l'ensemble des ressources et des conditions où vivent un ou plusieurs organismes vivants (Hall et al. 1997, Morrison et al. 2001). Il est généralement déterminé par des contraintes individuelles ou spécifiques (Hall et al. 1997), de telle sorte que si nous savons où se trouve un individu, nous pouvons déterminer son utilisation de l'habitat (Morrison et al. 2001). Quand cette utilisation est comparée à l'habitat disponible (c.-à-d. ressources ou composantes environnementales auxquelles l'individu a accès; Hall et al. 1997), nous pouvons mesurer la sélection de l'habitat d'un individu. Un individu est sélectif s'il utilise une ressource ou une composante de l'habitat de manière disproportionnée en comparaison à sa disponibilité (Johnson 1980). La sélection de l'habitat est hiérarchique, et Johnson (1980) définit quatre ordres hiérarchiques de sélection allant du plus grossier au plus fin : le territoire géographique d'une espèce (premier ordre), la sélection saisonnière des aires utilisées à l'intérieur de ce territoire (second ordre; souvent considéré comme le domaine vital), la sélection des parcelles utilisées à l'intérieur de ce domaine (troisième ordre), et finalement, la micro-sélection à l'intérieur de ces parcelles (quatrième ordre). Bien que l'habitat soit fondamentalement sélectionné par l'individu, l'utilisation de l'habitat peut être mesurée à plusieurs niveaux organisationnels tels que la population ou l'espèce. Thomas et Taylor (1990) décrivent trois approches générales pour les recherches en sélection d'habitat : 1- l'utilisation et la disponibilité de l'habitat sont

communes pour tous les individus d'une aire d'étude; 2- l'utilisation de l'habitat est mesurée pour chaque individu, mais la disponibilité est commune pour tous les individus; et 3- l'utilisation et la disponibilité sont estimées pour chaque individu dans l'aire d'étude. Cette dernière approche permet d'identifier la variabilité de sélection entre les individus d'une population, tandis que la première approche identifie seulement la sélection moyenne de la population entière.

Bien que la terminologie entre les champs de fonctions de sélection de ressources et les modèles de répartition d'espèces se recoupent rarement (McDonald et al. 2013), les modèles qui estiment la répartition d'espèces en fonction de l'utilisation de l'habitat appartiennent généralement à la première approche selon Thomas et Taylor (1990). En d'autres termes, les modèles de répartition d'espèces ne mesurent habituellement pas l'utilisation de l'habitat par chaque individu, mais comparent davantage l'abondance ou l'occurrence des individus au sein d'une aire (souvent sous la forme d'une cellule dans une grille; Thuiller 2003) à l'habitat présent ou disponible (Guisan et Zimmermann 2000). L'habitat préférentiel est alors cartographié et l'occurrence de l'espèce est prédite là où l'habitat est présent. C'est ce qu'on appelle la règle de la correspondance avec l'habitat (*habitat-matching rule*; Cassini 2011), une des principales prémisses des modèles de répartition d'espèces.

### **L'influence de l'échelle**

En plus de la complexité liée à l'ordre hiérarchique de la sélection d'habitat (Johnson 1980) et la variété d'approches de recherche en sélection d'habitat (Thomas et Taylor 1990), le processus de sélection de l'habitat diffère également en fonction de l'échelle considérée (Levin 1992). Les limites géographiques de répartition des espèces sont grandement déterminées par les patrons climatiques (Pearson et Dawson 2003), alors qu'à échelle spatiale fine, comme le domaine vital ou le site de reproduction, les individus sont plus susceptibles de faire leur sélection en fonction de la disponibilité des ressources alimentaires (Hutto 1985) ou de l'évitement des prédateurs (Chalfoun et Schmidt 2012). En général, la sélection à grande échelle spatiale devrait limiter la sélection à l'échelle fine

(Wiens 1989). Par exemple, si l'habitat à l'échelle fine pour le site de reproduction est disponible dans un secteur (quatrième ordre de sélection; Johnson 1989), mais que les limites de température d'une espèce sont dépassées (premier ordre de sélection), les individus ne pourront pas sélectionner parmi les sites de reproduction disponibles, car ils évitent déjà la région dans son ensemble à cause de la température. Rettie et Messier (2000) suggèrent que les facteurs ayant la plus grande influence sur la valeur adaptative devraient aussi être sélectionnés à grande échelle. Par exemple, une étude sur l'orignal (*Alces americanus*) au Québec a démontré que les individus sélectionnent les secteurs les moins protégés contre les prédateurs à l'échelle du paysage afin de combler en premier lieu la forte demande énergétique pour leur consommation, mais qu'à l'échelle du domaine vital, les femelles avec veau sélectionnent fortement les secteurs à faibles risques de prédation (Dussault et al. 2005). Dans ce cas, les ressources alimentaires et la prédation étaient tous les deux importants pour la sélection d'habitat chez l'orignal, mais le facteur limitant le plus leur répartition étaient les ressources alimentaires bien que les endroits à haut risque de prédation étaient évités à plus petite échelle. Lorsque les facteurs les plus importants pour la sélection de l'habitat d'une espèce sont altérés, cela peut entraîner des effets sur le succès des individus ou des populations. Par exemple, dans un secteur du Québec, les caribous (*Rangifer tarandus caribou*) évitaient les zones avec une présence humaine, mais depuis que ces zones sont grandissantes, les caribous ne peuvent plus complètement les éviter, ce qui constitue un facteur susceptible de contribuer au déclin de leur population (Leclerc et al. 2012). Par conséquent, les études de sélection de l'habitat à grande échelle devraient être en mesure d'identifier les attributs environnementaux qui ont le plus grand impact sur la valeur adaptative, ou les facteurs qui sont les plus prépondérants pour limiter la répartition d'une espèce. Identifier ces facteurs est utile pour la conservation ou la gestion des espèces, en particulier si les composantes de l'habitat sont susceptibles d'être affectées par les changements environnementaux futurs.

## Climat et répartition des espèces

Le climat est l'une des forces les plus influentes agissant sur la répartition des espèces à l'échelle continentale (Pearson et Dawson 2003). De 1951 à 2012, la température mondiale à la surface a augmenté au taux de 0,12°C (variant de 0,08 à 0,14°C) par décennie (Stocker et al. 2013). La température mondiale moyenne à la surface du globe devrait augmenter de 1 à 2°C (variant de 0,4 à 2,6°C) à partir de la moitié du 20e siècle, selon les scénarios de concentration des gaz à effet de serre (Stocker et al. 2013). Bien que les précipitations soient plus difficiles à prédire, les modèles suggèrent une augmentation aux latitudes nordiques d'ici la fin du 21e siècle (Stocker et al. 2013). Étant donné qu'il s'agit d'une moyenne globale, certaines zones seront confrontées à des hausses de température supérieures comparativement à d'autres, comme les zones terrestres et celles des latitudes nordiques (Stocker et al. 2013). Ces changements de température ont déjà eu des impacts sur la répartition des espèces (Parmesan et al. 1999, Chen et al. 2011), et devraient continuer à influencer les répartitions futures (Guisan et al. 2013). La répartition des espèces répond différemment au climat, soit en se déplaçant, en se compressant ou en prenant de l'expansion (Guisan et al. 2013). Finalement, les espèces peuvent s'adapter aux changements dans l'aire de répartition actuelle si les déplacements sont entravés (Aitken et al. 2008). Par exemple, un modèle mécanistique avec lequel on a modélisé les contraintes physiologiques connues du Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) en fonction d'une combinaison entre les changements de température de l'air et différents scénarios d'utilisation du paysage a démontré que cette espèce va probablement subir une contraction de son aire de répartition d'ici 2100 étant donné ses traits d'histoire de vie (i.e., un temps de génération élevé; Saltré et al. 2015). Pour certaines espèces, de nouveaux défis risquent d'apparaître par des modifications des interactions interspécifiques, telles que l'invasion par des compétiteurs ou l'éloignement des proies pour les prédateurs. Par exemple, le renard arctique est un prédateur endémique de l'Arctique qui se retrouve directement et indirectement surpassé par son congénère du Sud, le renard roux (*Vulpes vulpes*; Hersteinsson et MacDonald 1992). Hof et al. (2012) prédisent que la répartition du renard arctique en Fennoscandinavie sera réduite de 43% en raison de contraintes climatiques,

mais en considérant la diminution de l'amplitude des variations d'abondance de lemmings et l'expansion du renard roux, cette réduction s'élève à 56%. Il devient donc important de considérer que les effets des changements climatiques sur la répartition géographique des espèces peuvent affecter les espèces de maintes façons, soit en affectant directement les limites physiologiques d'une espèce ou indirectement par la répartition et l'abondance des proies, des compétiteurs et des prédateurs.

### **Répartitions actuelles des espèces**

L'un des défis avec la prédiction des changements futurs de la répartition géographique des espèces est le manque d'information à propos de leur répartition actuelle. Dans plusieurs cas, comme avec les espèces rares ou présentes en régions éloignées, seulement une fraction des lieux utilisés par l'espèce sont connus, ce qui peut entraîner des défis pour la gestion des espèces (Whittaker et al. 2005). Afin de prédire les effets d'un changement du climat sur la répartition des espèces, nous devons en premier lieu établir où se trouve actuellement l'espèce. Par exemple, la répartition actuelle d'un perroquet cryptique vivant au sol dans l'ouest de l'Australie et pour lequel les exigences environnementales sont peu connues a été estimée en utilisant des données d'occurrence très limitées et des informations environnementales (Gibson et al. 2007). Cette étude a fourni une première étape vers la conservation de cette espèce cryptique et a mis de l'avant l'importance de divers facteurs environnementaux sur son occurrence. L'étude de la répartition actuelle des espèces peut également aider à orienter les efforts d'échantillonnage dans les endroits où l'information est manquante (Guisan and Thuiller 2005), peut aider les décideurs dans la désignation d'aires protégées (Margules and Pressey 2000), permet d'évaluer le risque des changements des caractéristiques clés d'un habitat par le développement (Guisan et al. 2013a), et fournit une comparaison afin de prédire les modifications de la répartition d'espèces en réponse aux changements climatiques (Thuiller 2004). Le manque d'information concernant la répartition actuelle des espèces peut être important dans les régions difficiles d'accès ou coûteuses à atteindre (Kamino et al. 2012), et ce phénomène est particulièrement marqué dans l'Arctique (Ims et al. 2013).



## **Répartition d'espèces de l'Arctique**

L'Arctique fait partie des lieux qui ont été et vont être les plus touchés par les changements climatiques (Serreze et Francis 2006, Stocker et al. 2013). Non seulement les températures moyennes et les événements de précipitation ont déjà changé depuis les dernières décennies, mais le climat de l'Arctique est amené à se modifier de façon dramatique même d'après les scénarios de changements climatiques les plus modérés (Larsen et al. 2014). En plus des impacts des changements climatiques dans l'Arctique nord-américain, le développement industriel a également pris de l'expansion dans les dernières décennies. Seulement au Nunavut, un territoire nordique recouvrant 22% de la surface terrestre canadienne, le produit intérieur brut des mines et de l'extraction du minerai, du pétrole et du gaz a augmenté de 65% entre 2010 et 2013 (Government of Nunavut, Nunavut Statistics Dept. 2014). En se basant sur les politiques actuelles, le secteur des mines va probablement s'accroître dans le futur (Bigio et al. 2015). De plus, le développement et l'exploration industriel dans le Nord risquent d'augmenter dans le futur au fur et à mesure que les changements environnementaux donneront un plus grand accès aux voies maritimes navigables et une fenêtre d'exploitation saisonnière plus étendue (Pearce et al. 2011). La détection et la gestion des impacts de ces changements globaux sur les écosystèmes terrestres nordiques pourront, par contre, être limitées par le manque d'information de base sur les espèces. Quelques études à long terme dans l'Arctique canadien ont détecté des changements temporelles à l'échelle de la population et des communautés (p. ex. Franke et al. 2010, Trefry et al. 2010, Gauthier et al. 2013), mais les coûts et les difficultés logistiques pour mener des études à grande échelle limitent la portée des conclusions de ces recherches (Foy et al. 2014). En effet, les études à grande échelle portant sur la répartition d'une espèce particulière ou la diversité des espèces sont plutôt rares dans l'Arctique nord-américain, sauf pour quelques espèces charismatiques ou à intérêt économique élevé (p. ex. caribou: Yannic et al. 2014; bœuf musqué: Campbell et al. 2012; ours polaire: Wilson et al. 2014). Même les grandes bases de données issues de la science citoyenne tel que eBird manquent d'information concernant les régions nordiques puisque les efforts d'observation sont biaisés positivement vers les secteurs à plus forte

densité de personnes (Kelling et al. 2012). Étant donné l'étendue des changements qui affecteront les écosystèmes nordiques, des outils pour les gestionnaires de la faune (tel que des modèles de répartition d'espèces) doivent être développés pour détecter et limiter les impacts des changements globaux futurs sur les espèces à risque.

### **Le faucon pèlerin**

Le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) est un prédateur aviaire au sommet des réseaux trophiques et dont les aires de reproduction sont largement répandues à l'échelle mondiale, s'étendant jusqu'à l'océan Arctique (Ratcliffe 1980, White et al. 2002). La sous-espèce *F. p. tundrius* se reproduit au nord de la limite des arbres en Amérique du Nord (White et al. 2013), où elle se nourrit en milieu arctique terrestre et marin (Court et al. 1988, L'Hérault et al. 2013). Cette sous-espèce migre vers l'Amérique centrale et l'Amérique du sud pendant la saison non reproductive, voyageant donc en moyenne 8200 km pour retourner sur son site de reproduction (Fuller et al. 1998b). Les populations des sous-espèces *tundrius* et *anatum* ont décliné vers la moitié du 19<sup>e</sup> siècle en Amérique du Nord principalement à cause de l'introduction de pesticides organochlorés (Cade et al. 1971). À l'aide de programmes de réintroduction et la prohibition de plusieurs pesticides au Canada et aux États-Unis (Heinrich 2009), les populations de faucon pèlerin ont récupéré grandement en Amérique du Nord depuis les années 1970. Toutefois, ils conservent le statut d'espèce préoccupante au gouvernement fédéral étant donné leur sensibilité aux contaminants environnementaux durant la saison de reproduction (Cooper et Beaudouin 2007). Des études récentes continuent de trouver des niveaux considérables de contaminants environnementaux chez des individus sauvages de cette espèce, mais ce ne soit pas suffisant pour altérer leur développement ou leur succès de reproduction (Franke et al. 2010, Smits et Fernie 2013). Des campagnes d'échantillonnage répétées ont lieu chaque cinq ans dans des secteurs spécifiques pour continuer le suivi des populations de cette espèce (Canadian Peregrine Falcon Survey; Rowell et al. 2003). En 2007, le Comité sur la situation des espèces en péril du Canada (COSEPAC) a estimé la taille de la population

minimale des sous-espèces *anatum/tundrius* à 1168 individus matures, dont seulement 119 des individus proviennent de la sous-espèce *tundrius* (Cooper et Beaudouin 2007). Cependant, le comité explique que ce nombre est probablement sous-estimé, car la plus grande partie de la répartition du faucon pèlerin se trouve dans les régions toundriques éloignées (Cooper et Beaudouin 2007).

Bien que le faucon pèlerin toundrique soit bien suivi dans certaines régions spécifiques, il y a relativement peu d'information sur sa répartition spatiale ou sur sa démographie à grande échelle. La répartition du faucon pèlerin dans le nord du Canada a été estimée quelques fois dans le passé grâce aux sites de reproduction connus et aux avis d'experts. Sur l'entièreté de la région du Nord canadien, des latitudes 55 à 73°N, Fyfe (1969) a estimé la superficie d'habitat de nidification optimal des faucons pèlerins à 128164 km<sup>2</sup>, définit à partir de caractéristiques topographiques et la proximité de cours d'eau. Cette estimation fut basée sur des observations de faucons et de leurs habitats effectuées par plusieurs biologistes et observateurs travaillant dans différentes régions du nord canadien. Plus récemment, une carte de la densité des rapaces dans la région du Kivalliq au Nunavut a été créée à partir de tous les sites de nidification connus pour les oiseaux de proie de la région (Campbell et al. 2012). Cependant, étant donné que l'échantillonnage des sites de nidification n'a pas couvert l'aire d'étude de façon uniforme, il s'agit probablement d'une sous-estimation de la répartition actuelle des rapaces. Ces deux méthodes d'estimation de la répartition (c.-à-d. à partir d'avis d'experts et d'une utilisation strict des données d'occurrences connues) ont chacune leur mérite, mais elles ont le potentiel de sur- ou sous-estimer la répartition spatiale. De plus, il est difficile de répéter des estimations se basant sur les avis d'experts en utilisant de nouvelles informations puisque ces estimations sont qualitatives. La modélisation de la sélection d'habitat et de la répartition des espèces se base sur une combinaison de ces deux approches : il est en effet important d'inclure dans le modèle des informations jugées pertinentes sur la base de notre connaissance de l'habitat de l'espèce (Austin 2007) ainsi que les occurrences locales des espèces pour comprendre la sélection d'habitat d'une espèce.

## **Objectifs et prédictions**

Les objectifs de cette étude sont en premier lieu d'étudier la sélection de l'habitat de nidification du faucon pèlerin au sein du biome de la toundra dans l'est de l'Arctique canadien, et en second lieu d'utiliser des informations sur leur habitat préférentiel pour modéliser leur répartition actuelle durant la nidification sur l'ensemble de l'aire d'étude. Nous anticipons que la sélection de l'aire de nidification chez le faucon dans l'Arctique sera fortement influencée par des caractéristiques topographiques étant donné que la disponibilité des parois de falaise était considérée importante dans toutes les autres études de sélection de l'habitat du site de nidification chez le faucon à plus petites échelles spatiales (Gainzarain et al. 2000, Wightman and Fuller 2005, Brambilla et al. 2006, Bruggeman et al. 2015). Étant donné que les variables climatiques sont souvent des déterminants clés pour la répartition des espèces à l'échelle régionale et du paysage (Pearson et Dawson 2003), et puisque notre aire d'étude se trouve à la limite nordique de leur répartition mondiale, les faucons devraient également préférer les zones avec des températures relativement chaudes. Il a été démontré que les événements de fortes précipitations ont un effet négatif sur la productivité du faucon pèlerin dans le Bas-Arctique (Anctil et al. 2013), par conséquent nous avons anticipé que les faucons préféreraient les zones avec moins de précipitation estivale. De plus, Jenkins et Hockey (2001) suggèrent que la disponibilité des proies peut être un facteur déterminant pour la densité de faucons à grande échelle. Toutefois, nous avons une connaissance très limitée de l'abondance des proies à grande échelle dans le Nord. Il se peut également que ce soit moins instructif d'utiliser les estimations d'abondance de proies souvent mesurées à court terme, étant donné que l'abondance des oiseaux et petits mammifères peut varier grandement d'une année à l'autre dans le Nord (Gauthier et al. 2013, Robinson et al. 2014). Par conséquent, nous avons prédit que les faucons auraient une réponse indirecte positive aux régions relativement productives en terme de végétation (toundra graminéenne, présence de couvert arbustif et milieux humides). À l'échelle régionale, la végétation peut être le principal facteur déterminant la productivité total de l'écosystème (Callaghan et al. 2004). Nous avons également tester les effets d'autres variables environnementales qui étaient

importantes pour la sélection d'habitat et la productivité du faucon pèlerin dans d'autres régions : la proximité de la côte (L'Hérault et al. 2013), et l'élévation moyenne (Sergio et al. 2004). Avec notre connaissance des habitats préférés par les faucons pèlerins à grande échelle, nous avons estimé leur occurrence sur l'ensemble du territoire du Nunavut, incluant les zones où une information de suivi est manquante.

# CHAPITRE 1

## RÉPARTITION ET SÉLECTION D'HABITAT DE NIDIFICATION DU FAUCON PÈLERIN AU NUNAVUT, CANADA

### 1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE

Dans les régions éloignées, la répartition spatiale de la plupart des espèces est inconnue, ce qui représente un défi pour leur gestion et conservation. Le faucon pèlerin (*Falco peregrinus tundrius*) est une espèce dont le statut est préoccupant dans le Nord. Cette dernière fait fréquemment l'objet de suivis dans le cadre de projets industriels à cause des obligations légales des entreprises en termes d'études d'impacts environnementaux. Cependant, mis à part ces études à l'échelle locale, il n'y a aucune évaluation rigoureuse des conditions nécessaires pour la nidification du faucon pèlerin dans le Nord à plus grande échelle. Puisqu'il y a très peu de connaissances a priori des risques de rencontrer des faucons reproducteurs dans l'Arctique, l'objectif de notre étude est d'investiguer la sélection d'habitat de ce prédateur pour ensuite prédire la répartition des nids au Nunavut, un vaste territoire canadien ( $>2M \text{ km}^2$ ) comprenant une large portion du biome de la toundra arctique. Nous avons utilisé 60 ans de données de suivi de nidification et des informations sur l'habitat obtenues par télédétection afin de modéliser la sélection d'habitat des faucons à l'échelle régionale ( $100 \text{ km}^2$ ). Tel que le laissait présager la littérature, les faucons pèlerins préfèrent nicher dans les aires dont la topographie est la plus accidentée. Cependant, nous avons aussi découvert qu'ils préfèrent une température relativement élevée, un haut pourcentage de végétation productive, une altitude moyenne basse et qu'ils évitent les zones avec des précipitations relativement élevées. De plus, la modélisation de leur répartition a permis de déterminer des aires de haute probabilité relative d'occurrence, incluant des zones qui n'ont jamais été inventoriées. Connaître quels types d'habitat les faucons pèlerins choisissent aidera à prédire leur réponse aux utilisations futures du

territoire et aux changements climatiques. Ces connaissances permettront aux gestionnaires de la faune de mieux identifier les aires prioritaires à protéger et de mieux anticiper les interactions potentielles avec le secteur industriel en croissance au Nunavut.

Mots clés : Arctique, sélection d'habitat, télédétection, modèle de la répartition d'espèce, prédateur d'un niveau trophique supérieur, faucon pèlerin de la toundra

Cet article, intitulé « *Nesting habitat selection and distribution of the peregrine falcon (*Falco peregrinus tundrius*) in Nunavut, Canada* », est en attente de soumission dans un journal scientifique, potentiellement « Biological Conservation ». Il s'agit d'une collaboration avec mon directeur Joël Bêty, professeur au département de biologie, chimie et géographie à l'Université du Québec à Rimouski, Alastair Franke, investigateur principal du programme de recherche *Arctic Raptors*, et Nicolas Lecomte, professeur au département de biologie à l'Université de Moncton. En tant que première auteure, ma contribution à ce travail fut de générer l'idée du projet, d'élaborer les hypothèses, de récolter une partie des données sur le terrain, de faire les analyses statistiques et de rédiger l'article. Dr Alastair Franke, second auteur, a fourni une partie des données, a aidé à la formulation de la question de recherche, a aidé à établir les grandes lignes des méthodes et a aidé à la révision de l'article. Dr Nicolas Lecomte, troisième auteur, a aidé au développement de l'idée, a fourni un lien avec le Gouvernement du Nunavut pour l'utilisation de leurs données, a aidé à établir les méthodes et les analyses et finalement, a aidé à la révision de l'article. Dr Joël Bêty, dernier auteur, a été impliqué dans toutes les étapes du processus menant à cet article. Il a aidé à la formulation de la question de recherche et des hypothèses, au développement de la méthodologie ainsi qu'à la révision de l'article. Une présentation portant sur le contenu de cet article a été faite en décembre 2014 à Ottawa dans le cadre d'« Arctic Change », une réunion scientifique internationale d'ArcticNet, de même qu'au congrès annuel du Centre d'études nordiques tenu à Québec en février 2015.

## 1.2 NESTING HABITAT SELECTION AND DISTRIBUTION OF THE PEREGRINE FALCON (*FALCO PEREGRINUS TUNDRIUS*) IN NUNAVUT, CANADA

Peck, Kristen<sup>1\*</sup>; Franke, Alastair<sup>2</sup>; Lecomte, Nicolas<sup>3,4</sup>; Bêty, Joël<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centre d'études nordiques et Département de chimie, biologie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec

<sup>2</sup>Arctic Raptor Project, Rankin Inlet, Nunavut

<sup>3</sup>Chaire de recherche du Canada en Écologie Polaire et Boréale, Département de biologie, Université de Moncton, Moncton, New Brunswick

<sup>4</sup>Centre de la Science de la Biodiversité du Québec, Département de chimie, biologie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec

\*[kristen.peck01@uqar.ca](mailto:kristen.peck01@uqar.ca)

### 1.3 ABSTRACT

In remote areas such as the Canadian Arctic, breeding distributions of many species are not well known, or even unknown, making it difficult for wildlife managers to predict how species will be impacted by land-use or climate changes. One species with a status of “special concern” in the North, the peregrine falcon (*Falco peregrinus tundrius*), is often monitored by industrial projects due to the legal mandates of environmental assessment certificates. Besides these local area studies, there has been no rigorous regional scale evaluation of peregrine falcon nesting distribution in the North. Since there is little to no *a priori* knowledge of the risk of encountering peregrine falcon nesting sites in most of the Arctic, the objective of our study was to determine the nesting habitat selection of this top predator and to predict its nesting distribution throughout most of Nunavut, a massive northern Canadian territory (>2M km<sup>2</sup>) encompassing a large and varied portion of the tundra biome. Using a 60-year dataset and remotely-sensed habitat information, we modeled the nesting habitat selection and the likely nesting distribution of peregrine falcons



at the regional scale (grain size of 100 km<sup>2</sup>). As expected from previous studies, peregrine falcons selected nests in areas with the most rugged topography. However, we also found that higher than average summer temperatures, greater percentages of productive vegetation, low mean elevations, and relatively low mean precipitation were also selected. When their expected distribution was mapped, our model identified several areas of high relative probability of peregrine falcon occurrence, including areas that, to our knowledge, have never been surveyed in the past. Knowing which environmental criteria peregrine falcons use to select their nesting areas may help to anticipate their responses to future land-use and climate changes in areas without previous studies in Nunavut. Such knowledge will allow managers to identify the areas that are the most critical for monitoring and mitigation, as well as the likelihood of future interactions between this species and the growing industrial sector in Nunavut.

**Key words:** Arctic, habitat selection, remote sensing, species distribution model, top-predator, tundra peregrine falcon

#### 1.4 INTRODUCTION

The Arctic is among the places that have been, and will continue to be, the most affected by climate change. Not only has the mean surface air temperature in much of northern North America already gained an average of 2-3°C since the 1950s (ACIA 2004, Screen and Simmonds 2010), the climate in the Arctic is expected to change dramatically in the future in even the most conservative climate change scenarios (Larsen et al. 2014). In addition to the impacts of a changing climate, industrial development has also expanded in the North American Arctic in recent decades. Northern industrial development and exploration are also expected to expand to new areas as environmental changes allow greater access to marine shipping routes and a longer seasonal exploration window (Pearce et al. 2011). Detecting and planning for the impact on northern terrestrial ecosystems from multiple pressures may be limited by a lack of baseline information for many species in the North.

Indeed, regional or landscape scale studies of species diversity and distribution are rare in the North American Arctic, except for a few charismatic or economically important species (e.g. caribou and muskoxen (Campbell et al. 2012, Yannic et al. 2014), wolves (Heard and Williams 1992), wolverines (Copeland et al. 2010), and polar bears (Wilson et al. 2014)). Large citizen-science databases like *eBird* are also limited by the low density of data contributors in most areas of the North (Kelling et al. 2013) and thus are too limited in sample size to create accurate distribution maps. Several long-term studies in the terrestrial Canadian Arctic have captured species trends at the population or community level (e.g. Franke et al. 2010, Trefry et al. 2010, Gauthier et al. 2013), but the cost and logistical difficulty of conducting studies in the North limits the spatial extent of such research (Foy et al. 2014). Given the scale of changes that will affect northern ecosystems, tools to determine current species distributions and habitat selection are required to adequately detect and respond to future global changes.

Species distribution models are commonly-used research tools in conservation biogeography (Guisan and Thuiller 2005, Franklin 2013). Although the methods vary widely, the goal is to create an empirical model relating the occurrence, abundance, or physiological response of a species, or a group of species, to environmental features (Guisan and Zimmermann 2000). Since species distribution models are often applied successfully to broad scales, they are ideal for producing baseline species distribution maps at a coarse resolution, yet are powerful enough to delineating how species interact with their environment (Rushton et al. 2004). These analyses are often based on imperfect datasets, which is often the case when data are gathered opportunistically or for alternate purposes, for example, museum records (Graham et al. 2004), paleo records (Pearman et al. 2008), or mechanistic responses to environmental stimuli (Buckley et al. 2010). In remote locations, species distribution models are a viable option for defining the relationship between species and their environments at the regional scale by using various sets of information accumulated over time. This is especially useful in the tundra biome, since human centres are widely dispersed and high costs limit travel.

The peregrine falcon (*Falco peregrinus*, hereafter referred to as peregrines) is an avian top predator with a worldwide breeding distribution extending as far north as the Arctic Ocean (Ratcliffe 1980, White et al. 2002). The subspecies *F. p. tundrius* nests in the tundra biome of northern North America, where it forages in both terrestrial and marine arctic environments (Court et al. 1988, L'Hérault et al. 2013). Studies of peregrines in northern North America have monitored long-term population trends (Franke et al. 2010, Ritchie and Shook 2011), the influence of different environmental and human features (Ancil et al. 2013, Coulton et al. 2013, L'Hérault et al. 2013) or assessed their occupancy, habitat and natural history (Court et al. 1988, Carrière and Matthews 2013). There have been widespread efforts to assess population trends following population crashes due mainly to organochlorine contamination in the mid-1900s (Cade et al. 1971). Following the banning of harmful chemicals in Canada and the United States and re-introduction programs, this species has seen a significant recovery and de-listing from endangered and threatened species lists (Mesta 1998, White et al. 2002). Following its de-listing, 5- to 10-year monitoring plans were proposed to document its recovery (Mesta 1998). However, these surveys have mainly been recurring local studies (e.g. the Canadian Peregrine Falcon Survey; Rowell et al. 2003), rather than broad scale attempts to define peregrine distribution or breeding habitat. Peregrine occurrence and densities in northern Canada were estimated using known nest locations and expert knowledge in the 1960s (Fyfe 1969), but quantitative spatial methods were not used. More recently, a map of overall raptor density in the Kivalliq region of Nunavut was created based on densities of all known nest sites (Campbell et al. 2012), but since the sampling of nest sites was patchy, this was likely an underestimate of actual peregrine distribution. Rather than conducting further surveys to fill in knowledge gaps, we used an existing database of nesting information gathered from a variety of sources (Peck et al. 2012) in a species distribution model to estimate the current distribution of peregrines in the northeast Canadian Arctic.

The objectives of this study were to investigate habitat selection of peregrines at the scale of the home range in the tundra biome of the eastern Canadian Arctic, and then to use selected habitats to estimate their breeding distribution throughout the study area. We

expected that peregrine home range selection would be strongly influenced by topographical variability, as availability of nest sites was consistently important in peregrine habitat selection studies at smaller scales (Gainzarain et al. 2000, Wightman and Fuller 2005, Brambilla et al. 2006, Bruggeman et al. 2015). Since climatic variables are often key determinants of the distribution of species at regional or landscape scales (Pearson and Dawson 2003), and since this area is at the northern limit of this species' distribution, we predicted that peregrines should prefer areas with relatively warmer temperatures. In contrast, extreme precipitation events have been shown to negatively influence the productivity of peregrines in the Low Arctic (Anctil et al. 2013). We thus expected that peregrines would prefer to breed in areas with overall less summer precipitation. Jenkins and Hockey (2001) suggest that prey availability may be a determining factor for peregrine falcon density at the regional scale. However, prey abundance can be difficult to estimate in the North, since there is often a huge variation in bird and small mammal abundance from one year to the next, even within the same ecosystem type (e.g. Gauthier et al. 2013). Therefore, we predicted that peregrines would have an overall positive response to areas with productive vegetation (graminoid tundra, shrubby tundra, and wetlands). Because vegetation is a driver of overall ecosystem productivity at this scale (Callaghan et al. 2004), and given the long temporal scale of our nesting data, we used the percent cover of these land classes as an indirect proxy for prey availability. We also tested the effects of other environmental variables that were important to peregrine habitat selection or productivity in other areas: the proximity to the coast (L'Hérault et al. 2013), and the mean elevation (Sergio et al. 2004). Using the knowledge of which habitats peregrine falcons selected at the broad scale, our final step was to estimate their relative probability of occurrence throughout the territory of Nunavut, including in areas where survey information was lacking.

## 1.5 METHODS

### 1.5.1 Study area

Our study area covers approximately 1 689 000 km<sup>2</sup> (~80%) of Nunavut and consists of three Canadian ecozones: the Arctic Cordillera, the Northern Arctic, and the Southern Arctic (Marshall 1999), and all arctic bioclimatic subzones except the coldest, zone A (Walker et al. 2005). We included areas above the tree line according to Olthof et al. (2008), except for some islands north of the Parry Channel where survey effort was limited to absent (**Figure 1**). Some islands in the southern Hudson's Bay (e.g. the Belcher Islands) were also excluded due to the lack of environmental information, as were some locations where remote sensing data were absent (e.g. a small strip of the Brodeur Peninsula on Baffin Island, see **Figure 1**). Due to some discrepancies among the limits of the environmental variables, we buffered the coastline within the study area by 1 km to be sure to include all land areas. Throughout our study area, the average summer temperature (May to Aug.) is 1.5°C (range from -16.2°C May minimum to a 17.2°C July maximum) and the average summer precipitation is 26.9 mm (range: 8.3 to 60.5 mm; calculated from Worldclim climate data [averaged from 1950 to 2000]; Hijmans et al. 2005). A large proportion of the study area is coastal but is continental to the southwest where it borders the Northwest Territories. The highest elevation, 2133 m, is found on Baffin Island (Natural Resources Canada 2000). The dominant vegetation land classes are: sparsely vegetated bedrock, prostrate dwarf shrub, and barren ground (25.4%, 11.9%, and 10.0% of land area, respectively; Olthof et al. 2008). Overall, the study area covers most of the tundra habitats and management areas within Nunavut, and is an appropriate scale to study a widely-distributed and highly mobile species like the peregrine falcon (Guisan and Thuiller 2005).

### 1.5.2 Nest sites and occurrence cells

We used data from the Nunavut and Northwest Territories Raptor Database, which contains raptor nest site records from the 1950s to the present (Shank 1997, Poole 2011, Peck et al. 2012). Since raptors often re-use nesting territories year after year (Booms et al. 2011, Viter 2013), this database is structured by the nest site location rather than by individual bird (Peck et al. 2012). However, different raptor species can also occupy the same site from one year to the next, thus there are nest visit records documenting the yearly breeding species and reproductive information, in addition to the more permanent nest site information. As of 2013, there were 3 861 total raptor nest sites in this database (Nunavut: 2 469, Northwest Territories: 1 338, Alberta: 51, Yukon: 3) and 18 473 visit histories (Nunavut: 11 377, Northwest Territories: 5 164, Alberta: 1 929, Yukon: 3). For the records in which nest visit methods were noted (15 099 records), 81% were surveyed by helicopter, 11% by ground transport, 8% by boat and <1% by fixed-wing aircraft. Breeding peregrines were found during 3 428 nest visits in Nunavut from 1951-2013. However, this included the same nesting sites re-used over multiple years. In our analysis, we included sites in which peregrine falcon occupancy was confirmed at least once from 1951-2013. The total number of unique peregrine falcon nesting sites in our study area was 1 110 (**Figure 1**).

Nesting data were gathered by different sources and search effort was not recorded in the Nunavut and Northwest Territories Raptor Database. Nest locations were therefore spatially clumped, with a disproportionately high density of sites in some well-surveyed areas of Nunavut. There are several ways to account for biased sampling efforts, including down-weighting records in areas that received more survey effort, adding more data by surveying areas that are under-represented, or sampling background or pseudo-absence data only from areas that were likely surveyed (e.g. Phillips et al. 2009). In the case of peregrine nesting habitat selection in Nunavut, it would be logistically difficult to add data with targeted surveys due to the spatial and temporal spread of information included in this analysis. For this reason, we simplified the nesting data (following Thuiller 2003) into occurrence cells on a 10x10 km grid to account for this spatial sampling bias. If at least one

nest fell inside the cell, it was considered an occurrence (see **Figure A1** for an example). This 100 km<sup>2</sup> cell size was chosen to represent an approximate and conservative size of breeding peregrine home range in the North (L'Hérault et al. 2013, Sokolov et al. 2014, Franke, unpublished data). According to Guisan et al. (2007), our predictions should be robust even if the cell size was varied 10-fold. This transformation to grid cells reduced the weight of nests found in areas that were searched more intensively, thereby accounting for some of the spatial autocorrelation and sampling bias. It also masked any spatial error in the nest position caused by variable search methods (e.g. helicopters versus ground surveys) and the variable accuracy of site recording technology (e.g. physical maps versus handheld GPS) over the years. After this reduction of data, 550 peregrine occurrence grid cells remained of the original 1 110 nests sites (approximately 50% of total nest sites), which represents a small proportion of the study area (prevalence:  $550/41\ 440 = 0.01$  of total grid cells).

### **1.5.3 Comparison points**

Search effort and survey tracks were not available to determine areas in which peregrine nest sites were absent; we therefore generated pseudo-absence cells to compare to occurrence cells. Pseudo-absences were generated throughout the entire study area since we considered all of the study area available to breeding peregrine falcons. Given the distance that individuals of this northern subspecies travel during migration (Fuller et al. 1998a) and the delimitation of the boundaries of the study area to include only areas with nest records, this assumption is likely valid. This comparison is less robust than comparing occurrence and true absence locations, but the detection of animals or animal sign is rarely perfect and true absences can be difficult to determine (Mackenzie et al. 2003, Booms et al. 2010, Lobo et al. 2010). Pseudo-absence points were sampled from non-occurrence cells throughout the study area and re-sampled 10 times to cover a wider range of background environmental variation. Environmental information from an equal number of occurrence and pseudo-random cells were compared in each habitat selection model. This comparison was repeated with each of the 10 pseudo-absence datasets.

#### 1.5.4 Habitat variables

We chose environmental variables based on previous studies of peregrine habitat selection and observations of peregrine falcons in Nunavut. Austin (2002) suggests that direct variables, or variables with a direct effect on a species' biology, should be used over indirect variables whenever possible. In the case of peregrines, direct variables might include: the availability of nest site substrate, prey availability, or weather extremes. However, at the regional scale, species distributions are often driven indirectly by climate, while at the local scale occurrences are driven more by direct, small-scale processes such as interspecific competition and micro-topography (Pearson and Dawson 2003). The large scale of our study led us to choose several variables that were indirectly related to peregrine site occupancy as proxies of direct variables. For example, we included overall terrain ruggedness instead of nest site availability, and primary productivity instead of prey availability. The biological effects of indirect variables are more challenging to interpret than variables with a direct effect on the species (Austin 2002), but at this scale of study broad signals can still be detected and interpreted with care.

All original environmental information was transformed into model variables in 10x10 km occurrence or pseudo-absence cells (**Table 1**). The standard deviation of elevation (Ruggedness [m]), squared standard deviation of elevation (Ruggedness<sup>2</sup> [m<sup>2</sup>]), and mean elevation (Elevation [m]) were derived from Canadian Digital Elevation Data (Natural Resources Canada 2000); the percentage of productive land cover classes (Cover [%]: graminoids, shrubs and wetlands - we assume greater prey availability in high productivity land classes [Callaghan et al. 2004]) out of all land classes including water and ice was derived from the Northern Land Cover of Canada: Circa 2000 (Olthof et al. 2008); mean summer temperature (Temperature [°C]: May-Aug., or the entire breeding period) and precipitation (Precipitation [mm]: May-Aug.) were calculated from Worldclim data (monthly averages from 1950-2000; [Hijmans et al. 2005]); and whether the cell was inland or coastal (Coastal: >15 km or ≤15 km from the centre of the cell to the nearest coast, respectively) was calculated using CanVec political boundaries (Natural Resources Canada



2014). The cut-off of 15 km from the coast was used since there would be at least one full cell (or estimated home range) between the centre of the cell and the coast. We attempted to represent this variable both as truncated after 15 km and as a decay variable, but the distribution of the values of the cells was approximately bimodal, so we maintained this variable in its categorical form. Ruggedness<sup>2</sup> was included since topography was consistently important to nesting peregrines in previous studies and we wanted to test if peregrines responded non-linearly to extremes in ruggedness in the study area. We also applied two logarithmic transformations to Elevation and Ruggedness (Ruggedness<sup>2</sup> was the square of log-transformed Ruggedness) to reduce the influence of extremely high values on the model results (**Figure A2**). To aid in the comparison of coefficients and the interpretation of first and second order polynomials within the same model, we centred all variables on the mean and standardized by the standard deviation (Schielezeth 2010). Variables were tested pair-wise for collinearity with a Pearson's correlation coefficient and for multicollinearity with Variance Inflation Factor (VIF; Zuur et al. 2010) using the R package Car (Weisberg and Weisberg, 2011) in R version 3.1.2 (R Core Team 2014). Following Dormann et al. (2007), we left out variables that had a Pearson's correlation coefficient of over 0.70 or a VIF >10. According to our criteria, the variables used in the analysis were not collinear: the largest pairwise Pearson's correlation coefficient was 0.60 between Cover and Temperature (see **Figure A3** for all pair-wise correlations) and the highest VIF score was 2.44 for Temperature. According to Dormann et al. (2013), this collinearity should not be high enough to cause type II errors.

### 1.5.5 Data analysis

We estimated peregrine habitat selection using resource selection functions (RSFs; generalized linear models with a binomial family and logit link). Competing models were divided into groups of variables representing the influence of climate (Temperature and Precipitation), topography (Ruggedness, Ruggedness<sup>2</sup>, and Elevation), and prey availability (Cover), as well as one model potentially combining a number of environmental effects: the proximity to the coast (Coastal). This partitioning allowed us to compare the relative

importance of changing (e.g. climate and vegetation) versus stable (topography and proximity to the coast) variables. Given the geography of the Canadian Arctic, we suspected that Elevation and Coastal likely explained the same effect (proximity to large water bodies) and thus did not include these variables in the same model, which resulted in two competing saturated models. We used Akaike's Information Criterion (AIC) to select the model that best explained the data variability (Burnham and Anderson, 2002), using a cut-off of  $\Delta\text{AIC}=2$  to reject competing models.

To allow pseudo-independent model validation, we divided the occurrence/pseudo-absence data 70:30, with equal numbers of occurrence and pseudo-absent cells in each subset (Boyce et al. 2002, Buisson et al. 2010). This split-sample procedure was repeated 100 times for each of the 10 pseudo-random sets. Model selection and calculation of coefficients were performed using 70% of the data, and validation of the predictive performance of the model was conducted using the remaining 30%. In total, 1000 runs were calibrated and validated (i.e. 10 pseudo-absence random selection x 100 split-sample procedure), and the coefficients were averaged between all iterations to provide input for the calculation of peregrine nesting distribution (Araújo and Guisan 2006). This number of runs should be sufficient to accurately estimate the coefficients of the RSF (Barbet-Massin et al. 2012). For the model validation, the area under the curve (AUC) of the receiver-operating characteristic (ROC) plot (Fielding and Bell 1997) was used to measure the predictive capacity of the selected candidate model on the remaining 30% of the data. The ROC plot was calculated using the true positive rate (the rate at which the model correctly classified cells) versus the false positive rate (the rate at which the model falsely classified cells; Swets 1988). AUC values from 0.7 to 0.9 are considered to have useful applications (Manel et al. 2001).

The standardized and centred variable coefficients of the best model were used to calculate the final predictive map of peregrine distribution. All original habitat variable layers were re-sampled to a 10x10 km resolution within the limits of the study area using the tool "aggregate" in the Raster package (Hijmans 2014) in R version 3.1.2 (R Core Team

2014), then centred and standardized to match the habitat variables in the analysis. For the “coastal” layer, cells were classified as coastal (0,  $\leq 15$  km) or inland (1,  $> 15$  km). The final map layer was created using the coefficients ( $\beta_k$ ) and map layers ( $x_k$ ) transformed as log-odds with  $\exp(\beta_1*x_1+\dots+\beta_k*x_k)/1+\exp(\beta_1*x_1+\dots+\beta_k*x_k)$  for k number of variables using the Raster Calculator tool in ArcGIS (ESRI [Environmental Systems Resource Institute] 2013). Slope and the final prediction raster were calculated using ArcGIS, but all other calculations of data layers and analyses were done using R version 3.1.2 (R Core Team 2014) with the packages: sp, raster, rgeos, rgdal, and ROCR (Pebesma and Bivand, 2005; Hijmans 2014; Bivand and Rundel, 2014; Bivand, Keitt and Rowlingson, 2014; and Sing et al., 2005; respectively).

## 1.6 RESULTS

Based on the lowest AIC, the saturated-Elevation model explained the breeding occurrence of peregrine falcons in the eastern Canadian Arctic (**Table 2**). In this model, Ruggedness, Elevation, Temperature, and Cover had the greatest influence on the relative probability of occurrence of peregrine falcons (**Figure 2**). Areas with intermediate Ruggedness (standardized coefficient =  $1.45 \pm 0.14SE$ ), low Elevation (standardized coefficient =  $-0.96 \pm 0.12SE$ ), greater Cover (standardized coefficient =  $0.79 \pm 0.13SE$ ), and warmer Temperature (standardized coefficient =  $0.65 \pm 0.14SE$ ) were most likely to have nesting peregrine falcons in Nunavut. A negative effect of Ruggedness<sup>2</sup> (standardized coefficient =  $-0.26 \pm 0.08SE$ ) meant that peregrines avoided areas with both extremely rugged and flat terrain, causing their response to peak at medium-high Ruggedness values (**Figure 2**). To a lesser degree, peregrine falcons also avoided breeding in areas with relatively high Precipitation (standardized coefficient =  $-0.20 \pm 0.11SE$ ). For an example of the variable values in randomly chosen cells with relatively high and low probability of occurrence, see **Table A1**. The average AUC of the best model was  $0.81 \pm 0.02SD$  (**Figure 3**).

### 1.6.1 Peregrine falcon distribution

Predicted peregrine relative nesting probability was highest in the southern (Kivalliq) and western (Kitikmeot) regions of mainland Nunavut (**Figure 4**). In particular, there was a band of high relative occurrence probabilities in inland Nunavut from the Thelon Wildlife Sanctuary to Kugluktuk in the northwest. In the Kivalliq region, peregrine relative nesting probability was also high around lakes from Baker Lake southward. Although peregrines had an overall lower relative probability of occurrence in the Qikiqtaaluk region, the highest probability areas were mainly along the coast. In addition, some areas which, to our knowledge, have not been previously surveyed were identified as having a high relative probability of peregrine occurrence. These areas include south of Gjoa Haven on the mainland, the east coast of Prince of Whales Island, and the south coast of Victoria Island. Areas with a low predicted occurrence included inland on the northwest mainland and inland Baffin Island. Overall, 159 327 km<sup>2</sup> of the study area had a relative probability of occurrence of nesting peregrine falcons greater than 75%, or what we classified as “high.” In comparison to the map of known nest locations, some predicted areas matched up well while others diverged. One area with a high density of nest locations, the northwest corner of mainland Nunavut, also had a relatively high probability of occurrence; other areas with a high density of known nests, such as northwest Baffin Island, had a low probability of occurrence relative to the rest of the territory.

## 1.7 DISCUSSION

By using nest data gathered from diverse sources and relating these data to remotely-sensed habitat information, we estimated the relative probability of occurrence of peregrine falcons in the eastern Canadian Arctic. We found that peregrines had the highest relative probability of occurrence in the Kivalliq (southern) and Kitikmeot (western) regions of Nunavut. Our model predicted peregrines to occur in similar areas as previous assessments based on expert knowledge and known nesting sites in Nunavut (Fyfe 1969, Campbell et al. 2012), but our predictions additionally included areas where surveys have

not yet occurred, or have not been reported. The overlap with previous studies based on expert opinion gives us some confidence that the identified areas are the most important hotspots for peregrine falcon nesting in the territory of Nunavut.

Consistent with studies investigating peregrine nest site selection at the fine scale (Gainzarain et al. 2000, Wightman and Fuller 2005, Brambilla et al. 2006), peregrines preferred areas with the greatest terrain ruggedness at the home range scale (grain size = 100 km<sup>2</sup>). The reproductive success of many arctic-breeding birds is strongly affected by the level of nest concealment and defense from predators (Tremblay et al. 1997, Smith et al. 2007). This pattern may also hold true for top avian predators like the peregrine falcon, since their young are vulnerable to predation. Nests that are situated low to the ground or directly on the ground can be predated, though this source of mortality is low compared to other sources (Jaffré et al. 2015). Nesting on cliffs, which are often inaccessible to predators, is likely a response to this predation pressure (Ratcliffe 1980). In Greenland, the productivity of peregrine falcons (the average number of chicks produced per pair per year) and yearly site occupancy (presence of territorial or breeding birds) was consistently higher at nesting sites that were on higher, more prominent cliffs with large overhangs sheltering the site (Wightman and Fuller 2006). Our study therefore confirms that topography is important in the selection of breeding sites and territories at the broad spatial scale in addition to the fine scale. Due to a non-linear response of peregrine occurrence to ruggedness, the areas with the highest ruggedness (e.g. the mountainous northeast coast of Baffin Island) did not have a higher relative probability of being occupied than medium-rugged areas (e.g. Bathurst Inlet in the Kitikmeot region). This may be because these areas have less productivity than other areas due to the massive mountain ranges and rock formations, micro-climate conditions that were not captured in the broader-scale climate variables, or biotic interactions that were not included in our models.

Another topographical variable, mean elevation, was also highly important to peregrine nesting distributions. Higher occurrence probabilities at low elevations could mean that peregrines prefer to nest in areas close to large bodies of water, including the

coast. Indeed, we found high probabilities of falcon occurrence around the lakes in the Kivalliq region (**Figure 4**). Coulton et al. (2013) also found that peregrines selected nests at lower elevations and were closer to deep bodies of water in a study area in the interior of the Northwest Territories, in the taiga shield ecozone. The reason for the selection of this environmental feature may indicate a number of benefits to peregrines, from a favourable microclimate, higher primary productivity indicating a varied and potentially abundant prey base (Forbes 2011), micro-topography to serve as hunting perches, or combination of these.

Climate is one of the major drivers of species distributions at the continental scale (Pearson and Dawson 2003), and its influence on the nesting distribution of peregrine falcons has not, to our knowledge, been previously measured at this scale. We found that peregrines preferred to nest in areas with relatively high mean summer temperatures and, to a lesser degree, areas with relatively low mean summer precipitation. Because our study area is at the northern limit of peregrine distribution, the selection for warmer temperatures is not that surprising, but this is the first time that regional precipitation has been identified as important in peregrine nesting habitat at the regional scale. This combination of temperature and precipitation influencing peregrine occurrence may be particularly important in the future monitoring of this species due to projected warming of the Arctic and increasingly variable precipitation regimes (Larsen et al. 2014). The opposing effects of these two variables may also create challenges for predicting future range changes. The higher relative probability of peregrine occurrence in warmer areas could mean that more areas will become favourable for nesting in the future. However, increased precipitation during the breeding season may alter this pattern.

It is important to note the limitations of our climate data, however. For example, we included the mean summer climate as a predictor of peregrine occurrence, but for this species climate variability may be more important during the breeding period. For example, in an experimental study at a site in Nunavut, Anctil et al. (2013) found that the number of extreme rain events during the chick-rearing stage, rather than the mean precipitation, decreased nest productivity. Though information on climate variability could not be

included in our analysis due to a lack of long-term, widespread weather station data in northern Canada (a key prerequisite for measuring climate variability; Easterling et al. 2000), both mean and variability of climate variables should be considered in future studies of this species. Another variable with the potential to be altered by climate is the percentage cover of productive vegetation classes. We chose to include this stable variable over more transient indicators of primary productivity such as the normalized difference vegetation index (NDVI) because NDVI can change unexpectedly when vegetation productivity changes (Macander 2005). Because warming communities usually become more productive before they shift to a different community type (e.g. from barren ground to graminoid tundra; Callaghan et al. 2004), vegetation classes should provide a more stable measure of landscape productivity into the future. Either directly or indirectly, however, changing climate variables have the highest potential to alter peregrine distributions in the future.

Some of the areas of high relative probability of peregrine occurrence are already in wildlife reserves, bird refuges, or parks (e.g. Thelon Wildlife Sanctuary and Queen Maud Gulf Bird Sanctuary), but many high relative probability areas are in the vicinity of active or potential mining activities (Bigio et al., 2015). Given the long-term population monitoring of peregrines and their sensitivity to human-caused environmental contamination, this species may be ideal for future monitoring of environmental impacts in the North (Smits and Fernie 2013). Raptors have been proposed as a sentinel species in other areas, signalling overall environmental changes due to their top-predator status (Sergio et al. 2006, Smits and Fernie 2013). With our analysis and map tool, incoming projects can better understand the likelihood of conflict with this species, as well as the relative importance of different areas for long-term conservation and management of peregrines in Nunavut. Species distribution models could also be useful for other species in the Canadian Arctic with limited survey information, for instance, key species such as arctic ground-squirrels (*Urocitellus parryii*; Wheeler and Hik, 2013), which have been intensively surveyed within small areas but not at the regional scale. With data sharing and project collaboration, many studies of local populations or occupancy could easily translate to regional scale distribution information. Together, single-species studies could also

potentially turn into overall biodiversity estimates or serve as tools for studying species interactions (e.g. Hof et al. 2012) throughout this large and remote area.

## **1.8 CONCLUSION**

Baseline information documenting species distributions is necessary for detecting the impacts of climate change and development, something that is especially important in rapidly changing places like the Arctic. Species distribution models are ideal for these large-scale predictions, since they not only produce a relative probability surface but can also help describe the interaction of species with their environments. This is the first time that a large scale quantitative analysis of peregrine falcon distribution has been done using nesting habitat information in the eastern Canadian Arctic. Our estimations of peregrine distribution matched previous reports made from expert knowledge, and we additionally predicted high relative likelihood of peregrine falcon occurrence in areas not yet surveyed in Nunavut. We also found that areas of peregrine occurrence during the breeding season were determined by both physical terrain variables and by climate and vegetation, which have the potential to be altered by climate change in the future (Callaghan et al. 2004, Larsen et al. 2014). We suggest more studies on baseline habitat requirements should be done for other northern species to inform wildlife management decisions in the rapidly changing Arctic. This would help respond to calls for greater information on species biodiversity in the Arctic (Ims et al. 2013) and help define future research goals for both individual species biology and of overall arctic ecosystems.

## **Acknowledgements**

We are grateful to the communities and Hunters and Trappers Organisations of Igloolik and Rankin Inlet, Nunavut for welcoming us and our research into their communities, and all of the many contributors to the Nunavut and Northwest Territories Raptor Database for dedicating their time and efforts to collecting and submitting data. Thanks also to N. Casajus for the statistical support. Financial support for KP was provided by NSERC Alexander Graham-Bell Canada graduate scholarship, Garfield Weston Scholarship for Northern Research and Mitacs, in collaboration with Agnico-Eagle Mines.



## 1.9 REFERENCES

- ACIA. 2004. ACIA, Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press:1–146.
- Anctil, A., A. Franke, and J. Bêty. 2013. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* 174:1033–1043.
- Araújo, M. B., and A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677–1688.
- Austin, M. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157:101–118.
- Barbet-Massin, M., F. Jiguet, C. H. Albert, and W. Thuiller. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3:327–338.
- Bigio, A., P. Budkewitsch, A. Markey, and K. Sheridan. 2015. Nunavut Mineral Exploration, Mining and Geoscience. Mineral Resources Division and AANDC's Nunavut Regional Office.
- Booms, T. L., P. F. Schempf, B. J. McCaffery, M. S. Lindberg, and M. R. Fuller. 2010. Detection probability of cliff-nesting raptors during helicopter and fixed-wing aircraft surveys in western Alaska. *Journal of Raptor Research* 44:175–187.
- Booms, T. L., S. L. Talbot, G. K. Sage, B. J. McCaffery, K. G. McCracken, and P. F. Schempf. 2011. Nest-site fidelity and dispersal of gyrfalcons estimated by noninvasive genetic sampling. *The Condor* 113:768–778.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, and F. K. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157:281–300.
- Brambilla, M., D. Rubolini, and F. Guidali. 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147:428–435.
- Bruggeman, J. E., T. Swem, D. E. Andersen, P. L. Kennedy, and D. Nigro. 2015. Multi-season occupancy models identify biotic and abiotic factors influencing a recovering Arctic Peregrine Falcon *Falco peregrinus tundrius* population. *Ibis* 10.1111/ib:1–14.
- Buckley, L. B., M. C. Urban, M. J. Angilletta, L. G. Crozier, L. J. Rissler, and M. W. Sears. 2010. Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters* 13:1041–1054.

- Buisson, L., W. Thuiller, N. Casajus, S. Lek, and G. Grenouillet. 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16:1145–1157.
- Cade, T. J., J. L. Lincer, C. M. White, and D. G. Roseneau. 1971. DDE residues and eggshell changes in Alaskan falcons and hawks. *Science* 172:955–957.
- Callaghan, T. V., L. O. Bjorn, Y. Chernov, T. Chapin, T. R. Christensen, B. Huntley, R. A. Ims, M. Johansson, D. Jolly, S. Jonasson, N. Matveyeva, N. Panikov, W. Oechel, G. Shaver, J. Elster, H. Henttonen, K. Laine, K. Taulavuori, E. Taulavuori, and C. Zockler. 2004. Biodiversity, distributions and adaptations of Arctic species in the context of environmental change. *Ambio, Climate Change and UV-B Impacts on Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems* 33:404–414.
- Campbell, M. W., J. G. Shaw, and C. A. Blyth. 2012. Kivalliq Ecological Land Classification Map Atlas: A Wildlife Perspective. Government of Nunavut, Department of Environment. Technical Report Series #1.
- Carrière, S., and S. Matthews. 2013. Peregrine falcon surveys along the Mackenzie River, Northwest Territories, Canada. *Environmental and Natural Resources, Government of the Northwest Territories* 140:1–64.
- Copeland, J. P., K. S. McKelvey, K. B. Aubry, A. Landa, J. Persson, R. M. Inman, J. Krebs, E. Lofroth, H. Golden, J. R. Squires, A. Magoun, M. K. Schwartz, J. Wilmot, C. L. Copeland, R. E. Yates, I. Kojola, and R. May. 2010. The bioclimatic envelope of the wolverine (*Gulo gulo*): Do climatic constraints limit its geographic distribution? *Canadian Journal of Zoology* 88:233–246.
- Coulton, D., J. Virgl, and C. English. 2013. Falcon nest occupancy and hatch success near two diamond mines in the southern Arctic, Northwest Territories. *Avian Conservation and Ecology* 8:1–15.
- Court, G., C. Gates, and D. Boag. 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. *Arctic* 41:17–30.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46.
- Easterling, D., J. Evans, Py. Groisman, T. Karl, K. Kunkel, and P. Ambenje. 2000. Observed variability and trends in extreme climate events: A brief review. *Bulletin of the American Meteorological Society* 81:417–425.
- ESRI (Environmental Systems Resource Institute). 2013. ArcGIS 10.2. ESRI, Redlands, California, USA.

- F. Dormann, C., J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. Daniel Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30:609–628.
- Fielding, A. H., and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- Forbes, D. (Editor). 2011. State of the Arctic Coast 2010 - Scientific Review and Outlook. International Arctic Science Committee. Helmholtz- Zentrum, Geesthacht, Germany.
- Foy, N., K. Lysyshyn, S. Sim-Nadeau, C. Evans, L. Wilkinson, and K. Fagan. 2014. Polar Continental Shelf Program Science Report 2012 and 2013. Natural Resources Canada.
- Franke, A., M. Settingington, G. Court, and D. Birkholtz. 2010. Long-term trends of persistent organochlorine pollutants, occupancy and reproductive success in peregrine falcons (*Falco peregrinus tundrius*) breeding near Rankin Inlet, Nunavut. *Arctic* 63:442–450.
- Franklin, J. 2013. Species distribution models in conservation biogeography: Developments and challenges. *Diversity and Distributions* 19:1217–1223.
- Fuller, M. R., W. S. Seegar, and L. S. Schueck. 1998. Routes and travel rates of migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* and Swainson's Hawks *Buteo swainsoni* in the Western Hemisphere. *Journal of Avian Biology*:433–440.
- Fyfe, R. 1969. The Peregrine Falon in the Canadian Arctic and Eastern North America. Pages 100–114 in J. Hickey, editor. *Peregrine falcon populations: Their biology and decline*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Gainzarain, J. A., R. Arambarri, and A. F. Rodríguez. 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Álava (northern Spain). *Bird Study* 47:225–231.
- Gauthier, G., J. Bêty, M.-C. Cadieux, P. Legagneux, M. Doiron, C. Chevallier, S. Lai, A. Tarroux, and 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 of London, Series B, Biological Sciences* 368:1–13.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, and A. Townsend Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19:497–503.
- Guisan, A., C. H. Graham, J. Elith, F. Huettmann, M. Dudik, S. Ferrier, R. Hijmans, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-

Pereira, R. E. Schapire, S. E. Williams, M. S. Wisz, and N. E. Zimmermann. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13:332–340.

Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993–1009.

Guisan, A., and N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.

Heard, D. C., and T. M. Williams. 1992. Distribution of wolf dens on migratory caribou ranges in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 70:1504–1510.

Hijmans, R. J., S. Cameron, J. Parra, A. Jarvis, and P. Jones. 2005. WorldClim. <http://www.worldclim.org/>.

Hof, A. R., R. Jansson, and C. Nilsson. 2012. How biotic interactions may alter future predictions of species distributions: Future threats to the persistence of the arctic fox in Fennoscandia. *Diversity and Distributions* 18:554–562.

Ims, R. A., D. Ehrlich, B. C. Forbes, B. Huntley, D. A. Walker, P. A. Wookey, D. Berteaux, U. S. Bhatt, K. A. Bråthen, M. E. Edwards, H. E. Epstein, M. C. Forchhammer, E. Fuglei, G. Gauthier, S. Gilbert, M. Leung, I. E. Menyushina, N. Ovsyanikov, E. Post, M. K. Reynolds, D. G. Reid, N. M. Schmidt, A. Stien, O. I. Sumina, and R. van der Wal. 2013. Arctic Biodiversity Assessment: Terrestrial Ecosystems. Arctic Biodiversity Assessment: Status and Trends in Arctic Biodiversity.

Jaffré, M., A. Franke, A. Anctil, P. Galipeau, E. Hedlin, V. Lamarre, V. L'Hérault, L. Nikolaiczuk, K. Peck, B. Robinson, and J. Bêty. 2015. Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut. *Le Naturaliste canadien* 139:54–64.

Jenkins, A. R., and P. A. R. Hockey. 2001. Prey availability influences habitat tolerance: an explanation for the rarity of peregrine falcons in the tropics. *Ecography* 24:359–367.

Kelling, S., J. Gerbracht, D. Fink, C. Lagoze, W.-K. Wong, J. Yu, T. Damoulas, and C. Gomes. 2013. eBird: A human/computer learning network for biodiversity conservation and research. *AI Magazine: Proceedings of the Twenty-Fourth Innovative Applications of Artificial Intelligence Conference* 34:10–20.

L'Hérault, V., A. Franke, N. Lecomte, A. Alogut, and J. Bêty. 2013. Landscape heterogeneity drives intra-population niche variation and reproduction in an arctic top predator. *Ecology and Evolution* 3:2867–2879.

Larsen, J., O. Anisimov, A. Constable, A. Hollowed, N. Maynard, P. Prestrud, T. Prowse, and J. M. R. Stone. 2014. Polar Regions. Pages 1567–1612 in V. R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R.

- Mastrandrea, and L. L. White, editors. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde, and J. Hortal. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103–114.
- Macander, M. J. 2005. Modis satellite vegetation indices over partially vegetated pixels on the Arctic Coastal Plain of Alaska. University of Alaska Fairbanks.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, and A. B. Franklin. 2003. Estimating occupancy, colonisation, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.
- Manel, S., H. Williams, and S. Ormerod. 2001. Evaluating presence – absence models in ecology : the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921–931.
- Marshall, I. 1999. *Ecosystems of Canada*. Ecosystem Stratification Working Group, Agriculture and Agrifood Canada and Environment Canada. Natural Resources Canada.
- Mesta, R. 1998. Endangered and threatened wildlife and plants; proposed rule to remove the peregrine falcon in North America from the list of endangered and threatened wildlife. *Federal Register* 63:45446–45463.
- Natural Resources Canada. 2000. *Canadian Digital Elevation Data: Standards and Specifications*. Centre for Topographic Information.
- Natural Resources Canada. 2014. *CanVec+ Data Product Specifications, Edition 1.0*.
- Olthof, I., R. Latifovic, and D. Pouliot. 2008. *Circa-2000 Northern Land Cover of Canada*. Ottawa, Ontario, Canada.
- Pearce, T. D., J. D. Ford, J. Prno, F. Duerden, J. Pittman, M. Beaumier, L. Berrang-Ford, and B. Smit. 2011. Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 16:347–368.
- Pearman, P. B., C. F. Randin, O. Broennimann, P. Vittoz, W. O. Van Der Knaap, R. Engler, G. Le Lay, N. E. Zimmermann, and A. Guisan. 2008. Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecology Letters* 11:357–369.
- Pearson, R. G., and T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361–371.

Peck, K., S. Carrière, and N. Lecomte. 2012. The Nunavut and Northwest Territories Raptor Database: User's Manual. Government of Nunavut and Government of Northwest Territories:1–20.

Phillips, S. J., M. Dudik, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick, and S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19:181–197.

Poole, K. G. 2011. Update on the Northwest Territories/Nunavut raptor database, January 2011. Department of Environment, Government of Nunavut.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ratcliffe, D. 1980. The Peregrine Falcon. Buteo Books, Vermillion, South Dakota.

Ritchie, R. J., and J. E. Shook. 2011. Recovery and trends of peregrine falcons breeding in the Yukon-Tanana Uplands, east-central Alaska, 1995-2003. *Journal of Raptor Research* 45:150–159.

Rowell, P., G. Holroyd, and U. Banasch. 2003. The 2000 Canadian peregrine falcon survey. *Journal of Raptor Research* 37:98–116.

Rushton, S., S. Ormerod, and G. Kerby. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*:193–200.

Schielzeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology and Evolution* 1:103–113.

Screen, J. A., and I. Simmonds. 2010. The central role of diminishing sea ice in recent Arctic temperature amplification. *Nature* 464:1334–1337.

Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi, and P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: Preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049–1055.

Sergio, F., F. Rizzolli, L. Marchesi, and P. Pedrini. 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: Peregrine falcons seek proximity to raven nests. *Ecography* 27:818–826.

Shank, C. C. 1997. The Northwest Territories Raptor Database: A User's Manual. Government of the Northwest Territories. Yellowknife, Northwest Territories.

Smith, A. P., H. G. Gilchrist, and J. N. M. Smith. 2007. Effects of nest habitat, food, and parental behavior on shorebird nest success. *Condor* 109:15–31.

- Smits, J. E. G., and K. J. Fernie. 2013. Avian wildlife as sentinels of ecosystem health. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases* 36:333–342.
- Sokolov, V., N. Lecomte, and A. Sokolov. 2014. Site fidelity and home range variation during the breeding season of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Yamal, Russia. *Polar Biology* 37:1621–1631.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285–1293.
- Thuiller, W. 2003. BIOMOD: Optimising predictions of species distributions and projecting potential future shift under global change. *Global Change Biology* 9:1353–1362.
- Trefry, S. A., B. Freedman, J. M. G. Hudson, and G. H. R. Henry. 2010. Breeding bird surveys at Alexandra Fiord, Ellesmere Island, Nunavut (1980–2008). *Arctic* 63:308–314.
- Tremblay, J.-P., G. Gauthier, D. Lepage, and A. Desrochers. 1997. Factors affecting nesting success in greater snow geese: Effects of habitat and association with snowy owls. *The Wilson Bulletin* 109:449–461.
- Viter, S. G. 2013. Nest site fidelity and occupancy in birds of prey (Falconiformes) in specially protected and unprotected areas of eastern Ukraine. *Russian Journal of Ecology* 44:36–42.
- Walker, D. A., M. K. Reynolds, F. J. A. Daniëls, E. Einarsson, A. Elvebakk, W. A. Gould, A. E. Katenin, S. S. Kholod, C. J. Markon, E. S. Melnikov, N. G. Moskalenko, S. S. Talbot, and B. A. Yurtsev. 2005. The Circumpolar Arctic Vegetation Map. *Journal of Vegetation Science* 16:267–282.
- Wheeler, H. C., and D. S. Hik. 2013. Arctic ground squirrels *Urocitellus parryii* as drivers and indicators of change in northern ecosystems. *Mammal Review* 43:238–255.
- White, C., M. Nancy, J. Clum, T. Cade, and W. Hunt. 2002. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). <http://bna.birds.cornell.edu/bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/660>.
- Wightman, C. S., and M. R. Fuller. 2005. Spacing and physical habitat selection patterns of peregrine falcons in central west Greenland. *The Wilson Bulletin* 117:226–236.
- Wightman, C. S., and M. R. Fuller. 2006. Influence of habitat heterogeneity on distribution, occupancy patterns, and productivity of breeding peregrine falcons in central west Greenland. *The Condor* 108:270–281.
- Wilson, R. R., J. S. Horne, K. D. Rode, E. V Regehr, and G. M. Durner. 2014. Identifying polar bear resource selection patterns to inform conservation planning in a dynamic and changing Arctic. *Ecosphere* 5:1–24.
- Yannic, G., L. Pellissier, J. Ortego, N. Lecomte, S. Couturier, C. Cuyler, C. Dussault, K. J. Hundertmark, R. J. Irvine, D. A. Jenkins, L. Kolpashikov, K. Mager, M. Musiani, K. L.

Parker, K. H. Røed, T. Sipko, S. G. Þórisson, B. V. Weckworth, A. Guisan, L. Bernatchez, and S. D. Côté. 2014. Genetic diversity in caribou linked to past and future climate change. *Nature Climate Change* 4:1–7.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, and C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3–14.



## TABLES AND FIGURES

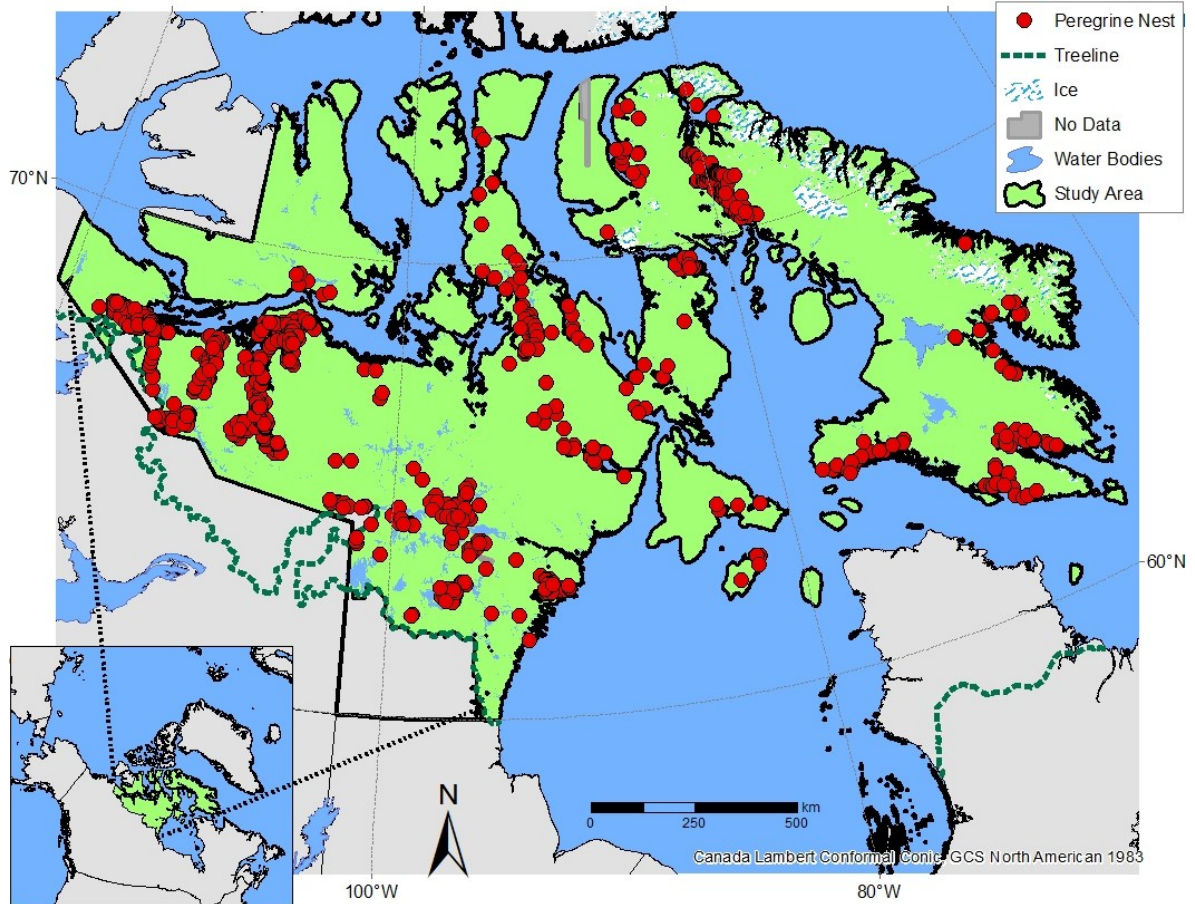


Figure 1: The 1 110 known peregrine falcon (*Falco peregrinus*) nest sites, occupied at least once from 1951-2013, throughout the majority of Nunavut, Canada. Nest locations are from the Nunavut and Northwest Territories Raptor Database. The study area (light green) used in the analysis and subsequent predictions is bounded to the south by the tree line (broken green line) or by territorial borders (straight black lines), water bodies (in blue), and to the north by the Parry Channel (ca. 74°N). Areas lacking environmental data or with year-round ice were excluded from the analysis

Table 1: Source data (grey rows) and derived habitat variables (white rows) included in a peregrine falcon (*Falco peregrinus*) habitat selection analysis at the regional scale in Nunavut, Canada. All variables were calculated within a 10x10 km cell using the source data resolution. When appropriate, sample mean ( $\bar{x}$ ) and standard deviation (s) of variables in “occurrence” and an equal number of “pseudo-absence” cells were reported. For “Coastal,” a binary variable, the percentage of cells classed as coastal was reported instead

Variable	Data Source	Resolution	Description	Occurrence (n=550)	Pseudo-Absence (n=550)
<b>Land Cover</b>	Circa-2000 Northern Land Cover (NRCan; Olthoff et al. 2009)	30m	15 land cover classes reduced to: graminoid tundra, shrub tundra, wetlands, bare and sparse ground, and water		
<b>COVER (%)</b>			The percentage of 30x30m pixels classed as graminoids, shrubs, and wetlands out of all classified pixels (including water and ice)	$\bar{x} = 54.23$ s = 28.09	$\bar{x} = 37.50$ s = 28.05
<b>Coastline</b>	CANVEC (NRCan)	N/A (vectorial)	Nunavut coastline		
<b>COASTAL (1 = inland; 0 = coastal)</b>			If cell centre <15 km from the coast = coastal (0); if >15 km =inland (1)	50.81%	35.99%
<b>Elevation</b>	Canadian Digital Elevation Model (NRCan)	30m horizontal; 1m vertical	Altitude above mean sea level		
<b>ELEVATION (m)</b>			The log10 of the mean elevation	$\bar{x} = 101.09^*$ s = 3.40*	$\bar{x} = 133.60^*$ s = 3.34*
<b>RUGGEDNESS (m)</b>			The log10 of the standard deviation of elevation	$\bar{x} = 30.00^*$ s = 2.19*	$\bar{x} = 22.63^*$ s = 2.81*
<b>RUGGEDNESS<sup>2</sup></b>			Square of the standardized log10 of the standard deviation of elevation	NA	NA

(Table 1 – cont'd)

<b>Climate</b>	Worldclim (Hijmans et al. 2005)	30 arc-seconds (ca. 244x944m in Nunavut)	Global interpolated climate data averaged from 1950-2000 (calculated with Environment Canada weather station data in Canada)		
<b>TEMPERATURE (°C)</b>			Average of monthly mean temperatures from May-August	$\bar{x} = 2.49$ $s = 1.58$	$\bar{x} = 0.25$ $s = 0.16$
<b>PRECIPITATION (mm)</b>			Average of monthly mean precipitation from May-August	$\bar{x} = 25.97$ $s = 6.29$	$\bar{x} = 27.18$ $s = 8.39$

\*Values have been back-transformed from the mean and standard deviation of the log base 10 to their original units.

Table 2: Competing resource selection functions predicting the relative probability of occurrence of nesting peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. Models were calculated using all known nests and a random subset of pseudo-absences of equal number. We ranked models by the lowest Akaike’s Information Criterion (AIC),  $\Delta$ AIC, and AIC weight. Models represent variables in competing hypotheses: “Clim”= climate variables, “Topo”= topographic variables, “Bio”= proxy for prey availability. All variables except Coastal (which was binary) were centred on the mean and standardized by the standard deviation. For variable definitions, see Table 1

Model	Parameters	AIC	$\Delta$ AIC	AIC weight
<b>Saturated-Elev</b>	<b>Temperature+ Elevation+ Ruggedness+ Ruggedness<sup>2</sup>+ Precipitation+ %Cover</b>	<b>1131.48</b>	<b>0.00</b>	<b>1.00</b>
Topo Bio	Elevation+ Ruggedness+ Ruggedness <sup>2</sup> + %Cover	1153.57	22.09	<0.001
Clim Topo	Temperature+ Elevation+ Ruggedness+ Ruggedness <sup>2</sup> + Precipitation	1195.82	64.35	<0.001
Saturated-Coast	Temperature+ Ruggedness+ Ruggedness <sup>2</sup> + Precipitation+ Coastal+ %Cover	1205.55	74.08	<0.001
Topo	Elevation+ Ruggedness+ Ruggedness <sup>2</sup>	1368.85	237.38	<0.001
Clim Bio	Temperature+ Precipitation+ %Cover	1376.58	245.10	<0.001
Bio	%Cover	1399.94	268.47	<0.001
Clim	Temperature+ Precipitation	1404.14	272.67	<0.001
Coastal	Coastal	1499.44	367.97	<0.001
Null	1	1525.53	394.05	<0.001

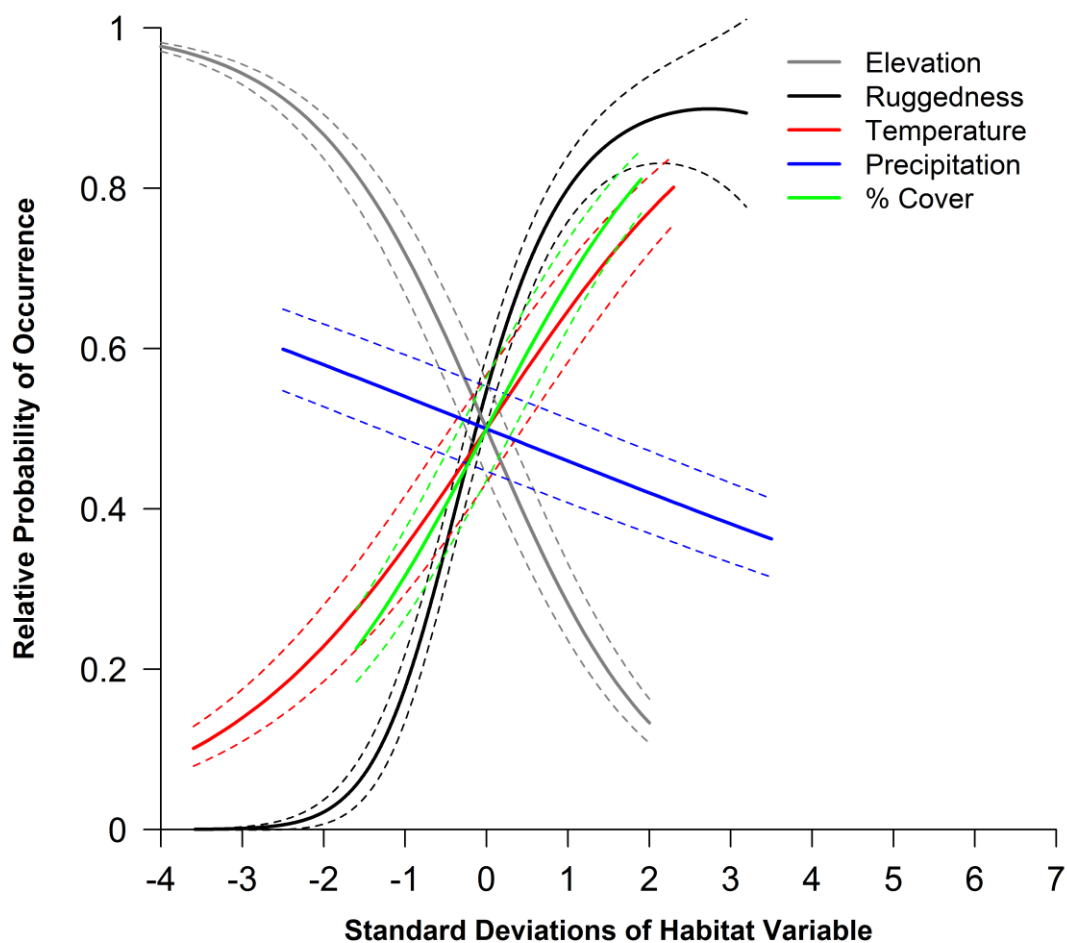


Figure 2: The individual effects of environmental variables on the relative probability of peregrine occurrence at the 100 km<sup>2</sup> grain size in Nunavut, Canada, when all other variables are held constant. Environmental variables include average elevation (Elevation), terrain ruggedness (Ruggedness), mean summer temperature (Temperature), mean summer precipitation (Precipitation), and the percentage of productive cover (% Cover). All variables have been centred on their mean and standardized by their standard deviation. Dotted lines represent the 95% confidence intervals. For means and standard deviations of variables, see Table 1

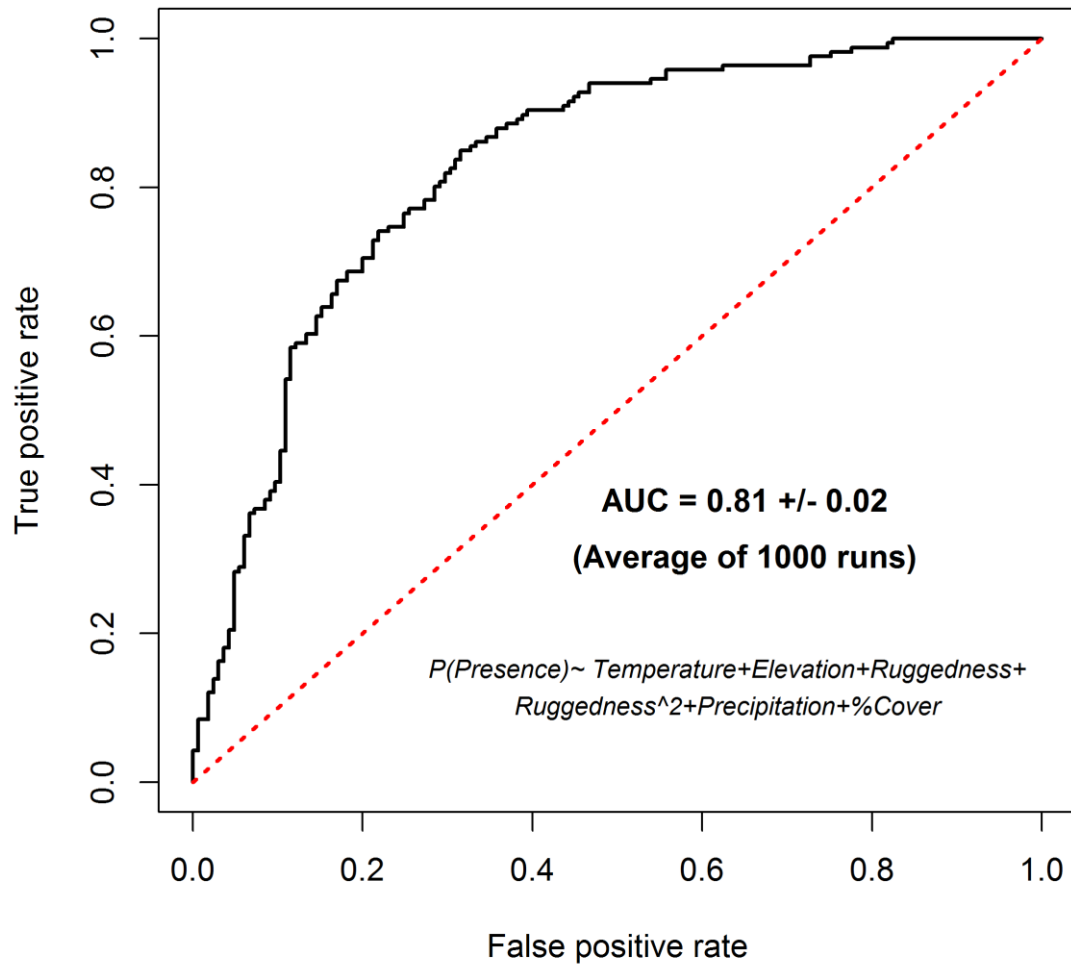


Figure 3: Validation plot of the best model (in italics; lowest AIC among candidate models) describing the relative probability of nesting occurrence of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. The true positive rate (the rate at which the model correctly classifies presence cells) is plotted versus the false positive rate (the rate at which the model falsely classifies presence cells) and the area under the curve (AUC) reported in bold. The function was generated with 70% of the data and validated with 30%, bootstrapped 1000 times. The red dotted line is when the AUC is 0.50, or the classification is random

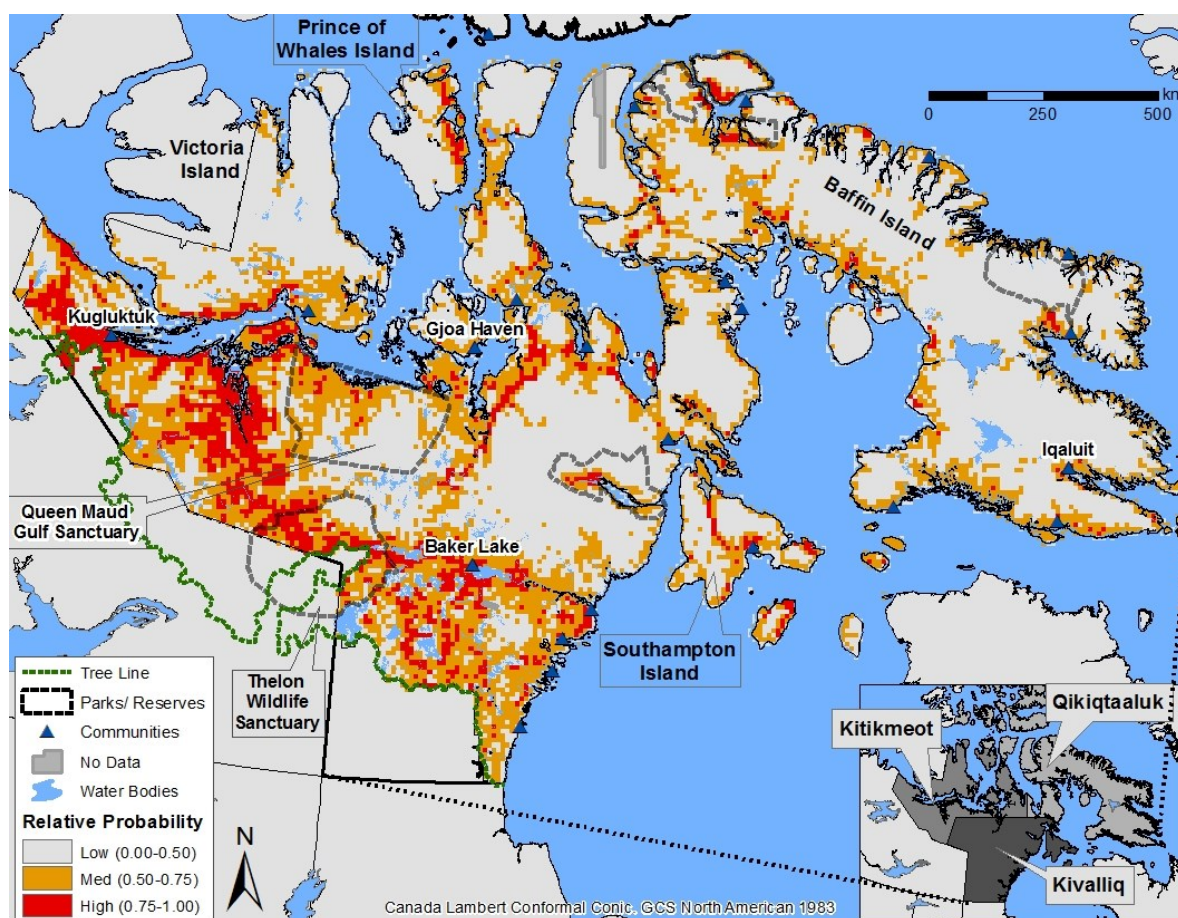


Figure 4: Predicted relative probability nesting occurrence of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. Nesting probabilities were derived from the best model explaining peregrine nest habitat selection based on the lowest AIC:  $P(\text{Presence}) \sim \text{Temperature} - \text{Elevation} + \text{Ruggedness} + \text{Ruggedness}^2 - \text{Precipitation} + \% \text{Cover}$ . Areas of year-round ice with an area greater than  $1 \text{ km}^2$  (stippled white), areas lacking environmental data (grey) and large water bodies (blue) were excluded from the prediction area. The three regions of Nunavut are delimited in an inset in the bottom right.

## ANNEXE

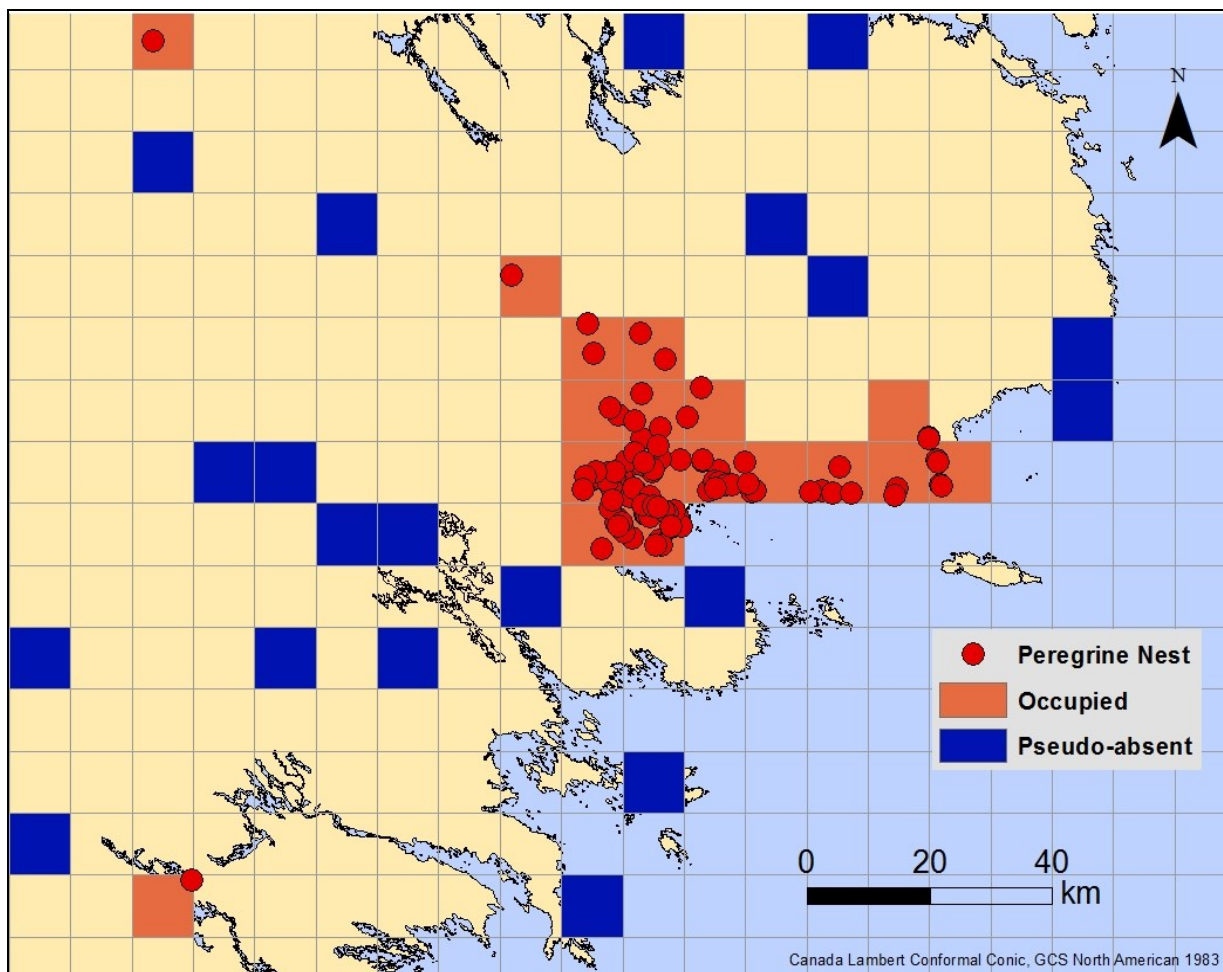


Figure A1: Example illustration of the conversion of known peregrine falcon (*Falco peregrinus*) nest sites (red) to occurrence grid cells (orange) and the selection of pseudo-random grid cells (blue) for comparison around the community of Rankin Inlet, Nunavut, Canada. Throughout the study area covering the majority of Nunavut, 1 110 nest sites were reduced to 550 occurrence cells. For comparison, 550 pseudo-absence cells were randomly selected from background cells and re-sampled 10 times (see Methods for details)



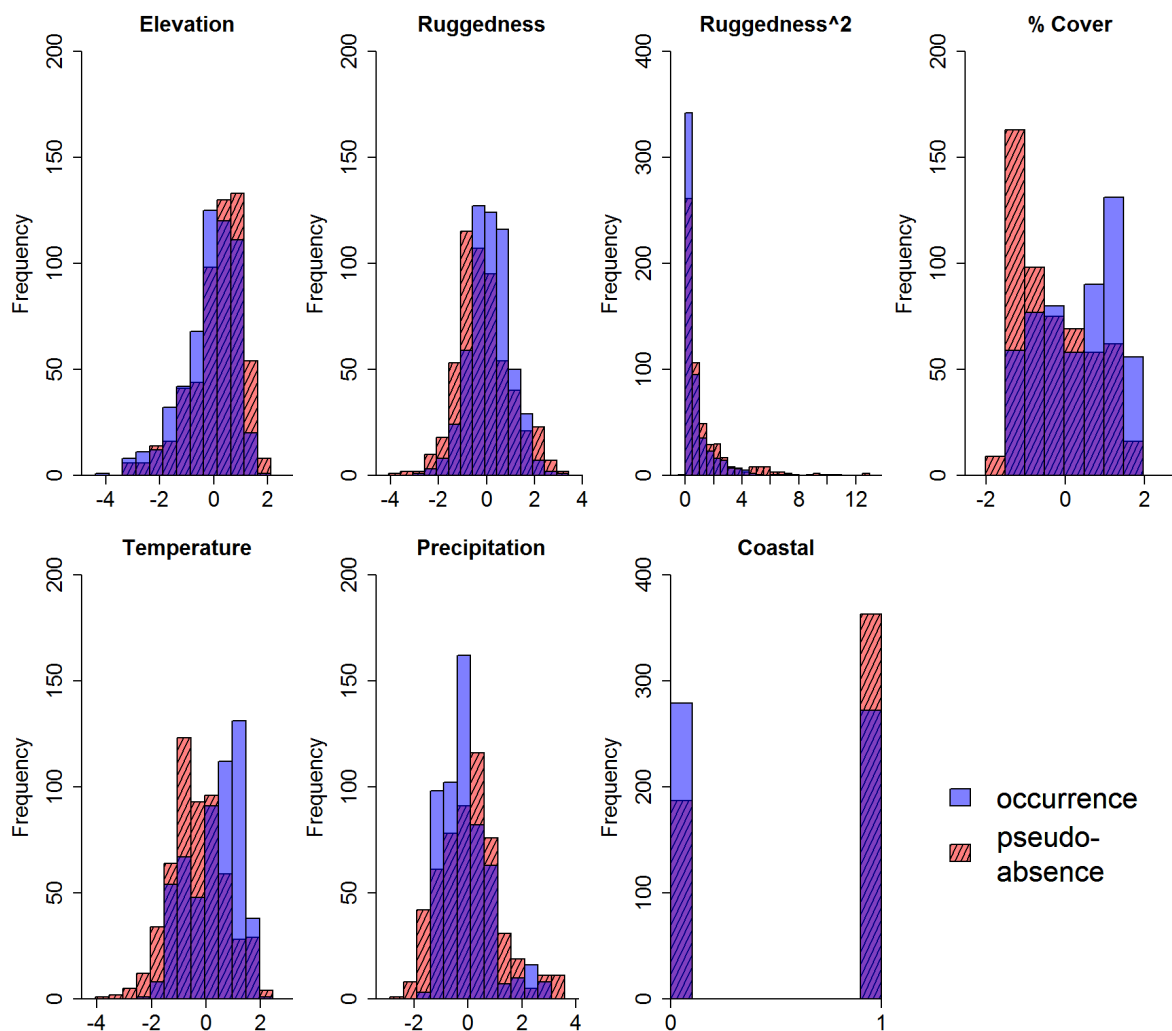


Figure A2: Distribution of nesting habitat variables at occurrence (blue,  $n=550$ ) and one representative set of pseudo-absence (red with stripes,  $n=550$ ) cells of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. All variables are centred on their mean and standardized by their standard deviation except for the variable “Coastal,” which is binary. For variable definitions, see Table 1

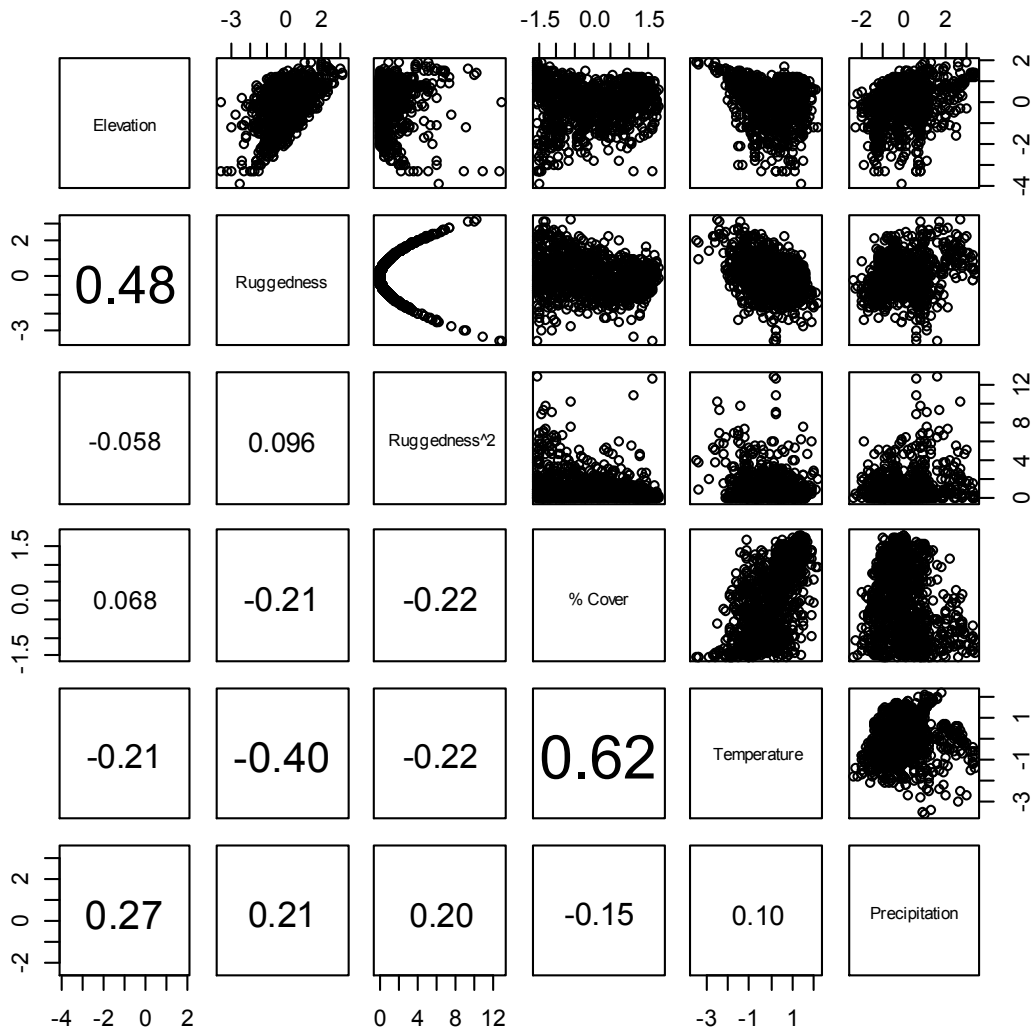


Figure A3: Pair-wise Pearson's correlations and simple scatter plots between variables included in the analysis of habitat selection of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*) in Nunavut, Canada. The font size of the correlation coefficient increases with the strength of the correlation. Data includes equal numbers presence and one representative set of pseudo-absence points ( $n=550$  each). For variable definitions, see Table 1

Table A1: Example of variable values of one high and one low relative probability cell. Cells were randomly chosen from among the highest and lowest 0.05 relative probability; the “high” cell is from Bathurst Inlet south of Kugluktuk, and the “low” cell is from northwest Southampton Island. For variable definitions, see Table 1. Variables are presented in their original units.

<b>Variable</b>	<b>High relative probability (0.96)</b>	<b>Low relative probability (0.05)</b>
% Cover	63.66%	93.95%
Elevation	36.45m	90.51m
Ruggedness	47.61m	2.48m
Ruggedness <sup>2</sup>	2267.06m <sup>2</sup>	6.16m <sup>2</sup>
Precipitation	19.69mm	29.13mm
Temperature	38.92°C	24.91°C

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Les écosystèmes arctiques devraient répondre au changement rapide du climat et aux diverses perturbations d'origines anthropiques actuellement en cours dans les régions nordiques (Ims et al. 2013). Cependant, des informations pertinentes sur la répartition des espèces dans le Nord sont manquantes, ce qui rend difficile la gestion et la conservation des espèces dans un contexte où des changements de répartition sont anticipés. Afin de mieux comprendre l'impact des activités humaines grandissantes et des modifications environnementales multiples, il est important de connaître les habitats préférentiels des espèces. En combinant des données de nidification du faucon pèlerin, une espèce à statut préoccupant au Canada (Cooper et Beaulieu 2007), avec des variables d'habitat, nous avons prédit l'occurrence probable du faucon sur l'ensemble de sa répartition de nidification sur un territoire reculé du Nord canadien. En étudiant la sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital des faucons, nous avons découvert qu'il y avait davantage de probabilité de les rencontrer dans les secteurs à relief accidenté, avec des températures relativement élevées, une élévation moyenne faible et dans les secteurs où la proportion de production primaire est relativement plus grande. Nous avons estimé leur répartition actuelle probable sur une grande portion (1,6 million km<sup>2</sup>) du Nunavut en utilisant cette information. Nos résultats corroborent des estimations précédentes concernant la répartition du faucon pèlerin dans le Nord canadien (Fyfe 1969, Campbell et al. 2012), mais nous avons également estimé que l'habitat de haute qualité serait aussi répandus dans des secteurs où la présence des faucons n'a pas été vérifiée au préalable. Globalement, nous avons identifié les zones prioritaires d'occurrence des faucons pèlerins. Notre méthodologie comporte plusieurs améliorations par rapport aux méthodes d'estimation utilisées dans le passé puisque notre approche était à la fois quantitative (et donc répétable) et prenait en

compte les secteurs ayant bénéficié d'un plus grand effort d'échantillonnage. On croit que cette méthodologie pourrait être utilisée pour d'autres espèces nordiques pour lesquelles des informations pertinentes sur leur répartition et leur abondance manquent, et ceci permettra de mieux comprendre la distribution des espèces et la biodiversité dans l'Arctique canadien.

### **Conservation et gestion des espèces**

Notre estimation de la répartition de nidification actuelle et de la sélection d'habitats du faucon pèlerin au Nunavut peut jouer un rôle dans la gestion de cette espèce à plusieurs niveaux. Les estimations de répartitions actuelles des espèces sont fondamentales en science de la conservation (Whittaker et al. 2005, Guisan et al. 2013). Les prédictions de répartitions actuelles des espèces peuvent contribuer à décrire l'habitat critique, identifier les zones prioritaires pour désigner des réserves écologiques, informer les futures campagnes d'échantillonnage et donner un point de référence pour prédire les futurs changements de répartition dans un contexte de changements climatiques (Araújo et al. 2011, Guisan et al. 2013b). Selon Rettie et Messier (2000), l'importance des caractéristiques de l'habitat devrait être directement liée à l'échelle à laquelle s'effectue la sélection, c.-à-d. les variables qui sont sélectionnées à large échelle devraient avoir un effet limitant plus important sur les populations que les variables sélectionnées à plus petite échelle. Sur le plan de la répartition des espèces, les facteurs sélectionnés à large échelle telle que les variables climatiques sont souvent les facteurs qui limitent la répartition géographique des espèces (Pearson et Dawson 2003). Étant donné que nous avons étudié la sélection de l'habitat du faucon à une échelle relativement grande (c.-à-d. la sélection des domaines vitaux au sein de la région disponible), les variables les plus importantes dans notre analyse de l'occurrence des faucons étaient certainement les plus limitantes pour leurs populations et leur répartition dans notre aire d'étude. Cette information sur l'habitat peut aider à alimenter les prédictions concernant la réponse des faucons face aux changements climatiques et soulève également un potentiel de conflit avec les nouveaux projets de développement sur l'ensemble du territoire du Nord Canadien.

### Réponses possibles aux changements climatiques

Dans le futur, on prédit que le climat devrait changer dramatiquement dans l'Arctique. La température moyenne de l'air est susceptible d'augmenter de 1-2°C (variant entre 0,4 et 2,6°C) à partir de la moitié du 20e siècle (Stocker et al. 2013), et l'on prévoit également une augmentation des précipitations surtout sous forme de pluie (Stocker et al. 2013). Ces changements vont probablement avoir des effets à la fois directs et indirects sur les espèces de l'Arctique (Post et al. 2009). Les effets physiologiques directs de la hausse des températures pourraient limiter l'occurrence des espèces qui nécessitent des climats plus frais, comme c'est le cas pour le pika à collier (*Ochotona princeps*; Calkins et al. 2012), un spécialiste des champs rocheux alpins. Les effets indirects sont plus diversifiés et peuvent varier entre une modification des interactions interspécifiques comme chez les renards roux et arctiques en Fennoscandinavie (Hof et al. 2012), et la perte d'habitats critiques comme la réduction de la glace de mer pour les ours polaires (*Ursus maritimus*; Amstrup et al. 2010). Un grand éventail d'effets directs et indirects peut apparaître conjointement pour influencer l'occurrence d'une espèce.

Pour les faucons pèlerins au Nunavut, les changements climatiques pourraient avoir à la fois des effets directs et indirects sur leur répartition géographique. Les hausses de températures pourraient permettre une expansion vers le Nord, dans des aires où les faucons peuvent physiquement se trouver. Toutefois, étant donné leur distribution mondiale, les effets indirects tels que l'augmentation de la productivité primaire et de la durée de la saison de croissance (Callaghan et al. 2004) auront probablement la plus grande influence sur les changements de répartition. Dans le nord du Nunavut, à la limite nordique de leur répartition, en particulier, davantage de sites risquent de devenir disponibles pour les territoires de nidification des faucons étant donné leur préférence pour des sites avec une température plus chaude et ayant un couvert de production primaire plus élevé. Cependant, un effet direct négatif pourrait également modérer l'augmentation potentielle du succès de cette espèce dans l'Arctique. En effet, sur un site d'étude à long terme dans le Bas-Arctique canadien, les recherches ont démontré que les événements météorologiques extrêmes,

comme les fortes pluies, ont eu un effet négatif important sur la productivité des nids (Bradley et al. 1997, Anctil et al. 2013). Au Groenland, une meilleure productivité chez les nids offrant un large surplomb indique également l'importance d'un abri contre les précipitations (Wightman and Fuller 2006). Bien que le lien entre la productivité et l'occurrence ne soit pas souvent linéaire (p. ex. les individus peuvent sélectionner les sites de reproduction dans des habitats-puits où leur productivité est très basse; Pulliam et Danielson 1991), il y a des mécanismes individuels permettant d'évaluer les conséquences de l'utilisation de territoires de nidification à faible succès. Schmidt (2001) a mis de l'avant l'expression « win-stay; lose-switch rule », qui prédit que les individus qui réussissent un événement de reproduction devraient rester ou retourner sur le même territoire de nidification dans le futur, alors que ceux qui ont échoué leur reproduction devraient changer pour de meilleurs sites à la prochaine saison de reproduction. Cela semble également s'appliquer aux faucons « toundriques », étant donné que les individus sont plus susceptibles de changer pour de meilleurs territoires à la suite d'un échec (Court et al. 1989). Par conséquent, l'augmentation potentielle des précipitations avec les changements climatiques peut avoir des conséquences négatives sur l'occurrence des faucons. Si les événements de fortes précipitation sont associés à d'autres variables d'habitat, tels qu'une faible élévation ou de plus fortes températures, la sélection de ces caractéristiques par le faucon pourrait changer dans le futur.

Plusieurs lacunes dans les données climatiques disponibles limitent les prédictions que nous pouvons émettre à propos de l'importance de la température et des précipitations pour les faucons pèlerins au Nunavut. Dans cette région nordique, il y a peu de stations météorologiques à long terme en comparaison à d'autres sites sur le territoire (voir Hijmans et al. 2005 pour une carte des stations météorologiques utilisées pour générer les interpolations climatiques dans le Nord canadien). Globalement, les données climatiques interpolées que nous avons utilisées pour estimer l'importance de la température moyenne estivale et des précipitations pour les faucons comportent d'importantes limitations. Bien que des études dans l'Arctique aient démontré que les événements de précipitations extrêmes affectent négativement la productivité des faucons pèlerins nicheurs (Anctil et al.

2013), et non la moyenne des précipitations estivales, nous avons été incapables de tester cette variable due au manque de données. Afin d'améliorer à la fois la compréhension de l'importance du climat dans la sélection de l'habitat de reproduction des espèces nordiques et la prédiction des changements futurs de répartition des espèces avec les changements climatiques, cette information environnementale devrait être améliorée.

### **Conclusion**

Le but de notre recherche, soit de déterminer la sélection de l'habitat de reproduction et la répartition spatiale des faucons pèlerins dans le Nord canadien, représente un objectif à atteindre pour plusieurs espèces dans l'Arctique. Étant donné l'aspect reculé du Nord canadien et la faible disponibilité des données d'occurrence pour la majorité des espèces, les modèles de répartition à grande échelle pourraient être des outils utiles pour l'estimation de la répartition actuelle des espèces (Ims et al. 2013). Pour les espèces moins charismatiques ou d'importance économique moindre, les cartes de répartition peuvent être basées sur des localisations individuelles fragmentaires. En plus, la modélisation des répartitions d'espèces permet d'explorer de façon explicite la relation entre une espèce et son environnement. Ces modèles peuvent aussi identifier les sites où des inventaires permettraient de combler le manque d'information et aider à planifier de l'échantillonnage plus efficace dans le futur. Si ces méthodes étaient appliquées à d'autres espèces dans le Nord, les gestionnaires de la faune pourraient avoir la capacité d'anticiper les impacts des projets industriels à venir à l'échelle de l'écosystème, au lieu d'être seulement préoccupés par les espèces d'importance économique ou culturel. Dans le contexte d'un changement climatique rapide dans le Nord, ceci peut être un outil clé pour établir une répartition de base pour les espèces nordiques afin de détecter les changements de répartition futurs.





## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACIA. 2004. ACIA, Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press:1–146.
- Amstrup, S. C., E. T. Deweaver, D. C. Douglas, B. G. Marcot, G. M. Durner, C. M. Bitz, and D. a Bailey. 2010. Greenhouse gas mitigation can reduce sea-ice loss and increase polar bear persistence. *Nature* 468:955–958.
- Anctil, A., A. Franke, and J. Bêty. 2013. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* 174:1033–1043.
- Araújo, M. B., D. Alagador, M. Cabeza, D. Nogués-Bravo, and W. Thuiller. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484–492.
- Araújo, M. B., and A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677–1688.
- Austin, M. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157:101–118.
- Barbet-Massin, M., F. Jiguet, C. H. Albert, and W. Thuiller. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3:327–338.
- Bigio, A., P. Budkewitsch, A. Markey, and K. Sheridan. 2015. Nunavut Mineral Exploration, Mining and Geoscience. Mineral Resources Division and AANDC's Nunavut Regional Office.
- Booms, T. L., P. F. Schempf, B. J. McCaffery, M. S. Lindberg, and M. R. Fuller. 2010. Detection probability of cliff-nesting raptors during helicopter and fixed-wing aircraft surveys in western Alaska. *Journal of Raptor Research* 44:175–187.
- Booms, T. L., S. L. Talbot, G. K. Sage, B. J. McCaffery, K. G. McCracken, and P. F. Schempf. 2011. Nest-site fidelity and dispersal of gyrfalcons estimated by noninvasive genetic sampling. *The Condor* 113:768–778.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, and F. K. . Schmiegelow. 2002. Evaluating

- resource selection functions. *Ecological Modelling* 157:281–300.
- Bradley, M., G. Court, and T. Duncan. 1997. Influence of weather on breeding success of peregrine falcons in the Arctic. *The Auk* 114:786–791.
- Brambilla, M., D. Rubolini, and F. Guidali. 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147:428–435.
- Bruggeman, J. E., T. Swem, D. E. Andersen, P. L. Kennedy, and D. Nigro. 2015. Multi-season occupancy models identify biotic and abiotic factors influencing a recovering Arctic Peregrine Falcon *Falco peregrinus tundrius* population. *Ibis* 10.1111/ib:1–14.
- Buckley, L. B., M. C. Urban, M. J. Angilletta, L. G. Crozier, L. J. Rissler, and M. W. Sears. 2010. Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters* 13:1041–1054.
- Buisson, L., W. Thuiller, N. Casajus, S. Lek, and G. Grenouillet. 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16:1145–1157.
- Cade, T. J., J. L. Lincer, C. M. White, and D. G. Roseneau. 1971. DDE residues and eggshell changes in Alaskan falcons and hawks. *Science* 172:955–957.
- Callaghan, T. V., L. O. Bjorn, Y. Chernov, T. Chapin, T. R. Christensen, B. Huntley, R. A. Ims, M. Johansson, D. Jolly, S. Jonasson, N. Matveyeva, N. Panikov, W. Oechel, G. Shaver, J. Elster, H. Henttonen, K. Laine, K. Taulavuori, E. Taulavuori, and C. Zockler. 2004. Biodiversity, distributions and adaptations of Arctic species in the context of environmental change. *Ambio, Climate Change and UV-B Impacts on Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems* 33:404–414.
- Campbell, M. W., J. G. Shaw, and C. A. Blyth. 2012. Kivalliq Ecological Land Classification Map Atlas: A Wildlife Perspective. Government of Nunavut, Department of Environment. Technical Report Series #1.
- Carrière, S., and S. Matthews. 2013. Peregrine falcon surveys along the Mackenzie River, Northwest Territories, Canada. Environmental and Natural Resources, Government of the Northwest Territories 140:1–64.
- Cooper, J., and S. Beauchesne. 2007. Update COSEWIC Status Report on Peregrine Falcon *Falco peregrinus*. *Species at Risk Act (SARA)*:1–50.
- Copeland, J. P., K. S. McKelvey, K. B. Aubry, A. Landa, J. Persson, R. M. Inman, J. Krebs, E. Lofroth, H. Golden, J. R. Squires, A. Magoun, M. K. Schwartz, J. Wilmot,

- C. L. Copeland, R. E. Yates, I. Kojola, and R. May. 2010. The bioclimatic envelope of the wolverine (*Gulo gulo*): Do climatic constraints limit its geographic distribution? *Canadian Journal of Zoology* 88:233–246.
- Coulton, D., J. Virgl, and C. English. 2013. Falcon nest occupancy and hatch success near two diamond mines in the southern Arctic, Northwest Territories. *Avian Conservation and Ecology* 8:1–15.
- Court, G., C. Gates, and D. Boag. 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. *Arctic* 41:17–30.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46.
- Easterling, D., J. Evans, Py. Groisman, T. Karl, K. Kunkel, and P. Ambenje. 2000. Observed variability and trends in extreme climate events: A brief review. *Bulletin of the American Meteorological Society* 81:417–425.
- ESRI (Environmental Systems Resource Institute). 2013. ArcGIS 10.2. ESRI, Redlands, California, USA.
- F. Dormann, C., J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. Daniel Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography* 30:609–628.
- Fielding, A. H., and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49.
- Forbes, D. (Editor). 2011. State of the Arctic Coast 2010 - Scientific Review and Outlook. International Arctic Science Committee. Helmholtz- Zentrum, Geesthacht, Germany.
- Foy, N., K. Lysyshyn, S. Sim-Nadeau, C. Evans, L. Wilkinson, and K. Fagan. 2014. Polar Continental Shelf Program Science Report 2012 and 2013. Natural Resources Canada.
- Franke, A., M. Settingington, G. Court, and D. Birkholtz. 2010. Long-term trends of persistent organochlorine pollutants, occupancy and reproductive success in peregrine

- falcons (*Falco peregrinus tundrius*) breeding near Rankin Inlet, Nunavut. *Arctic* 63:442–450.
- Franklin, J. 2013. Species distribution models in conservation biogeography: Developments and challenges. *Diversity and Distributions* 19:1217–1223.
- Fuller, M. R., W. S. Seegar, and L. S. Schueck. 1998a. Routes and travel rates of migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* and Swainson's Hawks *Buteo swainsoni* in the Western Hemisphere. *Journal of Avian Biology*:433–440.
- Fuller, M., W. Seegar, and L. Schueck. 1998b. Routes and travel rates of migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* and Swainson's Hawks *Buteo swainsoni* in the Western Hemisphere. *Journal of Avian Biology* 29:433–440.
- Fyfe, R. 1969. The Peregrine Falcon in the Canadian Arctic and Eastern North America. Pages 100–114 *in* J. Hickey, editor. *Peregrine falcon populations: Their biology and decline*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Gainzarain, J. A., R. Arambarri, and A. F. Rodríguez. 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Álava (northern Spain). *Bird Study* 47:225–231.
- Gauthier, G., J. Bêty, M.-C. Cadieux, P. Legagneux, M. Doiron, C. Chevallier, S. Lai, A. Tarroux, and 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 of London, Series B, Biological Sciences* 368:1–13.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, and A. Townsend Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19:497–503.
- Guisan, A., C. H. Graham, J. Elith, F. Huettmann, M. Dudik, S. Ferrier, R. Hijmans, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, S. E. Williams, M. S. Wisz, and N. E. Zimmermann. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13:332–340.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993–1009.

- Guisan, A., R. Tingley, J. B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P. R. Sutcliffe, A. I. T. Tulloch, T. J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden, C. Mantyka-Pringle, T. G. Martin, J. R. Rhodes, R. Maggini, S. a. Setterfield, J. Elith, M. W. Schwartz, B. a. Wintle, O. Broennimann, M. Austin, S. Ferrier, M. R. Kearney, H. P. Possingham, and Y. M. Buckley. 2013a. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16:1424–1435.
- Guisan, A., R. Tingley, J. B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P. R. Sutcliffe, A. I. T. Tulloch, T. J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden, C. Mantyka-Pringle, T. G. Martin, J. R. Rhodes, R. Maggini, S. A. Setterfield, J. Elith, M. W. Schwartz, B. A. Wintle, O. Broennimann, M. Austin, S. Ferrier, M. R. Kearney, H. P. Possingham, and Y. M. Buckley. 2013b. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16:1424–1435.
- Guisan, A., and N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Heard, D. C., and T. M. Williams. 1992. Distribution of wolf dens on migratory caribou ranges in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 70:1504–1510.
- Heinrich, W. 2009. Peregrine Falcon recovery in the continental Unites States, 1974-1999, with notes on related programs of The Peregrine Fund.pdf. Pages 431–444 *in* T. J. Sielicki and T. Mizera, editors. *Peregrine Falcon populations - status and perspectives in the 21st century*. The Peregrine Fund.
- Hijmans, R. J., S. Cameron, J. Parra, A. Jarvis, and P. Jones. 2005. WorldClim. <http://www.worldclim.org/>.
- Hof, A. R., R. Jansson, and C. Nilsson. 2012. How biotic interactions may alter future predictions of species distributions: Future threats to the persistence of the arctic fox in Fennoscandia. *Diversity and Distributions* 18:554–562.
- Ims, R. A., D. Ehrlich, B. C. Forbes, B. Huntley, D. A. Walker, P. A. Wookey, D. Berteaux, U. S. Bhatt, K. A. Bråthen, M. E. Edwards, H. E. Epstein, M. C. Forchhammer, E. Fuglei, G. Gauthier, S. Gilbert, M. Leung, I. E. Menyushina, N. Ovsyanikov, E. Post, M. K. Reynolds, D. G. Reid, N. M. Schmidt, A. Stien, O. I. Sumina, and R. van der Wal. 2013. Arctic Biodiversity Assessment: Terrestrial Ecosystems. *Arctic Biodiversity Assessment: Status and Trends in Arctic Biodiversity*.
- Jaffré, M., A. Franke, A. Anctil, P. Galipeau, E. Hedlin, V. Lamarre, V. L'Hérault, L.

- Nikolaiczuk, K. Peck, B. Robinson, and J. Bêty. 2015. Écologie de la reproduction du faucon pèlerin au Nunavut. *Le Naturaliste canadien* 139:54–64.
- Jenkins, A. R., and P. A. R. Hockey. 2001. Prey availability influences habitat tolerance: an explanation for the rarity of peregrine falcons in the tropics. *Ecography* 24:359–367.
- Kamino, L. H. Y., J. R. Stehmann, S. Amaral, P. De Marco, T. F. Rangel, M. F. de Siqueira, R. De Giovanni, and J. Hortal. 2012. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters* 8:324–326.
- Kelling, S., J. Gerbracht, D. Fink, C. Lagoze, W.-K. Wong, J. Yu, T. Damoulas, and C. Gomes. 2013. eBird: A human/computer learning network for biodiversity conservation and research. *AI Magazine: Proceedings of the Twenty-Fourth Innovative Applications of Artificial Intelligence Conference* 34:10–20.
- L'Hérault, V., A. Franke, N. Lecomte, A. Alogut, and J. Bêty. 2013. Landscape heterogeneity drives intra-population niche variation and reproduction in an arctic top predator. *Ecology and Evolution* 3:2867–2879.
- Larsen, J., O. Anisimov, A. Constable, A. Hollowed, N. Maynard, P. Prestrud, T. Prowse, and J. M. R. Stone. 2014. Polar Regions. Pages 1567–1612 *in* V. R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, and L. L. White, editors. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Legagneux, P., G. Gauthier, D. Berteaux, J. Bêty, M. C. Cadieux, F. Bilodeau, E. Bolduc, L. Mckinnon, a. Tarroux, J. F. Therrien, L. Morissette, and C. J. Krebs. 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. *Ecology* 93:1707–1716.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde, and J. Hortal. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103–114.
- Macander, M. J. 2005. Modis satellite vegetation indices over partially vegetated pixels on the Arctic Coastal Plain of Alaska. University of Alaska Fairbanks.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, and A. B. Franklin. 2003. Estimating occupancy, colonisation, and local extinction when a species is detected

imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.

- Manel, S., H. Williams, and S. Ormerod. 2001. Evaluating presence – absence models in ecology : the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921–931.
- Marshall, I. 1999. *Ecosystems of Canada*. Ecosystem Stratification Working Group, Agriculture and Agrifood Canada and Environment Canada. Natural Resources Canada.
- Mesta, R. 1998. Endangered and threatened wildlife and plants; proposed rule to remove the peregrine falcon in North America from the list of endangered and threatened wildlife. *Federal Register* 63:45446–45463.
- Natural Resources Canada. 2000. *Canadian Digital Elevation Data: Standards and Specifications*. Centre for Topographic Information.
- Natural Resources Canada. 2014. *CanVec+ Data Product Specifications, Edition 1.0*.
- Olthof, I., R. Latifovic, and D. Pouliot. 2008. *Circa-2000 Northern Land Cover of Canada*. Ottawa, Ontario, Canada.
- Pearce, T. D., J. D. Ford, J. Prno, F. Duerden, J. Pittman, M. Beaumier, L. Berrang-Ford, and B. Smit. 2011. Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 16:347–368.
- Pearman, P. B., C. F. Randin, O. Broennimann, P. Vittoz, W. O. Van Der Knaap, R. Engler, G. Le Lay, N. E. Zimmermann, and A. Guisan. 2008. Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecology Letters* 11:357–369.
- Pearson, R. G., and T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361–371.
- Peck, K., S. Carrière, and N. Lecomte. 2012. *The Nunavut and Northwest Territories Raptor Database: User’s Manual*. Government of Nunavut and Government of Northwest Territories:1–20.
- Phillips, S. J., M. Dudik, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick, and S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19:181–197.
- Poole, K. G. 2011. *Update on the Northwest Territories/Nunavut raptor database, January 2011*. Department of Environment, Government of Nunavut.



- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ratcliffe, D. 1980. *The Peregrine Falcon*. Buteo Books, Vermillion, South Dakota.
- Ritchie, R. J., and J. E. Shook. 2011. Recovery and trends of peregrine falcons breeding in the Yukon-Tanana Uplands, east-central Alaska, 1995-2003. *Journal of Raptor Research* 45:150–159.
- Robinson, B. G., A. Franke, and A. E. Derocher. 2014. The influence of weather and lemmings on spatiotemporal variation in the abundance of multiple avian guilds in the arctic. *PLoS ONE* 9.
- Rowell, P., G. Holroyd, and U. Banasch. 2003. The 2000 Canadian peregrine falcon survey. *Journal of Raptor Research* 37:98–116.
- Rushton, S., S. Ormerod, and G. Kerby. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*:193–200.
- Schielzeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology and Evolution* 1:103–113.
- Screen, J. A., and I. Simmonds. 2010. The central role of diminishing sea ice in recent Arctic temperature amplification. *Nature* 464:1334–1337.
- Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi, and P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: Preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049–1055.
- Sergio, F., F. Rizzolli, L. Marchesi, and P. Pedrini. 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: Peregrine falcons seek proximity to raven nests. *Ecography* 27:818–826.
- Serreze, M. C., and J. A. Francis. 2006. The arctic amplification debate. *Climatic Change* 76:241–264.
- Shank, C. C. 1997. *The Northwest Territories Raptor Database: A User's Manual*. Government of the Northwest Territories. Yellowknife, Northwest Territories.
- Smith, A. P., H. G. Gilchrist, and J. N. M. Smith. 2007. Effects of nest habitat, food, and parental behavior on shorebird nest success. *Condor* 109:15–31.
- Smits, J. E. G., and K. J. Fernie. 2013. Avian wildlife as sentinels of ecosystem health. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases* 36:333–342.

- Sokolov, V., N. Lecomte, and A. Sokolov. 2014. Site fidelity and home range variation during the breeding season of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) in Yamal, Russia. *Polar Biology* 37:1621–1631.
- Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, L. V. Alexander, S. K. Allen, N. L. Bindoff, F.-M. Bréon, J. A. Church, U. Cubasch, S. Emori, P. Forster, P. Friedlingstein, N. Gillett, J. M. Gregory, D. L. Hartmann, E. Jansen, B. Kirtman, R. Knutti, K. K. Kumar, P. Lemke, J. Marotzke, V. Masson-Delmotte, G. A. Meehl, I. I. Mokhov, S. Piao, V. Ramaswamy, D. Randall, M. Rhein, M. Rojas, C. Sabine, D. Shindell, L. D. Talley, D. G. Vaughan, and S.-P. Xie. 2013. Technical Summary. Pages 33–115 in T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley, editors. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285–1293.
- Thuiller, W. 2003. BIOMOD: Optimising predictions of species distributions and projecting potential future shift under global change. *Global Change Biology* 9:1353–1362.
- Trefry, S. A., B. Freedman, J. M. G. Hudson, and G. H. R. Henry. 2010. Breeding bird surveys at Alexandra Fiord, Ellesmere Island, Nunavut (1980-2008). *Arctic* 63:308–314.
- Tremblay, J.-P., G. Gauthier, D. Lepage, and A. Desrochers. 1997. Factors affecting nesting success in greater snow geese: Effects of habitat and association with snowy owls. *The Wilson Bulletin* 109:449–461.
- Viter, S. G. 2013. Nest site fidelity and occupancy in birds of prey (Falconiformes) in specially protected and unprotected areas of eastern Ukraine. *Russian Journal of Ecology* 44:36–42.
- Walker, D. A., M. K. Reynolds, F. J. A. Daniëls, E. Einarsson, A. Elvebakk, W. A. Gould, A. E. Katenin, S. S. Kholod, C. J. Markon, E. S. Melnikov, N. G. Moskalenko, S. S. Talbot, and B. A. Yurtsev. 2005. The Circumpolar Arctic Vegetation Map. *Journal of Vegetation Science* 16:267–282.
- Wheeler, H. C., and D. S. Hik. 2013. Arctic ground squirrels *Urocitellus parryii* as drivers and indicators of change in northern ecosystems. *Mammal Review* 43:238–255.

- White, C., M. Nancy, J. Clum, T. Cade, and W. Hunt. 2002. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/660>.
- Wightman, C. S., and M. R. Fuller. 2005. Spacing and physical habitat selection patterns of peregrine falcons in central west Greenland. *The Wilson Bulletin* 117:226–236.
- Wightman, C. S., and M. R. Fuller. 2006. Influence of habitat heterogeneity on distribution, occupancy patterns, and productivity of breeding peregrine falcons in central west Greenland. *The Condor* 108:270–281.
- Wilson, R. R., J. S. Horne, K. D. Rode, E. V Regehr, and G. M. Durner. 2014. Identifying polar bear resource selection patterns to inform conservation planning in a dynamic and changing Arctic. *Ecosphere* 5:1–24.
- Yannic, G., L. Pellissier, J. Ortego, N. Lecomte, S. Couturier, C. Cuyler, C. Dussault, K. J. Hundertmark, R. J. Irvine, D. A. Jenkins, L. Kolpashikov, K. Mager, M. Musiani, K. L. Parker, K. H. Røed, T. Sipko, S. G. Þórisson, B. V. Weckworth, A. Guisan, L. Bernatchez, and S. D. Côté. 2014. Genetic diversity in caribou linked to past and future climate change. *Nature Climate Change* 4:1–7.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, and C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3–14.