







Université du Québec  
à Rimouski

**MODÉLISATION DE L'HABITAT DE NIDIFICATION  
CHEZ DEUX RAPACES AU NORD DE L'ÎLE DE BAFFIN,  
NUNAVUT**

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 arts

PAR

© PHILIPPE GALIPEAU

**Septembre 2016**





**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**

**Louis Imbeau, examinateur externe, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue**

Dépôt initial le 22 avril 2016

Dépôt final le 24 septembre 2016



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.





*« Une patrie qui sera transformée en un site minier ».* À Laurati Arnatsiaq et tous les voyageurs Inuits qui ont séjourné à Steensby Inlet depuis des millénaires, afin de conserver un peu de votre Terre de Baffin





## REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à Joël Bêty, pour m'avoir habilement orienté pendant cet important processus autant pédagogique que personnel. Merci de la liberté offerte dans la gestion du projet, et simultanément de ta disponibilité. Je retiens entre autres ton optimisme d'une constance remarquable, ta diplomatie en matière de collaboration et ton sens de la répartie. Tu as su m'amener au bout de mes limites d'excellence, et à la fin j'y ai réalisé ce produit dont je suis fier. Special thanks to my research codirector Alastair Franke. Thank you for your confidence, your availability and support. I will remember your endless dedication and tenacity. For all of this, I must say « nicely done »!

Aux gens des laboratoires de recherche Bêty, Berteaux et St-Laurent que j'ai côtoyés durant ce temps, merci pour l'aide, l'amitié, et les discussions de chasse et pêche salvatrices durant les heures de diner. Nicolas Casajus, ta vive compréhension des statistiques utilisées en écologie se reflète dans la clarté de tes explications. Merci pour ton temps et tes explications. Merci à Élise Bolduc et Catherine Doucet pour le soutien logistique en lien avec le terrain, et pour m'avoir rappelé mensuellement de produire mes rapports. Merci Mathieu Leblond pour ta rigueur scientifique, ton implication et ton expérience générale, ton aide concernant la méthodologie du projet et de l'écriture de ce papier scientifique. Merci Cynthia Lemieux pour l'édition des textes, l'écoute et le soutien général des mois précédents le dépôt du mémoire.

Alex Anctil, merci d'avoir partagé tes connaissances aviaires et d'avoir élaboré l'accès à cet immense et majestueux terrain de recherche qu'est l'île de Baffin. In this regard, I would like to sincerely thank Baffinland Iron Mines Corp. for the incredible logistical support provided. Special thanks to Jim Millard, Trevor Myers and Allan Knight, you are great people constantly dealing with an unpredictable world that must be experienced to be understood. Thanks to all helicopter pilots involved in this project, Malte

Deher, Stephen Hardy, Kenny Mullins, you guys all rock! Gabrielle Robineau-Charette, merci pour l'aide inconditionnelle sur le terrain et de m'avoir écouté construire mon projet bloc par bloc. On en aura vécu des affaires! Adventure!!! Thanks to all camp managers and the environment team for various help and logistic support and fieldwork help, Katie Babin, Brendon Gogo, AJ Taylor, Bruce Arnolds, Dominic Ritgen, Connor Devreaux, Anosh Waheed, Mackenzie Muntwyler, Bill Bowden, Dustin Mark, the archeology team from Newfoundland, the exploration team in Nunavut, EDI staff from Yukon! Don't forget, be safe out there! Raptor Phil thanks you sincerely.

Ce projet de recherche a été rendu possible grâce au support logistique et financier du Centre d'études nordiques, du centre d'excellence du Canada ArcticNet et de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR). Merci au Conseil de recherche en sciences et génie du Canada (CRSNG), au Fonds Québécois pour la recherche sur la nature et les technologies (FRQNT) et à Baffinland Iron Mines Corp. pour l'octroi d'une bourse de recherche de deuxième cycle de recherche en milieu industriel (BMPInnovation) et à la Garfield Weston Foundation pour la bourse de recherche en milieu nordique. Votre appui financier m'a permis de me concentrer sur mon projet pour réaliser un travail de qualité.

## RÉSUMÉ

Depuis quelques décennies, l'Arctique canadien s'industrialise rapidement, en partie parce que les changements climatiques récents facilitent l'accès aux matières premières nordiques. Cette industrialisation représente un risque pour l'habitat des animaux arctiques. Toutefois, la répartition spatiale et les besoins en matière d'habitat de la faune arctique demeurent peu étudiés, ce qui limite notre capacité à réduire les impacts potentiels des activités humaines. Certains oiseaux de proie nichant dans l'Arctique possèdent un statut d'espèce préoccupante au Canada, et sont considérés comme une composante écologique importante des écosystèmes arctiques. De manière générale, on connaît peu leur habitat de reproduction dans les régions éloignées. L'objectif de notre recherche était d'étudier l'habitat de nidification de deux rapaces, le faucon pèlerin et la buse pattue, près d'un projet industriel sur l'île de Baffin, au Nunavut. Nous avons d'abord identifié l'importance relative de variables environnementales influençant leur choix d'habitat de nidification. Nous nous attendions à ce que la sélection d'habitat varie selon les espèces et l'échelle spatiale. Nous avons ensuite prédit la répartition spatiale des rapaces autour du futur développement minier. Enfin, nous avons évalué nos prédictions avec des données indépendantes récoltées après l'élaboration de la modélisation. Nous avons localisé 172 nids de faucons et 160 nids de buses. Nous avons utilisé ces localisations et des données de télédétection pour élaborer des modèles de sélection d'habitat à trois échelles spatiales (paysage, domaine vital et territoire). Le recouvrement du sol et les variables topographiques étaient des éléments importants de la sélection d'habitat de nidification à toutes les échelles, alors que l'exposition topographique était importante uniquement à la plus fine échelle du territoire. Chez les deux espèces, la probabilité relative de nicher à un endroit spécifique était plus importante dans les vallées productives et dans les zones côtières accidentées, alors qu'elle était plus faible dans les plaines et sur les hauts plateaux peu végétalisés. Les résultats d'évaluation ont montré que les modèles étaient proportionnels à la probabilité d'utilisation, ce qui indique qu'ils ont fait des prédictions précises. Par conséquent, ces modèles seront utiles pour la gestion faunique, non seulement autour du développement prévu, mais aussi pour d'autres régions arctiques possédant des caractéristiques géographiques similaires.

Mots clés : industrialisation de l'Arctique, sélection d'habitat, gestion et conservation de la faune, faucon pèlerin, buse pattue, fonction de sélection de ressource, validation de modèle, échelle spatiale, prédiction spatiale, site de nidification

## ABSTRACT

Within the last decades, the Canadian Arctic is industrializing rapidly, partly because the recent climate changes now facilitate access to northern raw materials. This industrialization poses a potential threat to the habitat of Arctic animals. However, the spatial distribution and the habitat requirements of these species are poorly studied, which limits our ability to reduce the potential impacts of human activities. Some birds of prey nesting in the Arctic have a status of special concern in Canada, and they are considered an important ecological component of Arctic ecosystems. In general, little is known about their breeding habitat in remote areas. The objective of our research was to study the nesting habitat of two birds of prey, the peregrine falcon and the rough-legged hawk, nearby an industrial project on Baffin Island, Nunavut. We wanted to first identify the relative importance of environmental variables influencing their nesting habitat choices. We expected that the habitat selection varies according to species and spatial scales. Then, we wanted to predict the nesting spatial distribution of raptors around the future mining development. Finally, we wanted to assess our predictions with an independent nest location dataset collected after the modeling elaboration. We located 172 peregrine falcons' nests and 160 rough-legged hawks' nests. We used these locations combined with remote sensing data to develop habitat selection models at three spatial scales (landscape, home range and territory). Topographic variables and landcover were important variables of the selection of nesting habitat at all scales, while the topographic exposure was significant only at the finest scale of the territory. In both species, the relative probability of nesting at a specific location was higher in productive valleys and rugged coastal areas, while it was lower in sparsely vegetated flat areas in higher elevation. The evaluation results showed that the models were all proportional to the probability of use, indicating that they have made accurate predictions. Therefore, these models will be useful for wildlife management,

not only around the planned development, but also for other Arctic regions with similar geographical features.

Keywords: Arctic industrialization, habitat selection, independent model validation, wildlife management and conservation, peregrine falcon, resource selection function, rough-legged hawk, spatial scale, spatial prediction, nest site



## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	x
RÉSUMÉ.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
TABLE DES MATIÈRES.....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES.....	xviii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1 MODÉLISATION DE L’HABITAT PRÉDISANT LA PRÉSENCE DE NIDS DE DEUX ESPÈCES D’OISEAUX DE PROIE SUR L’ÎLE DE BAFFIN AU NUNAVUT.....	15
1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE.....	15
1.2 HABITAT MODELING PREDICTS THE OCCURRENCE OF NEST SITES FOR TWO RAPTORS BREEDING ON BAFFIN ISLAND, NUNAVUT.....	18
1.3 ABSTRACT.....	18
1.4 INTRODUCTION.....	19
1.5 MATERIALS AND METHODS.....	22
1.5.1 Study Area.....	22
1.5.2 Aerial Surveys.....	23
1.5.3 Defining the Modeling Extent.....	23
1.5.4 Multi-Scale Design.....	24
1.5.5 Environnemental Variables.....	25
1.5.6 Statistical Analysis.....	25
1.6 RESULTS.....	28

1.6.1	Independent Validation .....	30
1.7	DISCUSSION .....	30
1.7.1	Habitat Selection by Peregrine Falcons and Rough-Legged Hawks.....	30
1.7.2	Validation of Habitat Models Using Independent Data .....	33
1.8	MANAGEMENT IMPLICATION .....	33
1.9	AKNOWLEDGEMENTS .....	35
1.10	REFERENCES.....	35
1.11	APPENDIX.....	51
	CONCLUSION GÉNÉRALE .....	54
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	58

## LISTE DES TABLEAUX

**Table 1** : Candidate models developed to estimate and predict rough-legged hawk and peregrine falcon nesting occurrence at the three spatial scales in Nunavut, Canada. VRM was removed from analyses at the landscape scale only. The number of parameters estimated is also presented (k). .....45

**Table 2** : Selection of models explaining nesting habitat selection for peregrine falcon and rough-legged hawk at three spatial scales in North West Baffin island, Nunavut for the 2006-2008 and 2011-2014. For 100 resampling, models were ranked on delta AIC<sub>c</sub> and Akaike weights (w). The most parsimonious model retained (in bold) at each scale was the model scoring first most often (first rank) on the 100 replicate random locations datasets, and being present most often in best scoring models (delta AIC<sub>c</sub><2). For brevity, the three best models are presented. Number of parameters (k) is also shown. Model numbers are based on those described in table 1. ....46

**Table 3**: Model averaged coefficients, standard error of the mean (SE) and 95% confidence intervals (CI) from the 100 iteration of the top RSF explaining habitat selection at each scales and species. Coefficient estimate > 0 indicates a positive relationship with that variable. ....47

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1** : Location and spatial extent of the modeling extent area (hatched) across which surveys were performed and nesting habitat selections models for peregrine falcon and rough-legged hawk were developed. Model predictions were then applied over the study area (bounded by the solid line). ..... 44
- Figure 2** : Predicted nest site occurrence of peregrine falcon (left) and rough-legged hawk (right) categorized into five habitat classes (from lowest to highest relative probability of occurrence), across the study area on north Baffin Island, Nunavut, Canada. We developed the model using nest locations from 2006-2008 and 2011-2013 (black dots; peregrine falcon: n = 172 and rough legged hawk: n = 160) located within the modeling extent. .... 48
- Figure 3** : Aerial survey routes (black lines) and nests found (white dots, peregrine falcon (left): n = 21, rough legged hawk (right): n=24) in the validation zones we used to test model predictabilities in 2014 on North Baffin Island, Nunavut, Canada. Predicted nest site occurrence of peregrine falcon (left) and rough-legged hawk (right) was categorized into five classes, from lowest to highest probability of occurrence. .... 49
- Figure 4** : Linear regression with 90% confidence intervals (dark grey = peregrine falcon, light grey = rough-legged hawk) of five resource selection function classes for proportion of expected nest per class versus proportion of nest observed per class, for a RSF nesting habitat model for peregrine falcon (circle, dashed line) and rough legged hawk (diamond, solid line) in northern Baffin Island, Nunavut (2006-2008, 2011-2013). .... 50

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### **Mise en contexte**

Depuis les cinquante dernières années, la température de la Terre a augmenté de manière considérable. Alors que la température moyenne du globe s'est élevée de 0,61 degré depuis la révolution industrielle, la hausse de la température annuelle dans l'Arctique a quant à elle été deux fois plus importante (Overpeck et al. 1997, Screen et Simmonds 2010). C'est pour cette raison que l'étendue de la glace de mer a fortement diminué, que la saison hivernale est maintenant plus courte, que le pergélisol dégèle et que les écosystèmes lacustres nordiques se modifient (Overpeck et al. 1997, Serreze et al. 2000, Peterson et al. 2002, Comiso et al. 2008). Le climat de l'Arctique pourrait d'ailleurs continuer de se modifier radicalement, même selon les scénarios les plus prudents (Screen et Simmonds 2010, Larsen et al. 2014). Ces changements climatiques majeurs induisent des conséquences importantes pour le développement économique du Nord, d'autant plus que ce dernier contiendrait l'une des plus grandes réserves de pétrole, de gaz et de minerai non découvertes de la planète (Prowse et al. 2009b, Harsem et al. 2011). En effet, les effets indirects des changements climatiques favorise actuellement la viabilité économique de l'exploitation des ressources naturelles (Harsem et al. 2011). D'ailleurs, certains secteurs économiques, comme l'exploitation minière et le développement pétrolier et gazier, ont connu une expansion rapide au cours des dernières années dans le Nord et se développeront davantage prochainement (Harsem et al. 2011, Jakobson et Melvin 2015). Cette industrialisation va générer une richesse économique considérable, mais aura aussi des conséquences importantes sur les divers habitats nordiques et leur faune, qui devront faire face à de nouvelles pressions d'origine anthropique (Nellemann et al. 2001, Bock 2013). Certains secteurs de l'Arctique fortement exploités pour leurs ressources naturelles pourraient être plus perturbés par les activités anthropiques industrielles que par les effets

des changements climatiques (Nellemann et al. 2001). De ce fait, l'étude des effets des activités industrielles sur la faune terrestre est de plus en plus un centre d'intérêt en recherche et en conservation des milieux nordiques (Johnson et al. 2005). Les effets potentiels de ces activités comprennent notamment la modification et la destruction d'habitats, et l'augmentation de la présence humaine (Johnson et al. 2005). Le développement des routes, d'oléoducs, des lignes électriques et d'autres structures de transport réduisent aussi la qualité, isolent et fragmentent les habitats. L'activité industrielle peut donc engendrer une perte de disponibilité et de qualité de l'habitat pour certains animaux. Les animaux évitent alors ces zones moins favorables ou modifient leur comportement, ce qui perturbe leur succès reproducteur ou leur taux de survie (Creel et al. 2002, Johnson et al. 2005, Bejder et al. 2006). Dans tous les cas, cela peut engendrer un déclin de certaines populations (Gill et al. 1996, Richardson et Miller 1997).

Les besoins en matière d'habitats chez les espèces retrouvées dans les régions difficiles d'accès sont généralement peu connus (Kamino et al. 2012), et ce manque d'information est particulièrement marqué dans l'Arctique (Meltofte 2013). En effet, jusqu'à présent, peu d'études se sont penchées sur la sélection ou l'utilisation de l'habitat des mammifères et des oiseaux de l'écosystème arctique (Schaefer et Messier 1995, Nguyen et al. 2003, McLoughlin et al. 2004, Wilson et al. 2014). Relativement peu d'entre elles ont tenté de décrire et comprendre l'utilisation de l'habitat dans un contexte de développement industriel arctique (Dickson et Smith 2013, Wilson et al. 2014). Par exemple, l'ours polaire (*Ursus maritimus*) est susceptible d'utiliser une zone précise incluse dans un large développement gazier et pétrolier de la mer de Chukchi, mais uniquement à un moment particulier de l'année (Wilson et al. 2014). Ces renseignements ont servi à informer les gestionnaires sur l'utilisation de la banquise par cette espèce, et les ont guidés dans l'élaboration d'un plan de conservation spécifique. Dans le contexte des changements globaux, il devient primordial de mieux comprendre les besoins en matière d'habitat des espèces arctiques, et de se munir d'outils permettant de modéliser leur distribution spatiale à des fins de gestion et conservation.

## **Les modèles de distribution d'espèce**

Depuis les dernières années, l'augmentation de la disponibilité des données de télédétection et les avancées en télémétrie ont mené à l'exploration, la diversification et l'application des modèles de distribution d'espèces (Guisan et Zimmermann 2000, Johnson et Gillingham 2005). L'objectif de ces modèles est généralement de concevoir un modèle qui réfère à l'occurrence ou à l'abondance des espèces ou groupes d'espèces, en fonction de variables environnementales ou de caractéristiques spatiales (Guisan et Zimmermann 2000, Elith et Leathwick 2009). Les études utilisant un modèle de distribution d'espèce veulent souvent fournir de l'information quantitative révélatrice des exigences quant à l'habitat d'une espèce. Elles tentent aussi fréquemment de prédire la distribution spatiale d'organisme(s) à des endroits inconnus, avec la possibilité d'intégrer les impacts éventuels d'un changement dans l'habitat sous forme de différents scénarios (Austin 2002). Les modèles de distribution d'espèces sont maintenant fréquemment utilisés en gestion et conservation chez les espèces animales et végétales (Guisan et Thuiller 2005, Franklin 2013). Par exemple, ils peuvent guider l'élaboration de plans d'échantillonnage, permettre de définir des zones de protection, assister la gestion des espèces invasives et la réintroduction d'espèces menacées. Ces modèles utilitaires et leurs applications sont supportés par différentes théories écologiques sous-jacentes (Austin 2007). Une des plus communes lors d'études sur des animaux est la sélection des ressources, qui s'appuie sur les concepts d'utilisation, de sélection et de disponibilité des ressources (Boyce et Vernier 2002, Manly et al. 2002).

## La sélection des ressources

Les animaux utilisent des ressources dont la disponibilité varie à différentes échelles spatiales et temporelles. Selon Manly (2002), une ressource est une matière assimilable (nourriture) ou utilisable (abri, grotte, refuge) par les animaux. Des facteurs physiques et environnementaux (par exemple, la température de l'eau, la topographie) peuvent aussi être considérés comme des ressources, s'ils influencent les animaux dans leur manière d'utiliser l'espace (Boyce et Vernier 2002). La sélection des ressources est un thème dominant en écologie qui tente de décrire les patrons selon lesquels les individus choisissent de manière disproportionnée certaines ressources par rapport à d'autres (Manly et al. 2002). En effet, on présume que les espèces choisiront les ressources qui vont mieux satisfaire leurs besoins essentiels à la survie et à la reproduction, et que les ressources de haute qualité seront plus sélectionnées que celles de faible qualité (Manly et al. 2002). D'autre part, la sélection de ressources particulières permet d'éviter certains facteurs limitants ou négatifs (Rettie et Messier 2000, Buskirk et Millspaugh 2006). Par exemple, le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*) recherche les pentes abruptes, car ces dernières réduisent son risque de rencontrer un prédateur en milieu montagneux (Sappington et al. 2007). De même, en été, on retrouve plus souvent les caribous (*Rangifer tarandus*) près des crêtes et des zones venteuses littorales, car cela leur permet d'éviter les insectes hématophages (Mörschel et Klein 1997). Enfin, un faible courant dans certaines portions d'une rivière est important pour certaines espèces de poisson, car il réduit leurs coûts énergétiques locomoteurs (Facey et Grossman 1992). Ces exemples montrent comment certaines ressources permettent d'éviter des facteurs négatifs, et qu'un assemblage de ressources particulier est souvent nécessaire afin d'expliquer la présence des animaux à un endroit précis. Voilà pourquoi, généralement, les études de sélection de ressources chez les animaux se concentrent plus précisément sur la sélection de leur habitat.

Les études de sélection de ressources cherchent souvent à quantifier la sélection de l'habitat de l'animal étudié. Précisément, l'habitat peut être défini comme un assemblage distinctif de ressources qu'un animal utilise pour sa survie et sa reproduction (Jones 2001).



Comme beaucoup de ressources sont réparties de manière hétérogène, la sélection d'habitats est étroitement liée à l'utilisation de l'espace par les animaux (Buskirk et Millspaugh 2006). En conséquence, caractériser l'utilisation de certains habitats par un animal reflète en fait les ressources qui y sont utilisées (Manly et al. 2002).

De même, certains auteurs mentionnent que la terminologie utilisée en sélection d'habitat manque de cohérence, en grande partie parce que certains concepts comportent des différences subtiles (Garshelis 2000, Jones 2001). Dans le contexte qui nous intéresse, l'utilisation d'un habitat fait référence à la manière dont un animal utilise un habitat dans une période de temps délimitée, et ce, afin de satisfaire ses besoins vitaux (Jones 2001, Manly et al. 2002). Généralement, l'utilisation est directement liée à la position spatiale ou aux déplacements de l'animal, car l'habitat utilisé doit nécessairement avoir été occupé par l'individu ou l'espèce ciblée. Inversement, un habitat non utilisé n'est pas occupé (l'animal n'y est pas présent). La disponibilité d'un habitat est la quantité de cet habitat réellement accessible à l'animal au même moment. La disponibilité inclut donc les habitats utilisés et non utilisés. Concrètement, elle correspond souvent à une aire prescrite, déterminée ou non par le chercheur. Ainsi, une étude sur l'utilisation de l'habitat décrira les patrons de distribution observés des individus dans les différents types d'habitat, à un moment donné (Jones 2001). Quant à elle, la sélection d'habitats fait plutôt référence au processus comportemental complexe par lequel un animal cible, puis utilise, un habitat ou un assemblage de ressources disproportionnellement à leur disponibilité (Jones 2001, Manly et al. 2002). Une étude sur la sélection de l'habitat vise donc à détecter une utilisation sélective de certains types d'habitats par un animal, et identifier les facteurs qui ont influencé son choix.

Il existe deux approches afin d'étudier la sélection de l'habitat. La première méthode compare l'utilisation à la non-utilisation, alors que la deuxième compare l'utilisation à la disponibilité. La première méthode est moins informative et comporte quelques problèmes (Johnson 1980). Tout d'abord, la présence d'un animal est toujours connue avec certitude, puisqu'il est nécessairement observé lors de l'échantillonnage. Cependant, son absence est

plus difficile à démontrer, entre autres parce que la détection d'animaux mobiles peut être problématique. Ce problème, appelé « l'asymétrie de l'erreur », nécessite la réalisation d'échantillonnages systématiques afin de s'assurer que l'espèce est bien absente de la région ciblée. Ensuite, l'absence de l'espèce d'un habitat particulier ne veut pas nécessairement dire que cet habitat est évité (Jones 2001). Surtout, il est difficile de démontrer qu'un habitat qui n'est pas utilisé est réellement disponible aux individus. En effet, d'autres processus écologiques, tels que la compétition, la prédation et la densité dépendance, peuvent influencer l'utilisation des ressources (McLoughlin et al. 2010). Par exemple, la réintroduction du loup (*Canis lupus*) dans le parc de Yellowstone a engendré une modification de la sélection de l'habitat du cerf (*Cervus elaphus*) l'été, car ce dernier tentait alors d'éviter les secteurs où le loup était présent (Mao et al. 2005). Enfin, la comparaison entre ce qui est utilisé et ce qui ne l'est pas comporte certains problèmes statistiques, notamment des problèmes d'indépendance.

La deuxième méthode, qui compare les habitats utilisés aux habitats disponibles est préférable à celle comparant les habitats utilisés aux non utilisés, car elle permet de faire de l'inférence à propos du choix de sélection (D. Johnson 1980, Thomas et Taylor 2006, Northrup et al. 2013). Cependant, le principal défi de cette deuxième méthode est de déterminer correctement l'étendue spatiale représentant ce qui est réellement disponible pour les animaux étudiés (Thomas and Taylor 2006, Northrup et al. 2013). Selon l'objectif d'étude, cette zone peut être relativement facile à délimiter. Par exemple, ce qui est disponible pour un animal suivi par télémétrie se résume souvent à la superficie totale de la zone qu'il a parcourue lors de l'étude. Par ailleurs, les études qui ne sont pas basées sur un suivi d'individus définissent généralement la disponibilité comme étant l'étendue de l'aire de l'étude. Un mauvais choix la définition de ce qui est disponible peut influencer les résultats et causer des biais d'interprétation.

### **La notion d'échelle**

La sélection de l'habitat chez les animaux peut être considérée comme un processus hiérarchique à plusieurs niveaux, appelés échelles spatiales (Johnson 1980). Par exemple,

un animal sélectionne d'abord un domaine vital où vivre au sein d'une plus large étendue. Il prendra par la suite des décisions subséquentes sur l'utilisation des différents habitats à l'intérieur de ce dernier, dans lesquels il ira s'alimenter, protéger un territoire ou encore mettre bas (Johnson 1980). Les ressources disponibles pour cet individu seront donc toujours déterminées par le choix de l'ordre de sélection précédent (le domaine vital dans le cas précédent). Les études utilisant plusieurs échelles de sélection sont maintenant communes en écologie, car il n'y a souvent pas qu'une seule échelle qui explique un phénomène écologique (Rettie et Messier 2000, Row et Blouin-Demers 2006). Dans certains cas, les patrons de sélection sont constants à travers les échelles choisies (Schaefer et Messier 1995), alors que d'autres études présentent des choix de sélection différents selon l'échelle (Ciarniello et al. 2007). Par exemple, le grizzly mâle (*Ursus arctos*) préfère établir son domaine vital dans une zone fortement alpine en Colombie-Britannique, mais évite ce type d'habitat lors de ses mouvements journaliers (Ciarniello et al. 2007).

Le choix de l'échelle doit se baser sur les connaissances biologiques à propos de l'espèce étudiée et sur la question de recherche avancée (Manly et al. 2002, Boyce 2006). Par exemple, un animal peut revenir constamment à un endroit précis lors de ses déplacements, comme un nid ou un site de mise bas. Dans ce cas, il est préférable de limiter l'échelle de sélection à l'emplacement qui restreint spatialement les ressources disponibles. Le choix de l'échelle est intimement associé avec l'étendue géographique de la disponibilité, qui, comme mentionné plus haut, est souvent définie comme étant égale à l'aire d'étude. Or, cette aire d'étude est souvent délimitée selon une frontière politique, par exemple un refuge faunique ou une réserve de biodiversité, ou est choisie de manière plutôt pratique. Selon le modèle de l'étude, ce choix quelque peu arbitraire pourrait ne pas prendre pas en compte la biologie des espèces étudiées et ainsi nuire aux conclusions de l'étude, spécialement si les ressources sont disposées de façon hétérogène (Burnham et Anderson 2002, Boyce 2006, Buskirk et Millspaugh 2006, Baasch et al. 2010, Northrup et al. 2013). Si le but est de représenter la distribution d'une espèce sur un grand territoire, les localisations de disponibilité et d'utilisation doivent provenir d'une large étendue géographique. À l'inverse, une échelle fine (comme le long du trajet de déplacement d'un

individu) est préconisée afin de saisir les moindres détails d'une sélection de la nourriture. Le choix de l'échelle est aussi relié à la résolution spatiale des données. Cette dernière exprime comment finement une ressource est mesurée pour une dimension donnée. Elle est souvent limitée par les données disponibles (par exemple, une image matricielle représentant la topographie qui possède une résolution de 30 m x 30 m). Ainsi, une résolution trop grossière va diluer l'hétérogénéité spatiale existant à fine échelle, et il y aura une perte d'information, et cela limitera par la suite la précision des prédictions spatiales (Boyce 2006). Il est maintenant admis que de considérer la sélection de l'habitat à plusieurs échelles permet de bien cerner les exigences en matière d'habitat des espèces, ces informations pouvant être ensuite bien utilisées dans l'élaboration de plan de gestion faunique (Mayor et al. 2009).

### **Les fonctions de sélection des ressources**

Les fonctions de sélection des ressources sont un type d'analyse énormément utilisées afin d'étudier les patrons de sélection d'habitats (Guisan and Zimmermann 2000, Boyce et al. 2002, Elith and Leathwick 2009). Généralement modélisées à l'aide de régressions logistiques, elles sont un modèle statistique décrit comme étant proportionnel à la probabilité d'utilisation d'une unité de ressource par un animal (Boyce et Vernier 2002, Manly et al. 2002, Baasch et al. 2010, McLoughlin et al. 2010). Les fonctions de sélection des ressources sont notamment appropriées lorsque le but est d'étudier l'effet de l'échelle sur la sélection d'habitats, parce qu'elles permettent de regrouper les dimensions spatiales et temporelles dans la même analyse (Schaefer et Messier 1995, Mayor et al. 2009). De même, elles permettent d'inclure des variables continues ou catégoriques possédant différentes échelles. Leur utilisation est appropriée lorsque le design de l'étude permet une distinction nette entre les endroits utilisés par les animaux et les endroits disponibles à ceux-ci (Jones 2001, Elith et Leathwick 2009). Dans ce contexte, les valeurs de certaines variables environnementales (par exemple, l'élévation) extraites aux emplacements où l'animal était présent sont comparées avec les valeurs des mêmes variables, mais extraites à

des emplacements tirés au hasard à l'intérieur d'une région considérée comme étant disponible pour l'animal (Northrup et al. 2013).

Les fonctions de sélection de ressources nécessitent toutefois plusieurs choix méthodologiques influençant potentiellement les résultats obtenus. Ces résultats sont entre autres affectés par le nombre d'animaux inclus dans l'analyse, le nombre de localisations aléatoires utilisées, l'échelle choisie et la taille de zone considérée comme disponible (Baasch et al. 2010, Northrup et al. 2013). Par ailleurs, une des prémisses de l'approche utilisation-disponibilité est que tous les habitats compris dans une zone d'étude prédéterminée sont disponibles pour tous les individus (Arthur et al. 1996, Manly et al. 2002, Johnson et al. 2006). Ce qui est disponible est donc déterminé une fois, puis est comparé à l'utilisation faite par les animaux à l'intérieur de cette zone. Or, la composition de l'habitat est rarement constante dans le temps et homogène dans l'espace, et cela peut avoir des effets importants sur la sélection de l'habitat des animaux (Arthur et al. 1996). . Actuellement, l'utilisation d'une régression logistique conditionnelle est une solution afin de caractériser ce qui est « vraiment » disponible pour chacun des animaux, car elle relie le processus de sélection d'habitats à chacun des individus (Boyce 2006). En effet, ce type de régression logistique contraint ce qui est disponible pour chacun des individus ou chacune des localisations d'un même individu, tout en faisant correspondre la taille de cette disponibilité « forcée » à l'échelle à laquelle l'animal effectue sa sélection d'habitats (Arthur et al. 1996). Cette approche reflète généralement la sélection de l'habitat à une échelle spatiale ou temporelle plus fine (Boyce 2006). Par exemple, la tortue des bois (*Clemmys insculpta*) possède un domaine vital relativement vaste à l'intérieur duquel elle utilise activement certains secteurs (Compton et al. 2002). Compton et al. (2002) ont modélisé la sélection d'habitats de cette tortue à l'intérieur de ces zones d'activité, à partir de caractéristiques d'habitat telles que la présence de proies et la quantité de luminosité. Ils ont comparé les localisations de tortues munies d'émetteurs à des localisations aléatoires appariées, où l'habitat fut mesuré simultanément, afin d'enlever l'effet d'une disponibilité variant selon la saison, la météorologie et le temps de la journée (Compton et al. 2002).

Lorsque bien utilisées, les fonctions de sélection de ressources caractérisent la distribution des organismes de manière très efficace (Manly et al. 2002). Aussi, elles peuvent permettre de prédire la probabilité de rencontrer l'espèce à l'étude à l'extérieur de la zone étudiée (Johnson et al. 2004). Elles servent souvent de lignes directrices pour les plans d'aménagement et les modèles d'indice de qualité de l'habitat (Garshelis 2000).

### **L'évaluation des modèles en sélection d'habitats**

L'évaluation de modèle, en science, est définie comme toute procédure utilisée afin de démontrer si le modèle en question est acceptable pour son utilisation prévue, en respectant des critères de performances spécifiés, dans des conditions particulières (Rykiel 1996). Aujourd'hui, en écologie, la majorité des modèles sont construits pour répondre à des besoins pratiques en gestion environnementale ou à des fins de recherche fondamentale (Johnson et Gillingham 2005, 2008, Johnson et al. 2006). En sélection d'habitats, une procédure d'évaluation est souvent effectuée afin d'estimer les capacités prédictives des modèles, car l'extrapolation de ces derniers représente une de leurs plus grandes utilités en gestion (Oreskes et al. 1994, Rykiel 1996, Boyce et Vernier 2002, Johnson et Gillingham 2005).

Évaluer le caractère prédictif d'un modèle spatial exige donc de l'appliquer à l'extérieur des limites d'où il a été généré. Il existe plusieurs écoles de pensée à ce sujet. Certains auteurs argumentent que, mathématiquement, un modèle RSF devrait être appliqué uniquement à l'intérieur de l'étendue spatiale pour lequel il a été construit (Boyce et Vernier 2002). En effet, l'application d'un modèle à de nouvelles étendues spatiales possédant nécessairement un assemblage différent d'habitats modifiera la sélection apparente des ressources (Boyce et Vernier 2002). C'est pour cette raison que les modèles RSF sont rarement validés avec des données spatialement indépendantes de celles avec lesquelles ils ont été construits (Wiens et al. 2008, Coe et al. 2011, Fedy et al. 2014). Dans la plupart des cas, la validation s'effectue donc avec des données spatiales qui ont été utilisées lors de la construction des modèles, ce qui amène des éléments de circularité ou d'autocorrélation (Boyce et Vernier 2002, Araujo et al. 2005, Wiens et al. 2008). C'est

pourquoi d'autres auteurs suggèrent d'évaluer les capacités de prédiction des modèles avec des données indépendantes (Guisan et Zimmermann 2000, Boyce et Vernier 2002, Araujo et al. 2005). De plus, l'évaluation prédictive avec un ensemble de données recueillies après la conception du modèle, c'est-à-dire avec de l'échantillonnage supplémentaire, est la meilleure façon de procéder (Rykiel 1996, Austin 2007, Wiens et al. 2008).

### **La sélection d'habitat de nidification chez deux rapaces dans l'Arctique canadien**

Compte tenu de l'ampleur des changements auxquels les écosystèmes nordiques font et feront face, une compréhension de la sélection des habitats des animaux arctiques et de leur distribution spatiale est primordiale pour une bonne gestion et conservation de la faune. Des outils doivent être développés pour répondre à ces besoins, puis fournis aux gestionnaires fauniques et aux industries afin de limiter l'impact éventuel des activités anthropiques sur les écosystèmes arctiques.

La perte et la modification des habitats naturels représentent des menaces graves pour les populations d'oiseaux de proie (Newton 1981). Dans l'Arctique, ces oiseaux pourraient être particulièrement sensibles à des modifications de leur habitat, puisque la toundra est pour la majorité d'entre eux un lieu de reproduction. Le faucon pèlerin nichant dans l'Arctique (*Falco peregrinus tundrius*) est un modèle particulièrement intéressant pour une étude portant sur la sélection de l'habitat en milieu nordique. Tout d'abord, il possède un statut préoccupant au Canada depuis 2007 en raison de sa susceptibilité à la contamination à certains produits chimiques (COSEWIC 2007). De plus, la taille minimale estimée de la population, de l'ordre de quelques milliers d'oiseaux, demeure très faible (COSEWIC 2007). Le nombre de faucon pèlerins arctique matures est probablement sous-estimé en grande partie car son habitat de reproduction demeure non inventorié. Il suscite donc de l'intérêt en gestion de la faune, et il est d'ailleurs fréquemment utilisé comme composante valorisée des écosystèmes arctiques dans les évaluations environnementales. De plus, il démontre une très forte fidélité au site de reproduction, ce qui renforce l'importance de protéger les endroits où il se reproduit (Court et al. 1988). Bien que le faucon pèlerin arctique soit bien suivi dans certaines régions très spécifiques, il y a très peu d'information

sur sa répartition spatiale et son habitat de nidification, spécialement à plus large échelle. Selon la littérature, les sites de nidification de qualité sont répartis de manière irrégulière à l'échelle du paysage et ils peuvent être localement disponibles en bonne quantité (COSEWIC 2007). Il se reproduit généralement sur des falaises rocheuses de taille très diverse, mais peut aussi établir son nid au sommet d'une colline, le long d'un canyon, d'un éboulis rocheux, et même directement sur la végétation de la toundra (Court et al. 1988, Ratcliffe 1993). Les sites de nidification situés sur des falaises isolées de 20 à 100 mètres sont considérées comme de haute qualité, car ils offrent une protection contre les prédateurs, réduisent la compétition et améliore les opportunités de chasse (Court et al. 1988, Poole and Bromley 1988, Wightman and Fuller 2005). Le site de nidification doit aussi être à proximité de bonnes aires d'alimentation. D'ailleurs, le faucon pèlerin arctique se nourri principalement d'oiseaux limicoles, de passereaux et de canards en période de nidification (Court et al. 1988). Les petits mammifères peuvent aussi comprendre une partie importante de son régime alimentaire (Bradley and Oliphant 1991). À Rankin Inlet dans le Bas-Arctique, le faucon pèlerin niche sur des falaises côtières de petites tailles orientées au sud ou au sud-ouest, dans un secteur où l'abondance de proies marines et terrestres est importante (Court et al. 1988). Un site orienté au sud et la présence de surplomb au-dessus du nid offre une protection contre les intempéries. Le nid est simplement une faible dépression creusé dans le sol. Il demeure cependant que son habitat de reproduction à de plus large échelle en dehors des régions nordiques habitées est très peu étudié.

Tout comme le faucon pèlerin, la buse pattue (*Buteo lagopus*) est un rapace largement répandu dans l'Arctique. Elle niche généralement sur les falaises présentes en terrain montagneux, les affleurements rocheux le long des cours d'eau, les ravins, mais elle peut aussi nicher sur la pente d'une colline ou directement sur le sol de la toundra (Poole and Bromley 1988, Pokrovsky et al. 2012). Elle y construit un nid fait essentiellement de matières végétales. En reproduction, la diète de cette buse est surtout constituée de petits mammifères. D'ailleurs, la densité de buse sur les aires de reproduction et leur succès de reproduction sont fortement relié au cycle de densité de population des petits mammifères (Potapov 1997, Beardsell et al. 2016). Aussi, bien qu'elle puisse démontrer un certain degré



de fidélité au site de reproduction, la buse pattue est souvent considérée comme une espèce qui se déplace fréquemment (Potapov 1997). Il existe très peu d'information sur l'habitat de nidification de *B. lagopus* a et la plupart des études se sont penchées uniquement sur les caractéristiques physiques à proximité du nid. L'espèce semble préférer placer son nid plus exposé au sud, dans un endroit inaccessible au prédateur et protégé des conditions climatiques (Poole and Bromley 1988, Beardsell et al. 2016). L'étude de l'habitat à de plus larges échelles n'a peu été étudiée. Ce manque de connaissances s'explique en partie parce que c'est une espèce nomade qui possède des aires de reproduction exclusivement nordique.

### **Objectifs de l'étude**

Le principal objectif de notre recherche était d'étudier la sélection de l'habitat de nidification de deux rapaces (faucon pèlerin et buse pattue) se reproduisant dans le nord-ouest de l'île de Baffin, au Nunavut, un secteur associé à un important projet de développement industriel. De plus, le projet visait à fournir à l'industrie un outil permettant de visualiser la probabilité de retrouver un site de nidification des espèces étudiées dans les secteurs identifiés pour le développement minier. Plus spécifiquement, nous voulions :

- i) Identifier les facteurs environnementaux influençant la sélection de l'habitat de nidification des deux espèces de rapaces et quantifier l'importance relative de ces facteurs, en utilisant trois échelles spatiales.
- ii) Prédire la distribution spatiale des deux espèces de rapaces durant leur nidification, sous forme de cartes d'occurrence, à proximité d'un complexe d'exploration minière dans le nord-ouest de l'Île de Baffin, au Nunavut.
- iii) Acquérir des données indépendantes afin d'évaluer la performance des modèles prédisant la répartition spatiale des rapaces.

Pour le premier objectif, nous avons utilisé le cadre théorique général suggérant que la sélection de l'habitat est un processus hiérarchique et que l'influence d'un facteur limitant sur la sélection de l'habitat doit être reliée à son importance pour l'espèce étudiée

(D. D. H. Johnson 1980, Rettie et Messier 2000). Nous avons émis l'hypothèse que les zones avec une grande productivité primaire à proximité de l'eau offrent une meilleure disponibilité de proies et seraient plus susceptibles d'être utilisés par ces rapaces, en particulier dans un environnement de faible productivité comme l'Arctique (Gould et al. 2003). Nous avons prédit que la sélection positive de ces variables sera relativement plus importante à de plus grandes échelles spatiales, ce qui reflèterait un processus hiérarchique de sélection de l'habitat vu chez d'autres espèces d'oiseaux de proie (Thompson et McGarigal 2002, Martínez et al. 2003). De plus, nous avons émis l'hypothèse que les endroits offrant un relief accidenté sont propices à l'établissement de leur nid, car cela offre une protection contre les prédateurs et la pluie, tout en augmentant les opportunités de chasse et de protection du territoire (Wightman et Fuller 2005, Ancialet et al. 2014). Plus précisément, nous avons prédit que les deux rapaces démontreront une sélection positive aux zones possédant un relief accidenté à toutes les échelles spatiales, puisque la disponibilité de falaises et escarpements utilisés comme site de reproduction est un des facteurs limitants connus pour beaucoup d'oiseaux de proie nicheurs (Newton 1981, Arambarri et Rodríguez 2000). De manière globale, nous nous attendons à ce que la sélection d'habitats varie selon les espèces et selon les échelles spatiales.

Pour ce qui est de la validation des modèles prédictifs, nous avons émis l'hypothèse que la sélection d'habitat de nidification des deux espèces demeurera la même pour des régions indépendantes mais similaires de celle utilisées pour construire les modèles. Plus précisément, nous anticipons trouver plus de nids dans les habitats qualifiés de bonne qualité que dans les habitats de mauvaise qualité, ce qui démontrera que nos modèles respectent les critères d'évaluation fixés et qu'ils sont généralisables à d'autres étendues (Johnson et al. 2006, Coe et al. 2011).

# CHAPITRE 1

## MODÉLISATION DE L'HABITAT PRÉDISANT LA PRÉSENCE DE NIDS DE DEUX ESPÈCES D'OISEAUX DE PROIE SUR L'ÎLE DE BAFFIN AU NUNAVUT

### 1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE

Le développement des ressources naturelles entrainera des changements rapides des écosystèmes arctiques. Dans plusieurs zones de développement industriel à venir, les exigences de la faune arctique en matière d'habitat sont toujours mal comprises. De plus, les gestionnaires de la faune et les industries exigeront prochainement des données de base sur la biologie des espèces à risque ainsi que des modèles écologiques fiables, afin de soutenir une gestion efficace des espèces dans les régions touchées. Nous avons d'abord cherché à modéliser la sélection de l'habitat de nidification de deux espèces de rapaces dans une région associée à un développement industriel minier de grande envergure de l'île de Baffin, au Nunavut, au Canada. Nous avons effectué des relevés aériens entre 2006-2013 qui nous ont permis de retrouver 172 nids de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et 160 nids de buse pattue (*Buteo lagopus*). Combinées à des données de télédétection, nous avons utilisé ces localisations pour construire des modèles de sélection de l'habitat à trois échelles spatiales. Les résultats ont montré que la sélection des ressources pour les deux espèces variait selon les échelles. La topographie et le recouvrement du sol étaient des caractéristiques importantes à l'échelle des paysages et du domaine vital des oiseaux, alors que l'exposition topographique (orientation de la pente par rapport à un point cardinal) était importante à l'échelle du territoire uniquement. Chez les deux espèces, la probabilité relative de nicher à un endroit spécifique était plus importante dans les régions productives accidentées en faible altitude, telles les zones côtières et les vallées, alors qu'elle était plus

faible en terrain plats et peu végétalisés. Nous avons extrapolé la distribution de nidification des deux espèces sous la forme de cartes détaillées sur l'ensemble du développement industriel prévu. Nous avons évalué la capacité prédictive de nos modèles à l'échelle du paysage à l'aide d'un ensemble de données indépendantes. L'évaluation terrain a été réalisée après l'élaboration des modèles, et dans des régions distinctes de l'endroit où ils avaient été initialement élaborés. Dans cinq classes d'habitat de différentes qualités, nous avons comparé la proportion de nid que les modèles prédisaient par rapport à la proportion de nids que nous avons observés. La comparaison de la proportion prédite par rapport à celles observées a été faite en calculant des coefficients de corrélation et des régressions linéaires pour chaque espèce. Les résultats des régressions d'évaluation ont montré que les modèles étaient proportionnels à la probabilité d'utilisation ( $R^2 > 0,87$ ), ce qui indique qu'ils ont fait des prédictions précises. Par conséquent, ces modèles seront utiles pour la planification et la gestion de la faune, non seulement autour du développement prévu, mais aussi dans d'autres régions arctiques possédant des caractéristiques géographiques similaires.

Cet article, intitulé « *Habitat Modeling Predicts Occurrence of Nest Sites for Two Raptor Breeding on Baffin Island, Nunavut* », sera éventuellement soumis à la revue *Journal of Wildlife Management*. L'article fut rédigé par moi-même, en collaboration étroite avec le professeur Alastair Franke, investigateur principal du programme de recherche « Arctic Raptors » du Canadian Circumpolar Institute, par le stagiaire post-doctoral Mathieu Leblond à l'Université Laval, ainsi que par mon directeur de recherche Joël Bêty, professeur au département de Biologie, Chimie, et Géographie de l'Université du Québec à Rimouski.

En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'essentiel de la recherche bibliographique, le développement de la méthode, l'exécution des analyses statistiques et spatiales, et la rédaction de l'article. J'ai aussi été le coordinateur du projet sur le terrain (2012-2014) et j'ai notamment fourni les résultats à la compagnie minière qui a collaboré au projet.

Le professeur Alastair Franke, second auteur, a aidé à la planification de l'échantillonnage et à la récolte de données. Il a aussi aidé à établir le lien avec l'industrie, il a participé à la recherche de financement ainsi qu'à la rédaction du manuscrit. Mathieu Leblond, troisième auteur, a contribué au développement de la méthode, à la validation des analyses, à la révision des résultats ainsi qu'à la correction de l'article. Le dernier auteur, Joël Bêty a coordonné le projet de recherche à toutes les étapes. Il a notamment aidé à définir la question de recherche et les hypothèses. Les résultats abrégés de cet article ont aussi été présentés aux conférences internationales *Arctic Change* d'ArcticNet à Ottawa à l'automne 2014, ainsi qu'à la conférence annuelle de la *Raptor Research Foundation* à Sacramento CA. (É.-U.) à l'automne 2015.

## **1.2 HABITAT MODELING PREDICTS THE OCCURRENCE OF NEST SITES FOR TWO RAPTORS BREEDING ON BAFFIN ISLAND, NUNAVUT**

samedi, septembre 24, 2016

Philippe Galipeau

Chaire de recherche du Canada en biodiversité nordique, Centre d'études nordiques, and  
Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski

300 allée des Ursulines, Rimouski, Québec, Canada

Phone 418/509-1553; Fax: 418/724-1849

[Philippe.galipeau@uqar.ca](mailto:Philippe.galipeau@uqar.ca)

RH: Galipeau et al. • High Prediction of Occurrence of Raptor Nests

PHILIPPE GALIPEAU Chaire de recherche du Canada en biodiversité nordique, Centre  
d'études nordiques, and Département de biologie, chimie et géographie, Université du  
Québec à Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, Québec, Canada

ALASTAIR FRANKE Arctic Raptor Project, P.O. Box 626, Rankin Inlet, Nunavut,  
Canada

MATHIEU LEBLOND Centre d'études nordiques and Département de biologie, Université  
Laval, 1045 avenue de la Médecine, Québec, Québec Canada

JOEL BÊTY Chaire de recherche du Canada en biodiversité nordique, Centre d'études  
nordiques, and Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à  
Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, Québec, Canada

## **1.3 ABSTRACT**

Development of natural resources can result in rapid changes to Arctic ecosystems. Habitat requirements for arctic wildlife in areas of proposed industrial development remain poorly understood. Moreover, wildlife managers in government and industry require species-specific baseline information and reliable ecological modeling for efficient wildlife monitoring within areas of industrial development. We first aimed to model nesting habitat

selection of two raptor species within a previously unsurveyed region of north Baffin Island, Nunavut, Canada, associated with a large industrial mining development. We conducted aerial surveys during a 6 years period and identified 172 peregrine falcon (*Falco peregrinus*) and 160 rough-legged hawk (*Buteo lagopus*) nests. We used these locations and remote sensing data to build habitat selection models at three spatially-hierarchical scales (landscape, home range and territory scale) using resource selection functions. Topography and landcover (greenness index and distance to water) were important variables explaining nesting habitat selection at all scales, while slope aspect was important only at the finest territory scale. We presented nesting distribution for both species in the form of detailed maps over the entire projected development using our landscape models. We evaluated the predictive ability of our landscape models using independent nest location data (peregrine falcon  $n=21$ , rough-legged hawk  $n=24$ ), by comparing predicted versus observed nest occurrence. Field model evaluation was performed in regions distinct from where models were initially built. Comparison of predicted versus observed nest sites was done by fitting linear regression for each species. Results showed that models were all proportional to the probability of use ( $R^2>0.87$ ), which indicate they made valuable predictions. Therefore, these models will be useful for management planning not only within the area of planned development, but also in other arctic areas with similar landscape features.

**KEYWORDS** Arctic tundra, habitat selection, independent model validation, peregrine falcon, pre-development assessment, resource selection function, rough-legged hawk, spatial scale.

#### **1.4 INTRODUCTION**

Exploration and exploitation of natural resources in the Arctic has increased in recent decades, and is predicted to increase with climate warming which facilitates access, extraction and transportation of raw materials (Prowse et al. 2009*a, b*, Harsem et al. 2011, Berteaux 2013). Environmental impact studies associated with large-scale projects require extensive collection of baseline information and pre-development data on species of

importance or at risk. However, there is often insufficient pre-development detailed species distribution data over extended ranges for species living in remote areas such as the Arctic (Meltofte 2013). Moreover, few studies have attempted to describe and understand habitat use by arctic wildlife in regions where large-scale northern industrial development projects are planned (Dickson and Smith 2013, Wilson et al. 2014). Developing ecological models that describe habitat requirements of wildlife and assist effective baseline data acquisition would be of great utility in unsurveyed Arctic regions.

Birds of prey are often viewed as ideal environmental indicators for monitoring terrestrial ecosystem health and changes (Sergio et al. 2004). They are high trophic predatory birds, are considered environmentally sensitive, and include several flagship species (Sergio et al. 2004). In the Arctic, they play an important role in the regulation of cyclic population dynamics of herbivores (Therrien et al. 2014). To date, only a few studies have addressed habitat preferences of tundra-nesting raptors and most focused only on fine nest site characteristics (Poole and Bromley 1988, C. S. Wightman and Fuller 2005, Booms et al. 2010). With increasing industrial development predicted throughout the Canadian Arctic (Berteaux 2013), collection of baseline data on nesting habitat needs of raptors at larger scales, in regions that have not previously been exposed to human activity, would be of paramount conservation and management value.

The arctic-nesting peregrine falcon (*Falco peregrinus tundrius*) is listed as “Special Concern” under the Canadian Species at Risk Act, (Government of Canada 2002) and is regarded to be a valued component of Arctic ecosystems in environmental assessments. In the arctic, this generalist predator shows a high degree of nest fidelity and usually nests on cliffs and rocky outcrops of various heights, but also uses hill tops, river canyons, rock screes, and, on occasion, nests directly on the ground (Court et al. 1988, Ratcliffe 1993). The rough-legged hawk (*Buteo lagopus*), which is listed at least concern, is also a widely distributed cliff-nesting raptor in the Arctic (Poole and Bromley 1988, IUNC 2016). Although demography of breeding populations of rough-legged hawks in the Arctic is largely unknown, declines have been reported in some regions of North America, and



studies suggest that this species avoids human settlements (Schmidt and Bock 2005, Pandolfino and Suedkampwells 2009). Furthermore, the nesting habitat selection of the North American rough-legged hawk has not been described or quantified yet, in part due to the challenge associated with accessing their remote breeding grounds.

Our goal was to investigate nesting habitat selection of peregrine falcons and rough-legged hawks breeding in the Canadian High Arctic, in a region that had not been surveyed previously. More specifically, our objectives were to i) identify and quantify the relative importance of environmental factors influencing nesting habitat selection of falcons and hawks across three biologically-relevant, spatially-hierarchical scales, ii) map the nesting distribution of both species in the vicinity of anticipated major industrial development in north-west Baffin Island, Nunavut and iii) acquire an independent dataset used to evaluate the predictive performance of our models. In general, the location of nest sites is thought to be associated with rugged terrain (cliff), in areas that provide suitable micro-climatic conditions (i.e., south-facing slopes (Poole and Bromley 1988, Brambilla et al. 2005, Wightman and Fuller 2005)), and in productive areas with sufficient prey availability (McConnell et al. 2008, Booms et al. 2010). We thus presumed the topography to be important for selection at all scales (landscape, home range and territory scale) and likely linked to adequate breeding and roosting behaviours (Poole and Bromley 1988, Brambilla et al. 2010). We predicted that aspect (orientation of the slope) would influence nest selection at the territory scale only, i.e., that south-facing slopes would be selected by falcons and hawks to increase exposure to the sun, which may provide warmer micro climatic conditions at the nest in cold environments (Burton 2006, 2007). We also predicted that areas with higher primary productivity close to water would provide high prey availability and would be more likely to be used by breeding raptors, especially in a low productivity environment such as the Arctic (Gould et al. 2003). We predicted that the positive selection of these variables would be relatively more important at broader scales, reflecting a hierarchical process of habitat selection seen in many bird species (Thompson and McGarigal 2002, Martínez et al. 2003, Bailey and Thompson 2007). For the predictive mapping, we used resource selection functions (RSFs), a widely used method in habitat

selection studies (Boyce et al. 2002, Manly et al. 2002). Maps generated using RSFs need to be evaluated properly in order to avoid circularity or autocorrelation problems (Johnson and Gillingham 2005, Wiens et al. 2008, Dzialak et al. 2013). To validate, we thus chose what is considered the most rigorous approach that is by using an entirely independent datasets collected after model development was completed (Guisan and Zimmermann 2000, Pearce and Ferrier 2000, Araujo et al. 2005, Wiens et al. 2008).

## 1.5 MATERIALS AND METHODS

### 1.5.1 Study Area

Our study area encompassed 21 000 km<sup>2</sup> of Baffin Island in Nunavut, Canada (**Figure 1**). The Mary River mining exploration camp (71.326°, -79.374°) was located in the center of the study area, and a 100 km road extended northward to the Milne Inlet port (71.884°, -80.907). A proposed railway also extended southeast to Steensby Inlet's deep-water port (70.295°, -78.486°). Human occupation was minimal (0.02 inhabitant/km<sup>2</sup>). The study area was delineated using terrestrial ecozones and ecoregions for the Canadian Arctic (Ecological Stratification Working Group 1995), significant topographic features, important watersheds, and proposed mining infrastructure.

The landscape was generally rugged and elevation ranged from sea-level to 950 m. High plateaus interspersed with fjords and valleys on the northern coast gave way to poorly drained plains and rolling tundra in the south. On the southern coastline, elevation dropped steeply and topography was flat with undulating bedrocks and boulder landforms. Dry or high elevation areas were sparsely vegetated, whereas wet areas were mainly covered by sedge (*Carex spp.*, *Eriophorum spp.*), saxifrage (*Saxifraga spp.*, *Dryas spp.*), shrub (*Salix arctica*), and moss (Ecological Stratification Working Group 1995, Walker et al. 2005). The peregrine falcon and the rough-legged hawk were the most commonly encountered raptor species. The former is considered a generalist predator, while the latter's diet is

dominated by mammalian preys (Court et al. 1988, Bradley and Oliphant 1991, Potapov 1997, Koivula and Viitala 1999)

### **1.5.2 Aerial Surveys**

We conducted aerial surveys annually across six breeding seasons (2006-2008, 2011-2013) to search for nesting peregrine falcon and rough-legged hawk nests. We flew approximately 30 hours per season, over 5-7 good-weather days from June 15<sup>th</sup> to July 1<sup>st</sup>. Helicopter speed was 100-150 km/h at 50-100 m from the ground. Observers were positioned on both sides of the helicopter. Birds were generally easily detected due to territorial displays and nesting activities. We defined a nest site as “used” when we observed breeding behaviour (courtship, copulation, nest building, incubation, or presence of eggs or nestlings), or the presence of a defensive individual or a breeding-aged pair. We recorded the location of all confirmed nests with a handheld GPS unit (accuracy <10 m). Nests used by the same species in subsequent years that were located less than 50 m apart were considered as a reused nesting site, and we assumed that habitat features within 50 m of nests were similar. Nests distanced by more than 50 m were considered as different nesting sites. We did not consider old, abandoned, or partially built nests. Nests were also surveyed by boat and all-terrain vehicles for extensive periods later in the season. Surveys were approved under valid year-long Nunavut government research permits and followed protocols of the Animal Care and Use Committees of University of Alberta (AUP00000042).

### **1.5.3 Defining the Modeling Extent**

We used a minimum convex polygon (MCP) that encompassed all used nest sites and survey routes surrounded by a 2-km buffer to delineate the spatial extent of the model. Within the resulting MCP, we excluded areas that were not surveyed, resulting in a final modeling extent of ca. 7 800 km<sup>2</sup> (**Figure 1**).

#### 1.5.4 Multi-Scale Design

We quantified nesting habitat selection with a used-available design for both species at three nested spatial scales, as follows: (1) home range selection within the landscape (i.e., landscape scale), (2) breeding territory selection within the home range (i.e., home range scale), and (3) nest site selection within the breeding territory (i.e., territory scale) (Johnson 1980) (see **Appendix Figure A1**).

*Landscape scale* We assumed that the entire landscape (i.e., the modeling extent) was available for the establishment of home ranges by falcons and hawks. For both species, we used a theoretical seasonal home range represented by a circular plot centered on the nest with a radius of 5 km ( $\sim 78 \text{ km}^2$ ). This size was based on the expected mean nearest neighbour distance calculated for each species separately (which gave similar results, i.e., 4.5 km for falcons and 4.6 km for hawks). Random locations generated within the modeling extent were also buffered by a 5 km-radius area.

*Home range scale* We used a conditional design in which each used territory was paired with a random territory drawn from the available area within each existing home range (Arthur et al. 1996). By constraining available territories within individual home ranges, we ensured that all randomly generated territories were readily available to falcons and hawks. We defined a used territory as a 500 m-radius buffer centered on the nest, corresponding to the area generally protected by territorial raptors (Steenhof and Newton 2007). Each used territory was paired with one random territory of the same dimension.

*Territory scale* Using the same approach (i.e., conditional design), we paired a 50 m-radius buffer centered on each nest with a random nest of the same size within each breeding territory. We used a radius of 50 m to ensure that availability was not confounded by the accuracy of GPS, and because we considered small variability in nest location within a territory (<50 m) as reused nest sites.

### 1.5.5 Environmental Variables

To assess nest site selection, we measured 7 environmental variables previously identified as important for nesting raptors (Brambilla et al. 2005, Wightman and Fuller 2005, McConnell et al. 2008, Booms et al. 2010). We imported remote sensing data into a Geographic Information System (ArcGIS 10.1, ESRI, Redlands, USA). To characterize topography, we used a 30-m resolution digital elevation model (DEM) of Nunavut from the Canadian Digital Elevation Data (Natural Resources Canada 2000) to measure elevation, slope (in degrees), and terrain ruggedness (Vector ruggedness measure, Sappington et al. 2007). VRM describes ruggedness as the variation in three-dimensional orientation of grid cells within a specified neighborhood, and is less correlated with slope than other topographical indices (Sappington et al. 2007). Low VRM values indicate flat or uniformly steep areas, whereas high VRM values identify both steep and irregular areas. We computed aspect (i.e., orientation of the slope) using the DEM and converted it into two continuous variables (i.e., northness and eastness) using a cosine-sine transformation (Poirazidis et al. 2004, Kneib et al. 2011). Northness values ranged from -1 (at due south) to 1 (at due north), and eastness values ranged from -1 (at due west) to 1 (at due east). We used digital maps of waterbodies from CanVec+ (GeoGratis API v1.6.3.4, Natural Resources Canada) to measure the nearest Euclidian distance (truncated at 500 m) to any water source (i.e., lakes, rivers, and the Arctic Ocean). We used a greenness index (Normalized Difference Vegetation Index; NDVI) to quantify primary productivity.

### 1.5.6 Statistical Analysis

We imported data layers for each of the environmental variables described above into R Statistical Environment (R Development Core Team 2014 version 3.1.1, [www.r-project.org](http://www.r-project.org), accessed Jan 2014) to extract the environmental data required for our analyses. At each scale, we selected random locations using a 1:1 used-to-available ratio, and repeated this process 99 times to obtain 100 random datasets (see *Model selection*). For each species, we estimated the mean of each environmental variable for all used and

random buffers at each scale. We centered all variables on the mean, and scaled them to the standard deviation. Prior to model fitting, we assessed correlation and multicollinearity among variables using the variance inflation factor (VIF) at each scale. We removed VRM from further analyses because it was highly correlated ( $r > 0.7$ ,  $p < 0.05$ ) with slope at the landscape scale. All remaining covariates had  $VIF < 4$ .

*Model Selection* To identify the variables that best explained nesting habitat selection by falcons and hawks, we generated 13 increasingly complex candidate models (**Table 1**) using the 7 environmental variables at each spatial scale. The global model included an interaction between the slope and NDVI because we expected that the effect of the slope on nesting habitat selection would vary according to our greenness index. At the landscape scale, we used logistic regression in R (*glm*) to compare used home ranges for both species. At the home range and territory scales, we estimated selection coefficients using conditional logistic regression using the *clogit* procedure implemented in the *survival* package (Therneau 2015) in R, which allows pairwise comparisons of used territories or nests. We then ranked all candidate models using Akaike's Information Criterion corrected for small sample sizes ( $AIC_c$ ) (Burnham and Anderson 2002). We repeated the above process 99 times, each time using a new set of random locations, which resulted in 100 ranked sets of our 13 candidate models. We used 100 sets of random locations to reduce the variability resulting from selection of random locations (Barbet-Massin et al. 2012, Northrup et al. 2013).

For explaining habitat selection, we identified the model that was ranked first most often among the 100 iterations and considered this model as the most parsimonious. We calculated the mean standardized selection coefficient ( $\bar{\beta}$ ) of each covariates included in this top model at each scale to obtain effect sizes.

For prediction, we discarded all landscape scale models but those with  $\Delta AIC_c < 2$  for each set ranked 1 to 13, which resulted in 100 sub-sets of our candidate models. We then averaged the standardized coefficients from each of models that were retained in each of the 100 sub-sets. Multi-model averaging provides a relatively much more stabilized

inference when prediction is the goal and when particular variable occurs in all the models in the set (Burnham and Anderson 2002).

*Model Mapping* To predict the relative probability of occurrence of each species' nests ( $w$ ) throughout the study area, we integrated landscape scale models into our GIS by applying a RSF (Manly et al. 2002) that had the form:

$$w(x) = \exp(\bar{\beta}_1 x_1 + \bar{\beta}_2 x_2 \dots + \bar{\beta}_k x_k) \quad (\text{eq. 1})$$

To generate the RSF in our GIS, we multiplied variable values ( $x_1, x_2, \dots, x_k$ ) with their associated mean standardized coefficients ( $\bar{\beta}_1, \bar{\beta}_2, \dots, \bar{\beta}_k$ ) resulting from multi model averaging. The output was a spatial representation illustrating the relative probability of nesting occurrence ( $w$ ) for each 30-m individual cell of the whole study area. Using quantile breakpoints, we then reclassified pixels of continuous RSF maps into five probability classes (Boyce et al. 2002, Johnson et al. 2006). This was done to generate a final predictive map with equally-weighted classes that could be surveyed during subsequent field validation.

*Model Validation* To validate the two models, we used an independent sample of peregrine falcon and rough-legged hawk nests by performing additional surveys between June 15<sup>th</sup> and 23<sup>rd</sup> 2014. We predicted that a greater number of previously-unknown nests would be found in habitat classes predicted to be highly suitable. Similarly, we predicted that very few new nests would be found in unsuitable probability classes. We performed this validation survey in 7 areas within the study area, but mostly outside the modeling extent (478km<sup>2</sup>; 6% of overlap). We allocated a total of sixteen hours of helicopter to field validation. We ensured that the 5 probability classes were surveyed equally and followed the same protocol as the one used in previous years to find raptor nests. Any deviation from pre-determined transects occurred only when adults or signs of breeding were detected or when natural barriers reduced visibility.

We evaluated the predictive power of our RSF models using methods prescribed by Boyce and Vernier (2002), Johnson et al. (2006), and Howlin et al (2004). We first

calculated a Spearman's rank correlation coefficient between predicted and observed nests for each class (Boyce and Vernier 2002). Following Johnson et al. (2006), we determined the utilization  $U(x_i)$  value of each class using the formula:

$$U(x_i) = w(x_i)A(x_i) / \sum_j w(x_j)A(x_j) \quad (\text{eq. 2})$$

where  $w(x_i)$  and  $A(x_i)$  were the midpoint RSF values and the areas of classes  $i$ , respectively. We then estimated the number of predicted nests expected to be found within each probability class,  $(N_i)$ , using the formula:

$$(N_i) = N \times U(x_i) \quad (\text{eq. 3})$$

Where  $N$  was the total sample size of validation data used and  $U(x_i)$  the utilization function from eq. 2. The number of observed nests was the number of independent nests found in each probability class. We converted the number of expected and observed nests into proportions and then regressed the proportion of observed nest sites against the proportion of expected nest sites in each probability class with 90% confidence intervals. Following Johnson et al. (2006), we assessed whether the slope of the regression was significantly different from zero and not different from one, and whether the intercept was different from zero. A RSF that predicts properly will have a slope different from 0, but not different from 1, an intercept of 0. We used the coefficient of determination ( $R^2$ ) to assess model fit, and the chi-square goodness-of-fit test ( $\chi^2$ ) to validate the predictive capability of each class. We used slope and confidence interval values prescribed by Howlin et al. (2004) to contextualise our validation results.

## 1.6 RESULTS

During the aerial surveys performed in 2006-2008 and 2011-2013, we detected 172 peregrine falcon and 160 rough-legged hawk nest sites. The most parsimonious model (i.e., the model which ranked first most often out of 100 iterations) explaining nesting habitat selection varied with to scale, but not among species (**Table 2**). Nesting habitat selection by



falcons and hawks was best explained by models including both topography and landcover variables at the landscape and home range scales. At the finest scale (nesting territory scale), the best model also included aspect variables (**Table 2**). In addition, all models that were retained were also most frequently among the top models ( $\Delta AIC_c < 2$ ) across all iterations (**Table 2**). None of the variables included in these models had confidence intervals that overlapped with 0, with the exception of VRM and eastness at the home range and territory scales (**Table 3**).

Both species consistently demonstrated positive nest site associations with steep and rugged terrain at low elevations and close to water (**Table 3**). Elevation and slope had the greatest effect on the relative probability of occurrence. The relative importance of other environmental variables, however, differed between species and among scales. At the landscape scale, the top-ranked model indicated that both species also selected for steep areas associated with high primary productivity. At the home range scale, however, territories in areas of lower productivity (i.e., lower NDVI) were more likely to be occupied by peregrine falcons (NDVI  $\bar{\beta} = -0.208$  SE=0.016) but not by rough-legged hawks, which occupied territories in areas with relatively higher vegetation indices (NDVI  $\bar{\beta} = 0.076$  SE=0.016). At the territory scale, both species selected low NDVI values and moderately rugged terrain (**Table 3**). In addition, the most parsimonious model included aspect variables (**Table 1, Table 3**). At this finest scale, falcons selected south-west facing slopes, whereas hawks selected on south-east slopes.

For prediction, all variables were included in the model-averaging procedure (see **Appendix Table A2**). Our integrative map of the landscape-scale RSF models suggested that both species were most likely to nest in large productive valleys surrounded by high-elevation plateaus (**Figure 2**). The top of plateaus, on the other hand, were avoided by birds, especially if they were sparsely vegetated or flat. Relative nesting probability was also high in rugged areas along shorelines (**Figure 2**).

### 1.6.1 Independent Validation

We found 21 falcon and 24 hawk nests ( $N$ ) during the 16 hours of validation in an area totalizing 3 775 km<sup>2</sup> (**Figure 3**). As predicted, we did not find new nests in the “lowest” probability class, and >50% of new nests were discovered in the “highest” probability class. The proportion of expected nests was ranked positively with the proportion of observed nests ( $r_s \geq 0.975$ ,  $p \geq 0.016$ ). The goodness-of-fit chi-square test showed that all classes had observed frequencies similar to expected frequencies (i.e., all  $X^2$  statistics  $> 0.05$ ). Furthermore, species specific linear regression models estimating the relationship between the proportion of expected nests to observed nests within each class were highly correlated (peregrine falcon  $R^2 = 0.90$ ; rough-legged hawk  $R^2 = 0.87$ ; **Figure 4**). Slope coefficients for each species were significantly different from zero but not from one [peregrine falcon = 1.615 (1.16-2.06 CI 90%); rough-legged hawk = 1.703 (1.17-2.23 CI 90%)]. Although intercepts were not significantly different from 0 (peregrine falcon = -0.123; rough-legged hawk = -0.141), all other tests indicated a good model predictive performance (Howlin et al. 2004, Johnson et al. 2006). The utility of our predictive models were deemed “acceptable” according to Howlin et al.’s (2004) criteria.

## 1.7 DISCUSSION

### 1.7.1 Habitat Selection by Peregrine Falcons and Rough-Legged Hawks

Detailed knowledge of nesting habitat needs in arctic-nesting raptors is important in the context of rapid climate change and increasing anthropogenic activities in the Arctic. Our study conducted in the vicinity of an emerging industrial development provides the first detailed map of peregrine falcon and rough-legged hawk nesting distribution in the northern Baffin Island area. . As predicted, topographical variables were the most important for selection at all scales (from territory to landscape) and south-facing slopes were selected at the territory scale only. Moreover, both raptor species selected for steep areas relatively close to water and associated with relatively high primary productivity (high NDVI) at the

landscape scale, as we expected. Finally, a robust field validation indicated that our predictive map, we successfully identified areas with relatively high nest site occurrence for both raptor species. Overall, our study provides additional tools to inform decision-making processes of development, management, and conservation.

The altitude is generally not an important variable for habitat selection in birds of prey at lower latitudes. It was however a variable driving much of the nesting selection in our study. Altitudinal effects was marked in our study area, which mostly consists of large plateaus with high mountainous regions (Atkinson and Gajewski 2002, Lookingbill and Urban 2003). Accordingly, both species occurred more often in low-elevation areas possibly associated with milder weather and rapid snow melting. Only one other study located in the taiga of the Northwest Territories, Canada, has also shown that peregrine falcons selected nests at low elevations (Coulton et al. 2013) and this demonstrates the importance of altitude in breeding raptors nesting behavior in mountainous area at high latitude.

Consistent with previous studies that investigated peregrine falcon nest site selection (Gainzarain et al. 2000, Brambilla et al. 2005, Wightman and Fuller 2005) and rough-legged hawk summer habitat use (Poole and Bromley 1988), our results indicated that both species preferred areas with steeper slopes and a higher ruggedness index. Steep and rugged terrain provides a panoramic view of the surrounding landscape, which may increase hunting efficiency, nest defense, and protection against predators (Gainzarain et al. 2000, Wightman and Fuller 2006). Indeed, the reproductive success of birds of prey is often associated with the availability of sheltered nest sites, which can be found in complex rugged terrain (Ancil et al. 2014, Bruggeman et al. 2015). The presence of steep terrain (i.e., cliff availability) for nest placement was a crucial limiting factor for birds of prey in our study because it dominated nest selection behaviour at all three scales (Rettie and Messier 2000). Suitable cliff availability and high quality nesting habitat can limit the abundance and distribution of raptor populations (Newton 1981, Gainzarain et al. 2000, Wightman and Fuller 2005).

Both species preferred nesting on south-facing slopes. In the Northern Hemisphere, south-facing slopes receive more solar radiation than north-facing slopes (McCutchan and Fox 1986), which influences microhabitat directly surrounding nests, such as light intensity, soil and air temperature, humidity, and soil moisture (Bolstad et al. 1998). Other recent studies have shown that many North American birds prefer north-facing slopes at lower latitudes, whereas those nesting further north used east or south-facing nests (Burton 2007, Landler et al. 2014). It is generally suggested that this behaviour was related to avoidance of adverse environmental conditions associated with thermal needs within and around nests (Brauning 2001, Burton 2006). With respect to our study species', survival of juveniles and nest success can be jeopardized by the excessive exposure of eggs and nestlings to cold temperatures, wind, and rain (Bradley et al. 1997, Ancil et al. 2014). Furthermore, more exposure to solar radiation on south-facing slopes in the spring quickly leads to warmer local temperatures, which increases early season access to snow-free nest ledges for mating pairs.

The selection of productive areas in proximity to water was likely linked to a selection for higher foraging opportunities (Wightman and Fuller 2005, Booms et al. 2010, Coulton et al. 2013). High Arctic passerines and shorebirds, an important food source for falcons (Court et al. 1988, L'Hérault et al. 2013), are more abundant in well-vegetated lowlands and wetlands than in sparsely vegetated areas (Latour et al. 2005, Robinson et al. 2014). The abundance and distribution of arctic grazers such as lemmings, which are similarly the main prey of rough-legged hawks, are also correlated with tundra productivity during summer (Rodgers and Lewis 1986, Olofsson et al. 2012). Highly productive areas (based on NDVI) were generally avoided by both species at finer scales, in favor of vegetation-free rock outcrops and cliffs for nest establishment. This finding highlighted the need for multi-scale research to gain further insight into arctic raptor ecology.

### **1.7.2 Validation of Habitat Models Using Independent Data**

One of the main challenges addressed when evaluating predictive models is acquiring independent validation datasets, and this is especially true in large, remote areas. As discussed by Austin (2007), validation of spatial models with distinct independent areas is unlikely because of logistical constraints, and is limited by the fact that independent data may differ in terms of variable ranges and assemblages. We addressed this weakness by surveying adjacent regions less than 250 km away from our modeling area (Elith et al. 2006). As suggested by Guisan and Zimmermann (2000), we also acquired the calibration and validation datasets using two distinct sampling protocols. Surveys used for the validation were performed after the elaboration of models, which increased the credibility of our modeling process.

This validation set of nest locations showed a similar pattern of nesting habitat selection in independent areas, proving our models were highly predictive. However, we recognize that additional independent location data would likely improve model validation assessment. We also note that our models underestimated the occurrence of species in the “highest” probability class. Our classification choices did not influence this result, as varying the number of classes from four to six did not affect validation results. We could not create more than 6 classes due to our low sample size. . We are still confident that our models could be expanded to the ecoregion where they were designed. However, we recommend verifying the range and assemblage of environmental variables before models are generalized to the entire High Arctic. We also suggest independent evaluation procedures being an integral part of any exhaustive resource selection models in future studies.

## **1.8 MANAGEMENT IMPLICATION**

Our predictive model represents a tool for aerial surveys planning in the remote northern regions that could be used during annual monitoring plans or environmental

assessments. We demonstrated it is a highly effective way to find raptor nest as we found more than 2 nests per surveyed hour in totally unknown areas. It can also be used for effective management actions require which first knowing the habitat requirements of a targeted species. For instance, in agreement with operative regulations on construction activities in the Arctic, on-site restoration and enhancement of unused quarries and old pits could create high-quality artificial nest sites for birds of prey (Ritchie 1991, Moore et al. 1997, Castillo et al. 2008). Our data provide information on habitat requirements at multiple spatial scales which will improve the quality of such artificial sites, by example by placing these restoration activities in suitable areas. Our final map of the relative probability of occurrence of nest sites showed that a high proportion of high quality nesting habitat was in proximity of a planned mining development area. At the local level, our study provides comprehensive data to resource managers regarding where conservation planning and habitat prioritization on potentially impacted nests could eventually be concerted. The fine resolution of our nesting habitat selection models matches the resolution of anticipated industrial developments. Indeed, proposed linear transportation corridors and industrial infrastructure could be overlaid over our predicted maps to provide precise information on where the probability of disturbance is highest.

Application of habitat selection models to unsurveyed arctic areas is a challenging issue, especially when management and conservation actions depend on them (Wiens et al. 2008, Fedy et al. 2014). Without evaluating how generalizable resource selection models are, management applications beyond areas of model development are difficult to justify. Our landscape models proved to be very useful to define suitable raptor nesting areas over a relatively large geographical scale. More broadly, our study provides a great framework to assess habitat selection in the vicinity of current or future arctic mining developments on other sensitive animal populations across other arctic areas with similar landscape features.

## 1.9 ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Baffinland Iron Mines Corp. (BIM) and their environment staff, Environmental Dynamics Inc. (EDI) and Canadian Helicopters for assistance collecting and providing access to the raptor and GIS data, and for logistics. Thanks also to G. Robineau-Charette for help in the field. We thank N. Casajus and A. Caron for data analysis and GIS support. M-H St-Laurent, C. Lemieux and L. Imbeau also provided valuable comments on study design and earlier drafts of this work. This study was partly funded by ArcticNet, the Northern Scientific Training Program and Baffinland Iron Mines Corporation. P. Galipeau received scholarships by the BMPInnovation (FRQNT-NSERC) industrial scholarship program and the Garfield Weston foundation.

## 1.10 REFERENCES

- Anctil, A., A. Franke, and J. Bêty. 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* 174:1033–1043.
- Araujo, M. B., R. G. Pearson, W. Thuiller, and M. Erhard. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504–1513.
- Arthur, S. M., B. F. J. Manly, L. L. McDonald, and G. W. Garner. 1996. Assessing habitat selection when availability changes. *Ecology* 77:215–227.
- Atkinson, D. E., and K. Gajewski. 2002. High-resolution estimation of summer surface air temperature in the Canadian Arctic archipelago. *Journal of Climate* 15:3601–3614.
- Bailey, J. W., and F. R. Thompson. 2007. Multiscale Nest-Site Selection by Black-Capped Vireos. *Journal of Wildlife Management* 71:828–836.
- 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.

- Berteaux, D. 2013. Quebec's Large-Scale Plan Nord. *Conservation Biology* 27:242–243.
- Bolstad, P. V., W. Swank, and J. Vose. 1998. Predicting Southern Appalachian overstory vegetation with digital terrain data. *Landscape Ecology* 13:271–283.
- Booms, T. L., F. Huettmann, and P. F. Schempf. 2010. Gyrfalcon nest distribution in Alaska based on a predictive GIS model. *Polar Biology* 33:347–358.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, and F. K. A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling* 157:218–300.
- Bradley, M., R. Johnstone, G. Court, and T. Duncan. 1997. Influence of weather on breeding success of peregrine falcons in the Arctic. *The Auk* 114:786–791.
- Bradley, M., and L. W. Oliphant. 1991. The Diet of Peregrine Falcons in Rankin Inlet , Northwest Territories: An Unusually High Proportion of Mammalian Prey. *The Condor* 93:193–197.
- Brambilla, M., E. Bassi, C. Ceci, and D. Rubolini. 2010. Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis* 152:310–322.
- Brambilla, M., D. Rubolini, and F. Guidali. 2005. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147:428–435.
- Brauning, D. W. 2001. Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere. *The Wilson Bulletin* 113:254–255.
- Bruggeman, J. E., T. Swern, D. E. Andersen, P. L. Kennedy, and D. Nigro. 2015. Dynamics of a recovering Arctic bird population: the importance of climate, density dependence, and site quality. *Ecological applications* 25:1932–1943.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. *Ecological Modelling*. second edi. Springer, New York.



- Burton, N. H. K. 2006. Nest orientation and hatching success in the tree pipit *Anthus trivialis*. *Journal of Avian Biology* 37:312–317.
- Burton, N. H. K. 2007. Intraspecific Latitudinal Variation in Nest Orientation Among Ground-Nesting Passerines: a Study Using Published Data. *The Condor* 109:441.
- Castillo, I., J. Elorriaga, I. Zuberogoitia, A. Azkona, S. Hidalgo, L. Astorkia, A. Iraeta, and F. Ruiz. 2008. Importancia De Las Canteras Sobre Las Aves Rupicolasy Problems Derivados De Su Gestion. *Ardeola* 55:103–110.
- Coulton, D. W., J. A. 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* 8:14.
- Court, G. S., C. C. Gates, and D. A. Boag. 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. *Arctic* 41:17–30.
- Dickson, D. L., and P. A. Smith. 2013. Habitat used by common and king eiders in spring in the southeast Beaufort Sea and overlap with resource exploration. *Journal of Wildlife Management* 77:777–790.
- Dzialak, M. R., C. V Olson, S. M. Harju, and J. B. Winstead. 2013. Spatial generality of predicted occurrence models of nesting habitat for the greater sage-grouse. *Ecosphere* 4:1–20.
- Ecological Stratification Working Group. 1995. A National Ecological Framework for Canada.
- Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, A. Peterson, S. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M. Wisz, and N. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.

- Fedy, B. C., K. E. Doherty, C. L. Aldridge, M. O'Donnell, J. L. Beck, B. Bedrosian, D. Gummer, M. J. Holloran, G. D. Johnson, N. W. Kaczor, C. P. Kiroi, C. A. Mandich, D. Marshall, G. McKee, C. V. Olson, A. C. Pratt, C. C. Swanson, and B. L. Walker. 2014. Habitat Prioritization Across Large Landscapes, Multiple Seasons, and Novel areas: An example using greater sage-grouse in Wyoming. *Wildlife Monographs* 190:1–39.
- 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.
- Gould, W. A., M. Reynolds, and D. A. Walker. 2003. Vegetation, plant biomass, and net primary productivity patterns in the Canadian Arctic. *Journal of Geophysical Research* 108:1–14.
- Government of Canada. 2002. *Species at Risk Act*.
- Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Harsem, Ø., A. Eide, and K. Heen. 2011. Factors influencing future oil and gas prospects in the Arctic. *Energy Policy* 39:8037–8045.
- Howlin, S., W. P. Erickson, and R. M. Nielson. 2004. A validation technique for assessing predictive abilities of resource selection functions. *Proceedings of the First International Conference on Resource Selection Laramie, Wyoming, January 13–15, 2003. Resource Selection Methods and Applications*. 40–51.
- IUNC. 2016. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-1*. <<<http://www.iucnredlist.org>>>.
- Johnson, C. J., and M. P. Gillingham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32:117.
- Johnson, C. J., S. E. Nielsen, E. H. Merrill, T. L. McDonald, and M. S. Boyce. 2006.

- Resource Selection Functions Based on Use – Availability Data: Theoretical Motivation and Evaluation Methods. *Journal of Wildlife Management* 70:347–357.
- Johnson, D. D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Kneib, T., F. Knauer, and H. Küchenhoff. 2011. A general approach to the analysis of habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics* 18:1–25.
- Koivula, M., and J. Viitala. 1999. Rough-Legged Buzzards Use Vole Scent Marks to Assess Hunting Areas. *Journal of Avian Biology* 30:329–332.
- 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.
- Landler, L., M. A. Jusino, J. Skelton, and J. R. Walters. 2014. Global Trends in Woodpecker Cavity Entrance Orientation: Latitudinal and Continental Effects Suggest Regional Climate Influence. *Acta Ornithologica* 49:257–266.
- Latour, P. B., C. S. Machtans, and G. W. Beyersbergen. 2005. Shorebird and passerine abundance and habitat use at a High Arctic breeding site: Creswell Bay, Nunavut. *Arctic* 58:55–65.
- Lookingbill, T. R., and D. L. Urban. 2003. Spatial estimation of air temperature differences for landscape-scale studies in montane environments. *Agricultural and Forest Meteorology* 114:141–151.
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald, and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field. *Technology* 219.
- Martínez, J., D. Serrano, and I. Zuberogitia. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26:21–28.

- McConnell, S., T. J. O'Connell, and D. M. Leslie. 2008. Land cover associations of nesting territories of three sympatric Buteos in shortgrass prairie. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:708–716.
- McCutchan, M., and D. Fox. 1986. Effect of elevation and aspect on wind, temperature and humidity. *Journal of climate and applied Meteorology* 25:1996–2013.
- Meltofte, H. 2013. Arctic biodiversity assessment. Status and trends in Arctic biodiversity : Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri.
- Moore, N. P., P. F. Kelly, F. A. Lang, J. M. Lynch, and S. D. Langton. 1997. The Peregrine *Falco peregrinus* in quarries: current status and factors influencing occupancy in the Republic of Ireland. *Bird Study* 44:176–181.
- Natural Resources Canada. 2000. Canadian Digital Elevation Data: Standards and Specifications.
- Newton, I. 1981. Population Ecology of Raptors. *The Journal of Animal Ecology* 50:637.
- Northrup, J., M. Hooten, C. A. Jr, and G. Wittemyer. 2013. Practical guidance on characterizing availability in resource selection functions under a use-availability design. *Ecology* 94:1456–1463.
- Olofsson, J., H. Tømmervik, and T. V. Callaghan. 2012. Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2:880–883.
- Pandolfino, E. R., and K. Suedkampwells. 2009. Changes in the Winter Distribution of the Rough-Legged Hawk in North America. *Western Birds* 40:210–224.
- Pearce, J., and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225–245.
- Poirazidis, K., V. Goutner, T. Skartsi, and G. Stamou. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biological Conservation* 118:235–248.

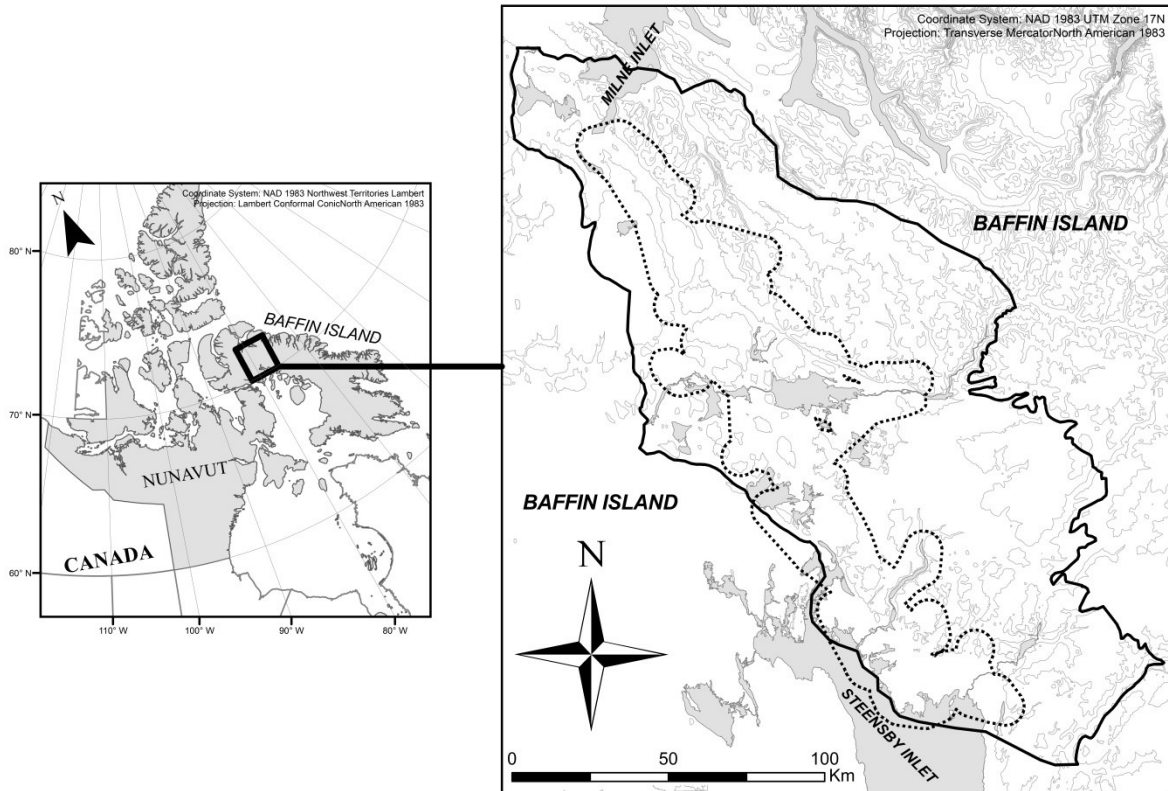
- Poole, K. G., and R. G. R. Bromley. 1988. Interrelationships within a raptor guild in the central Canadian Arctic. *Canadian Journal of Zoology* 66:1983–1986.
- Potapov, E. R. 1997. What determines the population density and reproductive success of rough-legged buzzards, *Buteo lagopus*, in the Siberian tundra? *Oikos* 78:362–376.
- Prowse, T. D., C. Furgal, B. R. Bonsal, and T. W. D. Edwards. 2009a. Climatic Conditions in Northern Canada : Past and Future. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38:257–265.
- Prowse, T. D., C. Furgal, R. Chouinard, H. Melling, D. Milburn, and S. L. Smith. 2009b. Implications of climate change for economic development in northern Canada: energy, resource, and transportation sectors. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38:272–281.
- Ratcliffe, D. 1993. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). 2nd editio. T & A D Poyser, London.
- Rettie, W. J., and F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23:466–478.
- Ritchie, R. J. 1991. Effects of Oil Development on Providing Nesting Opportunities for Gyrfalcons and Rough-Legged Hawks in Northern Alaska. *The Condor* 93:180–184.
- 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* 9:1–11.
- Rodgers, A. R., and M. C. Lewis. 1986. Diet selection in arctic lemmings (*Lemmus sibericus* and *Dicrostonyx groenlandicus*): demography, home range, and habitat use. *Canadian Journal of Zoology* 64:2717–2727.
- Sappington, J. M., K. M. Longshore, and D. B. Thompson. 2007. Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A Case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management* 71:1419–1426.

- Schmidt, E., and C. E. Bock. 2005. Habitat associations and population trends of two hawks in an urbanizing grassland region in Colorado. *Landscape Ecology* 20:469–478.
- 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.
- Steenhof, K., and I. Newton. 2007. Chapter 11: Assessing nesting success and productivity. Pages 181–191 *in*. *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House, Blaine, WA.
- Therneau, T. 2015. A Package for Survival Analysis in R. (R package version 2.37-7). <<URL: <http://CRAN.R-project.org/package=survival>>>.
- Therrien, J.-F., G. Gauthier, E. Korpimäki, and J. Bêty. 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology* 95:56–67.
- Thompson, C., and K. McGarigal. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology* 569–586.
- 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.
- Wiens, T. S., B. C. Dale, M. S. Boyce, and G. P. Kershaw. 2008. Three way k-fold cross-validation of resource selection functions. *Ecological Modelling* 212:244–255.
- 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., J. S. Horne, K. Rode, E. Vegehr, and G. Durner. 2014. Identifying polar bear resource selection patterns to inform conservation planning in a dynamic and changing Arctic. *Ecosphere* 5:1–24.

## Figures and Tables



**Figure 1** : Location and spatial extent of the modeling extent area (hatched) across which surveys were performed and nesting habitat selections models for peregrine falcon and rough-legged hawk were developed. Model predictions were then applied over the study area (bounded by the solid line).



**Table 1** : Candidate models developed to estimate and predict rough-legged hawk and peregrine falcon nesting occurrence at the three spatial scales in Nunavut, Canada. VRM was removed from analyses at the landscape scale only. The number of parameters estimated is also presented (k).

<b>Model #</b>	<b>Model composition<sup>3</sup></b>	<b>k</b>
1	1	1
2	Landcover	2
3	Topography	3
4	Landcover + Aspect	4
5	Landcover + Slope*NDVI	4
6	Topography + Landcover	5
7	Topography + Aspect	5
8	Topography + Interaction	5
9	Landcover + Aspect + Slope*NDVI	6
10	Topography + Landcover + Slope*NDVI	6
11	Topography + Aspect + Landcover	7
12	Topography + Aspect + Slope*NDVI	7
13	Topography + Aspect + Landcover + Slope*NDVI	8

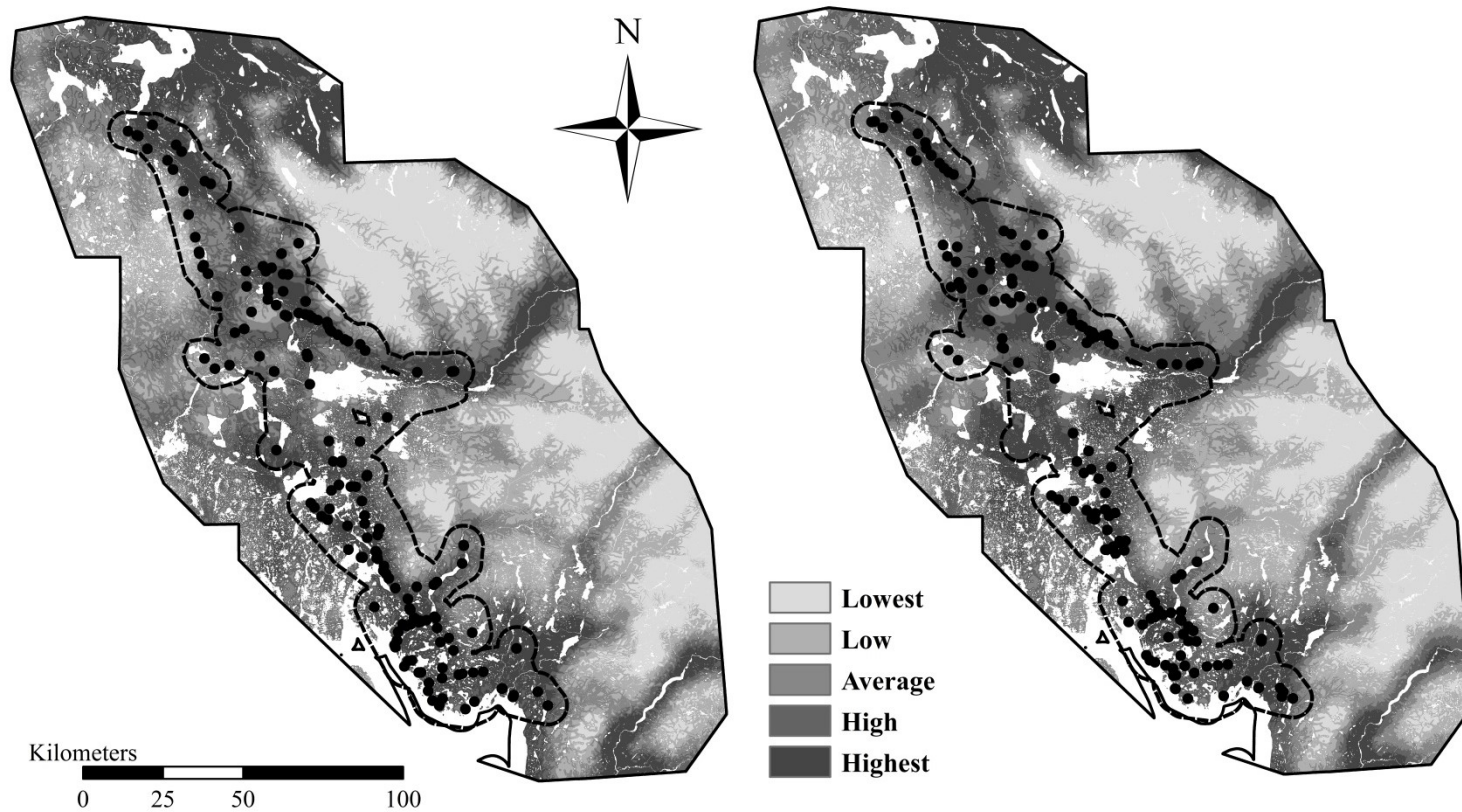
<sup>3</sup> **Topography** = Elevation + Slope + VRM, **Aspect** = Northness + Eastness, **Landcover** = NDVI + Distance to water

**Table 2** : Selection of models explaining nesting habitat selection for peregrine falcon and rough-legged hawk at three spatial scales in North West Baffin island, Nunavut for the 2006-2008 and 2011-2014. For 100 resampling, models were ranked on delta AIC<sub>c</sub> and Akaike weights (w). The most parsimonious model retained (in bold) at each scale was the model scoring first most often (first rank) on the 100 replicate random locations datasets, and being present most often in best scoring models (delta AIC<sub>c</sub><2). For brevity, the three best models are presented. Number of parameters (k) is also shown. Model numbers are based on those described in table 1.

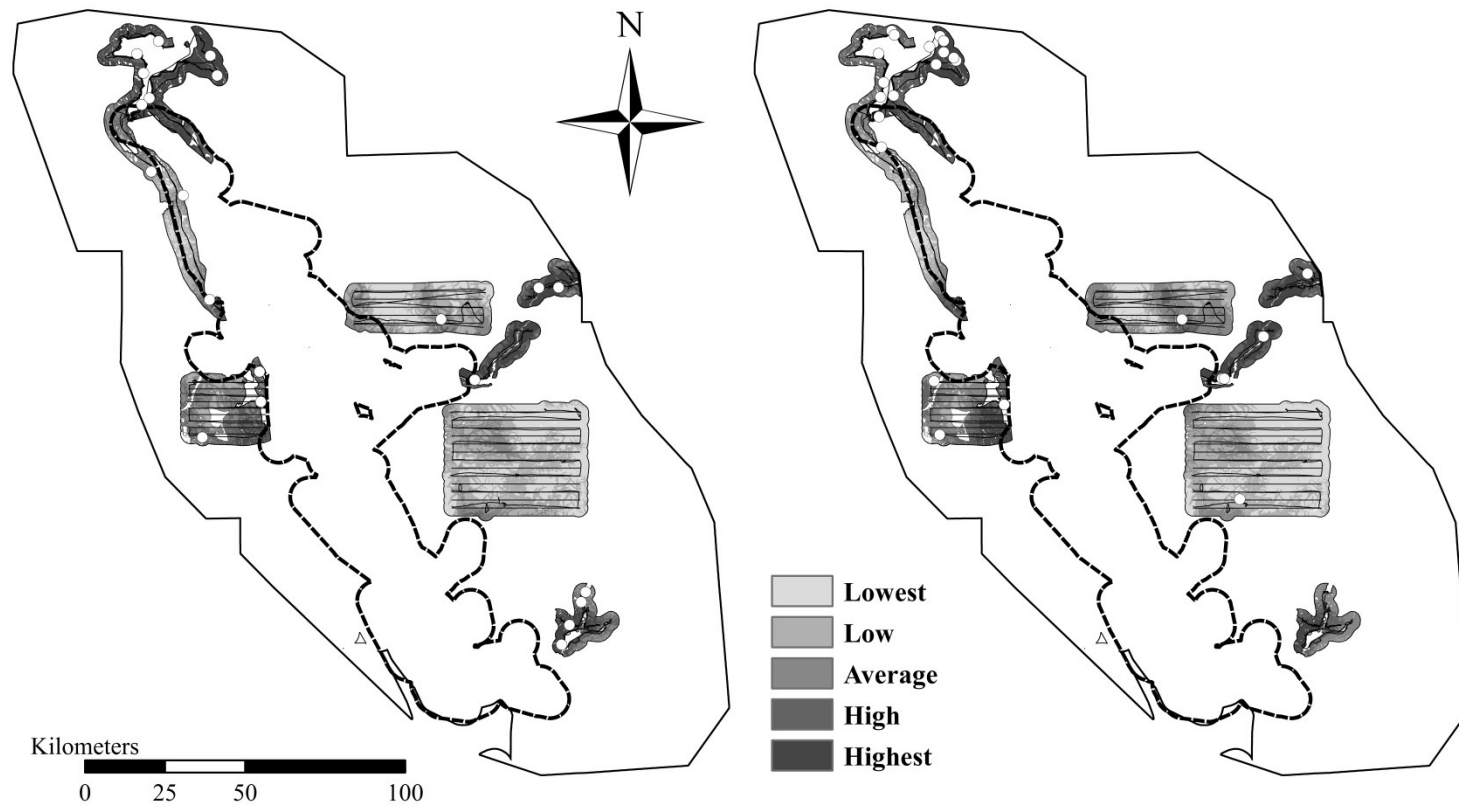
Scale	Peregrine falcon				Rough-legged hawk			
	Model number	k	First Rank	Number of time present	Model number	k	First Rank	Number of time present
<b>Landscape</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>46</b>	<b>82 (0.35)</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>82</b>	<b>97 (0.57)</b>
	13	8	35	67 (0.29)	13	7	14	36 (0.21)
	11	7	9	31 (0.13)	8	4	3	24 (0.14)
<b>Home range</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>53</b>	<b>79 (0.29)</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>54</b>	<b>81(0.31)</b>
	11	7	23	55 (0.20)	10	6	19	80 (0.30)
	10	6	8	54 (0.20)	5	4	9	25 (0.09)
<b>Territory</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>84</b>	<b>98 (0.41)</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>58</b>	<b>90 (0.31)</b>
	12	7	10	48 (0.20)	12	7	17	61 (0.22)
	13	8	6	67 (0.28)	13	8	8	59 (0.20)

**Table 3:** Model averaged coefficients, standard error of the mean (SE) and 95% confidence intervals (CI) from the 100 iteration of the top RSF explaining habitat selection at each scales and species. Coefficient estimate > 0 indicates a positive relationship with that variable.

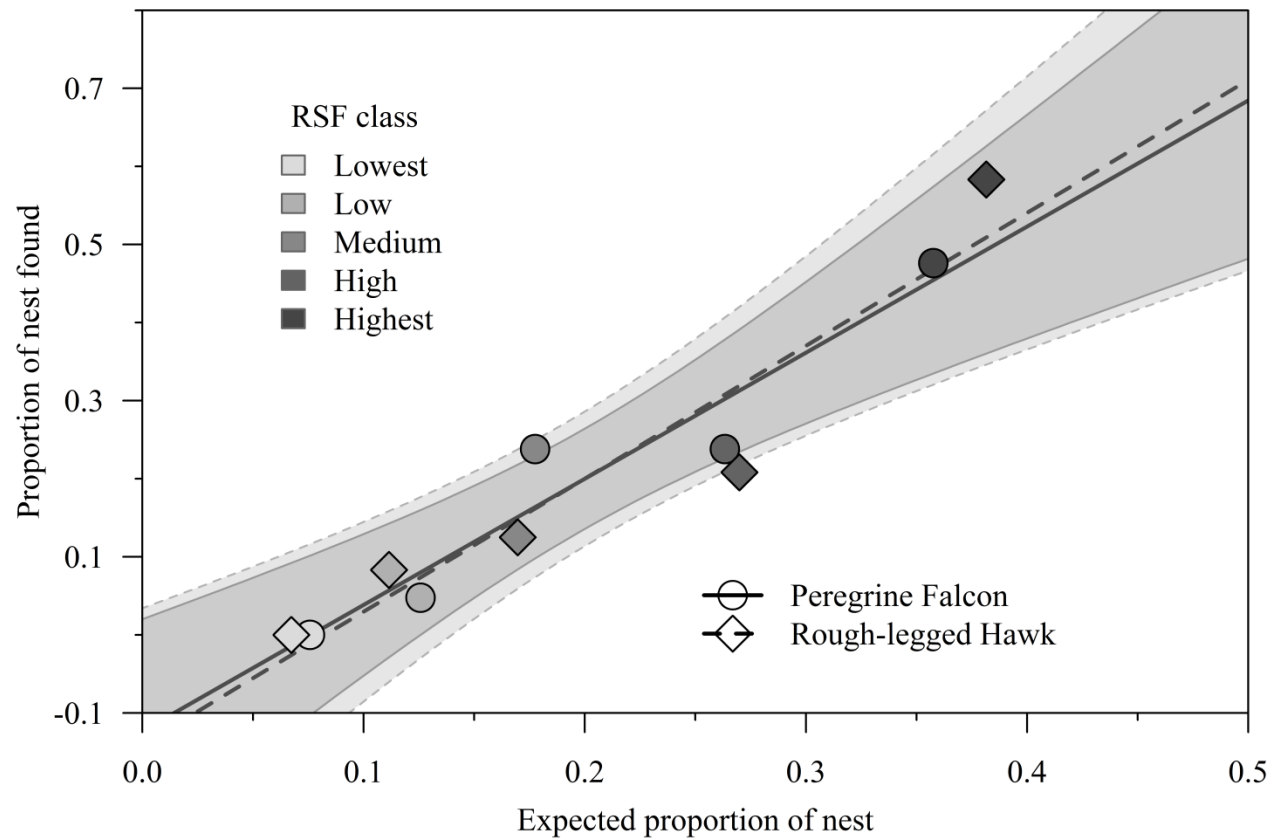
Scale	Variable	Peregrine falcon				Rough-legged hawk			
		( $\bar{\beta}$ )	SE	Lower CI	upper CI	( $\bar{\beta}$ )	SE	Lower CI	Upper CI
<b>Landscape</b> <i>(Model 10)</i>	<i>Intercept</i>	0.131	0.005	0.121	0.141	0.188	0.006	0.176	0.200
	<i>Elevation</i>	-0.859	0.013	-0.884	-0.834	-0.674	0.013	-0.649	-0.699
	<i>Slope</i>	0.802	0.014	0.775	0.829	0.875	0.015	0.846	0.904
	<i>Dist. to water</i>	-0.321	0.008	-0.337	-0.305	-0.305	0.008	-0.321	-0.289
	<i>NDVI</i>	0.158	0.009	0.140	0.176	0.303	0.011	0.281	0.325
	<i>Slope * NDVI</i>	0.348	0.011	0.326	0.370	0.505	0.011	0.483	0.527
<b>Home range</b> <i>(Model 6)</i>	<i>Elevation</i>	-1.806	0.046	-1.896	-1.716	-1.307	0.047	-1.399	-1.215
	<i>Slope</i>	1.961	0.046	1.871	2.051	1.849	0.044	1.763	1.935
	<i>VRM</i>	0.083	0.049	-0.013	0.179	0.170	0.044	0.084	0.256
	<i>Dist. to water</i>	-0.360	0.014	-0.387	-0.333	-0.514	0.016	-0.545	-0.483
	<i>NDVI</i>	-0.208	0.016	-0.239	-0.177	0.076	0.016	0.045	0.107
<b>Territory</b> <i>(Model 11)</i>	<i>Elevation</i>	-1.915	0.063	-2.038	-1.792	-1.588	0.079	-1.743	-1.433
	<i>Slope</i>	1.154	0.027	1.101	1.207	0.925	0.023	0.880	0.970
	<i>VRM</i>	0.504	0.036	0.433	0.575	0.571	0.037	0.498	0.644
	<i>Northness</i>	-0.381	0.018	-0.416	-0.346	-0.363	0.018	-0.398	-0.328
	<i>Eastness</i>	-0.138	0.017	-0.171	-0.105	0.011	0.017	-0.022	0.044
	<i>Dist. to water</i>	-0.389	0.019	-0.426	-0.352	-0.351	0.022	-0.394	-0.308
	<i>NDVI</i>	-0.222	0.014	-0.249	-0.475	-0.052	0.016	-0.083	-0.147



**Figure 2** : Predicted nest site occurrence of peregrine falcon (left) and rough-legged hawk (right) categorized into five habitat classes (from lowest to highest relative probability of occurrence), across the study area on north Baffin Island, Nunavut, Canada. We developed the model using nest locations from 2006-2008 and 2011-2013 (black dots; peregrine falcon:  $n = 172$  and rough legged hawk:  $n = 160$ ) located within the modeling extent.

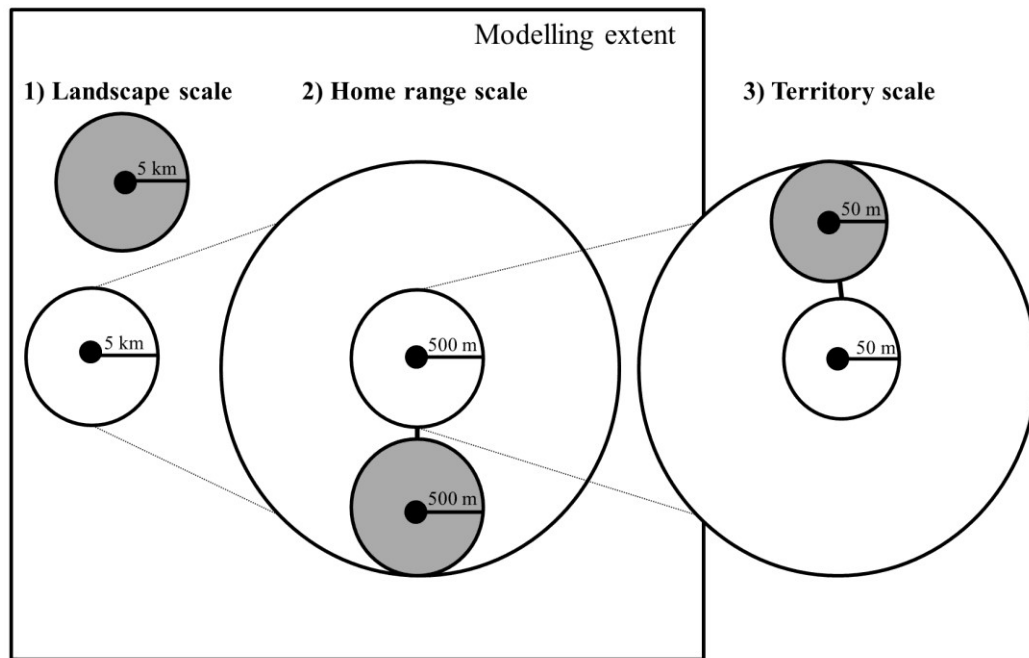


**Figure 3** : Aerial survey routes (black lines) and nests found (white dots, peregrine falcon (left):  $n = 21$ , rough legged hawk (right):  $n=24$ ) in the validation zones we used to test model predictabilities in 2014 on North Baffin Island, Nunavut, Canada. Predicted nest site occurrence of peregrine falcon (left) and rough-legged hawk (right) was categorized into five classes, from lowest to highest probability of occurrence.



**Figure 4** : Linear regression with 90% confidence intervals (dark grey = peregrine falcon, light grey = rough-legged hawk) of five resource selection function classes for proportion of expected nest per class versus proportion of nest observed per class, for a RSF nesting habitat model for peregrine falcon (circle, dashed line) and rough legged hawk (diamond, solid line) in northern Baffin Island, Nunavut (2006-2008, 2011-2013).

## 1.11 APPENDIX



**Figure A1:** Sampling design for habitat selection models. White circles represent use and grey circle availability. Dash line represents paired locations in conditional designs. At the landscape scale (1), 5-km circular plot centered each nest were compared to available one over the modeling extent area. At the home range scale (2), each 500-m buffered territory (500m) was paired and compared with one random territory drawn within each existing home range. At the territory scale (3), each 50-m buffered nest was paired and compared to one random nest of the same size within the territory.

**Table A1:** Comparison (mean and range) of the 7 environmental variables used to parameterize the 2 raptors nesting habitat selection models at the modelling extent area and the evaluation areas

Variable	Unit/Resolution (m)	Modelling extent		Evaluation areas	
		$X$	Data range	$X$	Data range
<b>Cosine of aspect (northness)</b>	Unitless/30	-0.069	(-1)-1	0.0016	(-1)-1
<b>Sine of aspect (eastness)</b>	Unitless/30	-0.10	(-1)-1	-0.099	(-1)-1
<b>Vector ruggedness measure (VRM)</b>	Unitless/30	0.0019	0-0.10	0.0021	0-0.086
<b>Distance to water</b>	Meter/na	207	0-2423	312	0-2197
<b>NDVI</b>	Unitless/30	0.061	0-0.71	0.028	0-0.73
<b>Elevation</b>	Meter/30	194.62	0-858	343.36	0-922
<b>Slope</b>	Degree/30	3.32	0-46.40	4.17	0-65.98



**Table A2:** Model averaged coefficients and standard deviation of the mean from the 100 iteration of the top RSF predicting habitat selection. Coefficient estimate  $> 0$  indicates a positive relationship with that variable.

<b>Variable</b>	<b>Peregrine Falcon</b>		<b>Rough-legged Hawk</b>	
	<b>(<math>\beta</math>)</b>	<b>SD</b>	<b>(<math>\beta</math>)</b>	<b>SD</b>
<i>Elevation</i>	-0.865	0.143	-0.686	0.136
<i>Slope</i>	0.720	0.151	0.841	0.160
<i>Dist. to water</i>	-0.312	0.077	-0.305	0.080
<i>NDVI</i>	0.083	0.110	0.668	0.126
<i>Slope * NDVI</i>	0.321	0.103	0.492	0.116
<i>Northness</i>	-0.212	0.079	-0.211	0.091
<i>Eastness</i>	-0.185	0.105	-0.088	0.117

## CONCLUSION GÉNÉRALE

On assiste actuellement à une industrialisation rapide de l'arctique Canadien. Ce phénomène est causé en partie par un accès plus facile aux ressources naturelles en milieux nordiques, ce qui rend leur exploitation plus rentable (Prowse et al. 2009*b*, Harsem et al. 2011, Berteaux 2013). Certains secteurs de l'Arctique potentiellement exploitables par les grandes industries recourent géographiquement d'importantes zones d'alimentation et de reproduction de plusieurs espèces animales (Dickson et Smith 2013, Wilson et al. 2014). Toutefois, la répartition spatiale et l'écologie de la reproduction des espèces animales nordiques sont des éléments grandement méconnus à ce jour (Mokany et Ferrier 2011, Meltofte 2013), ce qui limite notre potentiel à détecter ou à limiter les impacts potentiels des activités anthropiques. Certaines espèces d'oiseaux possèdent des aires de reproduction exclusivement nordiques et peu documentées. De plus, certains d'entre eux possèdent un statut préoccupant au Canada, et leurs sites de reproduction sont considérés comme des éléments importants de l'écosystème arctique dans les évaluations environnementales (COSEWIC 2007). Afin d'assurer d'une bonne gestion et conservation faunique dans les zones de développement industriel, il est donc important de mieux comprendre l'écologie de la reproduction des rapaces de l'Arctique et d'élaborer des outils fiables permettant de prédire leur répartition géographique.

C'est dans cette optique que nous avons étudié la sélection d'habitats de nidification du faucon pèlerin et de la buse pattue à différentes échelles spatiales (paysage, domaine vital, territoire), dans une région du Haut-Arctique. Pour les deux espèces, nous avons découvert que les sites de nidification se retrouvaient plus souvent dans des secteurs de basse altitude possédant un relief accidenté de même qu'une forte productivité primaire. À fine échelle uniquement, l'emplacement du nid était plus souvent orienté vers le sud. Ces résultats appuient d'autres études concernant la sélection d'habitats chez les rapaces en

milieu nordique (Poole et Bromley 1988, Wightman et Fuller 2005, Booms et al. 2010). Ils confirment l'importance de la topographie pour l'établissement du nid chez ces espèces. Globalement, les patrons de sélection observés ont été constants entre les échelles choisies chez les deux espèces étudiées. Cependant, l'importance relative des facteurs au sein d'une échelle donnée a varié considérablement. Cela démontre l'importance de considérer plusieurs échelles lors d'études sur la sélection de l'habitat chez les oiseaux.

Nous avons utilisé ces résultats afin de prédire la répartition spatiale de ces deux espèces autour d'une mine de fer en développement dans notre secteur d'étude. De manière générale, les zones côtières et les vallées, particulièrement en terrain accidenté, étaient les endroits où la probabilité relative de retrouver un nid était la plus forte. À l'inverse, les plateaux en haute altitude étaient les endroits où la probabilité de rencontrer un nid s'avérait relativement faible. La probabilité de cooccurrence entre les activités humaines et les espèces à l'étude durant la reproduction semble être la plus forte au nord de la zone d'étude, où la construction d'un port d'envergure est prévue.

Enfin, nous avons évalué la précision de nos prédictions (c.-à-d. la probabilité relative de retrouver un nid) avec des observations indépendantes réalisées après l'élaboration des modèles prédictifs. Il s'agit de la meilleure méthode permettant d'estimer la généralisation des modèles spatiaux, puisqu'elle ne partitionne pas les données originales et n'introduit pas de circularité ni d'autocorrélation (Guisan et Zimmermann 2000, Boyce et Vernier 2002, Araujo et al. 2005). Globalement, nous avons démontré que nos modèles ont prédit de façon efficace l'emplacement des nids des faucons et des buses à l'extérieur de la zone d'étude, et qu'ils sont ainsi applicables à des régions similaires. Les cartes de prédiction d'occurrence seront transmises aux partenaires industriels sous la forme d'un outil interactif. Cet outil permettra aux gestionnaires de superposer les cartes de leur plan de développement aux cartes de probabilité d'occurrence des nids de rapaces.

## **Contribution de la recherche en gestion de la faune et conclusion**

Globalement, nos résultats portant sur la sélection d'habitats des rapaces renforcent l'utilité de la modélisation en gestion environnementale. Pour l'industrie présente dans notre secteur d'étude, nos modèles de répartition spatiale des oiseaux sont entièrement utilisables puisque l'étendue spatiale de nos prédictions puis dans notre zone de validation correspond à la même que celle du développement minier prévu. Nous avons aussi considéré une résolution spatiale adaptée à celle du développement industriel prévu et à la biologie des oiseaux pouvant être affectés par les activités humaines. De ce fait, notre étude fournit des renseignements détaillés aux gestionnaires fauniques sur les zones critiques où la conservation, la restauration ou la mise en place de mesures d'atténuation pourraient éventuellement être priorisées. Par exemple, les petites infrastructures humaines ainsi que les voies de transport linéaires susceptibles d'impacter les oiseaux de proie nicheurs (Richardson et Miller 1997) peuvent être superposées aux cartes d'habitats sélectionnés par ces espèces, fournissant des informations sur l'endroit où une forte probabilité de rencontre est présente, et ce, à fine échelle spatiale.

Notre étude fournit également un cadre favorisant l'élaboration de mesures d'atténuation et de plans de gestion environnementale spécifiques aux rapaces nicheurs, et qui tire profit de l'exploitation minière. L'excavation de minerai situé en surface produit plusieurs mines à ciel ouvert. L'extraction du minerai provoque aussi la création de rejets miniers qui sont accumulés sous forme de monticules de taille importante. L'entretien de la voirie nécessite la création de nombreuses carrières et gravières afin d'extraire et produire du matériel de remblai et d'enrochement. À petite échelle, la gestion de ces structures (carrières inutilisées et anciennes mines) peut être faite afin de créer des sites de nidifications artificiels orientés dans la direction préférée par les rapaces (vers le sud), en accord avec les règlements relatifs aux travaux de construction. Cet aménagement sera encore plus adéquat s'il comble les besoins en matière d'habitat de ces espèces à plus grande échelle spatiale. Ceci peut être fait en ciblant des carrières situées en basse altitude et à proximité d'un cours d'eau ou de zone fortement végétalisé. Une approche de gestion

multi échelles de la sorte permettrait de maximiser les retombées bénéfiques de l'aménagement.

Par ailleurs, nos résultats peuvent aider l'élaboration et la planification de programmes de suivi ou d'études d'évaluations environnementales. Par exemple, nous avons appliqué notre outil prédictif dans la région de Baker Lake au Bas-Arctique (Nunavut) afin d'orienter des relevés aériens nécessaires à la collecte de données environnementales avant l'établissement d'un second développement industriel. Nos modèles prédictifs ont permis la localisation de 26 nids de rapaces sur le terrain, alors que les recherches préliminaires précédentes n'en avaient localisé aucun. Cela illustre l'utilité de nos modèles en gestion et conservation faunique dans le contexte du développement industriel au Nunavut.

Dans l'ensemble, nos résultats indiquent que nos choix méthodologiques étaient appropriés et ont permis de bien quantifier la sélection de l'habitat de nidification de deux rapaces arctiques. Nos travaux ont été utiles pour définir des zones pouvant abriter de forte densité de rapaces nicheurs, et ont favorisé la découverte de nouveaux nids dans un vaste secteur très peu connu dans l'Arctique. Nous avons également été soucieux d'utiliser une excellente méthode de validation de nos modèles, une approche qui est malheureusement rarement utilisée en sélection d'habitats chez les oiseaux, particulièrement en milieu isolé et à l'échelle géographique où nous l'avons accompli (Booms et al. 2010). De manière plus générale, notre étude fournit un cadre permettant d'évaluer la sélection de l'habitat d'animaux qui sont liés à un emplacement central durant une partie de leur cycle annuel (nids, tanières, sites d'alimentation). Nul doute que la prévention des impacts potentiels de l'industrialisation sur la faune sauvage arctique passe par une meilleure connaissance de leur sélection d'habitats.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anctil, A., A. Franke, and J. Bêty. 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* 174:1033–1043.
- Araujo, M. B., R. G. Pearson, W. Thuiller, and M. Erhard. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504–1513.
- Arthur, S. M., B. F. J. Manly, L. L. McDonald, and G. W. Garner. 1996. Assessing habitat selection when availability changes. *Ecology* 77:215–227.
- Atkinson, D. E., and K. Gajewski. 2002. High-resolution estimation of summer surface air temperature in the Canadian Arctic archipelago. *Journal of Climate* 15:3601–3614.
- Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157:101–118.
- Austin, M. P. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200:1–19.
- Baasch, D. M., A. J. Tyre, J. J. Millspaugh, S. E. Hygnstrom, and K. C. Vercauteren. 2010. An evaluation of three statistical methods used to model resource selection. *Ecological Modelling* 221:565–574.
- Bailey, J. W., and F. R. Thompson. 2007. Multiscale Nest-Site Selection by Black-Capped Vireos. *Journal of Wildlife Management* 71:828–836.
- 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.
- Beardsell, A., G. Gauthier, J.-F. Therrien, and J. Bêty. 2016. Nest site characteristics, patterns of nest reuse, and reproductive output in an Arctic-nesting raptor, the Rough-legged Hawk. *The Auk* 133:718–732.
- Bejder, L., A. Samuels, H. Whitehead, N. Gales, J. Mann, R. Connor, M. Heithaus, J. Watson-Caps, C. Flaherty, and M. Krutzen. 2006. Decline in Relative Abundance of Bottlenose Dolphins Exposed to Long-Term Disturbance. *Conservation Biology*

20:1791–1798.

- Berteaux, D. 2013. Quebec's Large-Scale Plan Nord. *Conservation Biology* 27:242–243.
- Bock, N. 2013. Sustainable Development Consideration in the Arctic. Pages 333–343 *in* Berkm, editor. *Environmental Security in the Arctic Ocean*. Springer. Volume 135. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Bolstad, P. V., W. Swank, and J. Vose. 1998. Predicting Southern Appalachian overstory vegetation with digital terrain data. *Landscape Ecology* 13:271–283.
- Booms, T. L., F. Huettmann, and P. F. Schempf. 2010. Gyrfalcon nest distribution in Alaska based on a predictive GIS model. *Polar Biology* 33:347–358.
- Boyce, M. S. 2006. Scale for resource selection functions. *Diversity and Distributions* 12:269–276.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, and F. K. A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling* 157:218–300.
- Bradley, M., R. Johnstone, G. Court, and T. Duncan. 1997. Influence of weather on breeding success of peregrine falcons in the Arctic. *The Auk* 114:786–791.
- Bradley, M., and L. W. Oliphant. 1991. The Diet of Peregrine Falcons in Rankin Inlet , Northwest Territories : An Unusually High Proportion of Mammalian Prey. *The Condor* 93:193–197.
- Brambilla, M., E. Bassi, C. Ceci, and D. Rubolini. 2010. Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis* 152:310–322.
- Brambilla, M., D. Rubolini, and F. Guidali. 2005. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology* 147:428–435.
- Brauning, D. W. 2001. Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere. *The Wilson Bulletin* 113:254–255.
- Bruggeman, J. E., T. Swern, D. E. Andersen, P. L. Kennedy, and D. Nigro. 2015. Dynamics of a recovering Arctic bird population: the importance of climate, density dependence, and site quality. *Ecological applications* 25:1932–1943.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A*

- Practical Information-Theoretic Approach. Ecological Modelling. second edi. Springer, New York.
- Burton, N. H. K. 2006. Nest orientation and hatching success in the tree pipit *Anthus trivialis*. *Journal of Avian Biology* 37:312–317.
- Burton, N. H. K. 2007. Intraspecific Latitudinal Variation in Nest Orientation Among Ground-Nesting Passerines: a Study Using Published Data. *The Condor* 109:441.
- Buskirk, S. W., and J. J. Millsbaugh. 2006. Metrics for Studies of Resource Selection. *Journal of Wildlife Management* 70:358–366.
- Castillo, I., J. Elorriaga, I. Zuberogoitia, A. Azkona, S. Hidalgo, L. Astorkia, A. Iraeta, and F. Ruiz. 2008. Importancia De Las Canteras Sobre Las Aves Rupicolasy Problems Derivados De Su Gestion. *Ardeola* 55:103–110.
- Ciarniello, L. M., M. S. Boyce, D. R. Seip, and D. C. Heard. 2007. Grizzly bear habitat selection is scale dependent. *Ecological applications* 17:1424–1440.
- Coe, P. K., B. K. Johnson, M. J. Wisdom, J. G. Cook, M. Vavra, and R. M. Nielson. 2011. Validation of elk resource selection models with spatially independent data. *Journal of Wildlife Management* 75:159–170.
- Comiso, J. C., C. L. Parkinson, R. Gersten, and L. Stock. 2008. Accelerated decline in the Arctic sea ice cover. *Geophysical Research Letters* 35:L01703.
- Compton, B. W., J. M. Rhymer, and M. McCollough. 2002. Habitat selection by wood turtles ( *Clemmys insculpta* ): An application of paired logistic regression. *Ecology* 83:833–843.
- COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and update status report on the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* (pealei subspecies - *Falco peregrinus* and *pealei anatum/tundrius* - *Falco peregrinus anatum/tundrius*) in Canada. Ottawa.
- Coulton, D. W., J. A. 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* 8:14.
- Court, G. S., C. C. Gates, and D. A. Boag. 1988. Natural history of the peregrine falcon in the Keewatin District of the Northwest Territories. *Arctic* 41:17–30.
- Creel, S., J. E. Fox, A. Hardy, J. Sands, B. Garrott, and R. O. Peterson. 2002. Snowmobile activity and glucocorticoid stress responses in wolves and elk. *Conservation Biology*



16:809–814.

- Dickson, D. L., and P. A. Smith. 2013. Habitat used by common and king eiders in spring in the southeast Beaufort Sea and overlap with resource exploration. *Journal of Wildlife Management* 77:777–790.
- Dzialak, M. R., C. V. Olson, S. M. Harju, and J. B. Winstead. 2013. Spatial generality of predicted occurrence models of nesting habitat for the greater sage-grouse. *Ecosphere* 4:1–20.
- Ecological Stratification Working Group. 1995. A National Ecological Framework for Canada.
- Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, A. Peterson, S. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M. Wisz, and N. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- Elith, J., and J. R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:677–697.
- Evengård, B., J. N. Larsen, and Ø. Paasche. 2015. *The New Arctic*. B. Evengård, J. N. Larsen, and Ø. Paasche, editors. Springer International Publishing, Switzerland.
- Facey, D. E., and G. D. Grossman. 1992. The relationship between water velocity, energetic costs, and microhabitat use in four North American stream fishes. *Hydrobiologia* 239:1–6.
- Fedy, B. C., K. E. Doherty, C. L. Aldridge, M. O'Donnell, J. L. Beck, B. Bedrosian, D. Gummer, M. J. Holloran, G. D. Johnson, N. Kaczor, C. P. Kirol, C. a. Mandich, D. Marshall, G. McKee, C. V. Olson, A. Pratt, C. Swanson, and B. Walker. 2014. Habitat Prioritization Across Large Landscapes, Multiple Seasons, and Novel areas: An example using greater sage-grouse in Wyoming. *Wildlife Monographs* 1–39.
- Franklin, J. 2013. Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. *Diversity and Distributions* 19:1217–1223.
- 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.

- Garshelis, D. L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pages 110–164 *in*. Research techniques in animal ecology: controversies and consequences.
- Gill, J. A., W. J. Sutherland, and A. R. Watkinson. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33:786–792.
- Gould, W. A., M. Reynolds, and D. A. Walker. 2003. Vegetation, plant biomass, and net primary productivity patterns in the Canadian Arctic. *Journal of Geophysical Research* 108:1–14.
- Government of Canada. 2002. Species at Risk Act.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993–1009.
- Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Harsem, Ø., A. Eide, and K. Heen. 2011. Factors influencing future oil and gas prospects in the Arctic. *Energy Policy* 39:8037–8045.
- Howlin, S., W. P. Erickson, and R. M. Nielson. 2004. A validation technique for assessing predictive abilities of resource selection functions. Proceedings of the First International Conference on Resource Selection Laramie, Wyoming, January 13–15, 2003. *Resource Selection Methods and Applications*. 40–51.
- IUNC. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-1. <<<http://www.iucnredlist.org>>>.
- Johnson, C. J., M. S. Boyce, C. L. Ray, D. H. Cluff, R. J. Hau, A. Gunn, and R. Mulders. 2005. Cumulative effects of human development on arctic wildlife. *Wildlife monographs* 47 pages.
- Johnson, C. J., and M. P. Gillingham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32:117.
- Johnson, C. J., and M. P. Gillingham. 2008. Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecological Modelling* 213:143–155.
- Johnson, C. J., S. E. Nielsen, E. H. Merrill, T. L. McDonald, and M. S. Boyce. 2006. Resource Selection Functions Based on Use – Availability Data: Theoretical

- Motivation and Evaluation Methods. *Journal of Wildlife Management* 70:347–357.
- Johnson, C. J., D. R. Seip, and M. S. Boyce. 2004. A quantitative approach to conservation planning: Using resource selection functions to identify important habitats for mountain caribou. *Journal of Applied Ecology* 41:238–251.
- Johnson, D. D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk* 118:557–562.
- 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.
- Kneib, T., F. Knauer, and H. Küchenhoff. 2011. A general approach to the analysis of habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics* 18:1–25.
- Koivula, M., and J. Viitala. 1999. Rough-Legged Buzzards Use Vole Scent Marks to Assess Hunting Areas. *Journal of Avian Biology* 30:329–332.
- 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.
- Landler, L., M. A. Jusino, J. Skelton, and J. R. Walters. 2014. Global Trends in Woodpecker Cavity Entrance Orientation: Latitudinal and Continental Effects Suggest Regional Climate Influence. *Acta Ornithologica* 49:257–266.
- Larsen, J. N., O. a Anisimov, A. B. Constable, N. Hollowed, P. Maynard, T. D. Prestrud, T. D. Prowse, and .M.R. Stone. 2014. Polar Regions. Pages 1567–1612 *in*. *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. New York, USA.
- Latour, P. B., C. S. Machtans, and G. W. Beyersbergen. 2005. Shorebird and passerine abundance and habitat use at a High Arctic breeding site: Creswell Bay, Nunavut. *Arctic* 58:55–65.
- Lookingbill, T. R., and D. L. Urban. 2003. Spatial estimation of air temperature differences for landscape-scale studies in montane environments. *Agricultural and Forest Meteorology* 114:141–151.

- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald, and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field. *Technology* 219.
- Mao, J. S., M. S. Boyce, D. W. Smith, F. J. Singer, D. J. Vales, J. M. Vore, and H. Evelyn. 2005. Habitat Selection By Elk Before and After Wolf Reintroduction in Yellowstone National Park. *Wildlife Society* 69:1691–1707.
- Martínez, J., D. Serrano, and I. Zuberogoitia. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26:21–28.
- Mayor, S. J., J. A. Schaefer, D. C. Schneider, and S. P. Mahoney. 2009. The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view. *Acta Oecologica* 35:253–260.
- McConnell, S., T. J. O'Connell, and D. M. Leslie. 2008. Land cover associations of nesting territories of three sympatric Buteos in shortgrass prairie. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:708–716.
- McCutchan, M., and D. Fox. 1986. Effect of elevation and aspect on wind, temperature and humidity. *Journal of climate and applied Meteorology* 25:1996–2013.
- McLoughlin, P. D., D. W. Morris, D. Fortin, E. Vander Wal, and A. L. Contasti. 2010. Considering ecological dynamics in resource selection functions. *The Journal of animal ecology* 79:4–12.
- McLoughlin, P. D., L. R. Walton, H. D. Cluff, P. C. Paquet, and M. A. Ramsay. 2004. Hierarchical habitat selection by tundra wolves. *Journal of Mammalogy* 85:576–580.
- Meltofte, H. 2013. Arctic biodiversity assessment. Status and trends in Arctic biodiversity : Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri.
- Mokany, K., and S. Ferrier. 2011. Predicting impacts of climate change on biodiversity: A role for semi-mechanistic community-level modelling. *Diversity and Distributions* 17:374–380.
- Moore, N. P., P. F. Kelly, F. A. Lang, J. M. Lynch, and S. D. Langton. 1997. The Peregrine *Falco peregrinus* in quarries: current status and factors influencing occupancy in the Republic of Ireland. *Bird Study* 44:176–181.
- Mörschel, F. M., and D. R. Klein. 1997. Effects of weather and parasitic insects on behavior and group dynamics of caribou of the Delta Herd, Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 75:1659–1670.

- Natural Resources Canada. 2000. Canadian Digital Elevation Data: Standards and Specifications.
- Nellemann, C., L. Kullerud, I. Vistnes, B. C. Forbes, E. Husby, G. P. Kofinas, B. P. Kaltenborn, J. Rouaud, M. Magomedova, R. Bobiwash, C. Lambrechts, P. J. Schei, S. Tveitdal, O. Grøn, and T. S. Larsen. 2001. UNEP. LOBIO. Global Methodology for mapping human impacts on the biosphere, The arctic 2050 Scenario.
- Newton, I. 1981. Population Ecology of Raptors. *The Journal of Animal Ecology* 50:637.
- Nguyen, L. P., E. Nol, and K. F. Abraham. 2003. Nest Success and Habitat Selection of the Semipalmated Plover on Akimiski Island, Nunavut. *The Wilson Bulletin* 115:285–291.
- Northrup, J., M. Hooten, C. A. Jr, and G. Wittemyer. 2013. Practical guidance on characterizing availability in resource selection functions under a use-availability design. *Ecology* 94:1456–1463.
- Olofsson, J., H. Tømmervik, and T. V. Callaghan. 2012. Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2:880–883.
- Oreskes, N., K. Shrader-Frechette, and K. Belitz. 1994. Verification, Validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263:641–646.
- Overpeck, J., K. Hughen, D. Hardy, R. Bradley, R. Case, M. Douglas, B. Finney, K. Gajewski, G. Jacoby, A. Jennings, S. Lamoureux, A. Lasca, G. MacDonald, J. Moore, M. Retelle, S. Smith, A. Wolfe, and G. Zielinski. 1997. Arctic Environmental Change of the Last Four Centuries. *Science* 278:1251–1256.
- Pandolfino, E. R., and K. Suedkampwells. 2009. Changes in the Winter Distribution of the Rough-Legged Hawk in North America. *Western Birds* 40:210–224.
- Pearce, J., and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225–245.
- Peterson, B. J., R. M. Holmes, J. W. McClelland, C. J. Vörösmarty, R. B. Lammers, A. I. Shiklomanov, I. A. Shiklomanov, and S. Rahmstorf. 2002. Increasing river discharge to the Arctic Ocean. *Science*. Volume 298.
- Poirazidis, K., V. Goutner, T. Skartsi, and G. Stamou. 2004. Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biological Conservation* 118:235–248.

- Pokrovsky, I., D. Ehrich, R. A. Ims, O. Kulikova, N. Lecomte, and N. G. Yoccoz. 2012. Assessing the causes of breeding failure among the rough-legged buzzard (*Buteo lagopus*) during the nestling period. *Journal of Polar Research* 1:1–5.
- Poole, K. G., and R. G. R. Bromley. 1988. Interrelationships within a raptor guild in the central Canadian Arctic. *Canadian Journal of Zoology* 66:1983–1986.
- Potapov, E. R. 1997. What determines the population density and reproductive success of rough-legged buzzards, *Buteo lagopus*, in the Siberian tundra? *Oikos* 78:362–376.
- Prowse, T. D., C. Furgal, B. R. Bonsal, and T. W. D. Edwards. 2009a. Climatic Conditions in Northern Canada : Past and Future. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38:257–265.
- Prowse, T. D., C. Furgal, R. Chouinard, H. Melling, D. Milburn, and S. L. Smith. 2009b. Implications of climate change for economic development in northern Canada: energy, resource, and transportation sectors. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38:272–281.
- Ratcliffe, D. 1993. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*). 2nd editio. T & A D Poyser, London.
- Rettie, W. J., and F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23:466–478.
- Richardson, C. T., and C. K. Miller. 1997. Recommendations for Protecting Raptors from Human Disturbance: A Review. *Wildlife Society Bulletin* 25:634–638.
- Ritchie, R. J. 1991. Effects of Oil Development on Providing Nesting Opportunities for Gyrfalcons and Rough-Legged Hawks in Northern Alaska. *The Condor* 93:180–184.
- 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* 9:1–11.
- Rodgers, A. R., and M. C. Lewis. 1986. Diet selection in arctic lemmings (*Lemmus sibericus* and *Dicrostonyx groenlandicus*): demography, home range, and habitat use. *Canadian Journal of Zoology* 64:2717–2727.
- Row, J. R., and G. Blouin-Demers. 2006. Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. *Ecoscience* 13:443–450.
- Rykiel, E. J. 1996. Testing ecological models: The meaning of validation. *Ecological*

Modelling 90:229–244.

- Sappington, J. M., K. M. Longshore, and D. B. Thompson. 2007. Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A Case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management* 71:1419–1426.
- Schaefer, J. A., and F. Messier. 1995. Habitat Selection as a Hierarchy : The Spatial Scales of Winter Foraging by Muskoxen. *Ecography* 18:333–344.
- Schmidt, E., and C. E. Bock. 2005. Habitat associations and population trends of two hawks in an urbanizing grassland region in Colorado. *Landscape Ecology* 20:469–478.
- 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., 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., J. E. Walsh, F. S. Chapin, T. Osterkamp, M. Dyurgerov, V. Romanovsky, W. C. Oechel, J. Morison, T. Zhang, and R. G. Barry. 2000. Observational evidence of recent change in the northern high latitude environment. *Climatic Change* 46:159–207.
- Steenhof, K., and I. Newton. 2007. Chapter 11: Assessing nesting success and productivity. Pages 181–191 *in*. *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House, Blaine, WA.
- Therneau, T. 2015. A Package for Survival Analysis in R. (R package version 2.37-7). <<URL: <http://CRAN.R-project.org/package=survival>>>.
- Therrien, J.-F., G. Gauthier, E. Korpimäki, and J. Bêty. 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology* 95:56–67.
- Thomas, D. L., and E. J. Taylor. 2006. Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management* 70:324–336.
- Thompson, C., and K. McGarigal. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology* 569–586.
- 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.
- Wiens, T. S., B. C. Dale, M. S. Boyce, and G. P. Kershaw. 2008. Three way k-fold cross-validation of resource selection functions. *Ecological Modelling* 212:244–255.
- 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., J. S. Horne, K. Rode, E. Vegehr, and G. Durner. 2014. Identifying polar bear resource selection patterns to inform conservation planning in a dynamic and changing Arctic. *Ecosphere* 5:1–24.



