UNIVERSITÉ LAVAL

collabOr : Estimation des tendances démographiques des populations d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré par une approche de science collaborative

Mémoire

Dalie Côté-Vaillancourt

Maîtrise en biologie
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

© Dalie Côté-Vaillancourt, 2016

collabOr : Estimation des tendances démographiques des populations d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré par une approche de science collaborative

Mémoire

Dalie Côté-Vaillancourt

Sous la direction de :

Jean-Pierre Tremblay, directeur de recherche
Erling Johan Solberg, codirecteur de recherche

Résumé

En Amérique du Nord, l'inventaire aérien est la principale méthode d'échantillonnage pour réaliser des estimations d'abondance de populations de grands ongulés. Toutefois, il s'agit d'une opération qui offre des données ponctuelles, peu fréquentes et dont l'utilisation dans un contexte de ressources limitées est remise en question. La science collaborative est une méthode alternative moins dispendieuse qui implique le public pour l'acquisition de données. Plusieurs juridictions utilisent maintenant une approche de science collaborative faisant appel à l'enregistrement des observations quotidiennes des chasseurs pour établir l'état de leurs populations d'orignaux (*Alces americanus*). Notre objectif était d'évaluer le potentiel d'indices calculés à partir des données d'observation et de récolte d'orignaux recueillies par des chasseurs pour suivre temporellement et spatialement la démographie des populations d'orignaux. Nous avons comparé l'évolution de ces indices avec le taux de croissance des populations d'orignaux estimé par deux inventaires aériens conduits sur la Seigneurie de Beaupré en 2004 et 2013. Le suivi du nombre d'animaux vus par unité d'effort estime une évolution de la population deux fois plus grande que celle enregistrée par inventaires aériens alors que le taux d'augmentation du nombre d'orignaux abattus par unité d'effort la sous-estime de moitié. L'indice d'abondance calculé à partir des observations par les chasseurs reflète mieux l'évolution de la population que l'indice basé sur la récolte en raison des contraintes imposées par le contingentement sévère de la récolte d'orignaux sur le territoire d'étude. Cet indice peu coûteux pourrait devenir un outil complémentaire à des indices permettant de suivre l'impact d'une espèce sur son habitat et à des informations sur la condition physique des individus pour améliorer la gestion des populations animales.

Summary

In North America, aerial surveys are the main sampling method for abundance estimations of ungulate populations. This method, however, provides occasional and infrequent estimates, and its use is questioned in a context of limited financial resources availability. Citizen science is a cheaper alternative that involves public in the data collection process. Numerous jurisdictions now use citizen science as an approach for collecting hunter observations and harvest data in order to estimate moose population trends. Our objective was to evaluate the performance of indices based on moose (*Alces americanus*) observation and harvest data collected by hunters to monitor moose population temporal and spatial trends. We compared the evolution of these indices with the population growth rate estimated from two aerial surveys conducted on the Seigneurie de Beaupré in 2004 and 2013. Moose population growth rate, as estimated from seen per unit effort and catch per unit effort models were respectively half and twice the estimate based on the aerial surveys. The number of moose seen per unit effort reflected better the population trends than the number of moose catch per unit effort due to harvest regulation constraints. Hunter observations are a useful tool for sustainable moose population management and could be combined with indicators of change in habitat and body condition in order to get a better understanding of a population condition.

Table des matières

Résumé iii
Summary iv
Table des matières v
Liste des tableaux vii
Liste des figures viii
Remerciements x
Avant-propos xii
Introduction générale 1
Distinction pratique entre les estimations d'abondance absolues et relatives par des méthodes d'échantillonnage directes et indirectes 1
Application de la science collaborative comme méthode d'estimation des populations fauniques 2
Limites des estimations d'abondance basées sur la science collaborative 3
Indices et modèles dérivés des données d'observation et de récolte fournies par les chasseurs 4
Modèle d'étude : La population d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré 6
La chasse à l'orignal au Québec 6
La chasse à l'orignal sur la Seigneurie de Beaupré 7
Objectifs 8
Objectif général 8
Objectifs spécifiques 8
Approche méthodologique 8
Aire d'étude : La Seigneurie de Beaupré 8
Sources des données d'observation et de récolte de l'orignal et des estimations indépendantes 9
Approche analytique 10
Chapitre principal 12
Using hunter observations and harvest data for monitoring wildlife population trends – examples from a moose population in Quebec 12
Résumé 13
Summary 14
Introduction 15
Methods 17
Study area 17
Moose harvest and observations report 18
Independent population estimates 18
Statistical analyses 19

Results 19
Detection of temporal population trends 20
Detection of regional differences in moose densities 20
Demographic parameters evolution through time 21
Discussion 22
Detection of temporal population trends based on hunter observations 22
Detection of temporal population trends based on hunter harvest data 23
Detection of regional differences in moose densities 23
Demographic parameters evolution through time 24
Improvement of models and wildlife management 24
Acknowledgements 26
References 26
Conclusion générale 31
Approches controversées : Estimations d'abondance absolues et relatives 32
Limites de l'étude 33
Validité des données d'observation 34
La gestion de la grande faune : vers une approche adaptative basée sur un tableau de bord 36
Les populations d'orignaux au New Hampshire : un exemple de gestion inspirant basé sur la science collaborative 38
Originalité de l'étude 39
Recommandations pour la gestion 41
Bibliographie générale 42
Annexe I : Exemples d'indices démographiques extraits des données d'observation et de récolte 49
Annexe II : Formulaire distribué aux chasseurs 50
Annexe III : Analyse de corrélation spatiale entre les données d'observation par les chasseurs et les inventaires aériens 52
Méthodologie 52
Résultats et discussion 53

Liste des tableaux

Tableau 1 : Contribution des auteurs de l'article présenté dans le chapitre principal xii

Tableau 2: Indices de population calculés suite aux inventaires aériens de 2004 et 2013 sur la Seigneurie de Beaupré. Les données présentées sont sous la forme moyenne ± intervalle de confiance (IC) % (α = 0,05). Adapté de Langevin et Bastien (2013). 8

Tableau 3 : Exemple de grille de décision de gestion adaptative basée sur un tableau de bord 37

Tableau 4 : Définitions et descriptions d'indices utilisés pour évaluer l'état de populations d'animaux, classés selon l'origine des données (inspiré de Courtois et Crête (1993)). Les abréviations utilisées sont f, m et v pour femelles, mâles et veaux respectivement. 49

Liste des figures

Figure 1 : Informations disponibles dans la base de données d'observation et de récolte de la Seigneurie de Beaupré. 10

Figure 2 : Division of the study area into 201 hunting clubs and their attribution to either the more productive region (dark grey; balsam fir-yellow birch domain) or the less productive region (light grey; balsam fir-white birch domain). Lined hunting clubs are geographically in the balsam fir-white birch domain, but where included in the more productive region based on elevation criteria and similarities in moose frequentation in winter. ... 17

Figure 3 : Population trends estimated from a) aerial surveys with different detectability factors (error bars represent the 95% confidence intervals), b) number of moose seen-per-unit-effort (SPUE) and c) catch-per-unit-effort (CPUE). In b) and c), circles represent the ratio of the average number of moose seen or killed and mean effort and error bars the 95% confidence intervals. Solid lines represent b) a negative binomial regression for SPUE and c) a Poisson regression for CPUE, with random intercept and slope for each hunting club and effort used as offset. Shaded zones show 95% confidence intervals of the models. 20

Figure 4 : Differences in moose densities between the more productive area (balsam fir-yellow birch bioclimatic domain and valleys of the balsam fir-white birch, black circles and dashed lines) and the less productive area (balsam fir-white birch, grey triangles and solid lines) according to a) aerial surveys b) seen per unit effort (SPUE) and c) catch per unit effort (CPUE). The two productivity regions have similar slopes, but different intercepts. Lines represent a negative binomial regression for SPUE and a Poisson regression for CPUE, with random intercept and slope for each hunting club and effort used as an offset. The shaded zones show 95% confidence intervals of the models. 21

Figure 5 : a) Recruitment rate (number of calves over the total number of observations) estimated from hunter observations (filled circle) and aerial surveys (empty circle) did not significantly change over the study period, whereas b) proportion of males over the adult population decreased according to both methods. Black circles represent the ratios of the average number of calves or males seen per moose or adult moose, respectively. Error bars indicate the 95% confidence intervals. Hard lines show the estimated trend based on a negative binomial regression model with number of moose or adult moose as offset and both random intercept and slope for each hunting club. Shaded zone represent 95% confidence intervals of the model. 22

Figure 6 : Carte des zones tampons de rayons de différentes tailles centrés sur les clubs (dégradé de vert) et des ravages bordés d'un périmètre de 5 km (orange). Les ravages en rouge sont ceux où il y a eu des décomptes en 2004 et ceux en jaune sont ceux pour lesquels nous avons imputé un nombre d'orignaux à l'aide d'une régression binomiale négative. 53

Figure 7 : Corrélation entre les observations d'orignaux corrigées pour l'effort des chasseurs de la Seigneurie de Beaupré en 2003 et les décomptes faits par inventaires aériens dans les ravages du territoire en 2004 pour différentes tailles de regroupements de clubs (km) 54

Figure 8 : Corrélation entre les observations d'orignaux corrigées pour l'effort des chasseurs de la Seigneurie de Beaupré en 2012 et les décomptes faits par inventaires aériens dans les ravages du territoire en 2013 pour différentes tailles de regroupements de clubs (km) 54

À Papichounet, Mom et Oli

Remerciements

«Deliberate inclusion of people and relationships in traditional ecological knowledge may provide a dimension missing from conventional science, thus humanizing ecology and providing what the Maori would call “science with a heart”»

-Berkes 1999 *dans* Moller et al. (2004)

Faire de la science avec mon cœur, c’est l’expérience que mon directeur Jean-Pierre Tremblay m’a permis de vivre au cours des deux dernières années grâce à ce projet presque plus social que biologique. Je souhaite te remercier de m’avoir fait confiance dans la réalisation de ce projet unique qui m’a amenée à faire des rencontres et vivre des expériences exceptionnelles. Merci d’avoir été un directeur si disponible, de m’avoir encouragée et fait progresser le projet grâce à tes commentaires pertinents et d’avoir fait preuve d’un enthousiasme débordant à chacune des étapes de la démarche, même lorsque ça a impliqué de m’héberger en Norvège. Ce fut un plaisir et une fierté d’évoluer dans ton labo au cours des quatre dernières années. I would like to address special thanks to my codirector, Erling Johan Solberg. I’m grateful for your warm welcome in Norway, in the NINA team as well as in Storfosna. Thank you for sharing your expertise and helpful comments on the project. Merci aussi à Steeve de m’avoir adoptée dans ton labo comme si j’étais l’une des tiennes et d’avoir participé à l’évaluation de chacune des étapes de ce projet. Merci aussi à Christian Dussault pour sa participation à l’évaluation de deux étapes charnières dans la réalisation de ma maîtrise.

Je souhaite souligner l’importance qu’ont eue M. Jacques Laliberté et Marie-Pierre Gingras, respectivement régisseur des forêts et technicienne forestière au Séminaire de Québec, dans la réalisation du projet. Merci pour votre accueil dans l’équipe et pour toutes les fois où vous m’avez aidée à trouver des informations manquantes à ma progression. Merci M. Laliberté pour la confiance que vous m’avez accordée et merci Marie-Pierre pour toutes ces discussions de corridors, ces pauses-café et les marches/courses dans le Vieux. 1300 mercis aux 1300 chasseurs qui participent chaque année au protocole d’observation de l’orignal et qui m’accueillent sur la Seigneurie avec leurs histoires de chasse, leurs questions et leurs réflexions qui m’ont aidée à faire avancer le projet. Je remercie aussi tous les bénévoles qui ont accepté de me donner de précieuses journées de congé pour faire la promotion de mon projet auprès des chasseurs.

J’ai eu la chance d’intégrer un gros labo très productif en matière de collaborations, de révisions, de science, mais aussi en moments précieux et inoubliables, que ce soit à la bière du jeudi ou tout autre événement où le seul plaisir de se côtoyer était une raison suffisante pour l’organiser. Un merci spécial à tous ceux qui m’ont conseillée, révisée, encouragée et surtout écoutée répéter des dizaines de fois : « Imaginez-vous être à bord

d'un avion… », particulièrement Émilie, Michaël, Andréa et Mathieu. Un merci spécial à Maxime d'avoir été un collègue de bureau si divertissant, aidant et à l'écoute. Je suis très heureuse de te compter désormais parmi mes amis. Un passage obligé pour ma rude moitié Clara, qui derrière cette personnalité flamboyante se trouve une sagesse sans bornes et ce don de me faire voir les choses différemment. Merci aussi à Isa, autre membre essentielle du trinôme, d'être aussi inspirante par ta créativité et ton intégrité. Merci les filles pour votre présence rafraîchissante, vos conseils, les rouleaux de printemps et nos folies ! Merci aussi à tous les autres qui malgré leur distance au projet, l'ont rendu possible grâce à leur amitié inconditionnelle.

Oli, merci pour ta capacité à toujours trouver les bons mots pour me rassurer, me faire rire et les bonnes chansons pour me faire décrocher le vendredi soir ! Les parents, vous avez le dernier merci, mais le plus gros! Je souhaite vous témoigner toute ma reconnaissance et ma gratitude envers le support moral inconditionnel et essentiel que vous m'offrez au quotidien qui souvent me donne la confiance nécessaire pour avancer et amorcer de nouveaux projets comme celui des études graduées. J'ai la chance d'avoir comme parents deux modèles admirables de professionnels dévoués et passionnés, mais surtout des personnes d'une générosité et bienveillance infinies. J'essaie de m'inspirer de vous pour devenir à mon tour une meilleure humaine.

Avant-propos

Le présent mémoire de maîtrise rapporte le contexte, la méthodologie, les résultats et l'interprétation d'un projet de recherche sur l'estimation des tendances démographiques des populations d'orignaux par une approche de science collaborative impliquant des chasseurs. Il est divisé en six parties principales : une introduction générale, un chapitre principal rédigé sous la forme d'un article scientifique en anglais, une conclusion générale ainsi que trois annexes où sont présentés des détails méthodologiques et analytiques. L'article sera soumis pour publication dans une revue scientifique de calibre international. Les tâches de documentation, de collecte et d'analyse de données ainsi que de rédaction m'ont été confiées. Je suis l'auteure principale de l'article, mais les deux coauteurs ont fait un apport considérable à la démarche et au manuscrit qui en découle (Tableau 1).

- Jean-Pierre Tremblay : directeur de maîtrise et professeur titulaire au département de biologie à l'Université Laval ;
- Erling Johan Solberg : codirecteur de maîtrise et chercheur sénior au *Norwegian Institute for Nature Research*.

Tableau 1 : Contribution des auteurs de l'article présenté dans le chapitre principal

	D. Côté-Vaillancourt	J.-P. Tremblay	E.J. Solberg
Conception du projet	x	x	
Financement		x	
Mise en place du projet	x	x	
Prise de données	x		
Analyses statistiques et interprétation	x	x	x
Rédaction	x		
Révision	x	x	x
Approbation finale	x	x	x

Introduction générale

L'abondance est une information clé de la compréhension de l'écologie des espèces fauniques, car lorsque traitées temporellement, spatialement, et mises en relation avec des variables environnementales, les estimations d'abondance permettent de comprendre les paramètres qui influencent la dynamique des populations (Begon et al. 2006, Sinclair et al. 2006). À titre d'exemples, les estimations d'abondance servent à la fois à des fins de recherche et de gestion en nous outillant pour reconnaître des problèmes de conservation, pour faire le suivi de l'établissement d'espèces envahissantes ou pour assurer une exploitation soutenue mais responsable de populations de gibier. Bien que la récolte soit l'un des outils de gestion les plus efficaces pour contrôler les populations d'animaux sauvages, pour que ce soit efficient, les mesures de gestion doivent être adaptées temporellement et localement aux populations exploitées (Solberg et al. 1999). Dans le cas contraire, certaines populations pourraient être sous- ou surexploitées (Côté et al. 2004). Pour allouer des quotas adéquats et évaluer le succès des mesures de gestion, l'état des populations doit donc être évalué fréquemment pour éviter que des mesures inappropriées soient maintenues pendant plusieurs années avant qu'un autre inventaire soit réalisé (Crichton 1992, Solberg et al. 1999, Fryxell et al. 2010). L'estimation de l'abondance présente toutefois un défi considérable aux gestionnaires des ressources naturelles qui souhaitent atteindre des cibles d'aménagement, pour des raisons économiques, logistiques et statistiques (Fryxell et al. 1988, Crichton 1992).

Distinction pratique entre les estimations d'abondance absolues et relatives par des méthodes d'échantillonnage directes et indirectes

Deux principales approches sont utilisées pour faire le recensement des animaux sauvages. L'estimation de l'abondance absolue, qui se traduit par un nombre estimé d'individus, et le suivi d'indices relatifs, paramètres représentatifs de l'état d'une population variant dans le temps et l'espace. Lorsque les ressources financières et humaines sont suffisantes, les estimations d'abondance absolues basées sur des méthodes directes comme les dénombrements d'individus observés par inventaires aériens ou par techniques de capture-marquage-recapture sont préférées (Fryxell et al. 1988). Les données qui en sont tirées sont faciles à interpréter parce qu'elles réfèrent à des nombres absolus et que des taux de détection peuvent être estimés (Courtois et Crête 1993, Ronnegard et al. 2008). En raison de leurs coûts généralement élevés, ces méthodes d'échantillonnage sont réalisées peu fréquemment et offrent des estimations ponctuelles (Boyce et al. 2012). Bien que l'inventaire aérien soit réputé pour fournir l'estimation la plus précise des populations (Timmermann 1993), l'exactitude des estimations issues de cette méthode a été remise en question à de nombreuses reprises parce que les observateurs peuvent manquer une large proportion d'individus et que les facteurs de corrections pour les

animaux manqués ne sont pas mis à jour régulièrement (Caughley 1974, Gasaway et al. 1985, Potvin et Breton 2005). Des méthodes directes d'observation par le public ou des méthodes indirectes comme le repérage des signes de présence d'animaux (p.ex. nids abandonnés, fèces au sol), souvent moins dispendieuses, permettent alors des estimations relatives régulières des populations animales pour en assurer un suivi temporel et spatial. Plusieurs études ont démontré que les informations obtenues par l'analyse des comptes de fèces (Marques et al. 2001, Plhal et al. 2014), de la qualité de l'habitat (Morellet et al. 2001), des données de récolte (Boyce et al. 2012) et d'observation au sol des animaux (McCrimmon et al. 1997, Solberg et Saether 1999) permettaient d'obtenir des estimations fiables de l'état d'une population.

Application de la science collaborative comme méthode d'estimation des populations fauniques

La science collaborative, approche d'échantillonnage qui implique le public dans la collecte de données, peut être conduite régulièrement grâce aux faibles coûts qu'elle implique pour fournir des estimations absolues et relatives de la population (Gordon et al. 2004). Les volontaires sont souvent invités à participer à des protocoles où ils doivent rapporter le nombre d'observations ou de captures faites de certaines espèces d'intérêt (Deutsch et Ruiz-Cordova 2015). Cette approche permet d'enrichir considérablement les connaissances scientifiques par le volume d'informations recueillies (Bonney et al. 2009). Les inventaires d'oiseaux faits par des ornithologues amateurs sont un exemple commun de science collaborative, certains étant établis depuis 1900 (Bonney et al. 2009, Silvertown 2009). Les participants sont invités à compiler leurs observations d'une ou de plusieurs espèces d'oiseaux pour en détecter l'occurrence de façon temporelle et spatiale (Bonney et al. 2009, Dickinson et al. 2012). Cette approche est aussi applicable à d'autres espèces, notamment celles exploitées. Elle est d'ailleurs abondamment utilisée dans l'industrie de la pêche et a un fort potentiel dans le domaine de la gestion de la faune terrestre (Boyce et al. 2012).

Les expériences de science collaborative les plus enrichissantes sont celles qui sont bénéfiques autant pour les volontaires que pour les chercheurs (Silvertown 2009). Pour les volontaires, la participation à un protocole de science collaborative est une occasion de s'informer et de participer au processus de prise de décisions qui les affecteront plus tard. C'est d'autant plus vrai dans le cadre d'un inventaire fait en prévision d'ajuster les modalités de gestion pour des espèces exploitées par la chasse ou la pêche (Dickinson et al. 2012). Pour les chercheurs, cette approche permet non seulement de couvrir de larges fenêtres spatiales et temporelles, mais aussi de réduire considérablement les coûts de l'échantillonnage (Gordon et al. 2004, Boyce et al. 2012, Dickinson et al. 2012).

Les règles à respecter pour recruter suffisamment de participants et assurer la validité et l'uniformité des données sont : 1) fournir des protocoles et des formulaires de saisie simples, logiques et clairs, 2) fournir du

support et répondre aux questions des participants et 3) les former par des ateliers, des interactions par téléphone ou courriel et par du matériel éducatif de référence comme des affiches, des vidéos ou des documents préparatoires (Bonney et al. 2009). Il est ensuite essentiel de rendre les résultats publics pour maintenir l'intérêt des participants et pour solliciter l'adhésion de nouveaux observateurs (Bonney et al. 2009).

Limites des estimations d'abondance basées sur la science collaborative

La variabilité de la détectabilité ou de la probabilité de capture des animaux dans le temps et dans l'espace, bien que non exclusive à l'approche de science collaborative, est une source potentielle de biais à l'estimation des populations animales par des comptes (Morellet et al. 2011). La détectabilité est affectée par des paramètres abiotiques et biotiques, comme des variations dans les conditions climatiques et dans la structure de l'habitat causées par des coupes forestières ou par la régénération abondante (Gasaway et al. 1985, Solberg et al. 1999, Solberg et al. 2010). La variabilité des comportements des animaux influence aussi la probabilité de les observer. Par exemple, les orignaux (*Alces americanus*) mâles sont observés proportionnellement plus souvent que les femelles pendant la période de rut parce qu'ils sont plus actifs, n'ont pas à administrer de soins parentaux et sont donc moins portés à utiliser des milieux couverts offrant de la protection (Ericsson et Wallin 1999, Solberg et al. 1999, Solberg et al. 2005, Solberg et al. 2010). Les comportements varient aussi selon l'âge, la composition du groupe d'un individu, la préférence d'habitat et le risque de prédation (Solberg et al. 2010).

Il existe des erreurs d'échantillonnage propres à des projets de science collaborative conduits auprès des chasseurs qui peuvent biaiser l'estimation de l'abondance d'une population. Par exemple, l'hétérogénéité de l'expérience des chasseurs pour l'identification de caractéristiques des animaux comme le sexe et l'âge (Sunde et Jessen 2013) ainsi que le temps entre l'observation d'un animal et sa compilation dans le registre entraînent des erreurs dans la saisie des données (Chu et al. 1992). De plus, les jours de chasse rapportés ne correspondent pas toujours à des périodes d'observation puisqu'un observateur qui abat un animal au cours d'une journée aura aussi à le transporter et l'éviscérer. La majeure partie de la journée est alors occupée par la manipulation de l'animal, plus que par l'observation (Ueno et al. 2014). Ceci biaise notamment le calcul du nombre d'animaux vus par unité d'effort de chasse, indice répandu dans l'estimation des populations animales par des données d'observation (Ericsson et Wallin 1999, Solberg et Saether 1999, Ueno et al. 2014). Une densité d'animaux élevée sur un territoire influence aussi l'effort de chasse individuel en réduisant la période de recherche d'une proie (Ueno et al. 2014). De plus, une forte densité de gibier et des accès faciles sur un territoire attirent un plus grand nombre de chasseurs, donc une plus grande couverture du territoire et un effort de chasse cumulatif plus grand. Il peut donc y avoir plus d'animaux observés rapportés, sans qu'il y ait eu d'augmentation de la population (Crichton 1993, Hatter 2001). C'est pourquoi il est nécessaire de calibrer le nombre

d'observations rapportées en fonction du nombre de chasseurs impliqués et de l'effort de chasse qu'ils ont fourni (Solberg et Saether 1999, Ueno et al. 2014).

Selon Williams et al. (2002), les estimations basées sur les observations et la récolte d'animaux peuvent être utiles même si elles sont potentiellement biaisées, à condition que le biais soit le même entre les périodes d'échantillonnage. La taille des jeux de données de projets de science collaborative pourrait être suffisante pour tolérer un certain pourcentage d'erreurs et permettre de faire ressortir les tendances générales (Bonney et al. 2009). C'est pourquoi plusieurs sont d'avis que les projets de science collaborative sont plus appropriés pour évaluer des indices relatifs d'abondance que des estimations absolues (Courtois et Crête 1993, Bonney et al. 2009, Morellet et al. 2011).

Indices et modèles dérivés des données d'observation et de récolte fournies par les chasseurs

Dans le cadre de la chasse, les indices de population peuvent être extraits de deux sources de données : les observations et la récolte (Annexe I). L'utilisation de ces données pour évaluer l'état d'une population est basée sur le postulat que le changement dans le taux d'observation ou de récolte par unité de temps ou d'espace est proportionnel à la variation d'abondance des individus dans la population (Ronnegard et al. 2008). Selon Williams et al. (2002), les estimations issues de modèles développés à partir de comptes d'animaux sont plus précises si les modèles intègrent de l'information sur la probabilité de capture ou d'observation et qu'ils sont validés par des estimations indépendantes. La comparaison de l'évolution de ces indices dans le temps et dans l'espace avec des estimations comparables calculées par d'autres méthodes comme des survols aériens ou des modèles biodémographiques permet de valider la performance de ces indices et de les calibrer (Ericsson et Wallin 1999, Williams et al. 2002, Morellet et al. 2011, Ueno et al. 2014).

L'indice de récolte par unité d'effort ou « *catch per unit effort* » (CPUE) a été largement utilisé pour estimer l'abondance des populations d'animaux, surtout dans l'industrie de la pêche (Davis et Winstead 1980). Le CPUE considère que le nombre de prises par unité d'effort au temps *t* est proportionnel à la population au même moment (Davis et Winstead 1980) et que la probabilité de capture est constante (Cooke et Beddington 1985). Le suivi de cet indice permet de calculer l'évolution de l'abondance des populations dans le temps et l'espace, entre des régions données. Ces modèles simples reposent sur deux informations faciles à obtenir avec l'aide de volontaires : l'effort de récolte, calculé par exemple en jours-bateaux, et le nombre de prises. En intégrant une probabilité de capture, il est aussi possible de calculer une abondance absolue à partir de ces informations grâce à l'équation (1) :

$$CPUE_t = qN_t \quad (1)$$

où N_t est l'abondance de la population au temps t, et q est le coefficient de probabilité de capture (Ricker 1940).

Cette méthode peut aussi être appliquée aux populations d'animaux terrestres et aux données d'observation (Solberg et Saether 1999). Par exemple, Lancia et al. (1996a) ont utilisé le nombre de bêtes abattues par unité d'effort (jours-chasseurs) pour estimer la taille d'une population de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) sur un territoire privé dans l'état du Maryland aux États-Unis. En comparant l'évolution de cet indice avec une estimation indépendante d'abondance basée sur un modèle biodémographique, les auteurs ont déterminé que le CPUE était en mesure de suivre les tendances d'augmentation et de diminution de la taille de la population, bien qu'il était négativement biaisé par rapport à la donnée de référence. Une étude américaine sur le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*) a aussi permis de déterminer que le nombre d'observations de dindons par jours-chasseurs (« *seen per unit effort* », SPUE) était bien corrélé aux indices de présence sonores de dindons réalisés par des professionnels et qu'il était adéquat pour estimer la taille de population (Palumbo et al. 2014).

D'autres modèles basés sur les données de récolte et d'observation ont aussi été développés, mais visent une estimation absolue de l'abondance et sont plus complexes. Le modèle de type « *change-in-ratio* » (CIR) estime l'abondance de la population à partir de changements observés dans les ratios entre des catégories d'individus dans la population (p.ex. ratio mâles : femelles) causés par une récolte connue d'individus par les chasseurs (Paulik et Robson 1969, Davis et Winstead 1980, Solberg et al. 2005). Paulik et Robson (1969) ont proposé l'équation (2) pour estimer l'abondance à partir de changements dans les proportions de groupes ciblés (x et y) à l'intérieur d'une année :

$$N_t = (Q_x - p_2 Q)/(p_2 - p_1) \quad (2)$$

où N_t est l'abondance de la population avant la chasse, p_1 est la proportion des animaux x vus dans la population au temps t_1 (avant la chasse), p_2 est la proportion des animaux x vus dans la population au temps t_2 (après la chasse), Q_x est le nombre d'animaux x abattus entre t_1 et t_2 et Q est la récolte nette de la population totale (x + y) entre les temps t_1 et t_2.

Wam et al. (2010) ont proposé une autre équation (3) adaptée de Hatter et Bergerud (1991) basée sur des données de récolte et d'observation et sur la balance entre les individus produits et récoltés pendant une année pour estimer la densité des populations d'ongulés après la chasse :

$$D_j = H_j \times \left[\frac{R_j - M}{1 - R_j} - \beta_j\right]^{-1} \quad (3)$$

où D_j est la densité d'animaux par km^2 sur un territoire *j* après la chasse, H_j est le nombre d'individus abattus annuellement par km^2, R_j est la proportion de veaux vus parmi tous les animaux rapportés (recrutement), *M* est la mortalité naturelle et β est le taux de croissance *per capita* calculé par l'équation (4) :

$$\beta = e^r - 1 \quad (4)$$

où *r* est le coefficient de régression de la relation logarithmique des « animaux vus par unité d'effort » sur l'année.

Les modèles présentés précédemment sont basés majoritairement sur des données pouvant être obtenues avec l'aide du public et présentent donc des alternatives intéressantes aux estimations basées sur des méthodes de collecte de données plus dispendieuses.

Modèle d'étude : La population d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré

La chasse à l'orignal au Québec

L'orignal est le plus grand cervidé contemporain. Les mâles et les femelles ont respectivement des masses qui varient entre 329 et 635 kg et 227 et 408 kg (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2016). Au Québec, la répartition de l'espèce s'étend du sud de la province au nord du 55^e parallèle (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2015b). L'habitat de l'orignal est caractérisé par les forêts mixtes comme la sapinière à bouleau blanc ou à bouleau jaune qui correspondent aussi aux zones de chasse les plus fréquentées par les utilisateurs de la faune (zones de chasse 1, 12, 13, 15, 18, 26 et 27 ; Lacasse 2003).

L'orignal est une espèce hautement convoitée par les chasseurs et les observateurs de la faune, ce qui se traduit par des retombées économiques, touristiques et sociales importantes. Au plan économique, la chasse à l'orignal a contribué en 2012 pour 123 M$ au produit intérieur brut pour le Québec (ÉcoRessources 2014). Au plan touristique, la chasse et l'observation de l'orignal attirent au Québec de nombreux non-résidents québécois et étrangers en régions (Lacasse 2003). La chasse à l'orignal est socialement importante puisqu'elle représente une opportunité de divertissement récurrente pour les Québécois, ainsi qu'une activité traditionnelle pour les Premières Nations.

Au Québec, la gestion des populations d'orignaux est planifiée à partir de plusieurs sources d'informations. Le nombre de permis de chasse vendus et la récolte d'orignaux sont compilés depuis 1955, l'enregistrement du gros gibier abattu est obligatoire depuis 1958 et est réalisé à l'aide d'un réseau de 275 stations d'enregistrement à travers le Québec en place depuis 1962 (Courtois 1989). Depuis 2002, le *Système d'enregistrement de la faune au Québec* est en vigueur pour la compilation géolocalisée et informatique des animaux abattus à la

chasse, succédant à la *Fiche du gros gibie*r et au *Système d'information sur la grande faune* (Gignac 2008). L'effort de chasse et des informations complémentaires sur les dépenses, les habitudes et l'opinion des chasseurs sur différents sujets sont estimés à partir d'enquêtes postales (Courtois 1989). Finalement, l'abondance et la composition des populations d'orignaux dans les unités de gestion sont estimées par des survols aériens. Certaines zones de chasse, comme les réserves fauniques de Matane, de Dunière et des Laurentides par exemple, compilent aussi les observations d'orignaux faites par leurs clients et calculent des indices similaires à ceux présentés à l'annexe I.

En 1992, une mortalité élevée des femelles reproductrices a entraîné une diminution considérable du cheptel d'orignaux au Québec. La population était alors estimée à 67 000 bêtes (Lamontagne et Jean 1999). En 1994, elle avait diminué à 55 000 individus (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012). C'est dans ce contexte que le *Plan de gestion de l'orignal 1994-1998* a été adopté, introduisant la chasse sélective en alternance. Depuis ce plan, la récolte des mâles adultes et des veaux est permise tous les ans et la récolte des femelles adultes est autorisée une année sur deux. En plus de cette mesure de protection, l'exploitation forestière des dernières décennies a contribué à l'augmentation de la proportion de jeunes forêts propices à l'augmentation des populations d'orignaux (St-Louis et al. 2011). Les populations d'orignaux au Québec sont aujourd'hui estimées à près de 125 000 individus (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012).

Nous observons, de pair avec l'augmentation du nombre d'orignaux sur le territoire québécois, un intérêt grandissant pour la chasse à l'orignal. Le dernier plan de gestion de l'orignal estime qu'entre 2004 et 2010, le nombre de chasseurs s'est accru de 17 % et que la récolte d'orignaux a augmenté de 20 % (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012). En 2015, ce sont plus de 177 000 permis de chasse à l'orignal qui ont été vendus (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2015a) et plus de 28 000 bêtes qui ont été abattues (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2015c).

La chasse à l'orignal sur la Seigneurie de Beaupré

La Seigneurie de Beaupré (SB) est un territoire privé de plus de 1592 km^2 appartenant au Séminaire de Québec. Le territoire est divisé en 201 clubs de chasse et pêche et regroupe environ 1350 membres. La SB fait partie de la zone 27 de chasse où l'objectif de gestion est de « Stabiliser les populations d'orignaux » en appliquant la chasse sélective en alternance (Lefort et Massé 2015). Le plan de gestion de l'orignal de la SB a comme objectifs spécifiques supplémentaires de maintenir la satisfaction des membres des clubs de chasse, de maintenir la qualité de l'habitat de l'orignal et de limiter les conflits faune-forêt puisque la SB est aussi exploitée pour ses ressources forestières (CIMA+ 2013). Les populations d'orignaux de la SB ont été recensées par deux inventaires aériens conduits en 2004 et 2013 (Banville 2004, Langevin et Bastien 2013) (Tableau 2). De plus,

les chasseurs membres des clubs de la SB doivent depuis 2003 rapporter sur un formulaire les orignaux qu'ils ont vus lors de leurs activités de chasse (Annexe II).

Tableau 2: Indices de population calculés suite aux inventaires aériens de 2004 et 2013 sur la Seigneurie de Beaupré. Les données présentées sont sous la forme moyenne ± intervalle de confiance (IC) % (α = 0,05). Adapté de Langevin et Bastien (2013).

Indice	2004	2013
Ratio des sexes	65 ± 11 mâles / 100 femelles	46 ± 9 mâles / 100 femelles
Recrutement	49,8 ± 7,3 veaux / 100 femelles	47 ± 10 veaux / 100 femelles
Abondance totale	1684 ± 147 orignaux	2357 ± 296 orignaux
Densité	10,6 ± 7,4 orignaux/10 km²	14,8 ± 1,5 orignaux/10 km²

Objectifs

Objectif général

Le nom du projet, collabOr, est un mot-valise construit à partir des mots collaboration et orignal qui résume bien l'essence de l'objectif poursuivit dans le cadre de cette recherche. Notre objectif consistait à évaluer le potentiel des données d'observation et de récolte d'orignaux recueillies par une approche de science collaborative impliquant des chasseurs pour suivre la dynamique des populations d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré dans le temps et l'espace.

Objectifs spécifiques

1. Améliorer et faire la promotion d'un protocole de science collaborative pour maximiser la qualité de la base de données d'observation et de récolte d'orignaux de la Seigneurie de Beaupré.
2. Comparer les indices de population dérivés des données d'observation et de récolte avec ceux estimés par inventaires aériens.
3. Évaluer le potentiel des données d'observation et de récolte à suivre les tendances temporelles d'abondance et de démographie des orignaux de la Seigneurie de Beaupré.
4. Évaluer la performance des données d'observation à suivre les tendances spatiales d'abondance des orignaux de la Seigneurie de Beaupré.

Approche méthodologique

Aire d'étude : La Seigneurie de Beaupré

La Seigneurie de Beaupré (SB) s'étend entre Sainte-Brigitte-de-Laval à l'ouest, Saint-Urbain à l'est, la réserve faunique des Laurentides au nord et la bande habitée qui borde le fleuve Saint-Laurent au sud. La SB couvre le

domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (zone tempérée nordique, sous-zone de la forêt mélangée) au sud-est et celui de la sapinière à bouleau blanc (zone boréale, sous-zone de la forêt boréale continue) au nord-ouest (Saucier et al. 2009). La dynamique forestière des deux domaines est influencée par les cycles épidémiques de la tordeuse du bourgeon de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), par les feux (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2003) et par l'exploitation des ressources forestières. Les peuplements en régénération et de moins de 40 ans couvrent respectivement 21 % et 52 % du territoire et sont le résultat de coupes forestières. Les prédateurs de l'orignal comme l'ours noir (*Ursus americanus*) et le loup gris (*Canis lupus*) sont présents sur le territoire.

Sources des données d'observation et de récolte de l'orignal et des estimations indépendantes

Sur le territoire de la SB, les membres des clubs de chasse doivent remplir un *Rapport d'activité de chasse et de pêche* annuel. Les données de récolte sont compilées depuis 1987 et les données d'observation le sont depuis 2003. Depuis 2014, on demande aux membres de saisir leurs observations d'orignaux et leur effort de chasse sur une base quotidienne (Annexe II). La figure 1 présente les informations disponibles dans la base de données. En 2014 et 2015, des bénévoles étaient postés aux entrées principales de la SB pendant la saison de la chasse à l'orignal pour stimuler l'intérêt des chasseurs pour le protocole de science collaborative et pour donner de l'information sur la saisie quotidienne des données d'observation et d'effort.

Nous avons utilisé les données des inventaires aériens de 2004 (Banville 2004) et 2013 (Langevin et Bastien 2013) conduits sur la Seigneurie de Beaupré pour obtenir des estimations indépendantes de l'évolution de l'abondance des populations d'orignaux sur le territoire. La méthode utilisée était le recouvrement total avec dénombrement partiel des ravages d'orignaux (Courtois 1991a) et un taux de détectabilité de 80 % a été appliqué pour corriger l'estimation de l'abondance pour les animaux non observés. Nous avons analysé à nouveau les données brutes des inventaires pour estimer des différences locales d'abondance entre deux régions de productivités contrastées définies par les domaines bioclimatiques, ainsi que l'effet d'un changement du taux de détectabilité appliqué aux comptes bruts d'animaux dans les ravages.

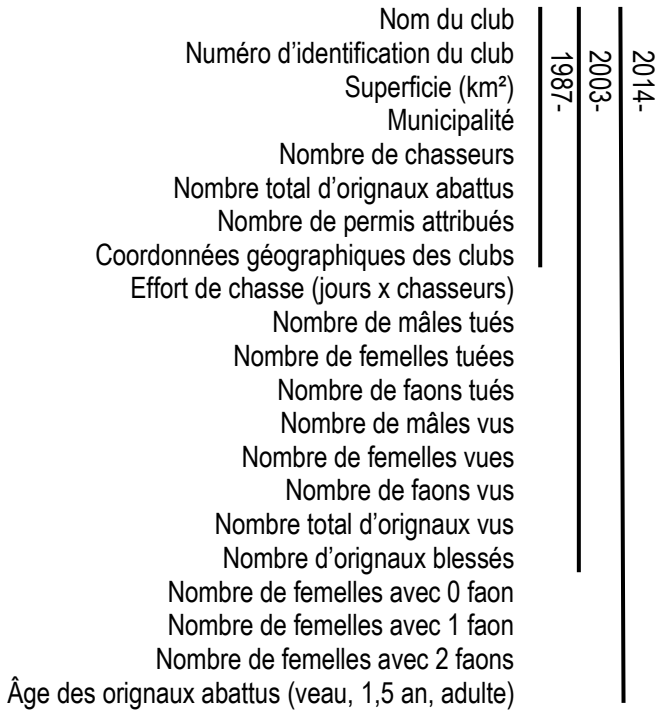


Figure 1 : Informations disponibles dans la base de données d'observation et de récolte de la Seigneurie de Beaupré.

Approche analytique

De façon exploratoire, nous avons appliqué différents modèles d'estimation des populations d'orignaux aux données récoltées. Nous avons fait des essais d'estimation d'abondance absolue avec les modèles de changement dans les ratios d'observation de groupes distincts dans la population (Solberg et al. 2005) et des modèles basés sur une balance entre le recrutement et la mortalité dans la population (Hatter et Bergerud 1991, Wam et al. 2010). Comme les données d'observation quotidiennes étaient seulement disponibles depuis 2014 et que nous n'avions pas d'estimation de la mortalité naturelle sur le territoire, nous nous sommes ensuite concentrés sur le suivi des indices relatifs de l'état de la population.

À partir des données récoltées par les chasseurs, nous avons pu extraire deux indices relatifs à l'abondance de la population, soit 1) le nombre d'orignaux vus par unité d'effort et 2) le nombre d'orignaux tués par unité d'effort, que nous avons analysés de façons temporelle et spatiale en comparant les estimations entre les deux régions de productivités contrastées. Nous avons aussi modélisé l'évolution temporelle de deux paramètres démographiques sous-jacents à la dynamique de population, soit 1) le recrutement et 2) la proportion de mâles dans la population. Nous n'avions pas d'estimation de la détectabilité au sol, alors nous l'avons considérée comme constante. Dans le cas où elle aurait changé, nous supposons qu'elle aurait diminué avec le temps

parce qu'à densité élevée, les chasseurs voient proportionnellement moins d'animaux qu'à faible densité (Mysterud et al. 2007). Nos estimations de croissance de population seraient donc conservatrices.

L'utilisation de ratios dans des modèles peut mener à des conclusions erronées, par exemple le fait de trouver un effet significatif alors qu'il n'y en a pas (erreur de type I) ou de ne pas trouver d'effet significatif alors qu'il y en a un (type II) (Raubenheimer 1995, Serrano et al. 2008). Nous avons opté pour une approche encore peu utilisée dans le contexte de l'estimation des populations de faune terrestre, soit les modèles linéaires mixtes généralisés avec une variable réponse utilisée comme diviseur (*offset*) pour corriger la variable dépendante et une distribution appropriée aux données de comptes (Poisson et binomiale négative) (Candy 2004, Serrano et al. 2008, Baum et Blanchard 2010, Ueno et al. 2014).

Chapitre principal

Using hunter observations and harvest data for monitoring wildlife population trends – examples from a moose population in Quebec

Dalie Côté-Vaillancourt[1,2], Jean-Pierre Tremblay[1,2,3] and Erling Johan Solberg[4]

[1] Université Laval, Québec, Québec, Canada

[2] Centre d'étude de la forêt, Québec, Canada

[3] Centre d'études nordiques, Québec, Canada

[4] Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway

Résumé

Le survol aérien est la méthode d'échantillonnage considérée comme étant la plus précise pour estimer l'abondance des populations d'ongulés, mais les coûts élevés qui y sont associés en limitent la fréquence. La science collaborative implique le public dans la collecte de données et permet de suivre l'évolution d'espèces fauniques à moindres coûts. Notre objectif était d'évaluer la performance d'indices calculés à partir des données d'observation et de récolte fournies par les chasseurs pour suivre les tendances temporelles et spatiales de populations d'orignaux (*Alces americanus*) en comparant ces indices à des estimations indépendantes réalisées par inventaires aériens. L'évolution annuelle des données d'observation (6.7 %) était plus adéquate que l'évolution de la récolte (1.4 %) pour suivre la croissance des populations estimée par inventaires aériens (3.7 %), car la récolte est davantage influencée par la réglementation que par l'abondance des orignaux. Les observations par les chasseurs peuvent donc contribuer à améliorer la gestion des ongulés.

Summary

Aerial surveys are considered the most reliable method for estimating ungulate population abundance but time series assembly is a challenge due to the high cost of the method. Citizen science can contribute to filling the gap between censuses. Our objective was to evaluate the performance of indices based on moose (*Alces americanus*) observation and harvest data collected by 1300 hunters to monitor moose population temporal and spatial trends. Moose population growth estimated from seen per unit effort (6.7 %) and catch per unit effort (1.4 %) models were respectively twice and half the estimate based on two successive aerial surveys 10 years apart (3.7 %). Number of moose seen per unit effort better reflected the population trends than the number of moose catch per unit effort due to harvest regulation constraints. The trend in recruitment rates based on hunter observations was lower compared to aerial surveys but it was similar for the proportion of males in the adult population. Hunter observations are a useful tool for sustainable moose population management and could be combined with indicators of change in habitat and body condition in order to get a better understanding of a population condition.

Introduction

Reaching management goals for animal populations often relies on an advanced understanding of their dynamic, especially for species with large spatial and temporal variations in population size due to environmental stochasticity or hunting (Solberg et al. 1999). Trends in population abundance should then be assessed continuously to enable proactive instead of reactive responses in harvest strategy (Crichton 1992, Solberg et al. 1999). If errors in abundance estimation occur, inappropriate management strategies, like over or under harvest, could be maintained for many years before another survey is made, especially under a system of resource allocation using quota (Boyce et al. 2012). Strategies seen in wildlife population monitoring are either intensive, aiming at absolute estimates, but rarely applied due to the effort and financial resources they imply, or extensive, aiming at relative changes by the use of cheaper indices.

Aerial surveys provide an absolute estimation of ungulate population abundance and have been considered the most reliable and widely used method for many decades (Timmermann 1993, Boyce et al. 2012). Numerous studies, however, argue that they provide a biased and inaccurate estimate of the real population size (Caughley 1974, Gasaway et al. 1985, Potvin and Breton 2005). High precision and accuracy are therefore difficult to obtain with this method in addition to the high costs involved. Gaps of information resulting from intensive but infrequent aerial surveys are often filled with independent estimates based on cheaper monitoring methods. In numerous jurisdictions, however, the use of relative population indices has substituted absolute abundance estimates because the rate of change is often considered sufficient for population management (Morellet et al. 2007).

Various estimation methods can provide reliable relative estimates of population size, such as pellet-group count (Marques et al. 2001, Plhal et al. 2014), habitat quality analyses (Morellet et al. 2001), capture-mark-recapture of animal or DNA samples (Kindberg et al. 2009), harvest data (Boyce et al. 2012) and direct or indirect animal observations (McCrimmon et al. 1997, Ericsson and Wallin 1999, Solberg and Saether 1999). In addition to being cost-efficient, population estimation from observations take the advantage of involving the public in science, therefore improving volunteers' perception of subsequent management decisions. Where hunter distribution is homogeneous and territory is accessible, this estimation method enables a greater spatio-temporal coverage (Bonney et al. 2009, Dickinson et al. 2012).

Fishermen, anglers and hunters have been solicited in wildlife population monitoring for many years via harvest and observation data collection. Catch per unit effort (CPUE) models are extensively used to estimate fish population abundance, where a catch can be the number or mass of fish, and effort is the time spent fishing (Davis and Winstead 1980). These models are based on the assumption that the catch per unit effort at time t is proportional to the population abundance at the same time (Quinn and Deriso 1999). Variation in catch rates

is thereby an indicator of the variation in population abundance as long as catch probability is constant over time, area, for all sex and age groups and that effort and number of fish caught are known (Davis and Winstead 1980). Similarly, CPUE can be adapted to observational data (Lancia et al. 1996, Boyce et al. 2012) by using the number of animals seen, rather than the animals caught, per unit effort (i.e. SPUE). Additional information, such as age and sex, can also be collected to get an overview of the underlying processes affecting the population dynamics, such as recruitment rates or sex-ratio (Ericsson and Wallin 1999, Solberg and Saether 1999). Even though moose management based on citizen observations is well established in Europe and some North American jurisdictions, few studies have focused on the North American boreal forests. It is essential to validate this method in biomes that vary in climate, vegetation, moose and hunter density.

Adaptations of the CPUE models integrating offsets, random terms and distributions appropriate for count data into generalized linear mixed model (GLMM) mainly developed for the fishery industry, are still rarely used for terrestrial wildlife monitoring (but see Ueno et al. 2014). To model temporal trends in CPUE or SPUE, general linear models (GLM) are commonly used (Mikkonen et al. 2008, Deroba and Bence 2009). Using ratios as response variables in statistical models can lead to biased estimation of parameters and to type I or type II errors depending on which assumption is violated (Serrano et al. 2008). As stated by Candy (2004), because the catch rate is the ratio of two variables with different units, the appropriate distribution can be difficult to model. Modern alternatives that use untransformed data have been proposed such as using the number of animals captured or seen as the response variable and effort as an offset. The use of a distribution that fits the natural distribution of count data such as a Poisson or negative binomial distribution in generalized linear model has also been suggested (Candy 2004, Serrano et al. 2008, Baum and Blanchard 2010, Ueno et al. 2014). In fisheries, the capacity of different vessels to catch fish explains a portion of the model's variance (Candy 2004). Numerous analyses also standardize the CPUE index by including vessel as a random term to account for autocorrelation into variance estimation (Millar and Willis 1999, Candy 2004, Mikkonen et al. 2008, Bernasconi et al. 2015).

Here, we evaluated the effectiveness of population abundance estimates based on annual harvest and observations reported by hunters to follow temporal and spatial trends in a moose (*Alces americanus*) population over a 13-year period. We used generalized linear mixed models of seen moose per unit effort, catch moose per unit effort, recruitment and proportion of males in the adult population that we compared to the trend from two independent aerial surveys 9 years apart. In the end, we make recommendations on the integration of indices based on citizen participation into a management strategy based on calibrated indicators of ecological changes.

Methods

Study area

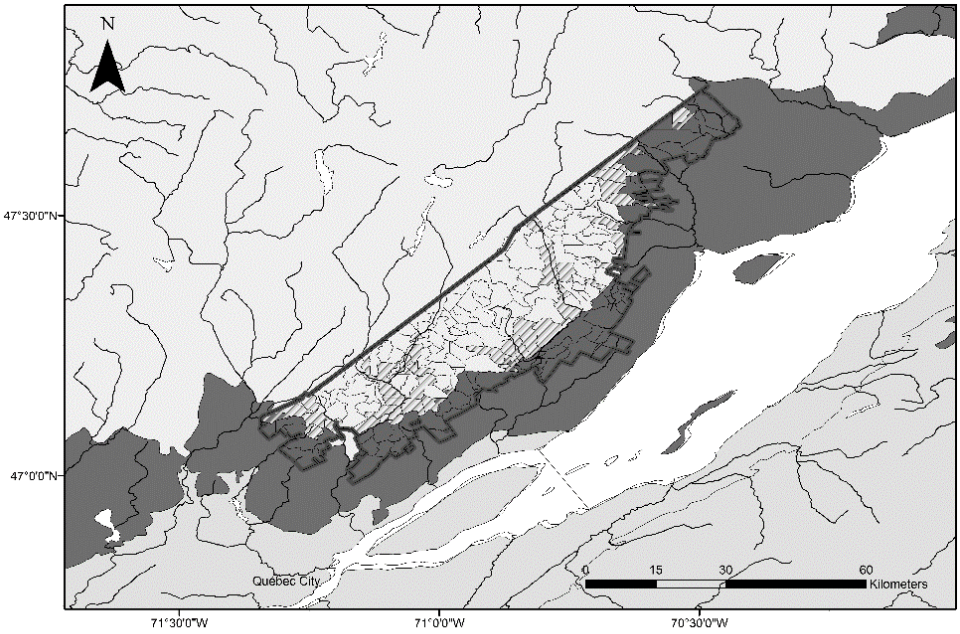


Figure 2 : Division of the study area into 201 hunting clubs and their attribution to either the more productive region (dark grey; balsam fir-yellow birch domain) or the less productive region (light grey; balsam fir-white birch domain). Lined hunting clubs are geographically in the balsam fir-white birch domain, but where included in the more productive region based on elevation criteria and similarities in moose frequentation in winter.

The study was conducted on the Seigneurie de Beaupré (SB), a large private estate (1,593 km²) located on the northern shore of the St. Lawrence River near Québec City (Qc, Canada) (Figure 2). The study area overlaps two bioclimatic regions; a more productive balsam fir-yellow birch domain in the southeastern part of the north-temperate zone with a growing season length averaging 154 (139-168) days, and a less productive balsam fir-white birch domain of the boreal zone with a growing season of 135 (99-172) days (Saucier et al. 2003, Government of Quebec 2014). As a result of forest exploitation, 52% of the area is actually forest stands younger than 40 years, and 21% consist of stands younger than 10 years. Climate is humid continental and is characterized by broad seasonal temperature variations; mean temperatures in January and July are respectively -14.2°C and 16.8°C and snow and rain precipitations average respectively 451.2 cm and 972.3 mm (Environment and Climate Change Canada 2015a, b). Black bear (*Ursus americanus*), wolf (*Canis lupus*), white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), coyotes (*Canis latrans*) and Canada lynx (*Lynx Canadensis*) are the other large and medium-sized mammals found in the study area.

Harvest on the SB is subordinated to the provincial regulations allowing one moose per two hunters with valid permits. In order to increase moose densities in the early 90s, a provincial regulation established in 1994 allows hunters to harvest females only in alternate years (Lefort and Massé 2015). Access to SB is based on a hunting lease limiting the access with more restrictive harvest allowance than the provincial regulations (quota of 2 to 4 moose per hunting lease). A total of 1300 members distributed into 201 hunting clubs are allowed to hunt on the territory. Since 2004, the hunting season is divided into 1) 16 days of bow and crossbow-hunting beginning on the Saturday closest to September 11th, and 2) 16 days of firearm hunting beginning on the Saturday closest to October 2nd, starting a week earlier than previous years.

Moose harvest and observations report

The report of harvest and observation data is included in the hunting lease and is mandatory since 2003. Before 2013, hunters were asked to report annual effort as the total number of hunter days, the number and the sex of the moose seen or harvested. From 2014 onwards, hunters reported effort (number of observers) and moose observations daily into six categories (males, females with no calf, one or two calves, single calves and individuals of unknown sex or age) and we instructed hunters working as a team to avoid duplication of observations of the same animal at the same time.

Independent population estimates

The provincial wildlife department conducted aerial surveys over the study area during winter 2004 and 2013. They used a total covering of the territory with partial count in a two-phase sampling plan as described in Courtois (1991b). Detectability was estimated to 73% for the study area (Crête et al. 1986) and to 52% for a region of similar habitat composition and topography but with higher moose density (Courtois 1991a). However, a detectability factor of 80% was used to correct for moose not detected during the surveys of 2004 and 2013 on the study area (Langevin and Bastien 2013). The resulting estimates were 1 684 ± 147 (95% CI) individuals in 2004 (Banville 2004) and 2 357 ± 296 (95% CI) animals in 2013 (Langevin and Bastien 2013), but we also tested the alternative detectability factors because the final estimates are highly dependent on the factor used as a multiplier (Figure 3a). We used the equation $(N_j/N_i)^{1/n} - 1$ to estimate annual population growth rates, where N_i and N_j are estimated population size in year 2004 and 2013, respectively, and n is the number of years in between (9 years). Based on the animal classification in 25 % of moose yards, the estimated recruitment rate (number of calves over the total observations) was stable between 2004 (23.2 ± 3.7% [CI]) and 2013 (24.2 ± 5.0%) whereas the proportion of males over the adult population decreased from 2004 (39.4 ± 4.8%) to 2013 (31.6 ± 5.2%).

Statistical analyses

We used harvest and observation data to compute the following four population indices through time: 1) number of moose seen per unit effort, 2) number of moose killed per unit effort, 3) recruitment rate and 4) the proportion of males in the adult population. To test the potential of hunters to detect spatial differences in density, we analyzed the variation of the first two indices between regions of contrasting primary productivity. We assigned each hunting club to either the more productive region including balsam fir-yellow birch bioclimatic domain and valleys of the balsam fir-white birch, or the low productive zone corresponding to the balsam fir-white birch domain. To monitor changes in the recruitment rate and the proportion of males over the adult population, we only considered hunter observations because too few calves were harvested on the SB and harvest of females is only allowed during odd years.

We used linear regression to model the variation in number of moose killed, number of hunting allowances, number of hunters and effort through time. We modeled the variation in relative abundance and demography indices through time using generalized linear mixed models (GLMM). We used the numerator (number of moose seen, killed, number of males or calves seen) as response variables and the denominator (effort, number of adults or total observations) as offset in GLMMs. The SPUE, recruitment rate and proportion of males in the adult population indices had a negative binomial distribution while CPUE followed a Poisson distribution. Indices were modeled with a log link function. In all models, we included year as a fixed effect. In a second set of analyses, we also included region as a fixed effect after first reanalyzing the aerial surveys data within productivity regions. We added hunting clubs as random variable in the GLMMs with procedure Glimmix in SAS/STAT (SAS Institute Inc. 2011). We report model results as annual growth rate or annual means ± 95% CI. We used a posteriori Z-test to test for differences between estimates from aerial surveys and the estimates from hunter observations.

Results

From 2003 to 2015, total number of moose killed per year increased by 5.7% [4.4-7.0% CI] from a minimum of 180 to 401 ($F_{(1,11)}$=74.43, p<0.0001). This matched the increase in number of hunting allowance of 5.8% [4.8-6.8% CI] per year ($F_{(1,11)}$=142.3, p<0.0001). The number of hunters increased by 2.2% [1.9-2.4% CI] per year ($F_{(1,11)}$=249.4, p<0.0001) while the hunting effort (number of hunter days) increased by 4.7% [3.3-6.1% CI] ($F_{(1,11)}$=43.83, p<0.0001).

Detection of temporal population trends

Moose population growth from 2003 to 2014 estimated from SPUE (6.7% [5.3-8.1% CI] per year, Figure 3b; $F_{(1,200)}$=92.53, p<0.0001, $R^2_{marginal}$=0.15, $R^2_{conditional}$=0.65) and CPUE (1.4% [0.3-2.5% CI] per year, Figure 3c; $F_{(1,200)}$=5.92, p=0.02, $R^2_{marginal}$=0.02, $R^2_{conditional}$=0.45) models were respectively twice and half the estimated growth based on aerial surveys (3.7% per year, Figure 3a).

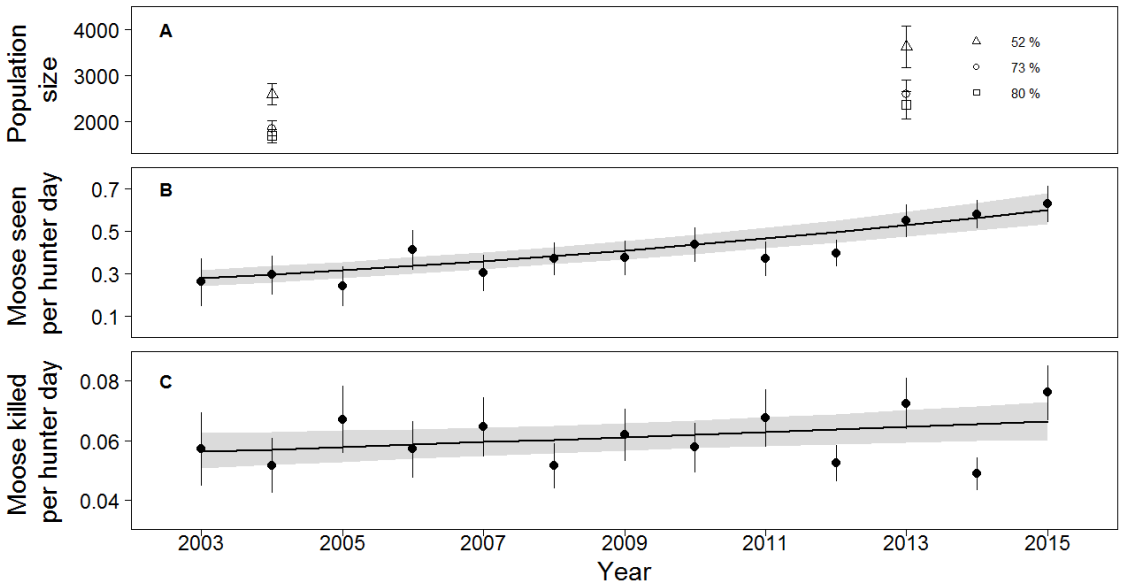


Figure 3 : Population trends estimated from a) aerial surveys with different detectability factors (error bars represent the 95% confidence intervals), b) number of moose seen-per-unit-effort (SPUE) and c) catch-per-unit-effort (CPUE). In b) and c), circles represent the ratio of the average number of moose seen or killed and mean effort and error bars the 95% confidence intervals. Solid lines represent b) a negative binomial regression for SPUE and c) a Poisson regression for CPUE, with random intercept and slope for each hunting club and effort used as offset. Shaded zones show 95% confidence intervals of the models.

Detection of regional differences in moose densities

Based on aerial surveys, the estimated moose abundance in the most productive region was 37.9 ± 6.4% larger than in the less productive regions in 2004 (Z=5.02, p<0.001) but not in 2013 (Z=1.01, p=0.31, Figure 4a). The estimate from SPUE was 20.3% [2.5-34.9 % CI] larger in the most productive balsam fir-yellow birch region than in the balsam fir-paper birch region (Figure 4b, $F_{(1,199)}$=4.88, p=0.03, $R^2_{marginal}$=0.18, $R^2_{conditional}$=0.65). We observed a similar pattern with the estimate from CPUE which was 14.8% [1.1-26.5% CI] larger in the balsam fir – yellow birch region (Figure 4c, $F_{(1,199)}$=4.42, p=0.04, $R^2_{marginal}$=0.07, $R^2_{conditional}$=0.45). For both indices, the rate of increase was similar between the two regions (SPUE: year*region: $F_{(1,199)}$=0.00, p=0.95; CPUE: year*region: $F_{(1,199)}$=0.08, p=0.77) and similar to the estimated population increase in the total area (Figure 3b and c).

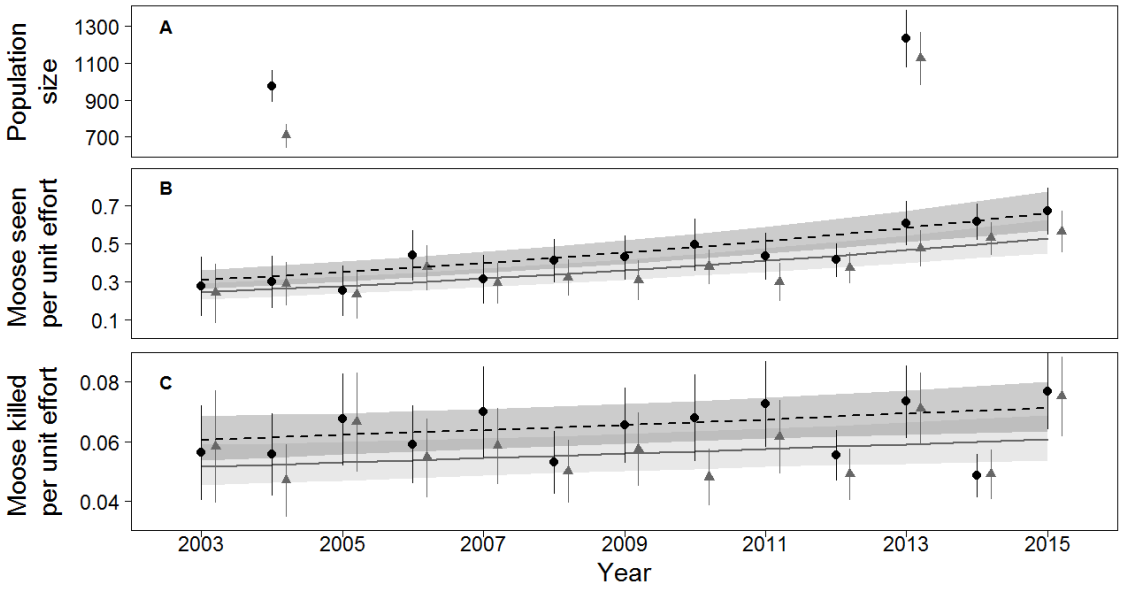


Figure 4 : Differences in moose densities between the more productive area (balsam fir-yellow birch bioclimatic domain and valleys of the balsam fir-white birch, black circles and dashed lines) and the less productive area (balsam fir-white birch, grey triangles and solid lines) according to a) aerial surveys b) seen per unit effort (SPUE) and c) catch per unit effort (CPUE). The two productivity regions have similar slopes, but different intercepts. Lines represent a negative binomial regression for SPUE and a Poisson regression for CPUE, with random intercept and slope for each hunting club and effort used as an offset. The shaded zones show 95% confidence intervals of the models.

Demographic parameters evolution through time

We could not detect any trend in recruitment rate during the study period using hunter observations (-0.43% [-1.5-0.7% CI] per year, Figure 5a, $F_{(1,200)}$=0.58, p=0.45, $R^2_{marginal}$=-0.02, $R^2_{conditional}$=0.30) nor aerial surveys (Z=0.32, p=0.75), but hunter observations underestimated recruitment rate compared to aerial surveys (2004: Z=1.78, p=0.07; 2013: Z=3.83, p=0.0001). The proportion of males in the adult population estimated from aerial surveys declined by -2.42% per year (Z=2.16, p=0.03) while the proportion of males in the adult population based on hunter observations declined by 1.8% [1.2-2.4% CI] (Figure 5b; $F_{(1,200)}$=31.40, p<0.0001, $R^2_{marginal}$=0.08, $R^2_{conditional}$=0.23). The proportions of males estimated by the two methods were similar in 2004 (Z=0.73, p=0.46) but slightly lower based on the aerial survey in 2013 (Z=2.95, p=0.003).

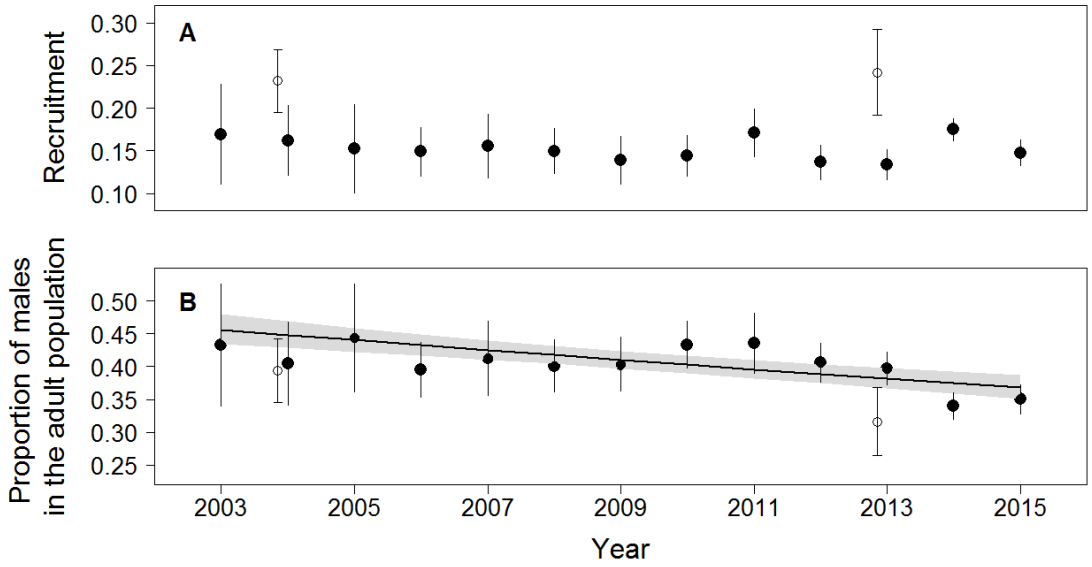


Figure 5 : a) Recruitment rate (number of calves over the total number of observations) estimated from hunter observations (filled circle) and aerial surveys (empty circle) did not significantly change over the study period, whereas b) proportion of males over the adult population decreased according to both methods. Black circles represent the ratios of the average number of calves or males seen per moose or adult moose, respectively. Error bars indicate the 95% confidence intervals. Hard lines show the estimated trend based on a negative binomial regression model with number of moose or adult moose as offset and both random intercept and slope for each hunting club. Shaded zone represent 95% confidence intervals of the model.

Discussion

By comparing moose population estimates based on hunter observations and harvest with estimates from independent aerial surveys, we evaluated the potential of the former to track temporal and spatial trends in moose population abundance and structure in North American boreal forest. Our results suggest that the seen per unit effort gives larger estimates of the population growth rate than aerial surveys corrected for visibility, but outperform the catch per unit effort as an index of moose density.

Detection of temporal population trends based on hunter observations

Solberg and Saether (1999) also found that pre- and post-harvest population size tended to be overestimated in years with high-hunting success in SPUE models (mean=73%, SD=5.45). In our area, hunting success was approximately 81 ± 1.3% (CI) during the study period. The high-hunting success can also explain the correlated increase in number of moose killed and the hunting allowance. However, we suspect that the aerial surveys underestimated the annual growth rate. The detection factor used to correct for unobserved moose has not been reevaluated since 1986 on the north shore of the St. Lawrence River, when moose density was generally under 2 moose / 10 km² (Courtois and Crête 1993) and detectability estimated to 73% (Crête et al. 1986). A detection

factor of 80% was applied to aerial counts of 2004 and 2013 for unspecified reasons (Langevin and Bastien 2013). On the south shore of the St. Lawrence River, topography and forest composition are similar to those of the study area, but detectability of moose was estimated at 52% at a time when moose density was also similar to what was found on SB (Courtois 1991a). If we simulate a change in detectability factors from 73% in 2004 to 52% in 2013 when the moose population was larger, the estimated annual population growth rate could be as high as 7.8%. Ronnegard (2008) reported a similar situation where aerial survey underestimated population size due to overestimation of detectability and recommend that a detectability factor should be estimated for each survey.

Concerning the instruction to report a moose observed by multiple hunters in a short period of time as a single observation, we rather recommend to report every moose seen. A recent analysis found that it was causing a diminution of detectability when effort increased, because the correction was made on the number of moose seen but not on the number of observers (Solberg et al. 2014).

Detection of temporal population trends based on hunter harvest data

Contrary to the SPUE, CPUE seems less appropriate for monitoring long-term trends in moose population abundance in the study area as it underestimates population growth rate. This is in accordance with other studies (e.g. Lewis and Farrar 1968, Lancia et al. 1996) showing that CPUE underestimates population growth rate because quota allocation and harvest regulations have a stronger influence on catch probability than do the population abundance. Violation of the assumption of homogeneous catchability between groups could also have affected the potential of CPUE to follow population trends. In order to limit population growth on the territory, hunters must harvest a minimum number of females in odd years, thereby biasing the sex ratio. Additionally, if hunters are willing to wait longer before shooting an animal to get a trophy male or an unsuited female, the CPUE will decrease but not in accordance with population abundance.

Detection of regional differences in moose densities

Models based on hunter observations (SPUE) and harvest statistics (CPUE) were both able to detect differences between two regions of contrasting productivity for the whole sampling period. The 2004 aerial survey indicated different moose density between regions, but not the 2013 survey (Figure 4a). This can be due to different detectabilities in 2004 and 2013 or to a real change in distribution of moose according to yearly variations. For example, winter severity can influence moose use of each region because they offer different vertical covers. The different timing of surveys, one being made in autumn and the other in winter, could also explain the differences between the results of both methods. For instance, with increasing abundance, moose could be spreading their range to less suitable habitats in order to limit competition for food in high density regions, a

phenomenon evident in winter when resources are sparser and caught by aerial surveys, but not in autumn by hunter observations (van Beest et al. 2014).

The largest moose population size in the southern and more productive region of the study area is of particular importance since a road crosses this area and numerous moose-vehicle collisions occur. Our results suggest that hunter observations and harvest data are useful for temporal and spatial trends detection and that managers could assign hunting licences at a finer scale to account for intra-territory variations discernable from hunter reports. The implementation of moose observation monitoring in Scandinavia also improved regional moose management. Before the early 80s and the development of moose observation report by moose hunting teams, uncontrolled fluctuations in population size occurred because of local over- or underharvesting (Lavsund et al. 2003). In New Hampshire, management objectives are now defined as observation rates at a regional level, which is a major paradigm shift from the traditional North American wildlife management based on absolute estimates. It allows a moose management adapted to local goals as well as local public needs for moose depending on consumptive and non-consumptive use and the number of moose-vehicle collisions occurring (New Hampshire Fish and Game Department 2015).

Demographic parameters evolution through time

Contrary to Ericsson and Wallin (1999) findings that recruitment rates tended to be higher when estimated by hunters than by aerial surveys, our results suggest lower estimates of recruitment rate from hunter reports. The increased detectability of females with calves compared to single females resulting in a higher recruitment rate estimate does not seem to apply to our context (Ericsson and Wallin 1999). Instead, we suggest that calves have a lower detectability than adult males and females in our study area, maybe due to different hunting methods. The model based on hunter observations and the aerial survey made comparable estimates of male proportion in the adult population. However, contrary to the recruitment rate, the proportion of males in the population estimated from hunter observations tended to be slightly higher than based on the aerial survey in 2013, when moose and hunter densities were also greater. This difference can be due to the removal of animals by harvest (dominated by males) between censuses, because hunter observations are made in autumn and the aerial surveys are conducted in winter. Hunter observations may therefore be more useful for sex ratio than recruitment monitoring.

Improvement of models and wildlife management

We tested a traditional statistical modelling approach directly using ratios of observations or kills as numerator and effort as the denominator in GLMM and faced problems with the modelling of variance-covariance matrices resulting in convergence issues. We avoided those problems using the effort, total number of moose or adult

moose seen as offset and thus simplifying model fitting because the slope of this covariable is assumed to be known and does not have to be estimated by the model (Maunder and Punt 2004, Campbell 2015).

Variations in population demography trends estimations can be due to real population changes or to variations in detectability of animals or indices of presence of animals through space and time. To exclude the latest option, we could mark animals to get ground detectability estimates and control for this parameter. Moreover, with a third year of daily data, analyses of SPUE for a shorter period of observation will be feasible, thereby limiting potential bias linked to unknown removal due to natural mortality (Solberg and Saether 1999). Such methods would also allow us to test if the detectability is constant over time and space, as well as between sex and age categories. Marking animals with GPS collars would also allow us to analyze moose movement and parameterize simulations of the interactions between virtual moose and hunter populations in an individual-based model (Huston et al. 1988, Papworth et al. 2012). It would allow sensitivity analyses of the impacts of incomplete or false observation reports on population estimations based on hunter observations, which is a major concern among managers.

Getting absolute annual estimates of population abundance of high precision and accuracy in order to adjust quota allocation may be considered a luxury because of human and financial resources involved (Crichton 1993, Morellet et al. 2007, Boyce et al. 2012). Population trends based on SPUE are cheaper to acquire and provide reliable information on changes in population density. However, it has been suggested that they should be used in combination with other information sources (Crichton 1993, Ericsson and Wallin 1999). The analogy of aircraft navigation based on the cockpit multiple instruments monitoring from Sage et al. (2003) is particularly appropriate to describe the necessity of using multiple indices in order to make proper ungulate management. As with flying a plane, wildlife managers need to follow multiple parameters to reach their goals such as relative abundance, recruitment rate, food availability and body condition. Adaptive management based on indicators of ecological change is widely used elsewhere outside North America. It allows for a deeper understanding of the causes of population changes and underlying demographic processes (Morellet et al. 2007), even under limited resources availability because data collected by public become indices of population trends. Hunters, in addition to providing information on population abundance, could also be solicited to collect data on body condition of harvested moose (Lyver and Gunn 2004). Public participation allows for greater sample size, and makes wildlife users aware of the moose population status and often more open to changes in quota allocations that are needed to regulate moose populations. Because management objectives are commonly defined as population trends instead of fix numbers, working with relative indices instead of absolute abundance estimates provides reasonable precision in order to evaluate the success of management measures (Morellet et al. 2007). As indicated by our study, hunter observations could be one such source of data to be used in a North American boreal context. However, validation of alternative indices to aerial surveys is badly needed, as highlighted by the

differences between our results and those from previous studies (e.g. Ericsson and Wallin 1999, Hatter 2001, Ueno et al. 2014).

Acknowledgements

D. Côté-Vaillancourt received scholarships from Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), Fond de recherche québécois nature et technologies, Parcs éoliens de la Seigneurie de Beaupré and Fondation Héritage Faune. We thank all hunters from the Seigneurie de Beaupré who made this study possible through their reports of harvest and observations. We thank G. Daigle for statistical advice as well as E. Champagne for comments on the manuscript.

References

Banville, D. 2004. Moose aerial survey in the Portneuf wildlife reserve during the winter of 2004. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, Québec, Canada, 14 pp. (in french)

Baum, J. K. and W. Blanchard. 2010. Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. Fisheries Research **102**:229-239.

Bernasconi, J. F., M. Raquel Perier, and E. E. Di Giacomo. 2015. Standardized catch rate of cockfish, *Callorhinchus callorynchus*, in a bottom trawl fishery of Patagonia: Is it possible its use as a predictor of abundance trend? Brazilian Journal of Oceanography **63**:147-160.

Bonney, R., C. B. Cooper, J. Dickinson, S. Kelling, T. Phillips, K. V. Rosenberg, and J. Shirk. 2009. Citizen science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. Bioscience **59**:977-984.

Boyce, M. S., P. W. J. Baxter, and H. P. Possingham. 2012. Managing moose harvests by the seat of your pants. Theoretical Population Biology **82**:340-347.

Campbell, R. A. 2015. Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts. Fisheries Research **161**:109-130.

Candy, S. G. 2004. Modelling catch and effort data using generalised linear models, the tweedie distribution, random vessel effects and random stratum-by-year effects. Ccamlr Science **11**:59-80.

Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. Journal of Wildlife Management **38**:921-933.

Courtois, R. 1991a. Results of the first moose aerial survey monitoring plan in the province of Quebec, 1987-1991. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada, 36 pp. (in french)

Courtois, R. 1991b. Standards for moose aerial surveys. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada, 24 pp. (in french)

Courtois, R. and M. Crête. 1993. Predicting moose population parameters from hunting statistics. Alces **29**:75-90.

Crête, M., L. P. Rivest, H. Jolicoeur, J. M. Brassard, and F. Messier. 1986. Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Quebec. Journal of Applied Ecology **23**:751-761.

Crichton, V. 1992. Management of moose populations - Which parameters are used. Alces Supplement **1**:11-15.

Crichton, V. 1993. Hunter effort and observations - The potential for monitoring trends of moose populations - A review. Alces **29**:181-185.

Davis, D. E. and R. L. Winstead. 1980. Estimating the numbers of wildlife populations. Pages 221-247 *in* Sanford D. Schemnitz (ed.). Wildlife Management Techniques Manual. The Wildlife Society, Washington, USA.

Deroba, J. J. and J. R. Bence. 2009. Developing model-based indices of Lake Whitefish abundance using commercial fishery catch and effort data in Lakes Huron, Michigan, and Superior. North American Journal of Fisheries Management **29**:50-63.

Dickinson, J. L., J. Shirk, D. Bonter, R. Bonney, R. L. Crain, J. Martin, T. Phillips, and K. Purcell. 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. Frontiers in Ecology and the Environment **10**:291-297.

Environment and Climate Change Canada. 2015a. Canadian climate normals 1971-2000 station data - Ste-Anne de Beaupré. [http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_f.html?stnID=5730&lang=f&StationName=Beaupre&SearchType=Contains&stnNameSubmit=go&dCode=5&dispBack=1] (March 1st 2016)

Environment and Climate Change Canada. 2015b. Canadian climate normals 1981-2010 station data - Forêt Montmorency. [http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=5682&lang=f&StationName=Foret+Montmorency&SearchType=Contains&stnNameSubmit=go&dCode=5&dispBack=1] (March 1st 2016)

Ericsson, G. and K. Wallin. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. Wildlife Biology **5**:177-185.

Gasaway, W. C., S. D. Dubois, and S. J. Harbo. 1985. Biases in aerial transect surveys for moose during May and June. Journal of Wildlife Management **49**:777-784.

Government of Quebec. 2014. Quebec forestry guide: Species comparison tool - Balsam fir. Québec, Canada. [http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/essences/arbre.php?id=7] (May 4th 2016) (in french)

Hatter, I. W. 2001. An assessment of catch per unit effort to estimate rate of change in deer and moose populations. Alces **37**:71-77.

Huston, M., D. DeAngelis, and W. Post. 1988. New computer-models unify ecological theory - Computer-simulations show that many ecological patterns can be explained by interactions among individual organisms. Bioscience **38**:682-691.

Kindberg, J., G. Ericsson, and J. E. Swenson. 2009. Monitoring rare or elusive large mammals using effort-corrected voluntary observers. Biological Conservation **142**:159-165.

Lancia, R. A., J. W. Bishir, M. C. Conner, and C. S. Rosenberry. 1996. Use of catch-effort to estimate population size. Wildlife Society Bulletin **24**:731-737.

Langevin, B. and H. Bastien. 2013. Moose aerial survey on the Seigneurie de Beaupré during the winter of 2013. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Canada, 16 pp. (in french)

Lavsund, S., T. Nygrén, and E. Solberg. 2003. Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. Alces **39**:109-130.

Lefort, S. and S. Massé. 2015. Quebec moose management plan 2012-2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction générale du développement de la faune, Québec, Canada, 443 pp. (in french)

Lewis, J. C. and J. W. Farrar. 1968. An attempt to use the Leslie census method on deer. Journal of Wildlife Management **32**:760-764.

Lyver, P. O. B. and A. Gunn. 2004. Calibration of hunters' impressions with female caribou body condition indices to predict probability of pregnancy. Arctic **57**:233-241.

Marques, F. F. C., S. T. Buckland, D. Goffin, C. E. Dixon, D. L. Borchers, B. A. Mayle, and A. J. Peace. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. Journal of Applied Ecology **38**:349-363.

Maunder, M. N. and A. E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research **70**:141-159.

McCrimmon, D. A., S. T. Fryska, J. C. Ogden, and G. S. Butcher. 1997. Nonlinear population dynamics of six species of Florida Ciconiiformes assessed by Christmas bird counts. Ecological Applications **7**:581-592.

Mikkonen, S., M. Rahikainen, J. Virtanen, R. Lehtonen, S. Kuikka, and A. Ahvonen. 2008. A linear mixed model with temporal covariance structures in modelling catch per unit effort of Baltic herring. Ices Journal of Marine Science **65**:1645-1654.

Millar, R. B. and T. J. Willis. 1999. Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed-effects model. Australian & New Zealand Journal of Statistics **41**:383-394.

Morellet, N., S. Champely, J. M. Gaillard, P. Ballon, and Y. Boscardin. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. Wildlife Society Bulletin **29**:1243-1252.

Morellet, N., J. M. Gaillard, A. J. M. Hewison, P. Ballon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein, and D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. Journal of Applied Ecology **44**:634-643.

New Hampshire Fish and Game Department. 2015. New Hampshire game management plan 2016-2025. New Hampton, New Hampshire, USA, 27 pp.

Papworth, S. K., N. Bunnefeld, K. Slocombe, and E. J. Milner-Gulland. 2012. Movement ecology of human resource users: using net squared displacement, biased random bridges and resource utilization functions to quantify hunter and gatherer behaviour. Methods in Ecology and Evolution **3**:584-594.

Plhal, R., J. Kamler, and M. Homolka. 2014. Faecal pellet group counting as a promising method of wild boar population density estimation. Acta Theriologica **59**:561-569.

Potvin, F. and L. Breton. 2005. From the field: Testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures - visual double-counts and thermal infrared sensing. Wildlife Society Bulletin **33**:317-325.

Quinn, T. J. and R. B. Deriso. 1999. Population growth, mortality, and the fishing process. Pages 1-49 *in* Quantitative Fish Dynamic. Oxford University Press, Oxford, UK.

Ronnegard, L., H. Sand, H. Andren, J. Mansson, and A. Pehrson. 2008. Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. Wildlife Biology **14**:358-371.

Sage, R. W., B. C. Patten, and P. A. Salmon. 2003. Flying the North American Adirondack whitetail on instruments. Journal for Nature Conservation **10**:280-294.

SAS Institute Inc. 2011. Base SAS® 9.3 Procedures Guide. Cary, North Carolina, USA.

Saucier, J.-P., P. Grondin, A. Robitaille, and J.-F. Bergeron. 2003. Vegetation zones and bioclimatic domains of Quebec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Canada. (in french)

Serrano, E., R. Alpizar-Jara, N. Morellet, and A. J. M. Hewison. 2008. A half a century of measuring ungulate body condition using indices: is it time for a change? European Journal of Wildlife Research **54**:675-680.

Solberg, E. J. and B. E. Saether. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. Wildlife Biology **5**:107-117.

Solberg, E. J., B. E. Saether, O. Strand, and A. Loison. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. Journal of Animal Ecology **68**:186-204.

Solberg, E. J., V. Veiberg, C. M. Rolandsen, M. Ueno, E. B. Nilsen, L. E. Gangsei, M. Stenbrenden, and L. E. Libjå. 2014. Moose and deer observation monitoring: Strengths and potential for improvement. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway. 103 pp. (in norwegian)

Timmermann, H. R. 1993. Use of aerial surveys for estimating and monitoring moose populations - a review. Alces **29**:35-46.

Ueno, M., E. J. Solberg, H. Iijima, C. M. Rolandsen, and L. E. Gangsei. 2014. Performance of hunting statistics as spatiotemporal density indices of moose (*Alces alces*) in Norway. Ecosphere **5**:1-20.

van Beest, F. M., P. D. McLoughlin, E. Vander Wal, and R. K. Brook. 2014. Density-dependent habitat selection and partitioning between two sympatric ungulates. Oecologia **175**:1155-1165.

Conclusion générale

Le projet collabOr nous a permis de confirmer le potentiel des données d'observation et de récolte fournies par les chasseurs pour suivre les tendances temporelles et spatiales dans l'évolution des populations d'orignaux sur la Seigneurie de Beaupré. Nous avons eu la chance de travailler avec une riche base de données d'observation et de récolte de l'orignal compilées depuis 2003. Nous en avons amélioré la qualité en apportant de légères modifications au protocole et en avons fait la promotion auprès des observateurs en allant à leur rencontre pendant la période de la chasse à l'orignal. Nous avons comparé aux données d'inventaires aériens deux indices représentatifs de l'état de la population ainsi que deux indices biodémographiques calculés à partir des données fournies par les chasseurs. Nos résultats démontrent que les observations par les chasseurs sont un outil prometteur pour l'amélioration de la gestion de la faune.

Des deux indices d'abondance relative suivis, le nombre d'orignaux vus par unité d'effort (SPUE) est celui qui représentait le mieux l'évolution des tendances des populations d'orignaux. Le nombre d'orignaux abattus par unité d'effort (CPUE) sous-estimait grandement le taux d'évolution de la population en raison du contingentement de l'accès au territoire. Si le taux de détectabilité utilisé est effectivement demeuré le même entre les deux inventaires aériens, le taux d'augmentation de la population mesuré par inventaires aériens serait de 3,7 % par année et le SPUE (6,7 % par année) semblerait alors surestimer l'évolution de la population. Le taux de détectabilité pourrait cependant avoir changé entre 2004 et 2013 suite à l'augmentation de la population (Mysterud et al. 2007). Le taux de détectabilité sur la rive nord du Saint-Laurent a été estimé à 73 % (Crête et al. 1986), alors qu'il a été estimé à 52 % sur la rive sud dans la région de Matane (Courtois 1991b). La Seigneurie de Beaupré et la réserve faunique de Matane sont similaires en termes de topographie et de paramètres bioclimatiques. La principale différence entre les deux régions est la densité d'orignaux présente sur le territoire. Les zones comme Matane où la densité d'orignaux est beaucoup plus élevée semblent donc avoir une détectabilité inférieure à celle où la densité d'orignaux est plus modérée. Comme la densité sur la Seigneurie de Beaupré a augmenté et est supérieure à ce qu'il y avait à l'époque de l'estimation de la détectabilité pour la rive nord du Saint-Laurent, nous soupçonnons que ce paramètre serait maintenant plus similaire à celui de Matane. Nous avons donc utilisé l'estimation du taux de détectabilité connue pour la rive nord du St-Laurent pour corriger les décomptes faits par inventaire en 2003, et celle pour la rive sud pour les décomptes de 2013. Lorsque nous analysons de nouveau les données d'inventaires avec ces taux de correction, nous obtenons une augmentation de 7,8 % par année de la population d'orignaux de la SB, ce qui est alors similaire à ce qui est mesuré par les observations des chasseurs. Nos résultats permettent donc de remettre en question les facteurs de correction constants utilisés lors des inventaires aériens et d'insister à notre tour sur l'importance d'utiliser des facteurs spécifiques à des endroits et moments donnés (Ronnegard et al. 2008).

Nous avons uniquement considéré les données d'observation pour faire le suivi des indices biodémographiques, mais il serait aussi possible d'utiliser les données des années permissives uniquement pour calculer le recrutement et la proportion de mâles dans la population adulte à partir des données de récolte. Dans notre contexte, le contingentement, la réglementation et le haut taux de succès limitent notre capacité à utiliser les données de récolte pour estimer des tendances de population. Les observations par les chasseurs semblent adéquates pour suivre l'évolution des paramètres sous-jacents à la dynamique des populations d'orignaux en donnant des estimations conservatrices de recrutement et des tendances similaires pour la proportion de mâles dans la population adulte par rapport aux inventaires aériens.

Approches controversées : Estimations d'abondance absolues et relatives

L'utilisation d'indices relatifs pour faire le suivi de populations sauvages demeure controversée, comme il est possible de le constater dans le débat entre Anderson (2001) et Engeman (2003). Le premier juge qu'il est absurde de penser que les postulats sous-jacents à l'utilisation des indices d'abondance relative comme la constance de la détectabilité entre les observateurs et les types d'habitats puissent être respectés. De nombreux facteurs comme l'influence des caractéristiques de l'observateur, de l'espèce étudiée ou de l'habitat ont une influence sur la détectabilité et changent dans le temps. L'indice risque donc d'être faiblement corrélé à l'abondance réelle et il juge son utilisation non professionnelle (Anderson 2001). À l'opposé, Engeman réplique que les mêmes biais évoqués par Anderson contre l'utilisation d'indices relatifs peuvent aussi s'appliquer à toutes les méthodes de collecte de données sur l'abondance de la faune sauvage. Il précise que pour toute méthode de suivi d'abondance, que ce soit par des estimations absolues ou des indices représentatifs de l'état d'une population, une définition rigoureuse du design d'étude est nécessaire pour éviter l'occurrence d'effets confondants lors de la prise de données. Il insiste sur la nécessité d'inclure une mesure appropriée de la précision d'une estimation pour qu'elle puisse être utilisée. Selon lui, les indices relatifs pourraient même être la méthode la plus efficace pour évaluer l'atteinte des objectifs de gestion (Engeman 2003). Nous sommes aussi de cet avis. Le *Plan de gestion de l'orignal 2012-2019* a comme première orientation le maintien ou le contrôle des populations d'orignaux, selon les zones de chasse (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2012). Le suivi de l'évolution d'un indice corrélé à l'abondance offre une résolution et une précision suffisantes pour valider le succès des mesures de gestion de cette orientation, en plus d'être moins dispendieux.

Dans la phase exploratoire des analyses, nous avons tout de même testé des modèles d'estimation d'abondance absolue. Nous avons appliqué des divisions du CPUE et du SPUE par des probabilités hypothétiques de capture ou d'observation basées sur la littérature ainsi que d'autres modèles basés sur les changements de ratios dans les observations imposés par le prélèvement d'individus dans la population

(Solberg et al. 2005) ou sur la balance entre le recrutement et la mortalité dans une population (Hatter et Bergerud 1991, Wam et al. 2010). Nous avons vite rencontré des problèmes d'application de ces modèles dus à un manque d'informations sur la détectabilité au sol et sur le taux de mortalité naturelle qui n'a pas été évalué dans notre aire d'étude. Le marquage d'animaux à des fins de calcul de la détectabilité pourrait permettre de contourner ces problèmes si une estimation d'abondance absolue était souhaitée. Les chasseurs rapportent leurs données d'observation de façon quotidienne depuis 2013 seulement (elles étaient récoltées annuellement entre 1987 et 2013). Avec une troisième année de données quotidiennes, il sera pertinent de faire des analyses intra-annuelles de variations dans les différents indices étudiés et de réessayer les modèles basés sur le calcul du changement des ratios des sexes à l'intérieur d'une saison comme l'avaient fait Solberg et al. (2005). Les analyses au sein d'une même saison (plutôt qu'entre les saisons) permettent de respecter la supposition de population fermée en limitant les événements stochastiques et la migration qui peuvent influencer la taille de la population (Williams et al. 2002). Elles permettent aussi de limiter les différences de détectabilité entraînées par les conditions environnementales changeantes entre le début et la fin de la saison de la chasse (Shulman et al. 2016). Ces modèles sont par contre plus complexes que le suivi d'indices présentés dans ce mémoire et requièrent davantage d'informations. Selon Crichton (1992), à cause des restrictions budgétaires et de l'intérêt des suivis à long terme de populations animales, la gestion des populations d'orignaux devrait reposer sur des indicateurs simples et économiques pour en faciliter la collecte, l'analyse et la compréhension par les gestionnaires. Les séries temporelles d'indices relatifs d'abondance et de démographie semblent donc être une bonne alternative.

Limites de l'étude

Le contexte particulier de la Seigneurie de Beaupré imposé par le contingentement de l'accès au territoire et l'allocation restrictive de permissions de chasse peut remettre en question l'exportation du protocole à d'autres zones de chasse. Effectivement, contrairement à des études où la récolte semblait être bien corrélée à l'abondance des populations d'orignaux (Lefort et Huot 2008), nos résultats suggèrent une situation inverse pour les territoires fortement contingentés. Par contre, la Seigneurie de Beaupré n'est pas le seul territoire où des zones de chasse sont assignées à des groupes de chasseurs ; c'est aussi le cas pour la chasse en réserves fauniques et en pourvoiries. Dans les zones d'exploitation contrôlée, bien que le territoire ne soit pas contingenté, les utilisateurs doivent s'enregistrer et deviennent donc des observateurs faciles à rejoindre pour obtenir leurs observations d'animaux après la saison de la chasse, au même titre que ceux qui fréquentent les réserves fauniques ou les pourvoiries. Grâce à l'enregistrement géolocalisé obligatoire des prises en vertu du *Système d'enregistrement de la faune au Québec*, il serait aussi possible de demander aux chasseurs fréquentant tous territoires structurés, privés ou public, de délimiter sur une carte la zone de chasse qu'ils ont occupée et d'y associer des données d'observation. La collecte des données d'observation à des fins

d'estimation de tendances démographiques pourrait donc être étendue à l'ensemble du Québec. Par contre, pour les territoires non accessibles et où la densité de chasseurs est faible, donc où il y a peu d'effort d'observation, l'inventaire aérien pourrait demeurer l'alternative la plus fiable.

La saisie à l'ordinateur des données d'observation enregistrées sur des formulaires papier par tous les chasseurs au Québec serait une tâche faramineuse. Il serait donc pertinent de s'inspirer des applications mobiles et des sites internet développés en Norvège (Naturdata as 2016) et en Alberta (Boyce 2012) ou des applications comme eBird (Audubon et Cornell Lab of Ornithology 2016) pour que les chasseurs puissent faire la saisie des données en temps réel sur une base de données collective à l'aide de leur téléphone intelligent. Il serait alors facile d'associer des fichiers informatiques d'observations aux zones de chasse délimitées lors de l'enregistrement des bêtes abattues par les chasseurs. Comme on peut le voir sur la figure 5, depuis 2014, la saisie quotidienne des observations a amélioré la précision des estimations en réduisant le temps entre l'observation de l'animal et son entrée sur le formulaire. Ce système d'enregistrement global permettrait d'obtenir des estimations fiables de tendances de populations, et ce même pour des petits secteurs de chasse dans des régions morcelées avec plusieurs types de territoires structurés ou libres, puisqu'il serait possible de combiner les valeurs de zones adjacentes.

Un autre élément important à considérer lors de la comparaison des résultats des différentes méthodes est l'influence que peut avoir le moment de réalisation du suivi, les observations et la récolte faites par les chasseurs ayant lieu à l'automne et les inventaires aériens étant réalisés en hiver. Par exemple, il est normal d'observer une différence dans la proportion de mâles entre l'automne et l'hiver en raison du prélèvement plus important de mâles fait à l'occasion de la chasse lors des années restrictives. Selon les conditions climatiques, l'utilisation de l'habitat peut aussi changer entre les deux saisons et entre les années.

Enfin, nous souhaitons ajouter un *erratum* sur l'une des consignes ajoutées au formulaire. Nous avions demandé aux chasseurs de ne rapporter qu'une seule fois les animaux vus par plusieurs chasseurs. Nous recommandons plutôt de rapporter toutes les observations d'orignaux faites même si elles concernent un même individu vu par plusieurs chasseurs dans un intervalle de temps rapproché (Solberg et al. 2014). Cela éviterait de diminuer la détectabilité lorsque l'effort augmente, puisque la correction pour un animal observé par plusieurs chasseurs s'effectue uniquement sur le numérateur (le nombre d'orignaux observés), alors que l'effort augmente, car tous les chasseurs sont considérés.

Validité des données d'observation

Les gestionnaires de la faune sont en droit de se questionner sur la véracité des données d'observation rapportées, puisqu'il est facile d'imaginer des scénarios où les données rapportées seraient erronées. Par

exemple, certains pourvoyeurs pourraient augmenter le nombre d'observations faites sur leur territoire pour attirer un plus grand nombre de chasseurs ou gonfler le chiffre d'affaires de leur entreprise. Des chasseurs pourraient penser qu'en rapportant plus d'orignaux qu'ils en ont vus, ils éviteraient de subir des modifications dans la réglementation sur la récolte qui limiteraient leur droit de prélever des animaux. D'autres pourraient simplement faire des erreurs lors de l'identification du sexe ou de l'âge des individus observés ou oublier de rapporter certaines observations. Nous avons pensé à plusieurs solutions pour vérifier et contourner l'effet qu'auraient des données erronées, imprécises ou fausses sur l'estimation des tendances démographiques.

Il serait d'abord pertinent de faire des analyses de sensibilité pour différents niveaux d'erreurs dans la base de données d'observation. Les analyses de sensibilité sont une partie intégrante de la modélisation et permettent de comprendre comment la valeur d'un paramètre influence le pouvoir d'inférence d'un modèle (Cariboni et al. 2007). Les modèles basés sur l'individu permettent de simuler des populations composées d'agents discrets (c.-à-d. les individus) qui présentent des variations pour des traits déterminés (DeAngelis et Mooij 2005, Grimm et al. 2005) ainsi que les interactions entre les individus et avec leur environnement (Huston et al. 1988, Vinatier et al. 2013). Ces simulations peuvent être utilisées pour vérifier la sensibilité des paramètres d'un modèle de population aux changements dans les règles décrivant le comportement des individus (Saltelli et al. 2000, Thiele et al. 2014). Comme tous les paramètres n'ont pas la même influence sur les résultats d'un modèle, il faut être en mesure de déterminer lesquels ont le plus d'influence et si l'incertitude associée à ces paramètres entraîne de l'imprécision ou un biais d'estimation (Saltelli et al. 2000).

De façon pratique, le marquage des orignaux et le suivi des déplacements des chasseurs à l'aide de GPS permettraient de faire des analyses de mouvements (Papworth et al. 2012). Ces déplacements pourraient ensuite être intégrés dans des modèles basés sur les individus où seraient simulées des interactions chasseurs-orignaux dans un paysage virtuel selon des paramètres connus de démographie et de détectabilité. Connaissant le nombre de rencontres simulées, il serait possible de modifier le nombre rapporté d'orignaux vus par jours-chasseurs ou l'erreur qui y est associée dans les modèles utilisant le SPUE pour calculer l'évolution des populations. Il serait alors possible de vérifier de quelle façon varie l'estimation des tendances démographiques d'une population faite à partir d'observations de chasseurs selon différents niveaux de variabilité dans la détectabilité ou d'erreurs par les chasseurs dans l'identification du sexe d'un animal.

Une autre façon de vérifier la vraisemblance des données rapportées par les chasseurs serait de comparer l'évolution de la population calculée à partir des données d'observation sur un territoire donné avec l'évolution du SPUE sur un territoire à proximité avec des caractéristiques environnementales semblables. En effet, les statistiques d'observation de territoires voisins, même s'ils sont de petites superficies, ont une forte probabilité d'être similaires (Ronnegard et al. 2008). Le suivi annuel des données d'observation permettrait aussi de vérifier

si la variation de l'indice d'une année à l'autre semble réaliste par rapport au potentiel de croissance des populations d'orignaux et permettrait ainsi de détecter des rapports délibérément truqués. Dans la perspective d'un système d'enregistrement provincial des données d'observation, les chasseurs transmettraient eux-mêmes leurs observations d'orignaux par des applications mobiles ou lors de l'enregistrement de leur capture comme discuté plus haut. Les organisations avec des intérêts financiers susceptibles de truquer leurs rapports d'observation n'auraient alors pas la chance de le faire.

Une autre alternative pour valider les tendances démographiques calculées à partir des observations par les chasseurs serait de les comparer et les combiner à l'évolution d'autres indices démographiques et environnementaux. Il est par exemple possible de comparer l'évolution du CPUE et du SPUE pour en vérifier la concordance. Dans notre cas, bien que le CPUE sous-estimait l'évolution des populations d'orignaux, l'indice était tout de même en mesure de refléter la croissance des populations et de corroborer les conclusions obtenues avec l'analyse du SPUE. Il serait aussi possible de suivre d'autres indices indirects de présence d'animaux, comme leur impact sur l'habitat par des mesures de brout (Morellet et al. 2001) et le nombre de collisions routières (Ueno et al. 2014), aussi corrélés à l'abondance des individus dans une population.

La gestion de la grande faune : vers une approche adaptative basée sur un tableau de bord

Sage et al. (2003) ont proposé l'analogie du pilotage d'un avion à l'aide des multiples cadrans du tableau de bord pour expliquer l'approche qui devrait être employée pour gérer les populations de grande faune. Pour arriver à destination, le pilote doit analyser divers cadrans : l'altimètre, le compas, l'anémomètre, etc. Pour parvenir à des mesures de gestion appropriées des populations d'animaux sauvages, les gestionnaires doivent eux aussi combiner des informations comme l'abondance des individus, leur condition corporelle et leur impact sur l'habitat (Morellet et al. 2007). Cette approche permet une meilleure compréhension écologique d'un système ongulés-habitat que l'utilisation traditionnelle de l'abondance absolue (Morellet et al. 2007). Pour reprendre l'exemple de Morellet (2008), une diminution de l'abondance d'une population pourrait être due soit à une surexploitation par la chasse, soit à un problème de reproduction à la suite d'une diminution de la condition corporelle des femelles résultant d'une diminution de la qualité d'habitat entraînée par une surpopulation. Les deux scénarios nécessiteraient des mesures de gestion complètement différentes. Dans le premier cas, il faudrait diminuer la récolte pour augmenter l'abondance, alors que dans le deuxième, il faudrait augmenter la pression de chasse pour diminuer l'impact de l'espèce sur son habitat. Pour être en mesure de trancher entre les deux scénarios, il serait donc nécessaire d'avoir de l'information sur la condition corporelle des individus et sur l'impact de l'espèce sur son habitat : l'approche par tableau de bord s'avère pertinente.

Il serait intéressant d'intégrer les indices d'abondance relative étudiés dans ce projet dans des tableaux de bord afin de mettre en place et d'améliorer des projets-pilotes de gestion adaptative basés sur une approche hypothético-déductive de contrôle des populations sauvages (Lancia et al. 1996b, Morellet et al. 2007, Rines 2015). Dans ce scénario, les gestionnaires adaptent leur gestion en observant les conséquences des prélèvements sur les systèmes faune-habitat et le succès des mesures implantées à atteindre les objectifs de gestion (Lancia et al. 1996b, Morellet et al. 2007, Michallet et al. 2015). L'approche de gestion adaptative peut se diviser en trois étapes : 1) définir des objectifs de gestion clairs, par exemple en termes de tendance de population et/ou de qualité d'habitat, 2) faire le suivi annuel d'indices qui traduisent l'état de chaque composante du système étudié (SPUE, CPUE, disponibilité et qualité de la végétation, etc.) et 3) ajuster périodiquement les modalités de récolte pour atteindre les objectifs de gestion fixés (Morellet et al. 2007). Cette approche permet de travailler avec l'incertitude des indices suivis en considérant diverses hypothèses alternatives de réponse des indices aux mesures de gestion appliquées dans une grille de décision (Lancia et al. 1996b). Le tableau 3 propose un exemple de grille de décision par tableau de bord. Chaque année, selon la réponse des indices suivis, les mesures de gestion peuvent être maintenues ou modifiées pour permettre l'atteinte des objectifs fixés. L'accumulation d'informations permet une meilleure compréhension du système à l'étude et ultimement une gestion plus appropriée du prélèvement dans les populations exploitées (Michallet et al. 2015).

Tableau 3 : Exemple de grille de décision de gestion adaptative basée sur un tableau de bord

					
Objectif de gestion	Stabilisation				
Abondance (Nombre d'orignaux vus par unité d'effort)	↓	≈	↑	≈	↑
Pression sur l'habitat (Proportion de ramilles broutées sur les ramilles disponibles)	↓	≈	≈	↑	↑
Condition corporelle	≈	≈	≈	↓	↓
Mesures à prendre	Diminuer la récolte	Maintien des mesures de gestion actuelles	Maintien des mesures de gestion actuelles	Augmenter la récolte	Augmenter la récolte Arrêter le principe de l'alternance pour la récolte des femelles

Les populations d'orignaux au New Hampshire : un exemple de gestion inspirant basé sur la science collaborative

Les gestionnaires de l'état du New Hampshire y ont récemment réalisé une réforme de la gestion de l'orignal et des outils utilisés pour atteindre leurs objectifs de gestion (Rines 2015). Leurs deux premiers plans de gestion de l'orignal étaient basés sur les quelques informations connues sur la démographie régionale de l'orignal récoltées par imagerie infrarouge lors d'inventaires aériens et intégraient peu l'opinion du public pour la formulation des objectifs de gestion. Lors de la rédaction des plans de gestion subséquents, le gouvernement a procédé à des enquêtes téléphoniques auprès des résidents du New Hampshire pour les sonder sur les tendances d'évolution qu'ils aimeraient pour les populations d'orignaux les entourant. Les objectifs de gestion pour chaque unité régionale sont désormais formulés en termes de taux d'observation de l'orignal souhaité par les résidents, appelé « capacité de support culturel ». Le taux fixé doit se trouver à l'intérieur de limites établies par le gouvernement pour être en mesure de faire un usage multiple de la ressource. Il doit aussi être atteint à l'intérieur de quatre ans par des mesures de gestion basées sur des principes et pratiques scientifiquement acceptés et assurant un ratio mâles : femelles supérieur à 40 %.

Depuis 1993, les enquêtes postales sont la principale méthode de collecte de données sur l'abondance des orignaux au New Hampshire. Chaque année, près de 18 000 chasseurs sont consultés. Les chasseurs doivent tenir un journal de bord, où ils doivent indiquer le nombre, le sexe et l'âge des orignaux vus, la date et la localisation de chaque observation et le nombre d'heures de chasse par jour. Ces informations permettent aux gestionnaires de calculer le taux de changement des populations d'orignaux, le ratio des sexes et le recrutement pour chaque unité de gestion, ainsi que des patrons de densités relatives entre les régions. Bontaites et al. (2000) ont démontré que les observations d'orignaux par les chasseurs offraient des indices d'abondance, de ratio des sexes et de recrutement d'une précision suffisante pour la gestion. Des données additionnelles sont prises aux stations d'enregistrement sur les bêtes abattues, comme la masse, l'âge, le statut reproducteur des femelles et la taille des bois des mâles.

Le ministère de la Faune du New Hampshire considère que cette réforme a considérablement amélioré leur compréhension des populations d'orignaux sur leur territoire, en plus d'offrir une méthode économique d'estimation des tendances démographiques des populations sur la superficie totale de leur juridiction. Une allocation de quotas plus appropriée a permis d'augmenter la taille des populations d'orignaux, presque éteintes au 19e siècle, à des niveaux qui permettent la récolte et les activités d'observation de l'orignal. Depuis 2006, la considération de la capacité de support social entraîne dans certaines unités de gestion des mesures visant à diminuer le taux d'observation d'orignaux afin de limiter les collisions orignaux-véhicules, alors que dans d'autres secteurs, les mesures de gestion prises ont pour objectif d'augmenter la densité d'orignaux pour être en mesure

d'en observer plus. La formulation des objectifs de gestion en termes de taux d'observation souhaité et l'évaluation de l'atteinte de ces objectifs à partir des observations par les chasseurs évitent la transformation ou la manipulation des données rapportées. Les quotas sont ensuite localement ajustés afin d'atteindre les objectifs régionaux. Présentement, le taux d'observation d'orignaux est inférieur aux objectifs fixés dans la plupart des unités de gestion, probablement à cause de l'impact de parasites comme la tique d'hiver et le ver des méninges (New Hampshire Fish and Game Department 2015).

Originalité de l'étude

Nous avons rigoureusement appliqué les principes de base de la science collaborative, à savoir la formation des participants et la rétroaction aux observateurs, aspects souvent négligés dans les projets utilisant cette approche. Nous sommes allés à la rencontre des chasseurs aux principales entrées de la Seigneurie de Beaupré lors de la période de chasse, ce qui a sans doute contribué à augmenter la précision des mesures récoltées en 2014 et 2015. L'effet est particulièrement visible sur les indices de recrutement et de proportion de mâles dans la population puisque nous avons insisté sur la modification de la saisie des observations des femelles en fonction de leur compagnonnage (0,1, ou 2 veaux) faite en 2014. En plus de nous donner une occasion de faire certaines précisions sur la façon d'inscrire leurs observations sur le formulaire de prise de données, nos interactions avec les chasseurs leur ont permis de poser leurs questions par rapport au formulaire et au projet. Nous avons aussi produit des rapports personnalisés où nous avons présenté l'évolution des indices d'abondance relative et de démographie pour l'ensemble de la Seigneurie et pour chacun des territoires occupés par les clubs. Le format papier du rapport pourrait être revu pour le rendre en ligne, plus accessible et interactif. Ce pourrait être facilité notamment par le développement d'une application comme discuté ci-haut.

L'un de nos objectifs spécifiques était d'évaluer le potentiel des données d'observation à suivre les tendances spatiales d'abondance des orignaux. Nous avons d'abord voulu établir l'aire à laquelle les observations des chasseurs étaient les mieux corrélées à celles d'inventaires aériens. Nous avons donc fait des regroupements de clubs à l'intérieur de cercles de rayons croissants. Nous avons par la suite calculé des corrélations entre le nombre d'orignaux vus par les chasseurs et dans les ravages par inventaires aériens selon le rayon de la zone d'inclusion. Les résultats ont été différents de ceux attendus, puisque la corrélation augmentait jusqu'à un certain seuil avant de redescendre rapidement, alors que l'on s'attendait plutôt à un plafonnement de la corrélation (Annexe III). De plus, le rayon optimal de l'aire d'inclusion des clubs était différent entre 2004 et 2013. Ces aires n'avaient pas de correspondance biologique claire sur le territoire. C'est pourquoi nous avons changé de stratégie et avons plutôt opté pour une comparaison spatiale entre deux régions de productivités contrastées. Le territoire a donc été divisé en deux parties de tailles suffisantes pour que les observations des chasseurs soient représentatives de la taille de population selon Sylven (2000). Le succès des modèles basés sur les

observations et la récolte à détecter des différences entre les deux régions de productivités contrastées est prometteur pour la gestion de la faune basée sur des indices relatifs d'abondance. Ce résultat est particulièrement important dans le contexte particulier de la Seigneurie de Beaupré où la région la plus fréquentée par les orignaux longe la route 138 dans Charlevoix, secteur tristement célèbre pour ses nombreux accidents de la route impliquant des orignaux. Le gestionnaire du territoire, le Séminaire de Québec, pourrait donc envisager de raffiner l'allocation d'autorisations de récolte en favorisant la récolte d'un plus grand nombre d'orignaux dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune.

Une autre particularité de notre étude est l'approche statistique sous-jacente à l'analyse des données utilisant des modèles linéaires mixtes généralisés et les données brutes au lieu des ratios. L'utilisation de ratios a souvent révélé des problèmes d'estimation de paramètres ou des erreurs de type I ou II (Serrano et al. 2008). Tel que recommandé par divers auteurs (Candy 2004, Serrano et al. 2008, Baum et Blanchard 2010, Ueno et al. 2014), nous avons utilisé les données de comptes brutes comme variables réponses et les variables de correction pour l'effort ou le nombre d'individus dans la population adulte ou totale en *offset*. Mettre les variables de correction en *offset* au lieu de faire la division directement sur le compte utilisé comme variable réponse permet de simplifier le modèle en éliminant un coefficient à estimer pour l'effort ou tout autre diviseur comme le nombre d'orignaux total observé dans le cas du recrutement (Maunder et Punt 2004, Campbell 2015). Il est donc justifié d'utiliser des distributions de Poisson ou binomiale négative propres aux comptes. Ce sont des modèles qui ont été adaptés à de nombreuses reprises dans l'industrie de la pêche, mais peu dans la gestion de la faune terrestre (Ueno et al. 2014). Les clubs de chasse sur la Seigneurie de Beaupré sont analogues aux différents bateaux utilisés en effet aléatoire dans les modèles de CPUE des stocks de poisson. De façon similaire, nous avons mis les différents clubs en effet aléatoire dans nos modèles pour éliminer cette source de variabilité et avons amélioré la corrélation des modèles avec les données brutes.

L'approche de science collaborative que nous avons utilisée permet d'améliorer la gestion des populations sauvages par ses nombreux bénéfices logistiques, économiques et sociaux (Gordon et al. 2004, Boyce et al. 2012, Dickinson et al. 2012). La présence des chasseurs sur le territoire permet de cumuler un effort d'échantillonnage colossal qui rend possible le suivi annuel de l'évolution de l'abondance sans avoir à dépenser les sommes faramineuses requises pour la réalisation d'inventaires aériens. Les retombées sont aussi d'ordre social puisque le succès de projets comme collabOr favorise la compréhension, donc l'acceptation par les chasseurs des mesures de gestion qui leur sont imposées (Dickinson et al. 2012). Les objectifs de gestion et les quotas de récolte de la faune sont souvent définis et accordés en fonction des tailles et des tendances de populations ou de l'évolution de paramètres démographiques (Morellet et al. 2007). Dans un contexte où le besoin de trouver des alternatives aux approches traditionnelles coûteuses semble urgent, ce projet apporte des contrastes avec les résultats d'études précédentes et de nouvelles perspectives concernant l'utilisation de

données récoltées par une approche de science collaborative pour faire la gestion de populations d'ongulés sauvages.

Recommandations pour la gestion

Le présent projet fournit une estimation de l'évolution des tendances démographiques basée sur les observations des chasseurs. Des inventaires de brout ainsi qu'un projet de recherche sur la structure dendro-architecturale des sapins (D'Astous et al. 2015, Boudreau LeBlanc en prép.) ont aussi été réalisés dernièrement et ont permis d'évaluer l'impact du broutement par l'orignal sur son habitat. Le Séminaire de Québec possède donc déjà des données pour deux des trois indices de changement écologique à suivre et serait donc un contexte idéal pour la mise en place d'un mode de gestion adaptative basée sur le suivi d'indices traduisant l'état d'un système faune-habitat. Il suffirait désormais de recueillir des informations sur la condition corporelle des bêtes abattues à la chasse, comme la longueur des pattes (indice structurel) et l'épaisseur de gras sur la fesse de l'animal (indice des réserves énergétiques), pour compléter l'éventail d'informations nécessaires à l'amélioration des plans de gestion. Il serait donc possible de reproduire et d'évaluer le succès du mode de gestion fructueux instauré au New Hampshire à plus petite échelle dans la Seigneurie de Beaupré.

Bibliographie générale

Anderson, D. R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. Wildlife Society Bulletin **29**:1294-1297.

Audubon et Cornell Lab of Ornithology. 2016. eBird Mobile Apps Overview. New York, États-Unis. [http://help.ebird.org/customer/en/portal/articles/1848031-ebird-mobile-apps-overview] (consultée le 18 juillet 2016).

Banville, D. 2004. Inventaire aérien de l'orignal sur le territoire de la Seigneurie de Beaupré à l'hiver 2004. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, Québec, Canada. 14 p.

Baum, J. K. et W. Blanchard. 2010. Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. Fisheries Research **102**:229-239.

Begon, M., C. R. Townsend, et J. L. Harper. 2006. Ecology From Individuals to Ecosystems. 4e édition. Blackwell Publishing Ltd, Malden, Massachusetts, États-Unis.

Bonney, R., C. B. Cooper, J. Dickinson, S. Kelling, T. Phillips, K. V. Rosenberg, et J. Shirk. 2009. Citizen science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. Bioscience **59**:977-984.

Bontaites, K. M., K. A. Gustafson, et R. Makin. 2000. A Gasaway-type moose survey in New Hampshire using infrared thermal imagery: preliminary results. Alces **36**:69-76.

Boudreau LeBlanc, A. en prép. Croissance et recrutement du sapin baumier lors d'une augmentation de la population d'orignaux. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada.

Boyce, M. S. 2012. Moose hunter survey. Alberta, Canada. [http://www.biology.ualberta.ca/moose/] (consultée le 18 juillet 2016).

Boyce, M. S., P. W. J. Baxter, et H. P. Possingham. 2012. Managing moose harvests by the seat of your pants. Theoretical Population Biology **82**:340-347.

Campbell, R. A. 2015. Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts. Fisheries Research **161**:109-130.

Candy, S. G. 2004. Modelling catch and effort data using generalised linear models, the tweedie distribution, random vessel effects and random stratum-by-year effects. Ccamlr Science **11**:59-80.

Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska, et A. Saltelli. 2007. The role of sensitivity analysis in ecological modelling. Ecological Modelling **203**:167-182.

Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. Journal of Wildlife Management **38**:921-933.

Chu, A., D. Eisenhower, M. Hay, D. Morganstein, J. Neter, et J. Waksberg. 1992. Measuring the recall error in self-reported fishing and hunting activities. Journal of Official Statistics **5**:13-39.

CIMA+. 2013. Plan de gestion de l'orignal sur la Seigneurie de Beaupré 2012-2019. Rapport final préparé pour le Séminaire de Québec, Québec, Canada. 40 p. + annexes

Cooke, J. G. et J. R. Beddington. 1985. The relationship between catch rates and abundance in fisheries. Mathematical Medecine and biology **1**:391-405.

Côté, S. D., T. P. Rooney, J. P. Tremblay, C. Dussault, et D. M. Waller. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics **35**:113-147.

Courtois, R. 1989. Analyse du système de suivi de l'orignal au Québec. Echo-Faune **1**:1-6.

Courtois, R. 1991a. Normes régissant les travaux d'inventaires aériens de l'orignal. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada. 24 p.

Courtois, R. 1991b. Résultats du premier plan quinquennal d'inventaires aériens de l'Orignal au Québec, 1987-1991. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune terrestre, Québec, Canada. 36 p.

Courtois, R. et M. Crête. 1993. Predicting moose population parameters from hunting statistics. Alces **29**:75-90.

Crête, M., L. P. Rivest, H. Jolicoeur, J. M. Brassard, et F. Messier. 1986. Predicting and correcting helicopter counts of moose with observations made from fixed-wing aircraft in southern Quebec. Journal of Applied Ecology **23**:751-761.

Crichton, V. 1992. Management of moose populations - Which parameters are used. Alces Supplement **1**:11-15.

Crichton, V. 1993. Hunter effort and observations - The potential for monitoring trends of moose populations - A review. Alces **29**:181-185.

D'Astous, A., E. Gros-Louis, et L. Lesage. 2015. Inventaire du brout d'orignal dans les ravages de la Seigneurie de Beaupré en 2015. Bureau du Nionwentsïo, Conseil de la Nation huronne-wendat, Wendake. 26 p.

Davis, D. E. et R. L. Winstead. 1980. Estimating the numbers of wildlife populations. Pages 221-247 *dans* Wildlife Management Techniques Manual. Sanford D. Schemnitz, éditeur. The Wildlife Society, Washington, États-Unis.

DeAngelis, D. L. et W. M. Mooij. 2005. Individual-based modeling of ecological and evolutionary processes. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **36**:147-168.

Deutsch, W. G. et S. S. Ruiz-Cordova. 2015. Trends, challenges, and responses of a 20-year, volunteer water monitoring program in Alabama. Ecology and Society **20**:14.

Dickinson, J. L., J. Shirk, D. Bonter, R. Bonney, R. L. Crain, J. Martin, T. Phillips, et K. Purcell. 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. Frontiers in Ecology and the Environment **10**:291-297.

ÉcoRessources. 2014. L'industrie faunique comme moteur économique régional: Une étude ventilant par espèce et par région les retombées économiques engendrées par les chasseurs, les pêcheurs et les piégeurs québécois en 2012. Rapport final préparé pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada. 81 p.

Engeman, R. M. 2003. More on the need to get the basics right: population indices. Wildlife Society Bulletin **31**:286-287.

Ericsson, G. et K. Wallin. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. Wildlife Biology **5**:177-185.

ESRI. 2014. ArcGIS 10.3. Redlands, Californie, États-Unis.

Fryxell, J. M., W. E. Mercer, et R. B. Gellately. 1988. Population-dynamics of Newfoundland moose using cohort analysis. Journal of Wildlife Management **52**:14-21.

Fryxell, J. M., C. Packer, K. McCann, E. J. Solberg, et B. E. Saether. 2010. Resource management cycles and the sustainability of harvested wildlife populations. Science **328**:903-906.

Gasaway, W. C., S. D. Dubois, et S. J. Harbo. 1985. Biases in aerial transect surveys for moose during May and June. Journal of Wildlife Management **49**:777-784.

Gignac, L. 2008. Gros gibier au Québec - Données de récolte, 1er mai 2006 au 30 avril 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, Canada. 45 p.

Gordon, I. J., A. J. Hester, et M. Festa-Bianchet. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. Journal of Applied Ecology **41**:1021-1031.

Grimm, V., E. Revilla, U. Berger, F. Jeltsch, W. M. Mooij, S. F. Railsback, H. H. Thulke, J. Weiner, T. Wiegand, et D. L. DeAngelis. 2005. Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: Lessons from ecology. Science **310**:987-991.

Hatter, I. W. 2001. An assessment of catch per unit effort to estimate rate of change in deer and moose populations. Alces **37**:71-77.

Hatter, I. W. et W. A. Bergerud. 1991. Moose recruitment, adult mortality and rate of change. Alces **27**:65-73.

Huston, M., D. DeAngelis, et W. Post. 1988. New computer-models unify ecological theory - Computer-simulations show that many ecological patterns can be explained by interactions among individual organisms. Bioscience **38**:682-691.

Kufeld, R. C. et D. C. Bowden. 1996. Movements and habitat selection of shiras moose (*Alces alces shirasi*) in Colorado. Alces **32**:85-99.

Lacasse, M. 2003. Évaluation de la contribution de la chasse à l'orignal au développement économique des régions au Québec en 2001. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Canada. 12 p.

Lamontagne, G. et D. Jean. 1999. Plan de gestion de l'orignal 1999-2003. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, Québec, Canada. 178 p.

Lancia, R. A., J. W. Bishir, M. C. Conner, et C. S. Rosenberry. 1996a. Use of catch-effort to estimate population size. Wildlife Society Bulletin **24**:731-737.

Lancia, R. A., C. E. Braun, M. W. Collopy, R. D. Dueser, J. G. Kie, C. J. Martinka, J. D. Nichols, T. D. Nudds, W. R. Porath, et N. G. Tilghman. 1996b. ARM! For the future: Adaptive resource management in the wildlife profession. Wildlife Society Bulletin **24**:436-442.

Langevin, B. et H. Bastien. 2013. Inventaire aérien de l'orignal sur le territoire de la Seigneurie de Beaupré à l'hiver 2013. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Canada. 16 p.

Lefort, S. et M. Huot. 2008. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010: bilan de la mi-plan. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Canada. 40 p.

Lefort, S. et S. Massé. 2015. Plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction générale du développement de la faune, Québec, Canada. 443 p.

Marques, F. F. C., S. T. Buckland, D. Goffin, C. E. Dixon, D. L. Borchers, B. A. Mayle, et A. J. Peace. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. Journal of Applied Ecology **38**:349-363.

Maunder, M. N. et A. E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research **70**:141-159.

McCrimmon, D. A., S. T. Fryska, J. C. Ogden, et G. S. Butcher. 1997. Nonlinear population dynamics of six species of Florida Ciconiiformes assessed by Christmas bird counts. Ecological Applications **7**:581-592.

Michallet, J., M. Pellerin, M. Garel, T. Chevrier, S. Saïd, E. Baubet, C. Saint-Andrieux, J. Hars, S. Rossi, D. Maillard, et F. Klein. 2015. Vers une nouvelle gestion du grand gibier: les indicateurs de changement écologique. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Paris, France. 68 p.

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2015a. Évolution des ventes de permis de chasse, de pêche et de piégeage. [https://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/statistiques/vente-permis-orignal.jsp] (consultée le 8 août 2016).

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2015b. Répartition de l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, Canada.

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2015c. Statistiques de chasse et de piégeage. [https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/statistiques/chasse-piege/Orignal-2015.pdf] (consultée le 8 août 2016).

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2016. Gibier du Québec - Orignal. Québec, Canada. [https://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/chasse/gibiers/orignal.jsp] (consultée le 24 août 2016).

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Québec, Canada. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-zones-carte.jsp] (consultée le 21 novembre 2014).

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2012. Le plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019 - résumé. Québec, Canada. 5 p.

Moller, H., F. Berkes, P. O. Lyver, et M. Kislalioglu. 2004. Combining science and traditional ecological knowledge: Monitoring Populations for co-management. Ecology and Society **9**:2.

Morellet, N. 2008. La gestion des grands herbivores par les indicateurs de changement écologique. Faune sauvage **282**:9-18.

Morellet, N., S. Champely, J. M. Gaillard, P. Ballon, et Y. Boscardin. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. Wildlife Society Bulletin **29**:1243-1252.

Morellet, N., J. M. Gaillard, A. J. M. Hewison, P. Ballon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein, et D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. Journal of Applied Ecology **44**:634-643.

Morellet, N., F. Klein, E. J. Solberg, et R. Andersen. 2011. The census and management of populations of ungulates in Europe. Pages 106-143 *dans* Ungulates Management in Europe: Problems and Practices. R. Putman, M. Apollonio, et R. Andersen, éditeurs. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni.

Mysterud, A., E. L. Meisingset, V. Veiberg, R. Langvatn, E. J. Solberg, L. E. Loe, et N. C. Stenseth. 2007. Monitoring population size of red deer *Cervus elaphus*: an evaluation of two types of census data from Norway. Wildlife Biology **13**:285-298.

Naturdata as. 2016. Hjorteviltregisteret. Norvège. [http://www.hjorteviltregisteret.no/Elg] (consultée le 18 juillet 2016). (en norvégien)

New Hampshire Fish and Game Department. 2015. New Hampshire game management plan 2016-2025. New Hampton, New Hampshire, États-Unis. 27 p.

Palumbo, M. D., F. J. Vilella, B. K. Strickland, G. M. Wang, et D. Godwin. 2014. Brood surveys and hunter observations used to predict gobbling activity of wild turkeys in Mississippi. Journal of Fish and Wildlife Management **5**:151-156.

Papworth, S. K., N. Bunnefeld, K. Slocombe, et E. J. Milner-Gulland. 2012. Movement ecology of human resource users: using net squared displacement, biased random bridges and resource utilization functions to quantify hunter and gatherer behaviour. Methods in Ecology and Evolution **3**:584-594.

Paulik, G. J. et D. S. Robson. 1969. Statistical calculations for change-in-ratio estimators of population parameters. Journal of Wildlife Management **33**:1-27.

Plhal, R., J. Kamler, et M. Homolka. 2014. Faecal pellet group counting as a promising method of wild boar population density estimation. Acta Theriologica **59**:561-569.

Potvin, F. et L. Breton. 2005. From the field: Testing 2 aerial survey techniques on deer in fenced enclosures - visual double-counts and thermal infrared sensing. Wildlife Society Bulletin **33**:317-325.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing 3.3.0. Vienne, Autriche.

Raubenheimer, D. 1995. Problems with ratio analysis in nutritional studies. Functional Ecology **9**:21-29.

Ricker, W. E. 1940. Relation of "catch per unit effort" to abundance and rate of exploitation. Journal of the Fisheries Research Board of Canada **5**:43-70.

Rines, K. M. 2015. New Hampshire moose assessment 2015. New Hampshire Fish and Game Department, New Hampshire, États-Unis. 50 p.

Ronnegard, L., H. Sand, H. Andren, J. Mansson, et A. Pehrson. 2008. Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. Wildlife Biology **14**:358-371.

Roussel, Y. E., E. Audy, et F. Potvin. 1975. Preliminary study of seasonal moose movements in Laurentides Provincial Park, Quebec. Canadian Field-Naturalist **88**:47-52.

Sage, R. W., B. C. Patten, et P. A. Salmon. 2003. Flying the North American Adirondack whitetail on instruments. Journal for Nature Conservation **10**:280-294.

Saltelli, A., S. Tarantola, et F. Campolongo. 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. Statistical Science **15**:377-395.

Saucier, J.-P., A. Robitaille, et P. Grondin. 2009. Cadre bioclimatique du Québec. Pages 186-205 *dans* Écologie Forestière. Manuel de foresterie. Ordre des ingérieurs forestiers du Québec, Multimonde, éditeur. Québec, Canada.

Serrano, E., R. Alpizar-Jara, N. Morellet, et A. J. M. Hewison. 2008. A half a century of measuring ungulate body condition using indices: is it time for a change? European Journal of Wildlife Research **54**:675-680.

Shulman, B., B. D. Wagner, G. K. Grunwald, et R. M. Engeman. 2016. Evaluation of estimation quality of a general paradigm for indexing animal abundance when observations are counts. Ecological Informatics **32**:194-201.

Silvertown, J. 2009. A new dawn for citizen science. Trends in Ecology & Evolution **24**:467-471.

Sinclair, A. R. E., J. M. Fryxell, et G. Caughley. 2006. Wildlife Ecology, Conservation, and Management. 2e édition. Blackwell Publishing Ltd, Malden, Massachusetts, États-Unis.

Solberg, E. J., V. Grotan, C. M. Rolandsen, H. Broseth, et S. Brainerd. 2005. Change-in-sex ratio as an estimator of population size for Norwegian moose *Alces alces*. Wildlife Biology **11**:163-172.

Solberg, E. J., C. M. Rolandsen, M. Heim, J. D. C. Linnell, I. Herfindal, et B. E. Saether. 2010. Age and sex-specific variation in detectability of moose (*Alces alces*) during the hunting season: implications for population monitoring. European Journal of Wildlife Research **56**:871-881.

Solberg, E. J. et B. E. Saether. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. Wildlife Biology **5**:107-117.

Solberg, E. J., B. E. Saether, O. Strand, et A. Loison. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. Journal of Animal Ecology **68**:186-204.

Solberg, E. J., V. Veiberg, C. M. Rolandsen, M. Ueno, E. B. Nilsen, L. E. Gangsei, M. Stenbrenden, et L. E. Libjå. 2014. Moose and deer observation monitoring: Strengths and potential for improvement. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norvège. 103 p. (en norvégien)

St-Louis, A., G. Bastille-Rousseau, S. Lefort, et J. P. Tremblay. 2011. Influence de l'habitat forestier, de la prédation et des modalités de chasse sur l'évolution des densités d'orignaux au Québec. Université Laval et Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Canada.

Sunde, P. et L. Jessen. 2013. It counts who counts: an experimental evaluation of the importance of observer effects on spotlight count estimates. European Journal of Wildlife Research **59**:645-653.

Sylven, S. 2000. Effects of scale on hunter moose *Alces alces* observation rate. Wildlife Biology **6**:157-165.

Thiele, J. C., W. Kurth, et V. Grimm. 2014. Facilitating parameter estimation and sensitivity analysis of agent-based models: A cookbook using Net Logo and R. Journal of Artificial Societies and Social Simulation **17**.

Timmermann, H. R. 1993. Use of aerial surveys for estimating and monitoring moose populations - a review. Alces **29**:35-46.

Ueno, M., E. J. Solberg, H. Iijima, C. M. Rolandsen, et L. E. Gangsei. 2014. Performance of hunting statistics as spatiotemporal density indices of moose (*Alces alces*) in Norway. Ecosphere **5**:1-20.

Vinatier, F., M. Gosme, et M. Valantin-Morison. 2013. Explaining host-parasitoid interactions at the landscape scale: a new approach for calibration and sensitivity analysis of complex spatio-temporal models. Landscape Ecology **28**:217-231.

Wam, H. K., O. Hjeljord, et E. J. Solberg. 2010. Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). Canadian Journal of Zoology **88**:1179-1191.

Williams, B. K., J. D. Nichols, et M. J. Conroy. 2002. Analysis and Management of Animal Populations: Modeling, Estimation, and Decision Making. Academic Press, San Diego, Californie, États-Unis. 817 p.

Annexe I : Exemples d'indices démographiques extraits des données d'observation et de récolte

Tableau 4 : Définitions et descriptions d'indices utilisés pour évaluer l'état de populations d'animaux, classés selon l'origine des données (inspiré de Courtois et Crête (1993)). Les abréviations utilisées sont f, m et v pour femelles, mâles et veaux respectivement.

Variable	Définition	Indice	Source des données	
			Observation	Récolte
Indices de densité et d'effort de chasse				
Abondance[1]	Nombre total d'individus dans la population	Décompte total ou modèles	X	X
Taux de croissance annuel[1]	Pourcentage d'augmentation du nombre d'individus dans une population	$\frac{(N_t - N_{t-1})}{N_{t-1}}$ $\left(\frac{N_j}{N_i}\right)^{1/n} - 1$	X	X
Densité d'observation[4,9]	Nombre d'individus vus par km^2	$\frac{N_{vus}}{superficie\ du\ territoire}$	X	
Densité de récolte[4]	Nombre d'individus tués par km^2	$\frac{N_{abattus}}{superficie\ du\ territoire}$		X
Succès de chasse[2]	Pourcentage des permis utilisés par rapport au total émis	$\frac{\sum N_{abattus} \times 2}{n_{permis\ émis}}$		X
Taux de récolte[1,5,6]	Nombre d'individus abattus par rapport à la population (*p*) totale	$\frac{\sum N_{abattus}}{p_{avant\ la\ chasse}}$		X
Individus vus par unité d'effort[1,3,4,5]	p. ex. Nombre d'individus vus par jour de chasse	$\frac{N_{vus}}{n_{chasseurs} \times jours\ de\ chasse}$	X	
Individus tués par unité d'effort[7]	Nombre d'individus tués par jour de chasse	$\frac{N_{abattus}}{n_{chasseurs} \times jours\ de\ chasse}$		X
Indices de structure de population				
Ratio des sexes[1,3,5,6]	Nombre de mâles par femelle	$\frac{\sum m_{vus}}{\sum f_{vues}}$	X	X
Recrutement[1,3,5,6,8]	Nombre de faons par femelle	$\frac{\sum v_{vus}}{\sum f_{vues}}$	X	X
Taux de jumelité[3]	Proportion de femelles avec des jumeaux	$\frac{\sum f_{avec\ jumeaux}}{\sum f_{avec\ veaux}}$	X	
Âge moyen[1,4]	Patron de remplacement des dents de lait, usure des dents avec un échantillon de référence, décompte des anneaux de cément des dents			X
Autres causes de mortalité[1,6]	Nombre d'animaux morts rapportés dont la mort est due à d'autres causes que la chasse (collisions, prédation, braconnage)		X	

[1](Solberg et al. 2005) [3](Solberg et al. 2010) [5](Solberg et Saether 1999) [7](Hatter 2001) [9](Davis et Winstead 1980)

[2](Boyce et al. 2012) [4](Ueno et al. 2014) [6](Courtois et Crête 1993) [8](Ericsson et Wallin 1999)

Annexe II : Formulaire distribué aux chasseurs

SÉMINAIRE DE QUÉBEC

RAPPORT D'ACTIVITÉS DU CLUB DE CHASSE ET PÊCHE

POUR L'ANNÉE 2015-2016-Partie 1

Nom du club	N° club

REGISTRE QUOTIDIEN

ORIGNAUX OBSERVÉS

Inscrivez tous vos jours de chasse (même sans observation)

Indiquez le nombre d'orignaux différents observés au cours d'une même journée. Par exemple, lorsque plusieurs chasseurs sont certains d'observer le même orignal, celui-ci doit être comptabilisé une seule fois.

D'autre part, **un orignal abattu est obligatoirement observé**.

Date (jour/mois/année)	Nb. de chasseurs	NOMBRE D'ORIGNAUX OBSERVÉS					
		Mâles	Femelles adultes avec			Veaux seuls	Sexe inconnu
			0 veau	1 veau	2 veaux		
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							
/ /							

Additionnez le nb. de jours

Additionnez la colonne nb. de chasseurs pour connaitre l'effort de chasse en jours.

Si vous manquez de cases, remplissez le reste de vos jours de chasse sur un second formulaire et calculez les totaux des deux formulaires au bas du second. **Inscrire les totaux dans la zone grise.**

Nombre de chasseurs différents ayant participé à la chasse	

ORIGNAUX ABATTUS

Date (jour/mois/année)	Arme utilisée (arbalète, arc, carabine)	Sexe (M, F)	Âge (veau, 1,5 an, adulte)
/ /			
/ /			

ORIGNAUX BLESSÉS

Confirmation de l'âge d'un jeune orignal abattu

Suite à l'abattage, on peut confirmer l'âge des orignaux par l'observation de la 3e prémolaire (Figure A). Il faut pour cela couper la joue de l'orignal afin d'exposer les dents à l'arrière de la mâchoire. La 3e prémolaire des veaux présente 3 crêtes tandis que celle d'un adulte n'en a que 2. Vers la mi-septembre, la 3e prémolaire d'un orignal de 1,5 an peut avoir été remplacée par la prémolaire d'un adulte, mais celle-ci est alors plus blanche et sans tartre comparativement à celle d'un adulte de 2,5 ans ou plus (Figure B).

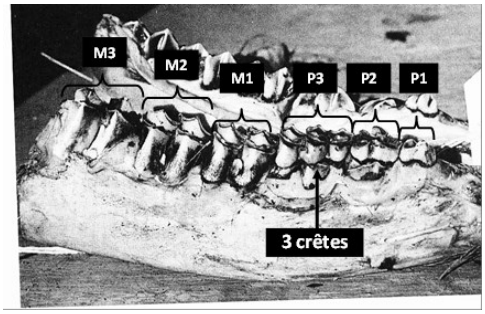
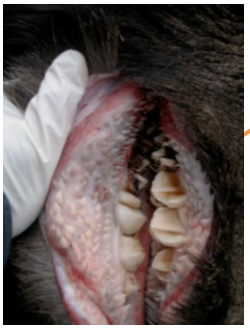


Figure A. Mandibule inférieure d'un orignal de 1,5 an montrant la 3e prémolaire (P3) à 3 crêtes. Les prémolaires 1 et 2 ainsi que toutes les molaires (M1 à M3) sont toutes à 2 crêtes.



3e prémolaire d'un individu de 1,5 an récemment remplacée par une dent adulte à 2 crêtes, mais encore blanche et très tranchante.

Figure B. Mâchoire d'un orignal de 1,5 an montrant la 3e prémolaire récemment remplacée par une prémolaire adulte.

Une fois les formulaires remplis, retournez-les à **Mme Marie-Pierre Gingras, tech.f.**

Par la poste :
Séminaire de Québec
1, rue des Remparts, C.P. 460, Haute-Ville
Québec (Québec) G1R 4R7

Par fax : 418-692-4345

Par courriel : mpgingras@seminairedequebec.ca

Annexe III : Analyse de corrélation spatiale entre les données d'observation par les chasseurs et les inventaires aériens

Une étude de Sylven (2000) basée sur le principe que la précision d'une estimation augmente avec la taille d'échantillon a démontré que le calcul du taux d'observation des chasseurs est influencé par la taille de l'aire d'échantillonnage. La corrélation entre le nombre d'orignaux vus et la densité estimée par inventaires aériens en fonction de l'aire d'échantillonnage considérée semble suivre une relation asymptotique plafonnant autour de 500 km² dans le contexte scandinave (Sylven 2000). Dans le cadre du sous-objectif 4, nous avons réalisé des analyses pour déterminer l'échelle à laquelle la corrélation entre le nombre d'orignaux vus par les chasseurs à l'automne et le nombre d'orignaux vus par inventaire aérien sur une aire donnée est la plus grande dans un contexte nord-américain.

Méthodologie

Des zones tampons de rayons croissants ont été tracées autour de chacun des clubs, allant de 0 à 20 kilomètres par pas de deux kilomètres, puis de 20 à 40 par pas de trois kilomètres. Les informations (observations, effort) de chacun des clubs inclus dans une zone tampon étaient alors additionnées. Pour chacune des tailles de zones tampons, nous sommes donc parvenus à 201 regroupements de clubs centrés sur chacun d'eux. Nous avons voulu considérer le mouvement des orignaux entre les saisons où se déroulent les deux méthodes indépendantes d'estimation d'abondance (le protocole d'observation de l'orignal à l'automne et les inventaires aériens à l'hiver) en traçant des zones tampons autour des ravages d'orignaux délimités lors des inventaires aériens (Figure 6). Un rayon de 5 km de dispersion a été choisi en se basant sur des études de mouvement de dispersion de l'orignal entre l'été et l'hiver au Maine et à l'est du Québec (Roussel et al. 1975, Kufeld et Bowden 1996). Les manipulations spatiales ont été réalisées à l'aide du logiciel ArcGIS (ESRI 2014).

Comme la technique d'inventaire aérien utilisée pour les territoires plus petits que 2 000 km² est la couverture totale avec dénombrement partiel, nous avons dû prédire le nombre d'orignaux vus en fonction de la taille des ravages pour ceux qui n'avaient pas été survolés lors de la deuxième phase de décompte à l'aide d'un modèle de régression binomial négatif basé sur les données brutes des deux inventaires aériens. Nous avons calculé le coefficient de corrélation de Pearson entre le nombre cumulé d'orignaux vus par jour-chasseur et le nombre d'orignaux vus ou imputés dans les ravages dont la bordure chevauchait la zone tampon autour des clubs définissant les regroupements pour chaque échelle spatiale (R Core Team 2016). Nous avons réalisé ces analyses pour chacun des deux inventaires aériens, en 2004 et 2013, en comparant les données d'inventaires avec celles des chasseurs l'automne précédent.

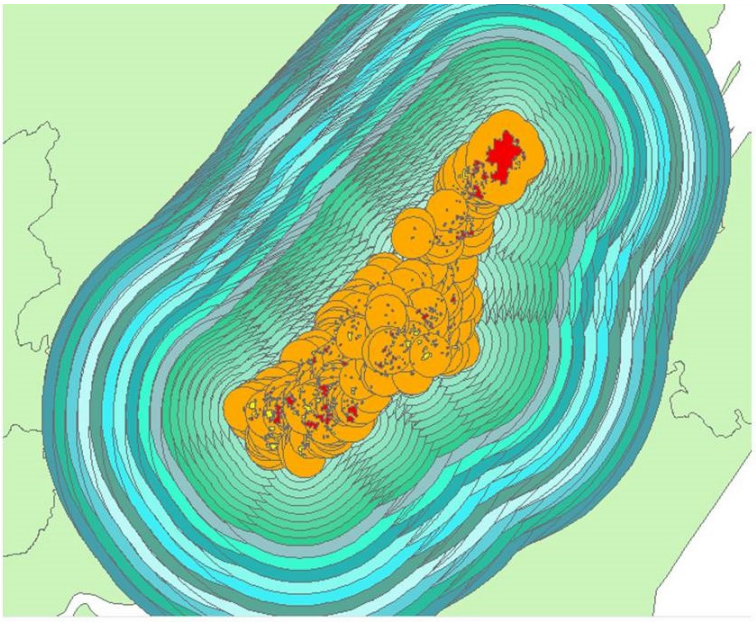


Figure 6 : Carte des zones tampons de rayons de différentes tailles centrés sur les clubs (dégradé de vert) et des ravages bordés d'un périmètre de 5 km (orange). Les ravages en rouge sont ceux où il y a eu des décomptes en 2004 et ceux en jaune sont ceux pour lesquels nous avons imputé un nombre d'orignaux à l'aide d'une régression binomiale négative.

Résultats et discussion

Nous avons obtenu des relations similaires pour les deux comparaisons entre les animaux vus par les chasseurs et par inventaires aériens. Nous remarquons une augmentation de la corrélation entre le nombre d'orignaux vus par jour-chasseur à l'automne et le nombre d'orignaux comptés dans les ravages pendant l'hiver avec l'augmentation de la taille du rayon autour des clubs, jusqu'à un certain seuil où la corrélation diminue (Figures 7 et 8). En 2004, le seuil maximum de corrélation est atteint avec un regroupement de clubs de rayon de 19 km, pour un effort cumulé moyen de 1 400 jours-chasseurs, et d'aire cumulée moyenne de 718 km². En 2013, c'est un rayon de 30 km de rayon autour des clubs qui permet les regroupements fournissant la meilleure corrélation, pour un effort cumulé de 4 000 jours-chasseurs et d'une aire cumulée moyenne de 1 035 km².

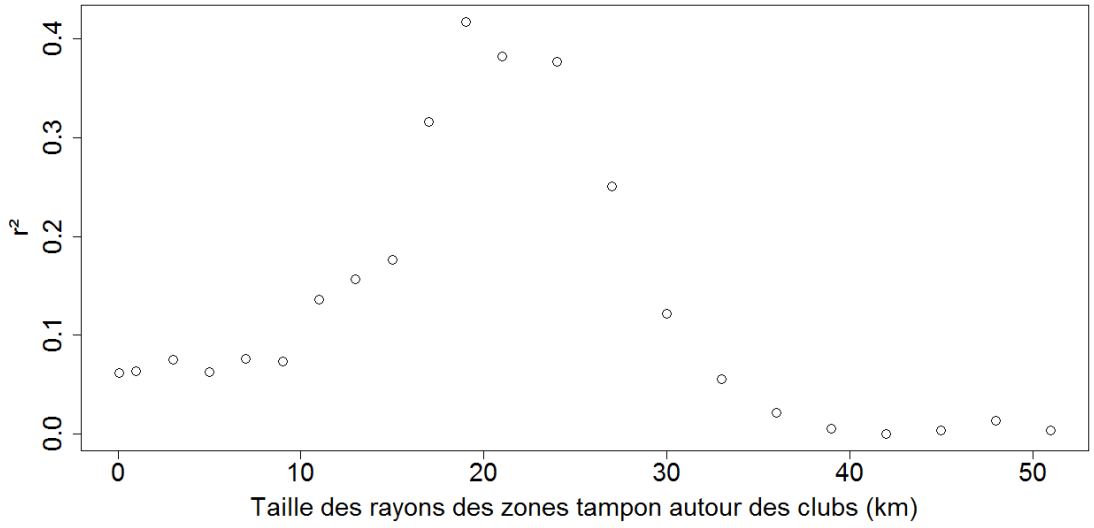


Figure 7 : Corrélation entre les observations d'orignaux corrigées pour l'effort des chasseurs de la Seigneurie de Beaupré en 2003 et les décomptes faits par inventaires aériens dans les ravages du territoire en 2004 pour différentes tailles de regroupements de clubs (km)

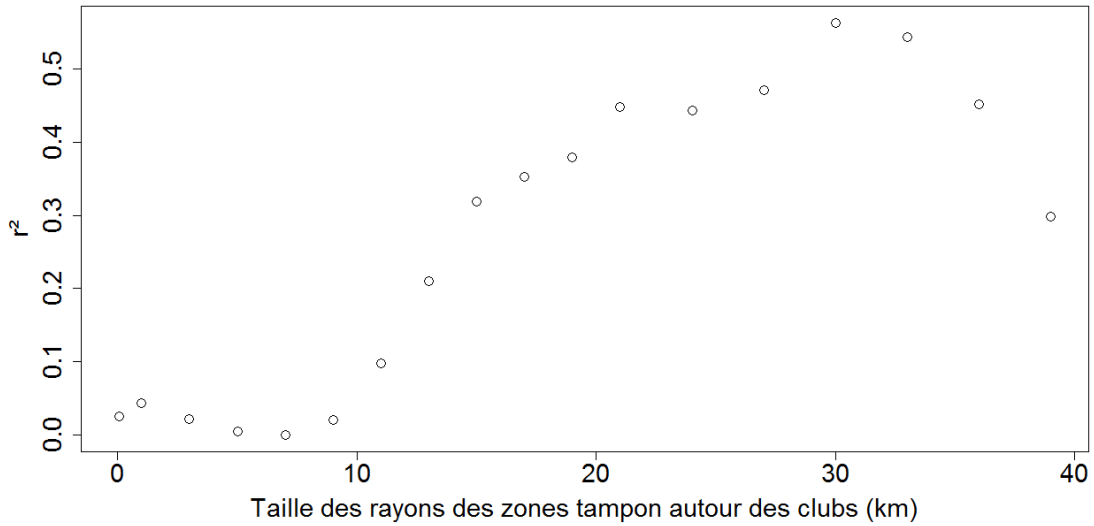


Figure 8 : Corrélation entre les observations d'orignaux corrigées pour l'effort des chasseurs de la Seigneurie de Beaupré en 2012 et les décomptes faits par inventaires aériens dans les ravages du territoire en 2013 pour différentes tailles de regroupements de clubs (km)

Ces résultats sont légèrement différents de nos prédictions puisque nous avions plutôt supposé une relation asymptotique où l'augmentation de l'effort cumulé atteindrait un plateau et n'aurait plus d'effet sur l'augmentation de la corrélation entre les deux méthodes comparées (Sylven 2000). Nous pensons que ce pourrait être expliqué

par le fait qu'en augmentant la taille du rayon autour des clubs, différents environnements sont inclus dans le regroupement des clubs. Un rapprochement entre des réalités différentes artificiellement déterminées par des tailles de rayons serait alors forcé. Sur cette base, nous avons donc privilégié la division de l'aire d'étude selon des limites bioclimatiques (voir la section *Methods* du chapitre principal). Il est aussi surprenant qu'en 2013, la taille de la zone tampon, donc de l'effort cumulé, soit plus grande pour obtenir la corrélation maximale. Par contre, le seuil maximal de corrélation atteint en 2013 (r^2=0.55) est supérieur à celui de 2004 (r^2=0.42). Nous pensons toutefois que ces résultats permettent d'alimenter la réflexion sur la taille d'échantillon optimale à considérer.