



État de la situation biologique du caribou migrateur, troupeau de la rivière aux Feuilles

ENSEMBLE  
on fait avancer le Québec

Québec  
 

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs :

Joëlle Taillon

Direction de l'expertise sur la faune terrestre,
l'herpétofaune et l'avifaune

Vincent Brodeur

Stéphane Rivard

Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec

Référence à citer :

TAILLON, Joëlle, Vincent BRODEUR et Stéphane RIVARD. 2016. *État de la situation biologique du caribou migrateur, troupeau de la rivière aux Feuilles*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 69 p.

La version intégrale de ce document est accessible sur le site Internet
mffp.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2016

ISBN (version imprimée) : 978-2-550-75729-0

ISBN (PDF) : 978-2-550-75730-6

Remerciements

Nous tenons à remercier Denis Vandal, ancien directeur de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, Serge Couturier, biologiste de la faune, ainsi que leurs prédécesseurs, leurs collègues et leurs collaborateurs qui ont travaillé à bâtir les fondements des connaissances scientifiques sur le caribou migrateur au Québec. Plus récemment, l'équipe de Caribou Ungava a fourni un apport considérable au suivi biologique du caribou migrateur du Québec-Labrador. L'acquisition des données nécessaires au suivi actuel du troupeau de la rivière aux Feuilles n'aurait pu être réalisée sans les efforts importants de Charles Jutras, Lyna Lambert et Pascal Ouellet, techniciens de la faune de la Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, et de Dominic Grenier, technicien de la faune de la Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune (DEFTHA). Merci également à Julien Mainguy, biologiste de la faune, pour ses commentaires sur la version préliminaire du rapport et à Christian Dussault, biologiste de la DEFTHA, pour ses conseils judicieux. Le suivi à long terme du troupeau de la rivière aux Feuilles a été principalement mené par le gouvernement du Québec, longtemps sous la direction de Denis Vandal, et a bénéficié du soutien financier de plusieurs partenaires, dont Hydro-Québec et la Société Makivik. Depuis 2009, les efforts de recherche gouvernementaux et universitaires ont convergé vers la formation du groupe de recherche Caribou Ungava, qui est soutenu par de nombreux partenaires (<http://www.caribou-ungava.ulaval.ca/>). Enfin, nos remerciements vont à Annie Cauchon, adjointe administrative à la DEFTHA, pour la révision de la version définitive du document.

Résumé

Dans le Nord-du-Québec et au Labrador, les troupeaux de caribous migrants de la rivière George (TRG) et de la rivière aux Feuilles (TRAF) occupent une vaste région de plusieurs centaines de milliers de kilomètres carrés située principalement au nord du 53^e parallèle. Le TRAF utilise la partie nord-ouest du Nord-du-Québec et son aire de répartition annuelle est complètement distincte de celle du TRG depuis 2008. Grâce au programme de suivi de la population et aux travaux de recherche réalisés par le Ministère en collaboration avec le milieu universitaire (programme de recherche Caribou Ungava), il est possible d'obtenir un portrait détaillé de l'écologie, de la démographie et de la situation historique et actuelle du caribou migrateur du TRAF.

Les travaux scientifiques réalisés sur le TRAF ont débuté en juin 1975. Depuis, six inventaires aériens ont été réalisés pour décrire l'évolution de la taille de ce troupeau et plusieurs indicateurs démographiques (survie, productivité, recrutement, condition physique) ont été compilés au moyen du programme de suivi de la population. Ces données indiquent que la taille du TRAF a augmenté jusqu'en 2001 pour ensuite diminuer. Le plus récent inventaire (2011) évaluait la population à environ 430 000 caribous. Les indicateurs démographiques démontrent que la population était relativement stable entre 2008 et 2013, mais qu'elle serait en déclin depuis l'automne 2013. À l'automne 2015, la population était estimée à environ 332 000 caribous. Les changements observés de la taille de l'aire de répartition annuelle et des aires saisonnières utilisées par le TRAF concordent avec les fluctuations passées et récentes de la taille de la population (phases d'augmentation, de diminution, et constat récent de stabilité).

L'ensemble des données biologiques récoltées depuis 1975 permet d'affiner l'interprétation des changements dans la taille et la tendance du TRAF. De plus, des facteurs limitants et des menaces sont connus et doivent être considérés pour comprendre l'état du TRAF. Ceux-ci peuvent agir en synergie, tout en ayant des effets directs (p. ex., dérangement, mortalité) ou indirects (p. ex., impacts sur la répartition spatiale et la disponibilité de la végétation) qui varient en fonction de la taille et de la tendance des populations. De récentes revues de littérature ont clairement mis en évidence que les principales menaces à la pérennité des populations de caribous migrants sont la surexploitation (chasse et braconnage), l'expansion de l'occupation du territoire et les activités industrielles qui lui sont associées, ainsi que les changements climatiques.

Le présent document compile les connaissances biologiques disponibles pour évaluer l'état actuel du TRAF et décrit les facteurs limitants et les principales menaces qui pourraient être impliqués dans ses variations démographiques. *L'État de situation du caribou migrateur, troupeau de la rivière aux Feuilles* est donc un guide factuel pour orienter les efforts de gestion et de conservation de cette population faunique nordique.

Table des matières

Remerciements	I
Résumé	II
Table des matières	1
Liste des tableaux	2
Liste des figures	3
Listes des annexes	5
1. Identification des écotypes et troupeaux de caribous	6
1.1 Description de l'espèce et répartition circumpolaire.....	6
1.2 Écotypes	6
2. Situation biologique du troupeau de la rivière aux Feuilles	11
2.1 Fluctuations historiques et actuelles de la taille de population.....	12
2.2 Taux de survie et causes de mortalité	15
2.3 Productivité	18
2.4 Structure de population et recrutement	19
2.5 Condition physique, maladies et parasites	23
2.6 Aire de répartition annuelle, utilisation de l'espace et migrations.....	31
2.7 Interactions avec le caribou forestier et le bœuf musqué	41
2.8 Bilan.....	42
3. Facteurs limitants et menaces	43
3.1 Facteurs limitants.....	43
3.1.1 Disponibilité et qualité de l'habitat	43
3.1.2 Variations naturelles de la population.....	43
3.1.3 Maladies et parasites	43
3.1.4 Prédation	44
3.1.5 Feux de forêt	45
3.1.6 Polluants	45
3.1.7 Changements climatiques	45
3.1.8 Chasse et braconnage.....	46
3.2 Identification des activités reliées au développement du territoire	47
3.2.1 Activités d'exploration et d'exploitation des ressources naturelles	47
3.2.2 Développements hydroélectriques	48
3.2.3 Accès au territoire	49
3.2.4 Parcs et aires protégées	49
Références	51
Listes des communications personnelles	61
Annexes	62

Liste des tableaux

Tableau 1 Synthèse des indicateurs biologiques récoltés dans le cadre du suivi à long terme du troupeau de la rivière aux Feuilles.....	11
Tableau 2 Historique du suivi de la taille de population du troupeau de la rivière aux Feuilles.	12
Tableau 3 Nombre de caribous, par sexe et classe d'âge, munis d'un collier télémétrique entre 1991 et 2015 pour le troupeau de la rivière aux Feuilles.....	16
Tableau 4 Détails de la structure de la population, du rapport des sexes des adultes et du recrutement à l'automne du TRAF entre 1994 et 2015. *Aucune classification n'a été effectuée en 1999.....	21
Tableau 5 Compilation des mesures de masse corporelle (moyenne \pm erreur-type) récoltées de 1991 à 2013 pour le troupeau de la rivière aux Feuilles.....	24
Tableau A1. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires annuelles du TRAF de 1994 à 2015.....	65
Tableau A2. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires d'hivernage du TRAF de l'hiver 1994-1995 à l'hiver 2014-2015.	67
Tableau A3. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires d'estivage du TRAF de 1994 à 2015.....	69

Liste des figures

Figure 1 Répartition des écotypes et des troupeaux de caribous au Québec et à Terre-Neuve-et-Labrador.....	10
Figure 2 Taille du troupeau de la rivière aux Feuilles évaluée à partir des inventaires aériens réalisés entre 1975 et 2011. L'estimation de 1975 (cercle gris pâle et trait pointillé) représente un décompte minimal (sans erreur associée) du TRAF. Pour 2001 (cercle vide et ligne pointillée), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) a été utilisée pour décrire la taille de population du TRAF.....	14
Figure 3 Structure de la population du TRAF à l'automne 2015. Les mâles « séniles » ne sont pas représentés puisqu'ils constituent seulement 0,1 % de la population.	20
Figure 4 Variation du pourcentage de grands mâles du troupeau de la rivière aux Feuilles à l'automne entre 1994 et 2015. Aucune classification n'a été effectuée en 1999.	20
Figure 5 Variation du pourcentage de faons à l'automne pour le troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015. Aucune classification n'a été effectuée en 1999.....	22
Figure 6 Variations annuelles de la masse à la naissance des faons du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1991 à 2013.	25
Figure 7 Variations de la masse au sevrage des faons du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1995 à 2013.	25
Figure 8 Variations de la longueur de la mandibule (moyenne \pm erreur-type) des femelles adultes du troupeau de la rivière aux Feuilles âgées de plus de 4 ans en fonction de leur année de naissance.	27
Figure 9 Pourcentage de caribous infectés annuellement par <i>Besnoitia tarandi</i> (prévalence) chez les mâles et femelles du TRAF de plus de 2,5 ans échantillonnés lors de la chasse sportive hivernale entre 2007 et 2012. La prévalence a été estimée par l'analyse d'échantillons de peau du métatarse.	30
Figure 10 Pourcentage de caribous infectés par <i>Besnoitia tarandi</i> parmi les animaux manipulés lors des captures pour la pose de colliers télémétriques. La prévalence a été estimée par l'examen de la conjonctive de l'œil, une mesure sommaire et minimale de la présence du parasite. La taille d'échantillon (n) est présentée pour chaque année.....	30
Figure 11 Localisation des aires saisonnières et corridors migrateurs du TRAF utilisés entre 2008 et 2014.	32
Figure 12 Expansion de l'aire de répartition annuelle du TRAF entre les années 1994-2000 (gris foncé) et 2001-2015 (hachuré). La ligne pointillée représente la limite sud de l'aire de répartition dans les années 1970 et 1980 (Le Hénaff et Hayeur, 1983).	33
Figure 13 Variations annuelles de la superficie de l'aire de répartition (triangles blancs) et de la taille de population du TRAF (cercles). L'estimation de la taille de population de 1975 (cercle gris foncé et trait pointillé) représente un décompte minimal (sans erreur associée) du TRAF. Pour 2001 (cercle vide et ligne pointillée), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) a été utilisée pour décrire la taille de population du TRAF.....	34
Figure 14 Carte de l'évolution spatiale des aires de mise bas du TRAF (gris pâle) depuis 1995. Le point noir représente le centroïde de l'aire de mise bas annuelle. L'habitat faunique légal est présenté en gris foncé et sa localisation spatiale a été redéfinie en 2004. Cartes tirées de Taillon et coll. (2012b) pour 1995 à 2009.	38

Figure 15 Patron de déplacements saisonniers du troupeau de la rivière aux Feuilles. Basé sur le suivi de femelles et mâles adultes munis de colliers émetteurs entre 2008 et 2013.....	40
Figure A1. Variations annuelles de la superficie de l'aire de répartition annuelle du TRAF de 1994 à 2015.	65
Figure A2. Variations annuelles de la superficie des aires d'hivernage du TRAF de l'hiver 1994-1995 à l'hiver 2014-2015.	67
Figure A3. Variations annuelles de la superficie des aires d'estivage du TRAF de 1994 à 2015.....	69

Listes des annexes

Annexe 1 – Liste des sigles et acronymes utilisés dans le rapport	63
Annexe 2 – Délimitation de l’aire de répartition annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015.	64
Suite – Annexe 2 – Délimitation de l’aire de répartition annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015.	65
Annexe 3 – Délimitation de l’aire d’hivernage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2014.	66
Suite – Annexe 3 – Délimitation de l’aire d’hivernage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2014.	67
Annexe 4 – Délimitation de l’aire d’estivage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2015.	68
Suite – Annexe 4 – Délimitation de l’aire d’estivage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2015.	69

1. Identification des écotypes et troupeaux de caribous

1.1 Description de l'espèce et répartition circumpolaire

Le caribou d'Amérique du Nord et le renne d'Eurasie appartiennent à la même espèce (*Rangifer tarandus*). En Amérique du Nord, la classification du caribou en sous-groupes et sous-espèces ne fait pas l'unanimité et est sujette à des modifications en fonction des découvertes récentes (Banfield, 1961; Bergerud et coll., 2008; Festa-Bianchet et coll., 2011). La majorité des biologistes utilisent le concept d'écotype afin de distinguer les populations¹ de caribous. Un écotype est attribué à une harde ou une population de caribous qui présente des caractères, des préférences écologiques et des comportements particuliers permettant de le différencier des autres écotypes de caribous. L'identification des écotypes nécessite d'utiliser des données génétiques, mais aussi de considérer les adaptations morphologiques et comportementales des individus. On distingue quatre principaux écotypes en Amérique du Nord : le caribou de Peary, qui vit dans les îles arctiques canadiennes, le caribou forestier, le caribou montagnard et le caribou migrateur (Festa-Bianchet et coll., 2011). Les écotypes forestier, montagnard et migrateur sont présents au Québec. La distinction entre les écotypes est primordiale pour gérer les populations en fonction de leurs caractéristiques propres.

1.2 Écotypes

Caribou montagnard

Le caribou de l'écotype montagnard est considéré comme étant sédentaire, vit en petits groupes et effectue de courtes migrations altitudinales dans les milieux alpins (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2011; Environnement Canada, 2012a). Les femelles de l'écotype montagnard se dispersent et s'isolent pour donner naissance. Au Québec, deux troupeaux² de caribous montagnards sont présents : le troupeau de la Gaspésie et le troupeau des monts Torngat. Le troupeau de la Gaspésie est la seule population persistant au sud du fleuve Saint-Laurent et se retrouve principalement à l'intérieur des limites du Parc national de la Gaspésie. Ce troupeau est protégé selon la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, étant inscrit à l'annexe 1 de cette loi fédérale à titre d'« espèce en voie de disparition ». Au Québec, le caribou montagnard de la Gaspésie est désigné comme « menacé » en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV, RLRQ, c. E-12.01) depuis octobre 2009, et fait l'objet d'un plan de rétablissement provincial (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2011). Ce plan de rétablissement provincial a été adopté et constitue, intégralement, le plan de rétablissement fédéral de cette population (COSEPAC, 2002). Le troupeau des monts Torngat occupe le nord de la péninsule du Québec-Labrador (chaîne des monts Torngat). Son aire de répartition est partagée entre le Québec (Nunavik) et le Nunatsiavut (territoire autonome géré par le gouvernement du Nunatsiavut constitué par les Inuits du Labrador). Au Québec, ce troupeau fera l'objet d'un plan de gestion spécifique.

¹ Une population est définie comme un groupe d'individus d'une même espèce qui se reproduisent ensemble, la plupart du temps, et qui occupent un même environnement à un moment donné. Des phénomènes d'émigration et d'immigration peuvent survenir avec des populations voisines, mais ces échanges demeurent limités. Une population animale est une unité relativement fermée.

² La notion de troupeau est habituellement utilisée pour désigner des populations de caribous distinctes des écotypes montagnards et migrateurs.

Caribou forestier

Le caribou de l'écotype forestier est considéré comme sédentaire, occupe un domaine vital annuel de l'ordre de 1 000 km² et effectue des déplacements saisonniers au sein de la forêt boréale (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013). Chez cet écotpe, les femelles se dispersent pour donner naissance en solitaire. Dans l'ensemble de l'aire de répartition nord-américaine, la majorité des populations de caribous forestiers sont considérées comme étant en déclin (Environnement Canada, 2012b). Les populations de caribous forestiers bénéficient d'une protection en vertu de la LEP depuis 2000 et sont inscrites comme « espèce menacée » à l'annexe 1 de cette loi fédérale. Elles bénéficient également d'un Programme de rétablissement fédéral (Environnement Canada, 2012b). Au Québec, le caribou forestier est désigné comme « espèce vulnérable » en vertu de la LEMV depuis mars 2005, et il fait l'objet d'un plan de rétablissement provincial (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013).

Depuis la fin du 19^e siècle, la limite sud de l'aire de répartition de l'écotype forestier s'est déplacée vers le nord parallèlement à l'accroissement de la perte et de la fragmentation des habitats et à l'augmentation de la pression de chasse, maintenant limitée. Au Québec, on dénombrait en 2013 environ 6 740 (entre 5 980 et 8 570) caribous forestiers répartis en plusieurs hardes³ occupant près de 644 000 km² entre les 49^e et 55^e parallèles (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013; figure 1). Une description détaillée des hardes forestières se retrouve dans Bastille-Rousseau et coll. (2012) et Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec (2013). Les hardes ont généralement un faible taux de recrutement et les habitats utilisés sont soumis à un fort niveau de perturbation anthropique principalement relié à l'exploitation forestière. Le *Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec – 2013-2023* souligne un manque de connaissances sur l'état des populations au nord du 52^e parallèle, limite nordique des forêts exploitées commercialement. Ces caribous forestiers sont susceptibles de partager leur habitat avec les caribous de l'écotype migrateur au cours de la période hivernale.

La chasse sportive du caribou forestier est interdite depuis 2001 au Québec. Sur le terrain, il demeure difficile, parfois impossible, de différencier les caribous des écotypes forestier et migrateur par leur apparence physique. Il est donc possible que les chasseurs récoltent des caribous forestiers dans les zones de chasse 22A et 22B, où la chasse sportive au caribou migrateur est autorisée. À ce jour, une portion de la chasse à des fins alimentaires de certaines nations autochtones est vraisemblablement constituée de caribous forestiers sédentaires ainsi que de caribous migrateurs, mais le nombre de caribous prélevés selon l'écotype n'est pas connu.

Caribou migrateur

Le caribou de l'écotype migrateur⁴ vit en troupeaux de plusieurs milliers d'individus et effectue des déplacements saisonniers de centaines de kilomètres entre la forêt boréale et la toundra (Miller, 2003; Festa-Bianchet et coll., 2011). Cet écotpe est caractérisé par l'utilisation d'aires de mise bas

³ Le terme *harde* est généralement utilisé pour désigner les populations de caribous forestiers. Selon le *Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec 2013-2023* (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013), le terme *harde* désigne « [u]n groupe d'individus d'une même espèce qui se déplacent en groupe relativement stable. Chez le caribou forestier, on utilise souvent ce terme pour désigner les individus qui fréquentent un même secteur au cours de la période hivernale. »

⁴ L'écotype migrateur peut aussi être nommé écotpe toundrique. Toutefois, le terme « migrateur » a été privilégié par les auteurs et est utilisé dans le présent rapport.

traditionnelles où les femelles se regroupent pour donner naissance (Bergerud et coll., 2008; Gunn et coll., 2011). Typiquement, le nom assigné à un troupeau provient de la localisation géographique de l'aire de mise bas qui lui est associée lors de sa première mention par les non-Autochtones (généralement le nom d'un cours d'eau ou d'un lac).

On dénombre vingt-trois troupeaux de caribous migrateurs (Amérique du Nord) et de rennes migrateurs (Eurasie) autour du cercle polaire (Gunn et coll., 2011; CARMA, 2013). En Amérique du Nord, l'écotype migrateur est présent de l'Alaska jusqu'au Labrador, ainsi que sur l'île de Baffin et sur les îles Southampton et Coats, qui sont situées à l'entrée de la baie d'Hudson. Les effectifs de ces troupeaux ont présenté d'importantes fluctuations au cours des dernières décennies, et ils regroupent actuellement plus de quatre millions d'animaux (Gunn et coll., 2011). Au cours des dernières décennies, la plupart de ces troupeaux migrateurs ont toutefois décliné (Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet et coll., 2011; Gunn et coll., 2011; CARMA, 2013). Le COSEPAC effectuée, depuis l'hiver 2015, la révision du statut des différentes populations de caribous migrateurs du Canada (COSEPAC, 2011).

Dans le Nord-du-Québec et au Labrador, les troupeaux de caribous migrateurs de la rivière George (TRG) et de la rivière aux Feuilles (TRAF) occupent une région de plusieurs milliers de kilomètres carrés située principalement au nord du 53^e parallèle, mais pouvant s'étendre jusqu'au 51^e parallèle durant l'hiver (Boulet et coll., 2007; figure 1). L'aire de répartition du TRG est partagée entre le Québec, le Labrador et le Nunatsiavut. Ce troupeau est géré indépendamment du TRAF et selon des considérations intergouvernementales. Le TRAF, quant à lui, utilise la partie nord-ouest du Nord-du-Québec. Grâce au programme de suivi de la population et aux travaux de recherche réalisés en collaboration avec le milieu universitaire (programme de recherche Caribou Ungava), il est possible d'obtenir un portrait détaillé de l'écologie, de la démographie et de la situation actuelle du caribou migrateur du TRAF.

Différenciation génétique des trois écotypes

Les travaux récents du groupe de recherche Caribou Ungava (G. Yannic, comm. pers.; Yannic et coll., 2015) combinés aux études de Courtois et coll. (2002) et de Boulet et coll. (2007) suggèrent une différenciation génétique au sein des populations de caribous du Québec. On distingue trois sous-unités évolutives principales qui forment chacune une métapopulation, c'est-à-dire un ensemble de populations locales qui sont reliées entre elles par des individus qui se dispersent et qui échangent des gènes (flux génique), bien qu'à des niveaux souvent faibles, maintenant ainsi une certaine homogénéité génétique au sein de cette métapopulation. Une première sous-unité (métapopulation) au Québec est formée des populations de caribous forestiers situées à l'ouest de la rivière Romaine jusqu'à l'est de l'Abitibi. La deuxième sous-unité est composée des troupeaux de caribous forestiers de la Jamésie. Une troisième sous-unité est formée du TRAF et du TRG, ainsi que du troupeau montagnard des monts Torngat. Cette sous-unité entretient des échanges génétiques avec les hardes de caribous forestiers du Labrador (hardes du lac Joseph, des monts Mealy et des monts Red Wine). Il existe aussi certains échanges entre ces trois sous-unités dont les aires de répartition se chevauchent partiellement, notamment celle de la Jamésie et celle du TRAF. Au sud du fleuve Saint-Laurent, le troupeau montagnard de la Gaspésie peut être différencié de ces trois sous-unités par sa faible diversité génétique. Au sein de ces sous-unités, les individus sont considérés comme étant

génétiquement similaires et, ainsi, ne peuvent être départagés en sous-espèces (G. Yannic, comm. pers.; Yannic et coll., 2015). Pour obtenir l'information cartographique associée à la répartition de ces hardes et troupeaux, consulter la figure 1 et les références suivantes : Couturier et coll. (2010), Bastille-Rousseau et coll. (2012), Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec (2013).

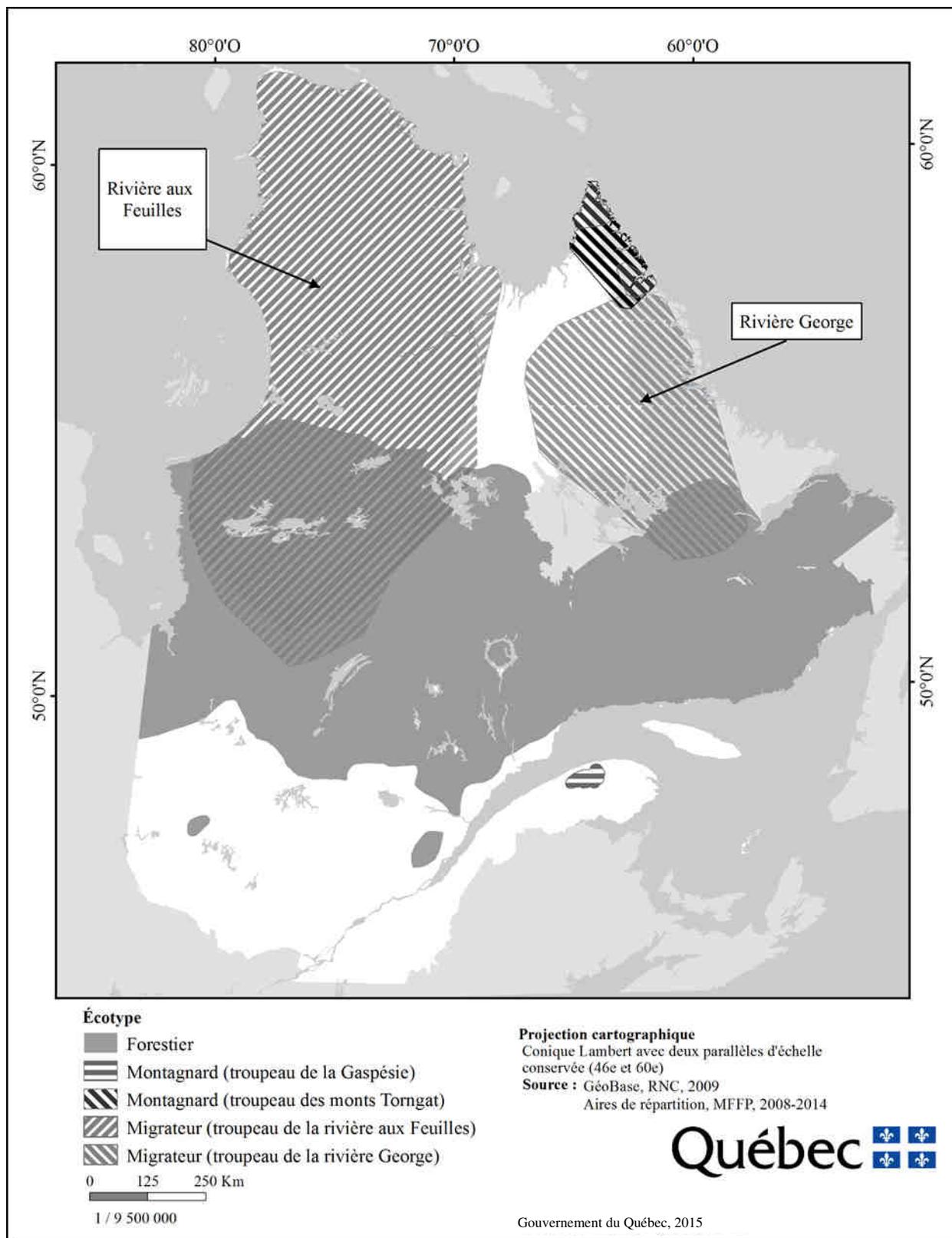


Figure 1 Répartition des écotypes et des troupeaux de caribous au Québec et à Terre-Neuve-et-Labrador.

2. Situation biologique du troupeau de la rivière aux Feuilles

Le suivi à long terme du TRAF a été principalement mené par le gouvernement du Québec et a bénéficié du soutien financier de plusieurs partenaires, dont Hydro-Québec et la société Makivik. Depuis 2009, les efforts de recherche gouvernementaux et universitaires ont convergé dans la formation du groupe de recherche Caribou Ungava, qui est soutenu par de nombreux partenaires (<http://www.caribou-ungava.ulaval.ca/>).

Tableau 1 Synthèse des indicateurs biologiques récoltés dans le cadre du suivi à long terme du troupeau de la rivière aux Feuilles.

Indicateur biologique	Méthodes	Années disponibles
Estimation de la taille de population	Inventaire aérien	1975, 1983, 1986, 1991, 2001, 2011
	Modèle de taille de population	Utilisé depuis 2014 – estimation de la population de 2011 à aujourd'hui
Taux de survie	Suivi télémétrique Estimation des taux de survie	Annuellement depuis 1994
Structure de population et recrutement	Classification d'automne	Annuellement depuis 1994*
Condition physique, maladies et parasites	Masse à la naissance des faons	Annuellement de 1991 à 2003 et de 2007 à 2013
	Masse à l'automne des faons	1995 à 2002 et 2007 à 2009 et 2013
	Masse à l'automne des femelles	2000-2001 et 2007 à 2009 et 2013
	Suivi exhaustif de la condition physique et de la charge parasitaire	2007 à 2009 et 2013
Productivité	Taux de gestation	2001 et 2002 2011 à 2012
Aires de répartition annuelle et saisonnière et corridors de migration	Suivi télémétrique Délimitation des diverses aires et des corridors de migration	Annuellement depuis 1994
Suivi des prédateurs du caribou	Suivi télémétrique (loups et ours noirs)	Annuellement depuis 2011

* Aucune classification d'automne n'a eu lieu en 1999.

2.1 Fluctuations historiques et actuelles de la taille de population

Les travaux scientifiques réalisés sur le TRAF ont débuté en juin 1975 lorsqu'un groupe d'environ 20 000 femelles fut observé à proximité de la rivière aux Feuilles (58°25' N; 73°25' O) (Le Hénaff, 1976). Depuis cette observation, six inventaires aériens ont été réalisés afin de décrire l'évolution de la taille de ce troupeau (tableau 2; figure 2). Les méthodes d'inventaire utilisées depuis les années 1980 génèrent un intervalle de confiance exprimé en pourcentage de l'estimation moyenne. Un intervalle de confiance est élevé lorsque l'estimation de la taille d'un troupeau est imprécise⁵. Une imprécision élevée est généralement attribuable à des conditions contraignantes rencontrées lors de la réalisation des inventaires, ce qui a été le cas pour le TRAF en 1983, 1986 et 2001.

Tableau 2 Historique du suivi de la taille de population du troupeau de la rivière aux Feuilles.

Année	Méthode	Estimation	Intervalle de confiance	Référence
1975	Décompte sur aire de mise bas	56 000	-	Le Hénaff, 1976
1983	Inventaire sur aire de mise bas	101 000	42 %	Le Hénaff, 1983; Couturier et coll., 2004
1986	Inventaire sur aire de mise bas	121 000	46 %	Crête et coll., 1987; Couturier et coll., 2004
1991	Inventaire sur aire de mise bas	276 000	27 %	Couturier, 1994; Couturier et coll., 2004
2001	Inventaire post-mise bas	1 193 000 ^a	47 %	Couturier et coll., 2004
2001	Inventaire post-mise bas	628 000 ^a	-	Limite inférieure de l'intervalle de confiance
2011	Inventaire prémigratoire (printemps) et inventaire post-mise bas combinés	430 000	23 %	Gouvernement du Québec

^a Dans le Plan de gestion du caribou 2004-2010 (Jean et Lamontagne, 2004), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) avait été utilisée pour décrire la taille de population du TRAF. Cette mesure de précaution avait été adoptée parce que l'intervalle de confiance élevé suggérait que la valeur moyenne de l'estimation était probablement peu fiable.

La méthode développée et adoptée pour l'évaluation de la taille de la majorité des troupeaux de caribous en Amérique du Nord consiste à réaliser un inventaire aérien lors des agrégations des individus au début de l'été, soit après la mise bas (inventaire post-mise bas; Valkenberg et coll., 1985; Rivest et coll., 1998; Rettie, 2008; Adamzewski et coll., 2009; Nagy, 2009). Lors des premières semaines de juillet, les caribous de tous âges et sexes se rassemblent en grands groupes. Ces regroupements coïncident avec l'émergence massive d'insectes piqueurs et parasites qui harcèlent les caribous. En se regroupant, les caribous diminuent le harcèlement par des effets de saturation et de dilution (Bergerud et coll., 2008)⁶. L'inventaire aérien consiste à repérer des groupes de caribous qui

⁵ Une estimation représentative de la taille de la population se situe idéalement dans un intervalle de confiance cible inférieur à ± 20 %.

⁶ L'effet de saturation ou de satiété agit lorsqu'un insecte ou un prédateur s'attaque à un nombre de proies suffisant pour combler ses besoins, sans avoir à s'attaquer à d'autres proies. L'effet de dilution agit par le fait que chaque proie potentielle est « diluée » dans une multitude d'autres proies accessibles, la possibilité d'être ciblé par un insecte, un parasite ou un prédateur s'en trouvant alors réduite.

contiennent minimalement un individu muni d'un collier émetteur et à prendre des photographies aériennes de ces groupes. Le nombre de caribous présents sur chacune des photographies est ensuite compté précisément. La taille du troupeau est évaluée selon le principe de capture-marquage-recapture (CMR) en considérant 1) le nombre de caribous comptés dans chacun des groupes, 2) le nombre de caribous munis d'un collier dans les groupes photographiés, et 3) le nombre de caribous munis d'un collier actif dans la population qu'on tente d'estimer (Rivest et coll., 1998). L'objectif de cet échantillonnage est de couvrir la majorité du territoire utilisé par les caribous munis de colliers et de photographier la majorité des groupes dans lesquels un animal marqué est présent. Cette méthode d'inventaire est dépendante des conditions climatiques, et plus particulièrement de l'émergence des insectes piqueurs et parasites qui provoquent l'agrégation des caribous. Lorsque les caribous sont dispersés, la prise de photographies devient laborieuse, la notion de groupe ne peut être appliquée, et l'utilisation de la méthode de CMR n'est plus appropriée.

Selon les résultats des inventaires, l'effectif du TRAF a augmenté de 1975 jusqu'au début des années 2000 (figure 2, tableau 2). Il est essentiel de mentionner que l'inventaire de 2001 est considéré comme étant imprécis, car des problèmes techniques et logistiques sur le terrain ont mené au calcul d'un intervalle de confiance élevé pour l'estimation de la taille de population (tableau 2; Couturier et coll., 2004). Par mesure de précaution, la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) a été utilisée en guise de référence dans le plan de gestion du caribou 2004-2010 (Jean et Lamontagne, 2004).

La plus récente estimation de la taille de population du TRAF a été effectuée en 2011 et est basée sur la combinaison de deux inventaires aériens. Le premier inventaire a eu lieu lors de l'agrégation des individus en préparation à la migration printanière (30 avril au 5 mai 2011). Cet inventaire a permis la prise de photographies aériennes dans l'habitat ouvert de la taïga, à proximité du lac à l'Eau Claire (56° N, 75° O). Cet inventaire a respecté la méthodologie propre aux inventaires post-mise bas et a permis le décompte de 38 groupes de caribous, qui incluaient 60 individus munis de colliers sur un potentiel de 88 colliers actifs (68 %). Cet inventaire a évalué la population à 392 000 ± 28 %. Le deuxième inventaire a eu lieu lors de l'agrégation post-mise bas (31 juillet au 2 août 2011), et a permis le décompte de 26 groupes de caribous, qui incluaient 51 individus munis de colliers sur un potentiel de 106 colliers actifs (48 %). Cet inventaire a permis d'évaluer la population à 599 000 ± 38 %. La combinaison de ces deux inventaires, à l'aide de méthodes statistiques (Gasaway et coll., 1986), a permis d'estimer la taille de population du TRAF à 430 000 ± 23 % caribous en 2011.

À partir du résultat d'un inventaire aérien, il est possible de suivre l'évolution de la taille de la population à l'aide des données de survie et de recrutement récoltées sur une base annuelle. Une analyse de la démographie du TRAF effectuée à partir des résultats d'inventaire de population compilés depuis 1991, des taux de survie d'individus équipés d'un collier télémétrique, du recrutement annuel et de la récolte a permis une reconstitution approximative de la population permettant de compléter l'estimation issue de l'inventaire de 2001 (A. Rasiulis, M. Festa-Bianchet et S. D. Côté, comm. pers.). Les résultats préliminaires issus de ces analyses indiquent que l'abondance de la population en 2001 était plus comparable à la limite inférieure de l'intervalle de confiance (628 000 caribous) qu'à la valeur moyenne obtenue. L'utilisation de ce nombre en guise de référence lors de l'élaboration du plan de gestion 2004-2010 (Jean et Lamontagne, 2004) s'est donc avérée pertinente.

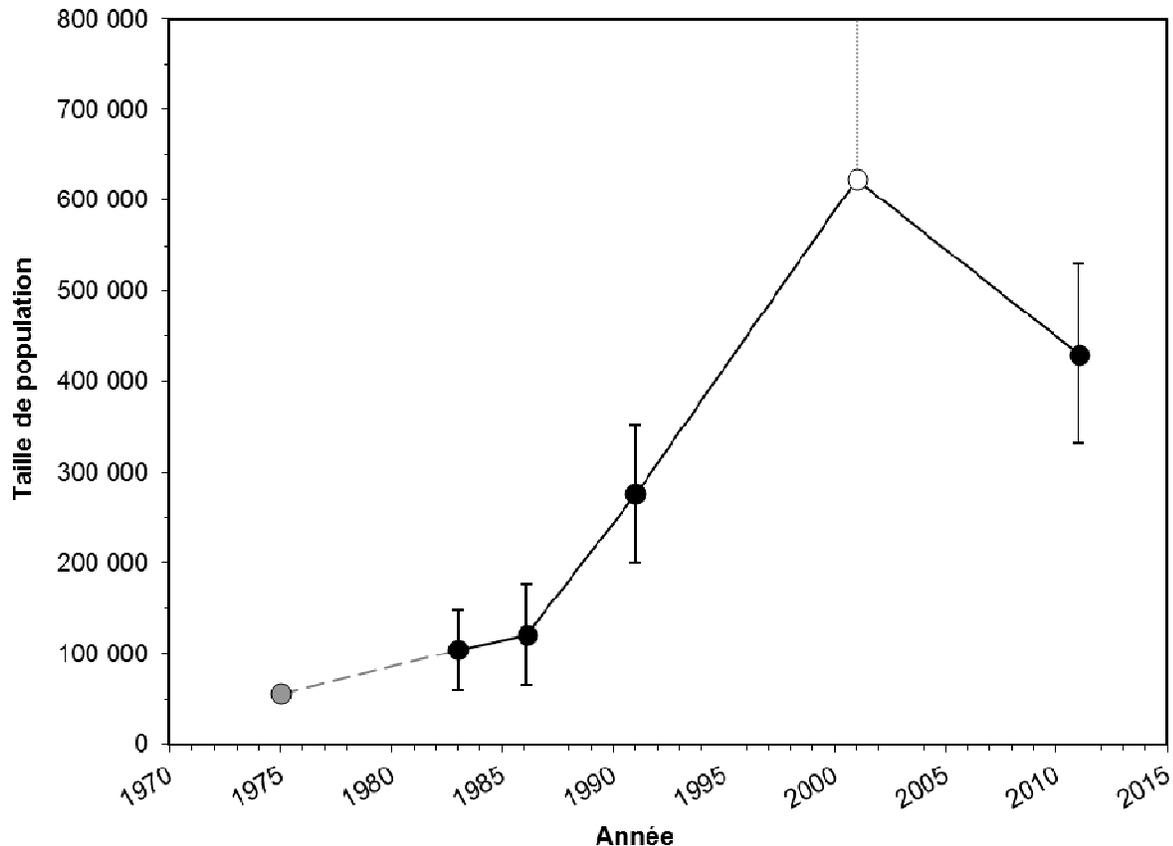


Figure 2 Taille du troupeau de la rivière aux Feuilles évaluée à partir des inventaires aériens réalisés entre 1975 et 2011. L'estimation de 1975 (cercle gris pâle et trait pointillé) représente un décompte minimal (sans erreur associée) du TRAF. Pour 2001 (cercle vide et ligne pointillée), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) a été utilisée pour décrire la taille de population du TRAF.

L'utilisation combinée des résultats d'inventaires et des données démographiques annuelles a aussi permis d'évaluer la tendance démographique (croissance, déclin ou stabilité) durant l'intervalle entre les inventaires aériens de 2001 et de 2011. Ces données démontrent un déclin de la population depuis 2001, une tendance corroborée par le résultat de l'inventaire de 2011 (figure 2). Selon les observations des utilisateurs autochtones, particulièrement les chasseurs inuits et cris, l'effectif du TRAF présenterait une diminution depuis 2011. Entre 2008 et 2013, les données démographiques (survie et recrutement) et d'utilisation de l'espace indiquent toutefois que le TRAF aurait présenté un effectif relativement stable. L'interprétation biologique de ces données doit toutefois considérer l'incertitude associée aux indicateurs biologiques du TRAF (tableau 1). Ainsi, bien que le scénario de la stabilité démographique demeure le plus probable pour la période de 2008 à 2013, les probabilités que le TRAF ait été en légère croissance ou en léger déclin doivent être envisagées. Les données de recrutement et de survie des adultes les plus récentes (voir les sections 2.2 et 2.4) indiquent toutefois que le troupeau a présenté un important déclin démographique entre 2013 et 2014 et que le déclin, plus modéré, s'est poursuivi en 2014-2015. À l'automne 2015, la population a été évaluée à environ 332 000 caribous, ce qui représente une baisse d'environ 6,5 % par rapport à l'estimation de l'automne 2014.

Suivi télémétrique

Le suivi télémétrique du TRAF a débuté en 1994 et s'est poursuivi par le marquage annuel de femelles et de mâles adultes et, depuis 2006, de femelles d'un an (tableau 3). Le marquage annuel de femelles d'un an permet d'évaluer la survie et le succès reproducteur de ces femelles en fonction de leur âge.

Tous les colliers utilisés à ce jour sont munis d'un émetteur Globalstar, Iridium ou Argos (CLS, 2011) qui permet la localisation de la balise ou l'émission de localisations sur une base régulière par l'entremise d'un lien satellitaire. Plus récemment, des colliers utilisant la technologie GPS (global positioning system) ont été utilisés afin d'améliorer la fréquence et la précision du suivi des individus. L'évolution technologique a permis, au cours des années, 1) de réduire la masse des colliers⁷, 2) d'en prolonger la vie utile (nombre d'années de fonction du collier), et 3) d'augmenter le nombre et la précision des localisations générées. Les colliers utilisés actuellement ont une vie utile de plus de quatre ans, pèsent moins d'un kilogramme et génèrent un nombre variable de localisations selon leur programmation.

L'objectif ultime du suivi télémétrique est de procurer des informations sur le comportement et sur la démographie qui soient représentatives de la population. Pour ce faire, plusieurs individus des deux sexes doivent être munis d'un collier (tableau 3) et les captures doivent être réalisées sur l'ensemble de l'aire de répartition du troupeau afin d'effectuer un suivi représentatif de la population. L'atteinte et le maintien de cet objectif nécessitent également un effort de capture régulier permettant de maintenir un échantillon représentatif.

Le suivi télémétrique est un outil clé pour améliorer notre compréhension de l'écologie du caribou migrateur, et il est essentiel à la gestion du TRAF, car il permet 1) le repérage des individus lors de la réalisation d'un inventaire aérien; 2) l'analyse statistique menant à l'évaluation de la taille de population; 3) l'estimation des taux de survie des différents segments de la population; 4) la délimitation des aires annuelles et saisonnières; 5) l'identification des trajets migratoires annuels; et 6) la planification annuelle du suivi des indicateurs biologiques.

2.2 Taux de survie et causes de mortalité

Taux de survie

L'estimation du taux de survie des individus, plus particulièrement celui des femelles adultes, est un élément clé du suivi des populations de caribous. Chez les grands ongulés, la survie des femelles adultes est connue pour présenter une faible variabilité annuelle, mais une grande élasticité qui se traduit par le fait qu'un petit changement du taux de survie peut avoir un impact majeur sur la dynamique de population (Gaillard et coll., 2000). En comparaison, la survie juvénile est habituellement moins élastique, mais plus variable dans le temps (Gaillard et coll., 2000). Le taux de survie est actuellement estimé à partir de la tendance de la population entre deux inventaires et du suivi télémétrique. On estime que pour qu'un troupeau de caribous migrateurs soit stable ou en croissance, la survie des femelles adultes doit être égale ou supérieure à 85 % et la survie des mâles adultes, égale ou supérieure à 80 % (Gaillard et Yoccoz, 2003; Adamczewski et coll., 2009; Boulanger et coll.,

⁷ La masse des colliers est passée d'environ 1,6 kg au début des années 1990 à environ 0,8 kg en 2004, et à 0,5 kg depuis 2013.

2011). Cette prédiction n'est cependant valable que lorsque le recrutement demeure bon (voir la section 2.4).

Tableau 3 Nombre de caribous, par sexe et classe d'âge, munis d'un collier télémétrique entre 1991 et 2015 pour le troupeau de la rivière aux Feuilles.

Année	Nombre de colliers actifs			Total
	Femelles (> 1,5 an)	Mâles (> 1,5 an)	Femelles d'un an	
1991	2	0	-	2
1992	0	0	-	0
1993	6	1	-	7
1994	13	0	-	13
1995	15	2	-	17
1996	15	2	-	17
1997	15	2	-	17
1998	14	3	-	17
1999	14	3	-	17
2000	14	5	-	19
2001	16	4	-	20
2002	14	4	-	18
2003	17	2	-	19
2004	22	1	-	23
2005	25	0	-	25
2006	20	9	2	31
2007	27	22	12	61
2008	36	41	11	88
2009	58	38	12	108
2010	61	30	11	102
2011	68	20	18	106
2012	70	13	15	98
2013	81	23	27	131
2014	96	47	11	154
2015	78	36	0	114

Une analyse exhaustive des taux de survie annuels et saisonniers des adultes du TRAF est en cours (MFFP, en préparation). Cette analyse, basée sur le suivi d'individus munis d'un collier télémétrique avec lien satellitaire, indique qu'entre 2008 et 2012, la survie annuelle moyenne des femelles adultes (2 ans et plus) était estimée à 87 %, et celle des mâles adultes (2 ans et plus), à 78 %. La survie annuelle des femelles adultes est demeurée à des valeurs associées à une population affichant une stabilité ou une légère croissance démographique (voir paragraphe précédent) en 2011-2012⁸ (88 %)

⁸ La survie annuelle des individus est mesurée sur la base d'une année débutant en novembre de l'année en cours (p. ex., 2011) et se terminant en octobre de l'année suivante (p. ex., 2012).

et 2012-2013 (86 %), alors que celle des mâles adultes était de 85 % en 2011-2012 et en 2012-2013. En 2013-2014, la survie des femelles adultes (78 %) et des mâles adultes (70 %) a toutefois diminué. En 2014-2015, la survie des femelles adultes s'est améliorée (83,5 %) par rapport à l'année précédente, alors que la survie des mâles adultes est demeurée faible (66 %).

Les taux de survie des adultes observés entre 2008 et 2012 pour le TRAF sont généralement jugés favorables à la stabilité démographique d'un troupeau de caribous migrateurs, dans l'optique où le recrutement demeure également à un niveau pouvant compenser la mortalité des adultes (voir la section 2.4). Toutefois, les faibles taux de survie des femelles adultes et des mâles adultes observés en 2013-2014, couplés au faible recrutement observé à l'automne 2014 (voir la section 2.4), suggèrent un déclin démographique du TRAF en 2013-2014. Malgré une amélioration de la survie des femelles adultes et du recrutement observé en 2015 (voir la section 2.4), le déclin démographique du troupeau s'est poursuivi en 2014-2015 et s'explique principalement par le faible taux de survie des mâles. L'interprétation des données de survie et de recrutement doit toutefois considérer les autres données biologiques disponibles (p. ex. utilisation de l'espace et condition physique) pour compléter le portrait démographique du TRAF.

Causes de mortalité

L'identification précise des causes de mortalité est une tâche complexe puisque les carcasses sont peu accessibles et rapidement exposées aux prédateurs, aux charognards, aux insectes nécrophages et aux intempéries. Les causes potentielles de mortalité comprennent : 1) mortalité naturelle (incluant les accidents, la famine et la sénescence), 2) maladies et parasites, 3) prédation, 4) récolte par la chasse, 5) blessures causées par la chasse et 6) braconnage. Certains facteurs ont un effet direct (p. ex. prédation), alors que d'autres (p. ex. conditions climatiques rigoureuses, parasites) contribuent à la détérioration de la condition physique des individus, ce qui les rend vulnérables aux sources de mortalité directes. La méthodologie actuelle ne permet pas d'estimer la contribution de chacune de ces causes de mortalité dans le taux de survie des individus du TRAF. Un suivi de la récolte par la chasse sportive combiné à un suivi plus détaillé de la récolte autochtone à des fins alimentaires permettrait d'identifier de façon plus précise le nombre d'animaux prélevés attribuable à cette source de mortalité.

Prédation

La prédation fait partie de l'écologie naturelle du caribou. Typiquement, les prédateurs capturent les animaux malades, en mauvaise condition physique, ou les jeunes qui sont souvent plus lents et moins agiles que les adultes (Seip, 1991). L'effet de la prédation sur la dynamique de population des troupeaux de caribous migrateurs est complexe et peu étudié à ce jour (Seip, 1991; Wang et coll., 2009). La prédation pourrait influencer significativement la dynamique des populations de caribous (Bergerud et coll., 2008), et ce, spécialement lorsqu'une population présente de faibles effectifs ou est en déclin (Wittmer et coll., 2005).

Les principaux prédateurs du caribou migrateur du TRAF sont le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) (Crête et coll., 1990; Miller, 2003). Les connaissances sur les populations de prédateurs et leur comportement dans le nord du Québec sont actuellement limitées. De 2011 au printemps 2015, 22 loups et 8 ours noirs ont été munis d'un collier télémétrique au sein de la péninsule de l'Ungava à proximité de l'aire de mise bas et du parcours migratoire automnal du TRAF (MFFP et

Caribou Ungava, données non publiées). Les données préliminaires suggèrent que la péninsule de l'Ungava hébergerait une population résidente d'ours noirs (localisation de sites de tanières dans la toundra). Cette population serait en croissance, ce qui est appuyé par les observations récentes et plus fréquentes d'ours noirs à proximité de communautés autochtones. Depuis 2010, plusieurs chasseurs cris ont aussi noté une augmentation des observations de loups sur le territoire de la Baie-James. Le suivi télémétrique de loups capturés dans l'aire de répartition du TRAF démontre la grande mobilité de ce prédateur. Les données préliminaires suggèrent que certains loups suivent la répartition saisonnière des caribous ou se déplacent selon celle-ci (MFFP et Caribou Ungava, données non publiées).

Ultimement, l'estimation du taux de prédation attribuable au loup et à l'ours noir pourrait permettre de quantifier l'influence de cette source de mortalité sur le taux de survie des différentes classes d'âge et de sexe des caribous. L'étude des relations entre le caribou migrateur et ses prédateurs est l'une des composantes essentielles qui permettra d'interpréter de façon plus précise les variations de taille de population, et d'orienter les mesures de gestion des populations de caribous.

2.3 Productivité

Typiquement, chez le caribou migrateur, plus de 85 % des femelles matures (3 ans et plus) sont en gestation à l'hiver (Parker, 1980; Cameron et coll., 1993; Bergerud et coll., 2008). Les jeunes femelles (moins de 3 ans) présentent généralement un taux de gestation annuel plus faible et plus variable (entre 15 % et 75 % – Parker, 1980; Messier et coll., 1988) que celui des femelles plus âgées. La probabilité qu'une femelle soit gestante augmente avec sa masse corporelle et son pourcentage de gras corporel (Pachkowski, 2012). La probabilité de gestation peut être estimée à partir d'échantillons de sang (PSPB : *pregnancy-specific protein B*), d'échographies réalisées lors de captures, de femelles abattues lors de la chasse (présence/absence de fœtus) ou de fèces récoltées pendant l'hiver et pour lesquelles le contenu hormonal (progestérone) est mesuré (Morden et coll., 2011). Certaines de ces analyses doivent être traitées avec prudence (p. ex. récolte aléatoire de fèces), puisqu'elles ne permettent pas d'exclure les femelles qui ne sont pas encore reproductrices (p. ex. femelles d'un an) ou les jeunes femelles qui présentent un taux de gestation annuel plus faible et plus variable (moins de 3 ans). Peu de données disponibles permettent de décrire les variations annuelles du taux de gestation du TRAF. En 2001-2002, seulement 22 femelles ont été échantillonnées, ce qui a permis d'estimer un taux de gestation de 52 % (Couturier et coll., 2009b). Ce taux de gestation a été obtenu lorsque la population était à son sommet démographique. Le taux de gestation a ensuite été estimé à 89 %⁹ (n = 45 femelles) à l'hiver 2010-2011, à 74 %¹⁰ à l'hiver 2011-2012 (n = 61 femelles) et à 67 %¹¹ en 2012-2013 (n = 95 femelles). Le faible nombre et le biais potentiel lié aux différentes sources des échantillons incitent à traiter ces données avec prudence, mais indiquent que le taux de gestation des femelles du TRAF est plus faible qu'attendu pour la période 2010-2012.

⁹ Échantillonnage de femelles récoltées lors de la chasse d'hiver au caribou (présence ou absence d'un fœtus).

¹⁰ Combinaison d'un échantillonnage de femelles récoltées lors de la chasse d'hiver au caribou (présence ou absence d'un fœtus; n = 42, taux de gestation = 69 %) et de l'analyse d'échantillons de sang (PSPB : n = 19, taux de gestation = 84 %).

¹¹ Échantillonnage et analyse de fèces.

2.4 Structure de population et recrutement

Structure de population

L'évaluation de la structure de la population est essentielle au suivi démographique et à l'évaluation annuelle de la taille des troupeaux de caribous. Elle permet de déterminer la proportion de femelles et de mâles adultes et d'estimer le recrutement (le nombre de faons) dans la population chaque automne.

La structure de la population du TRAF est évaluée annuellement depuis 1994 (sauf en 1999; tableau 4). La classification a lieu à la fin du mois d'octobre lorsque les individus de tous âges et sexes se réunissent pour la migration automnale, ce qui coïncide également avec la période du rut (Messier et Huot, 1985; Boulet et coll., 2007). La classification consiste en un inventaire de plusieurs milliers d'individus (moyenne annuelle [\pm SE] : 2 658 \pm 250 caribous) répartis en plusieurs groupes de quelques centaines d'individus. La répartition des stations d'échantillonnage permet de tenir compte des différences dans la composition des groupes (c.-à-d. leur hétérogénéité) et d'assurer la représentativité de l'indicateur. Au sein des groupes, on différencie les femelles avec bois (\geq 1,5 an), les femelles sans bois (\geq 1,5 an), les faons, et différentes catégories de mâles \geq 1,5 an). Les mâles sont classés en quatre catégories (séniles, grands, moyens et petits) en fonction de leur taille corporelle, de la présence d'attributs sexuels secondaires (p. ex. barbe) et de la taille des bois. Les grands mâles sont ceux de taille et de masse corporelle élevées, et qui arborent des bois imposants. Ce sont principalement ces grands mâles qui participent à la reproduction et fécondent la majorité des femelles (Røed et coll., 2002). Les mâles dits « moyens » et les petits mâles sont encore en croissance, mais ils peuvent aussi s'accoupler avec les femelles, surtout en l'absence de grands mâles. Cette méthode de différenciation des mâles demeure toutefois qualitative, et l'interprétation de ces données doit tenir compte de cette limite. La proportion de grands mâles présents à l'automne demeure un indicateur biologique utile qui est récolté sur une base annuelle et qui contribue à évaluer l'état de santé du troupeau (figure 4).

Chez le caribou migrateur, le rapport des sexes des individus adultes (\geq 1,5 an) varie habituellement entre 40 et 70 mâles par 100 femelles (Bergerud, 1980; Bergerud et coll., 2008). Entre 2004 et 2014, le rapport des sexes du TRAF se situait autour de 34 \pm 4 mâles (toutes catégories confondues) par 100 femelles adultes (tableau 4). Au début des années 2000, le pourcentage de grands mâles au sein de la population, soit une manière plus directe de présenter le segment mâle de la population, a fluctué autour de 12 \pm 2 % (tableau 4; figure 4). Entre 2007 et 2011, cette proportion a toutefois diminué à 5 \pm 1 %. Les travaux de classification d'automne indiquaient une augmentation de la proportion de grands mâles entre 2012 et 2014 (2012 : 8,5 % de la population; 2013 : 7,8 %; 2014 : 11,6 %; tableau 4; figure 4). Toutefois, à l'automne 2015, la proportion de grands mâles était faible (4 %) et similaire aux niveaux observés de 2007 à 2011. La proportion de mâles dans la population, et plus particulièrement celle des grands mâles, demeure préoccupante.

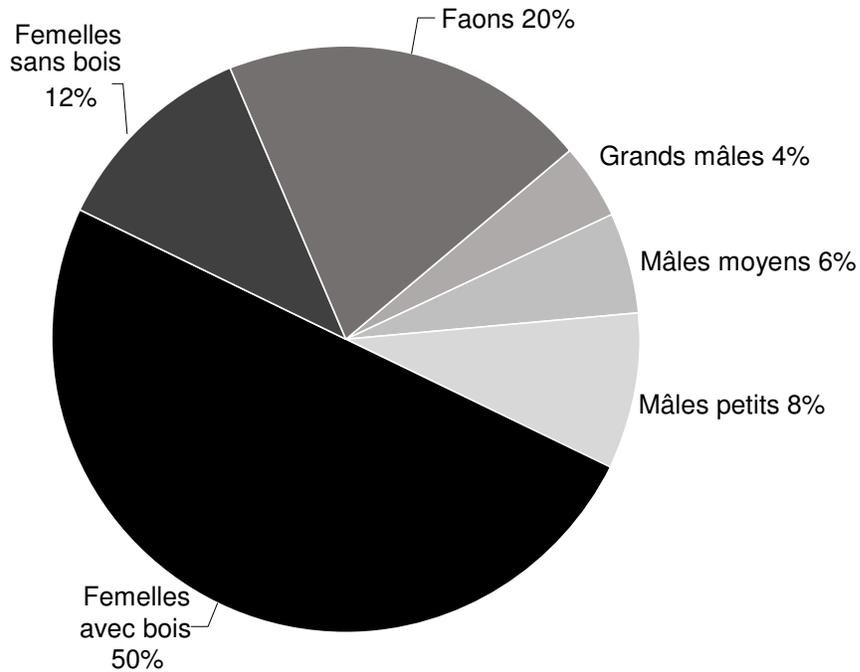


Figure 3 Structure de la population du TRAF à l'automne 2015. Les mâles « séniles » ne sont pas représentés puisqu'ils constituent seulement 0,1 % de la population.

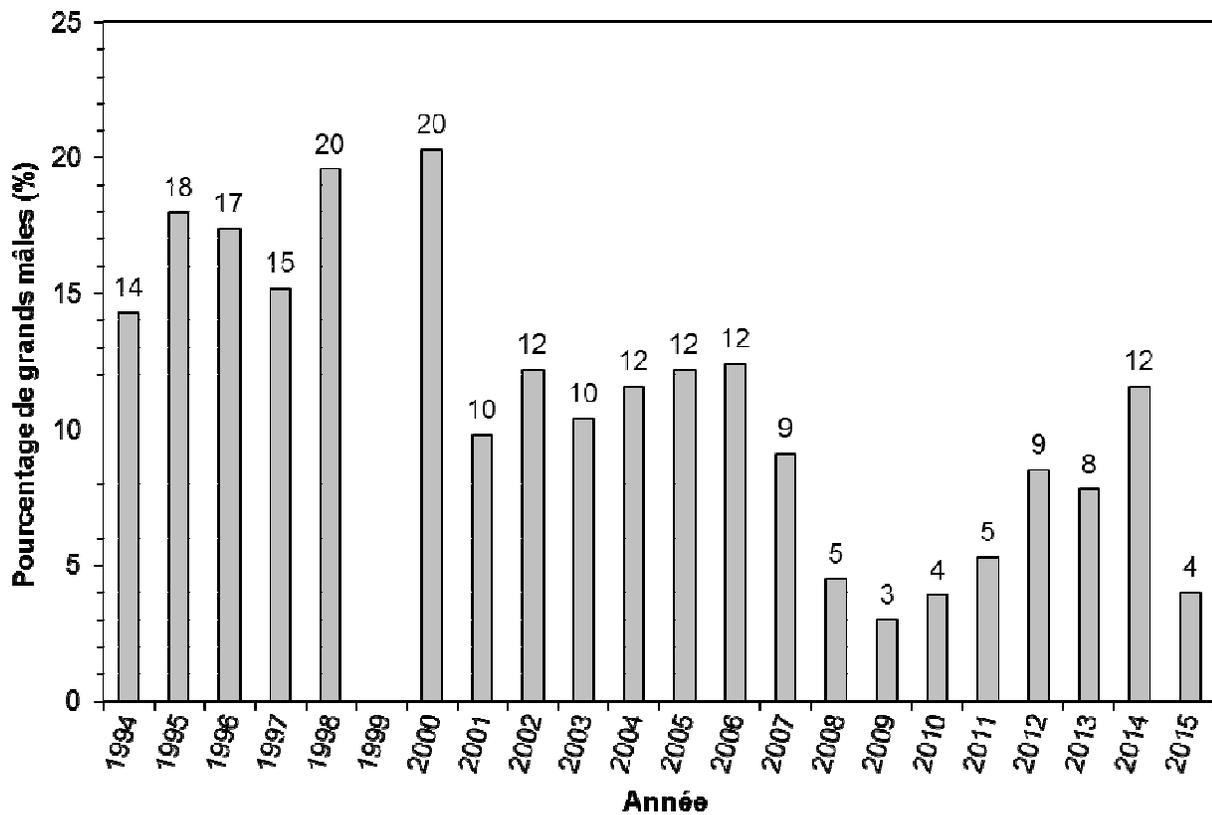


Figure 4 Variation du pourcentage de grands mâles du troupeau de la rivière aux Feuilles à l'automne entre 1994 et 2015. Aucune classification n'a été effectuée en 1999.

Tableau 4 Détails de la structure de la population, du rapport des sexes des adultes et du recrutement à l'automne du TRAF entre 1994 et 2015. *Aucune classification n'a été effectuée en 1999.

Année	Proportion de femelles adultes (%)			Proportion de mâles adultes (%)					Proportion de faons (%)	Mâles par 100 femelles	Faons par 100 femelles
	Avec bois	Sans bois	Total	Petits	Moyens	Grands	Séniles	Total			
1994	46,8	3,6	50,4	8,7	4,3	14,3	0,7	28,0	21,6	55,5	42,8
1995	48,0	5,9	54,0	10,5	6,2	18,0	0,0	34,7	11,3	64,3	21,0
1996	41,4	4,9	46,3	8,9	4,2	17,4	0,2	30,7	22,9	66,4	49,5
1997	42,2	7,0	49,2	8,9	6,5	15,2	0,5	31,1	19,7	63,1	40,0
1998	39,7	5,4	45,1	11,5	4,7	19,6	0,6	36,4	18,5	80,6	41,1
1999*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2000	43,3	5,5	48,8	8,6	4,4	20,3	0,4	33,6	17,6	68,9	36,0
2001	44,7	8,7	53,3	10,4	4,3	9,8	0,4	25,0	21,7	46,8	40,7
2002	44,8	7,9	52,7	12,3	6,1	12,2	0,4	31,0	16,3	58,8	30,9
2003	46,5	9,6	56,1	8,9	5,7	10,4	0,6	25,6	18,3	45,6	32,6
2004	54,0	10,3	64,3	7,6	5,5	11,6	0,4	25,0	10,7	38,8	16,7
2005	40,9	7,7	48,6	7,8	8,8	12,2	0,7	29,5	22,0	60,7	45,3
2006	48,3	10,6	58,9	4,7	3,7	12,4	0,1	20,9	20,1	35,5	34,1
2007	58,4	10,8	69,2	5,8	3,9	9,1	0,4	19,2	11,6	27,8	16,8
2008	52,3	11,3	64,6	5,0	5,1	4,5	0,1	14,6	20,8	22,6	32,3
2009	52,4	9,8	64,7	9,2	5,5	3,0	0,0	17,7	17,6	27,3	27,3
2010	49,4	12,7	62,4	10,2	5,1	3,9	0,1	19,2	18,4	30,9	29,5
2011	50,9	11,8	65,5	3,1	4,4	5,3	0,2	13,1	21,5	20,0	32,8
2012	51,0	10,3	61,2	4,7	2,9	8,5	0,2	16,3	22,5	26,6	36,7
2013	45,5	10,8	56,3	10,8	6,4	7,8	0,2	25,2	18,5	44,8	32,8
2014	51,5	12,5	64,0	7,6	7,5	11,6	0,2	27,0	9,0	42,1	14,0
2015	11,5	50,0	61,5	8,5	5,7	4,0	0,1	18,3	20,1	29,8	32,7

Recrutement

L'estimation annuelle du recrutement dans la population est un autre élément clé du suivi des populations de caribous migrateurs. Le recrutement est une estimation de la proportion de faons dans la population à l'automne (fin octobre) et est traditionnellement présenté sous forme de nombre de faons par 100 femelles (> 1,5 an). Le suivi du recrutement est toutefois plus facile à interpréter lorsqu'il est présenté sous forme de pourcentage de faons dans la population. Le recrutement observé à l'automne dépend de plusieurs facteurs influençant directement ou indirectement la survie des faons, dont la masse corporelle à la naissance, les conditions météorologiques printanières, le taux de prédation à la naissance et pendant l'été, et la qualité de l'habitat estival (Crête et coll., 1990; Crête et Huot, 1993; Couturier et coll., 2009a; Taillon et coll., 2012a). Le recrutement était estimé à $21 \pm 2\%$ de faons (ou 43 ± 4 faons par 100 femelles) de 1994 à 1999, alors que le troupeau était en expansion (en excluant 1995; tableau 4, figure 5). Depuis 2001, le recrutement annuel s'est généralement maintenu autour de $20 \pm 2\%$ de faons (ou 34 ± 3 faons par 100 femelles) (tableau 4, figure 5). Cette proportion moyenne de faons observée dans la population suggère que le déclin du TRAF était plus attribuable à des facteurs influençant la survie des adultes. Depuis 2001, trois années ont été caractérisées par une faible proportion de faons à l'automne (2004, 2007 et 2014; tableau 4, figure 5). Un faible recrutement annuel demeure préoccupant et peut contribuer, s'il se maintient sur plusieurs années consécutives, à un déclin démographique du TRAF. À l'automne 2015, le recrutement s'est amélioré (20,1%; 32,7 faons par 100 femelles) par rapport à l'année précédente et se situait dans la moyenne observée depuis 2001. Pour que le portrait démographique du TRAF soit complet, l'interprétation des données de recrutement doit toutefois considérer les autres données biologiques disponibles (p. ex. utilisation de l'espace et condition physique).

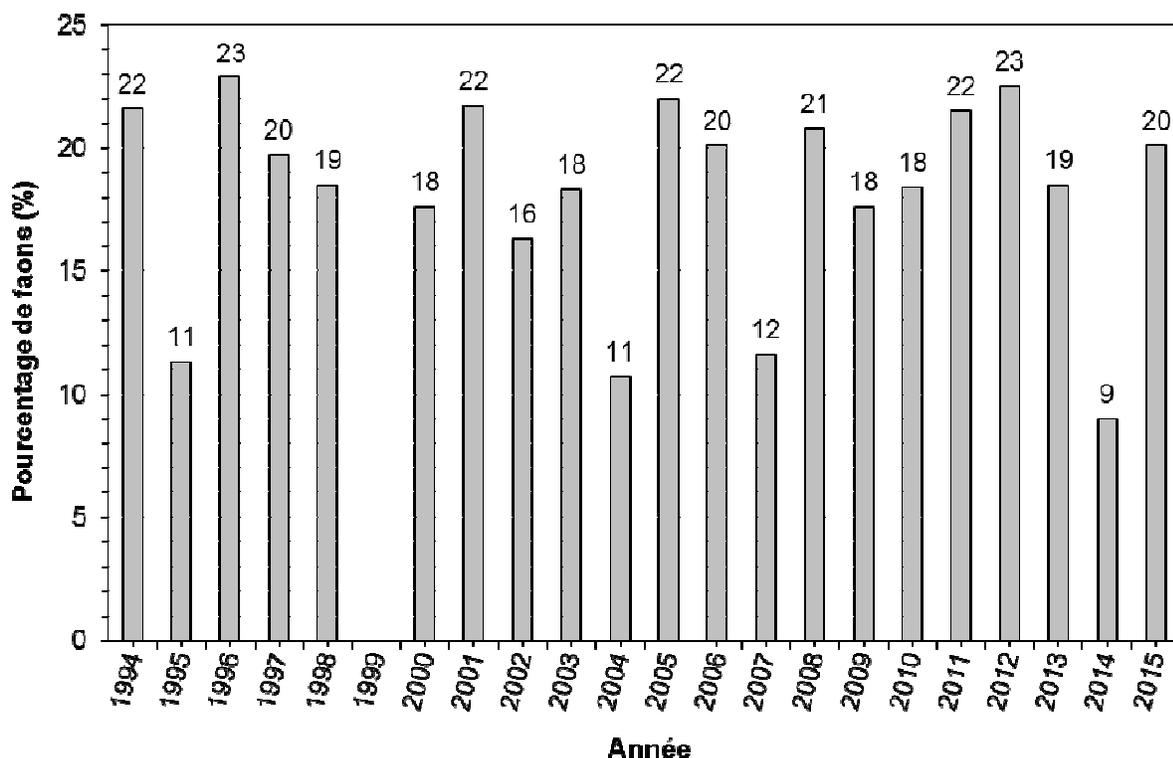


Figure 5 Variation du pourcentage de faons à l'automne pour le troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015. Aucune classification n'a été effectuée en 1999.

2.5 Condition physique, maladies et parasites

Plusieurs paramètres biologiques sont influencés par la condition physique, comme l'âge à la primiparité et la probabilité d'entrée en œstrus des femelles, la résistance aux infections, la survie des faons, et l'accès aux femelles pour les mâles (Barboza et coll., 2009; Couturier et coll., 2009a; Parker et coll., 2009). La condition physique permet aussi d'évaluer indirectement la qualité d'un habitat et son influence sur la survie et le potentiel reproductif des individus d'une population (Parker et coll., 2009).

La condition physique d'un caribou peut être décrite à l'aide de plusieurs mesures, incluant la masse corporelle, la masse de certains groupes musculaires, la taille squelettique, l'évaluation des réserves de gras, ainsi que le suivi de la présence de maladies et de parasites (Huot, 1988; Harder et Kirkpatrick, 1996; Parker et coll., 2009; Taillon et coll., 2011). La masse corporelle est couramment utilisée pour décrire les variations saisonnières de la condition physique et pour identifier les changements annuels dans les conditions environnementales (Barboza et coll., 2009; Parker et coll., 2009). Cet indicateur intègre les variations des réserves de gras et de la masse musculaire de l'animal. Le suivi à long terme de la condition physique permet de relier les variations saisonnières et annuelles de la condition physique individuelle aux changements du taux de survie et du recrutement influençant la démographie du troupeau.

Masse à la naissance des faons

La condition physique des faons à la naissance est un facteur influençant leur survie périnatale (Keech et coll., 2000; Adams, 2005). De 1991 à 2013, des faons naissants ont été capturés au début juin pour être pesés et mesurés. Durant cette période, la masse à la naissance des faons du TRAF a fluctué annuellement, mais s'est généralement maintenue autour de $5,8 \pm 0,1$ kg, sans tendance significative dans le temps (tableau 5, figure 6). Selon des analyses effectuées sur le TRG (Couturier et coll., 2009a), une masse moyenne à la naissance des faons de $\geq 6,0$ kg est généralement liée à un meilleur taux de recrutement à l'automne. Pour les années 2007 à 2009, la masse à la naissance des faons du TRAF était plus faible que celle des faons du TRG (différence moyenne de 0,7 kg ou 8 % de masse à la naissance, Taillon et coll., 2012a). Cette différence de masse corporelle serait vraisemblablement liée à des facteurs environnementaux (p. ex. climat, disponibilité de la nourriture, taux de déplacement) et à une différence dans la stratégie d'allocation des ressources maternelles (Taillon et coll., 2013) influençant le développement du fœtus.

Masse à l'automne des faons

L'étude de la condition physique des faons au sevrage (fin octobre-début novembre) nous renseigne sur les conditions de croissance (Barboza et coll., 2009; Bonenfant et coll., 2009) et permet d'interpréter l'influence de la qualité de l'habitat estival sur le recrutement. La condition physique des faons du TRAF a été évaluée au sevrage entre 1995 et 2013 (tableau 5). Pendant cette période, la masse corporelle des faons du TRAF au sevrage a varié annuellement, mais est demeurée à environ $41,9 \pm 1,1$ kg, sans tendance significative dans le temps (tableau 5, figure 7). Les données récoltées à l'automne indiquent que la condition physique des faons est demeurée équivalente lors des périodes de croissance (1995 à 1998), de déclin (2000 à 2002) et de stabilité (2008 à 2013) démographique du troupeau (tableau 5, figure 7). Selon Couturier et coll. (2009a), la masse des faons au sevrage serait influencée positivement par un accès précoce à la végétation en juin, mais négativement par le taux de

déplacement des caribous en été. Les données récoltées entre 2007 et 2009 démontrent que les faons du TRAF sont plus légers d'environ 10 kg que les faons du TRG au sevrage (Taillon et coll., 2012a). L'absence de différence génétique entre les deux troupeaux (Boulet et coll., 2007; G. Yannic, comm. pers.) suggère qu'ils ont le même potentiel de croissance corporelle, ce qui porte à croire que la masse corporelle des faons du TRAF au sevrage peut être considérée faible par rapport à celle des faons du TRG à pareille date. La différence de masse des faons au sevrage entre les troupeaux est vraisemblablement liée à des facteurs biotiques tels que la qualité et/ou la disponibilité de la nourriture retrouvée dans les aires d'estivage, ou à des différences d'utilisation de l'espace (p. ex. taux de déplacements saisonniers et annuels) qui peuvent se répercuter sur la masse des faons produits et élevés par les femelles.

Tableau 5 Compilation des mesures de masse corporelle (moyenne \pm erreur-type) récoltées de 1991 à 2013 pour le troupeau de la rivière aux Feuilles.

Année	Masse à la naissance		Masse des faons au sevrage ¹²		Masse des femelles adultes au sevrage	
	Moyenne (kg)	Erreur-type	Moyenne (kg)	Erreur-type	Moyenne (kg)	Erreur-type
1991	6,3	0,2
1992
1993
1994	6,6	0,6
1995	6,0	0,2	43,9	1,2	.	.
1996	5,3	0,2	39,1	0,9	.	.
1997	5,5	0,4	43,3	1,3	.	.
1998	6,0	0,2	47,4	1,1	.	.
1999	6,4	0,2
2000	5,2	0,2	37,5	1,1	.	.
2001	6,0	0,2	46,3	1,6	90,4	1,3
2002	5,3	0,2	38,3	1,5	87,5	1,6
2003	5,8	0,3
2004
2005
2006
2007	5,2	0,2	41,3	1,2	88,7	1,8
2008	5,8	0,2	44,7	1,4	97,0	1,8
2009	5,3	0,2	39,3	1,9	91,3	1,4
2010	6,5	0,2
2011	5,5	0,2
2012	6,3	0,1
2013	5,9	0,1	40,0	1,1	89,7	1,7

¹² Les données de 1995 à 2002 sont tirées de Couturier et coll. (2009a). Pendant cette période, les dates d'échantillonnage ont varié entre le 20 octobre et le 20 novembre. Afin de corriger cette variabilité temporelle, Couturier et coll. (2009a) ont procédé à un ajustement de la masse des faons au 23 octobre. Les données de 2007 à 2013 sont tirées de Taillon et coll. (2012b) et de la base de données du MFFP. Pendant cette période, la pesée a été effectuée autour du 23 octobre.

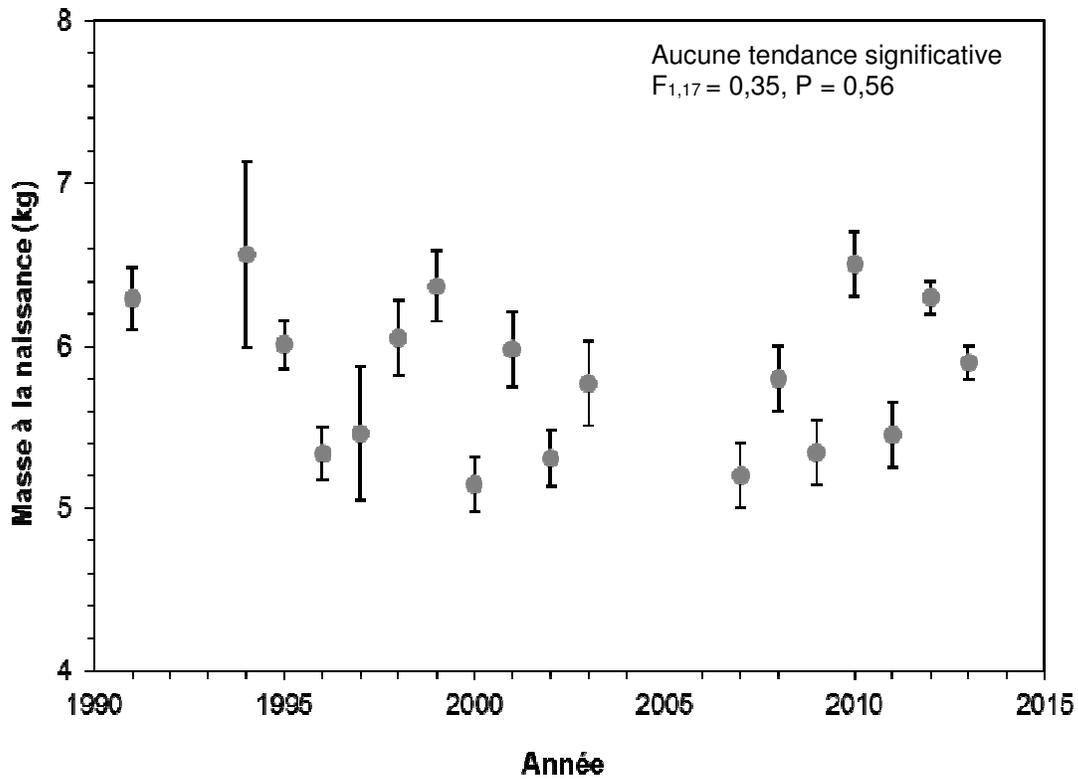


Figure 6 Variations annuelles de la masse à la naissance des faons du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1991 à 2013.

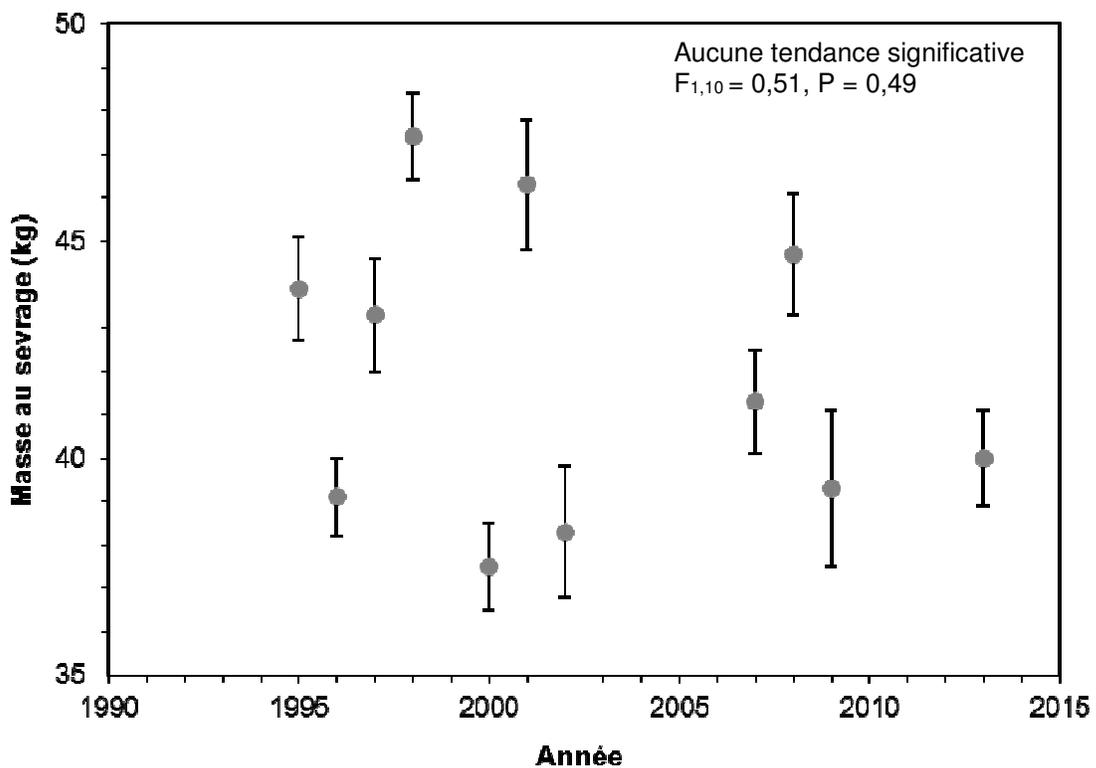


Figure 7 Variations de la masse au sevrage des faons du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1995 à 2013.

Masse des femelles adultes à l'automne

La condition physique à l'automne des femelles qui ont eu un faon résulte principalement de la balance entre l'énergie allouée à la lactation et la qualité de l'habitat estival (Clutton-Brock et Coulson, 2002; Landete-Castillejos et coll., 2003). La condition physique des femelles à l'automne peut influencer la probabilité d'entrer en œstrus, le succès de gestation et l'allocation des réserves maternelles au faon (Pachkowski, 2012; Taillon et coll., 2012a).

La masse corporelle des femelles adultes (> 2,5 ans) à l'automne est demeurée similaire de 2001 à 2013 (tableau 5) (Couturier et coll., 2009a; Taillon et coll., 2011). Les données récoltées à l'automne indiquent que la masse corporelle des femelles adultes était équivalente lors de la période de déclin (2000 à 2002) et de stabilité (2008 à 2013) démographique du troupeau. Selon les données récoltées entre 2007 et 2009, la masse corporelle moyenne des femelles adultes du TRAF était inférieure d'environ 8 kg à la masse des femelles adultes du TRG (Taillon et coll., 2012a). L'absence de différence entre les deux troupeaux sur le plan génétique (Boulet et coll., 2007; G. Yannic, comm. pers.) suggère que la masse corporelle des femelles du TRAF à l'automne peut être considérée comme moyenne par rapport à celle des femelles du TRG. Entre 2007 et 2013, les femelles du TRAF présentaient, à l'automne, un faible pourcentage de gras au niveau des reins (2007-2009 : $8,3 \pm 0,9$ %; 2013 : $14,3 \pm 2,1$ %), et peu d'entre elles présentaient du gras au niveau du dos (2007-2009 : 20 % des femelles avec $0,4 \pm 0,1$ mm de gras dorsal; 2013 : 47 % des femelles avec $0,4 \pm 0,1$ mm de gras dorsal).

La condition physique des faons et des femelles du TRAF à l'automne est influencée par la qualité de l'habitat caractérisée, entre autres, par les conditions météorologiques, la répartition des ressources alimentaires, le harcèlement par les insectes piqueurs et parasites, et la présence de prédateurs (Joly et coll., 2010; Witter et coll., 2012a). Ces facteurs peuvent également influencer la qualité, la disponibilité et l'accès aux ressources alimentaires, tout en affectant potentiellement le taux de déplacements saisonniers. Quelques études suggèrent que l'accroissement des distances parcourues lors des migrations et l'augmentation du taux de déplacements saisonniers peuvent avoir une incidence négative sur la condition physique à l'automne (Hinkes et coll., 2005; Couturier et coll., 2010; Taillon, 2013). Selon le comportement actuel du TRAF, les taux de déplacements saisonniers et la disponibilité des ressources alimentaires sur l'aire d'estivage pourraient être des facteurs déterminants de la condition physique des femelles et des faons.

Structure d'âge et taille squelettique des femelles adultes

L'âge des individus peut être évalué sur des animaux vivants par le patron de remplacement des incisives et d'usure des dents ou sur des animaux morts par le décompte des anneaux de ciment des incisives (Hamlin et coll., 2000). L'évaluation de l'âge permet d'établir la structure d'âge du troupeau, qui nous renseigne sur la santé générale de la population par la détection des effets cohorte (c.-à-d. qu'elle permet d'identifier les cohortes plus ou moins productives). De 2007 à 2009, l'âge a été évalué pour les femelles échantillonnées lors d'un projet de recherche sur la condition physique (Taillon et coll., 2011) durant les périodes de mise bas (juin) et de sevrage (fin octobre – début novembre). À la mise bas, les femelles échantillonnées avaient entre 2,5 et 12,5 ans ($n = 50$; âge moyen = 6,0 ans). Au sevrage, les femelles avaient entre 2,5 et 13,5 ans ($n = 48$; âge moyen = 7,0 ans).

La taille squelettique permet d'obtenir de l'information sur l'impact des conditions environnementales rencontrées par les individus à la naissance et lors de la croissance (Gaillard et coll., 2003; Barboza et coll., 2009). La taille d'un animal mature est ainsi un héritage des conditions rencontrées pendant les 3 à 5 premières années de vie, alors que se produit l'essentiel de la croissance squelettique. La longueur de la mandibule et la taille du pied sont de bons indices de la taille squelettique d'un caribou (Couturier et coll., 2010; Taillon et coll., 2011; Pachkowski, 2012) et permettent un suivi à long terme de la taille des femelles du TRAF. Les mandibules récoltées proviennent de projets de recherche sur la condition physique (Couturier et coll., 2010; Taillon et coll., 2011) et d'un échantillonnage réalisé sur des animaux récoltés lors de la chasse sportive d'hiver (2007 à 2011). Depuis 2000, la longueur de la mandibule est demeurée à $278,3 \pm 0,5$ mm, suggérant une stabilité de la taille squelettique des femelles adultes du TRAF (figure 8). En 2007, les faons produits au sein du TRAF étaient particulièrement petits (tableau 5; figure 6), ce qui peut avoir contribué à la faible taille squelettique de cette cohorte.

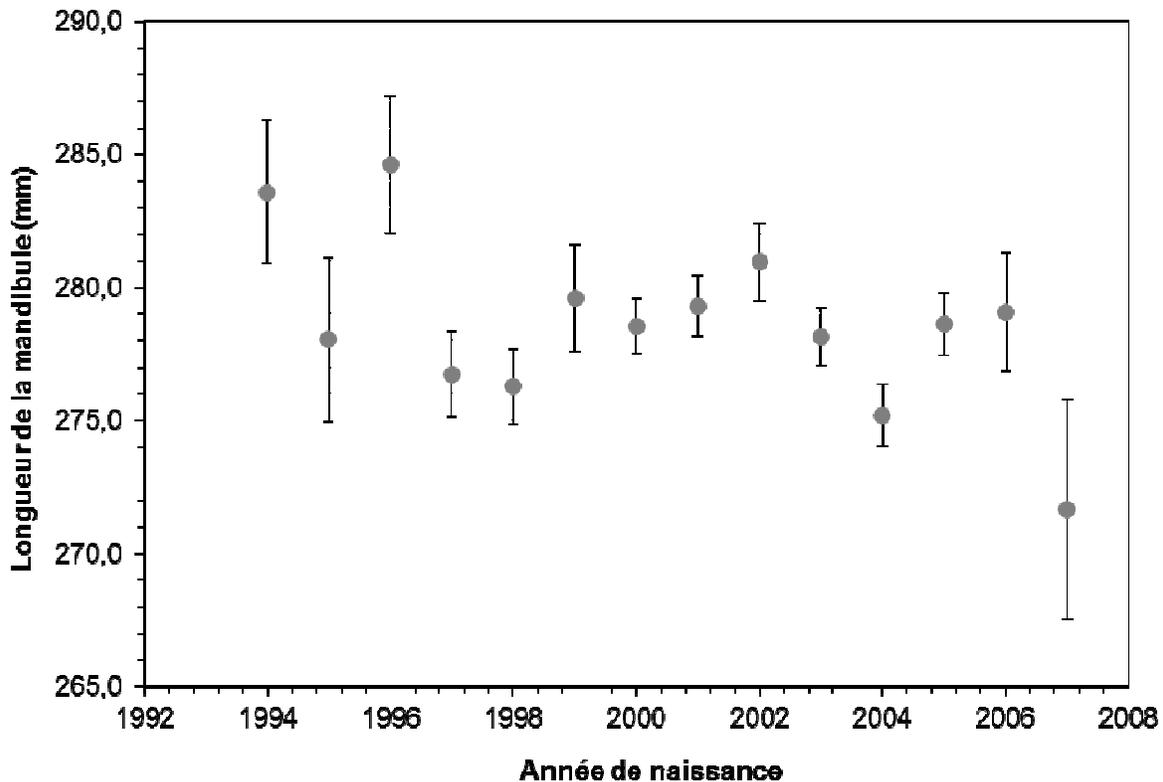


Figure 8 Variations de la longueur de la mandibule (moyenne \pm erreur-type) des femelles adultes du troupeau de la rivière aux Feuilles âgées de plus de 4 ans en fonction de leur année de naissance.

Maladies et parasites

Le caribou est l'hôte naturel de nombreux parasites et maladies qui ont rarement des effets délétères majeurs sur les individus et les populations (Fréchette, 1986). Les maladies et parasites ont habituellement des effets significatifs sur les individus en mauvaise condition physique (p. ex. pour cause de famine ou de déficits alimentaires). Les caribous sont plus vulnérables lorsqu'ils sont exposés à de nouveaux parasites ou maladies contre lesquels ils n'ont pas développé de défense immunitaire

efficace. L'effet général des parasites et des maladies sur la condition physique des animaux et sur la dynamique de population est toutefois peu connu (Hughes et coll., 2009).

Parasites communs

Le caribou migrateur est affecté par plusieurs macroparasites, dont la douve du foie (*Fascioloïdes magna*), les taenias (foie : *Taenia hydatigena*; muscles : *Taenia krabbei*; kyste hydatique aux poumons : *Echinococcus granulosus*) et les œstres (peau du dos : *Hypoderma tarandi*; cavités nasales : *Cephenemyia trompe*), et par des protozoaires microscopiques (p. ex. le protozoaire sous-cutané *Besnoitia tarandi*) (Fréchette, 1986; Ducrocq et coll., 2013; Simard, 2015; <http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/sante-maladies/parasites-caribou.jsp>). D'autres parasites sanguins et gastro-intestinaux sont communs, mais leur présence n'est pas aisément détectée. La transmission des parasites s'effectue principalement par l'ingestion des œufs ou des larves, présents sur la végétation, par des insectes ou des gastéropodes consommés accidentellement, ou par des insectes qui pondent directement sur la fourrure des caribous (au niveau des pattes ou du museau) (Fréchette, 1986). La charge parasitaire est présentée en termes de prévalence (absence ou présence du parasite) et de sévérité d'infection (nombre ou densité de parasites).

L'échantillonnage de caribous du TRAF pour le suivi de la charge parasitaire a été réalisé de manière discontinue depuis 1987. Entre 2007 et 2009 (mise bas et sevrage; Taillon, 2012) et en 2013 (sevrage seulement), la charge parasitaire de femelles (n = 115) et de leurs faons (au sevrage seulement, n = 64) a été évaluée de façon exhaustive. Ces données démontrent qu'environ un tiers des femelles adultes présentaient des douves (2007-2009 : 36 %; 2013 : 41 %) et/ou des taenias (2007-2009 : 22 %; 2013 : 47 %) au foie. Chez les femelles infectées, le nombre de parasites au foie était faible (2007-2009 : moyenne de $6,4 \pm 0,8$ douves et de $2,4 \pm 0,3$ taenias; 2013 : $3,9 \pm 1,5$ douves et $2,8 \pm 0,9$ taenias). La prévalence de taenias dans les muscles (prévalence en 2007-2009 : 4 %; 2013 : 12 %) et de kystes hydatiques aux poumons (prévalence en 2007-2009 : 5 %; 2013 : 18 %) était faible chez les femelles. La majorité des femelles présentaient des larves (mise bas : 94 %) ou des cicatrices (au sevrage en 2007-2009 : 82 %; 2013 : 88 %) d'œstres sous la peau du dos. Les faons échantillonnés au sevrage (2007 à 2009 et 2013) ne présentaient aucune douve de foie ou de kyste hydatique et rarement des taenias (seulement en 2013 : foie [13 %] ou muscle [7 %]). Un peu plus d'un tiers des faons présentaient, au sevrage, des cicatrices d'œstres sous la peau du dos (2007-2009 : 37 %; 2013 : 40 %).

Pathogènes sanguins

À partir d'échantillons prélevés entre 2007 et 2009 (Taillon, 2012), des tests sérologiques ont été menés afin de déterminer la prévalence (présence ou absence) d'anticorps associés à neuf maladies ou parasites pouvant affecter le genre *Rangifer* : brucellose (*Brucella sp.*), néosporose (*Neospora caninum*), virus du Nil occidental, toxoplasmose (*Toxoplasma gondii*), virus de la parainfluenza-3, virus-herpès bovin-1, virus respiratoire syncytial bovin, diarrhée virale bovine-type I, et diarrhée virale bovine-type II. Les résultats préliminaires révèlent une prévalence nulle ou faible des différents pathogènes testés (Curry, 2012). La présence d'anticorps dans le sérum sanguin peut être interprétée de deux manières : 1) l'animal a été infecté et n'est plus porteur de la maladie, mais il en conserve les anticorps; ou 2) l'animal est porteur de l'agent pathogène lors du prélèvement sanguin. Les changements

potentiels de la prévalence de ces pathogènes sont inconnus dans le contexte des changements climatiques et des perturbations anthropiques récentes.

Besnoitia tarandi

En 2006 et 2007, l'observation, par certains chasseurs autochtones et certains pourvoyeurs, de caribous du TRG et du TRAF infectés par le protozoaire *Besnoitia tarandi* a été une source de préoccupations. Selon les données disponibles, il s'agirait de la première éclosion majeure de ce protozoaire sur des caribous dans l'est de l'Amérique du Nord (Ducrocq, 2010). Un suivi a été mis en place dès 2006 pour quantifier la prévalence et l'intensité d'infection par *B. tarandi* chez les individus du TRAF, et ce, en collaboration étroite avec le Centre québécois sur la santé des animaux sauvages de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal (Saint-Hyacinthe, Québec). Un projet de recherche spécifique sur ce parasite (Ducrocq et coll., 2013) a permis de préciser la technique d'échantillonnage (Ducrocq et coll., 2012) et de décrire la progression rapide de la prévalence du parasite au sein du TRAF.

L'analyse d'échantillons de peau du métatarse démontre que la prévalence (pourcentage d'individus infectés) a progressé d'environ 30 % des individus échantillonnés en 2007 à plus de 80 % en 2011 (figure 9). Entre 2007 et 2009, la prévalence de *B. tarandi* était 2,3 fois plus élevée chez les caribous échantillonnés à l'automne que chez ceux échantillonnés en juin de la même année (Ducrocq et coll., 2013). Bien que le vecteur de transmission de cette infection soit méconnu, cette observation suggère une augmentation de la transmission au cours de l'été et une implication potentielle des insectes piqueurs comme vecteurs de ce parasite (Ducrocq, 2010). De plus, l'observation d'animaux moins infectés en juin par rapport à l'automne précédent pourrait découler d'une diminution de la charge parasitaire par l'action du système immunitaire pendant l'hiver et/ou d'un taux de survie inférieur des animaux les plus parasités durant l'hiver (Ducrocq, 2010).

L'intensité d'infection des caribous adultes mâles du TRAF échantillonnés de septembre 2007 à juin 2009 était plus élevée que celle des femelles adultes : les mâles infectés par ce protozoaire présentaient environ 20 % plus de kystes que les femelles adultes infectées (Ducrocq et coll., 2013), ce qui pourrait suggérer une exposition accrue ou une plus grande susceptibilité des mâles à *B. tarandi* par rapport aux femelles pendant cette période (Ducrocq, 2010). La plus grande intensité d'infection des mâles concorde avec les observations sur le terrain et pourrait avoir un lien avec le déclin du segment des grands mâles du TRAF qui a été observé à partir de 2007 (figure 4). Le lien de causalité n'a toutefois pas été démontré.

Entre 2010 et 2015, environ 40 % des animaux manipulés lors des captures pour la pose de colliers télémetriques ($n = 275$; principales périodes de capture : juin et mars) présentaient des kystes de ce parasite qui étaient identifiables par l'examen de la conjonctive de l'œil (figure 10). L'examen de la conjonctive de l'œil est toutefois une mesure sommaire et minimale de la présence du parasite (Ducrocq et coll., 2012), car certains caribous infectés peuvent ne pas présenter de kystes apparents sur ce tissu. Le suivi des caribous lors des captures suggère toutefois une diminution du nombre de caribous symptomatiques pour *Besnoitia*, ce qui concorde avec les observations des pourvoyeurs et des chasseurs autochtones sur le terrain. Les effets de *B. tarandi* sur la condition physique et la survie des caribous demeurent méconnus à ce jour.

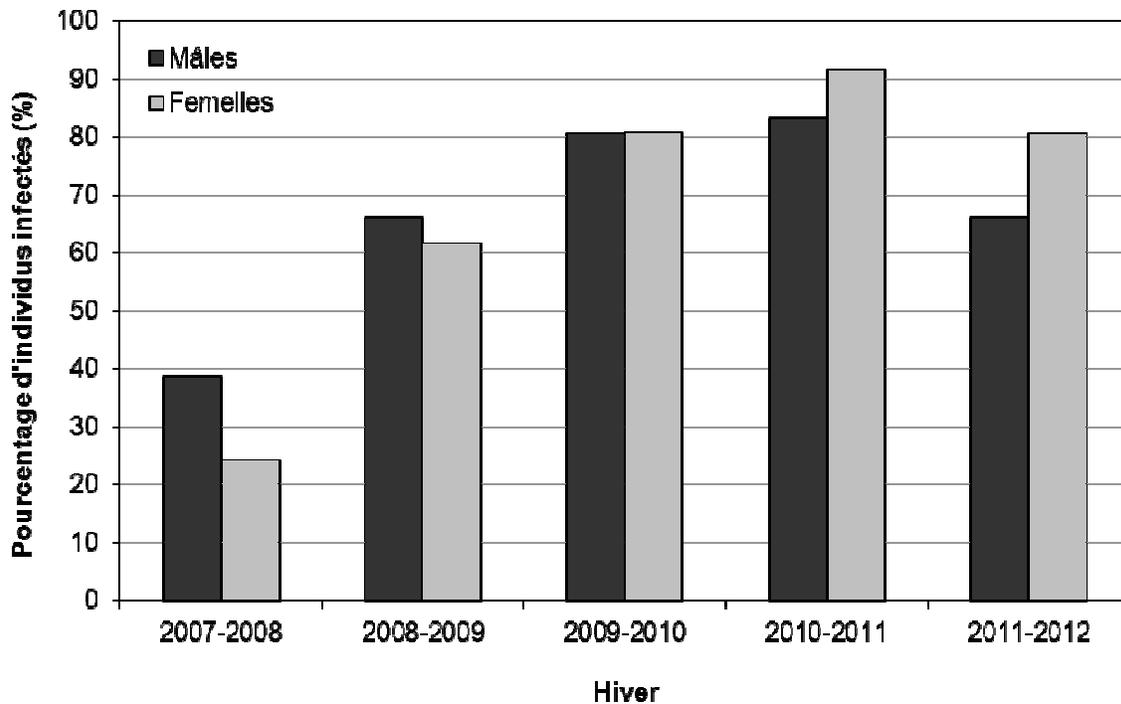


Figure 9 Pourcentage de caribous infectés annuellement par *Besnoitia tarandi* (prévalence) chez les mâles et femelles du TRAF de plus de 2,5 ans échantillonnés lors de la chasse sportive hivernale entre 2007 et 2012. La prévalence a été estimée par l'analyse d'échantillons de peau du métatarse.

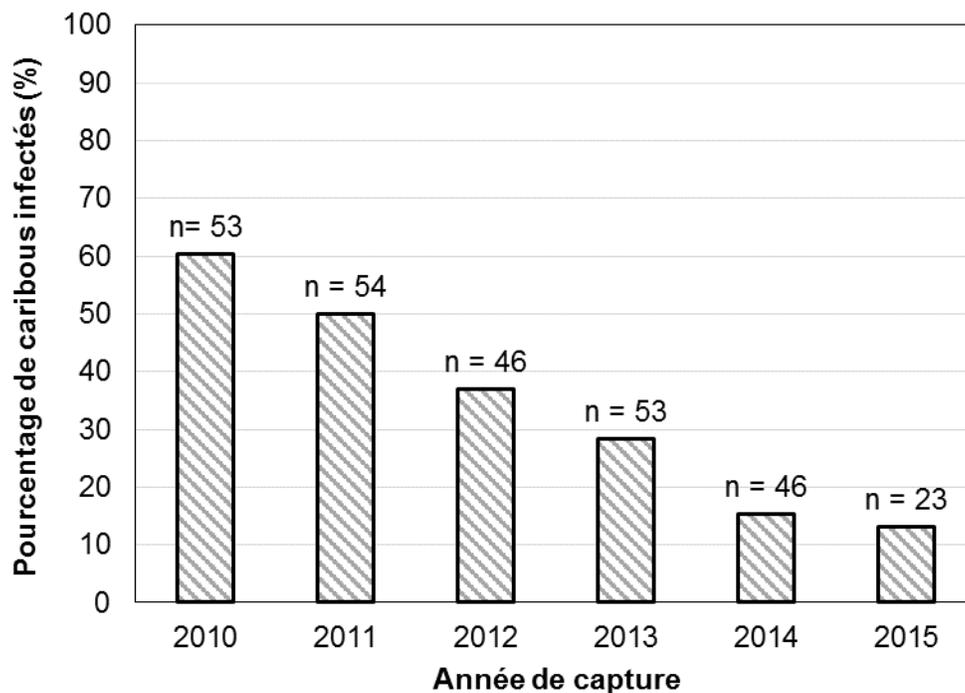


Figure 10 Pourcentage de caribous infectés par *Besnoitia tarandi* parmi les animaux manipulés lors des captures pour la pose de colliers télémétriques. La prévalence a été estimée par l'examen de la conjonctive de l'œil, une mesure sommaire et minimale de la présence du parasite. La taille d'échantillon (n) est présentée pour chaque année.

Métaux lourds et contaminants

Certains polluants issus de la construction de routes et de divers développements industriels ou transportés par les courants atmosphériques se déposent sur la neige et dans la végétation consommée par le caribou. Parmi ces polluants, on retrouve certains métaux lourds et contaminants qui peuvent s'accumuler dans les tissus des caribous (p. ex. : cadmium, plomb et mercure; Gamberg et coll., 2005).

Les concentrations de cadmium, de plomb et de mercure ont été évaluées dans des échantillons de muscle, de foie et de reins prélevés sur 15 paires de femelle-faon en 2007 et 2008 (Kwan, 2011; Taillon, 2012). Dans le muscle, les concentrations étaient faibles et ne posaient aucun risque pour la santé humaine (c.-à-d. pour la consommation de la viande de caribou). Les reins contenaient en revanche une concentration élevée de cadmium et leur consommation sur une base régulière pourrait poser des risques pour la santé humaine (Kwan, 2011). Les concentrations modérées de cadmium détectées dans le foie ne semblaient pas préoccupantes de prime abord, sauf en cas de consommation fréquente et en grande quantité. Les effets de ces métaux lourds et contaminants sur la condition physique, la survie et la reproduction du caribou sont encore méconnus.

2.6 Aire de répartition annuelle, utilisation de l'espace et migrations

Quelques rapports historiques permettent de décrire, entre 1975 et le début des années 1990, les changements dans la localisation et la superficie de l'aire de répartition du TRAF (Le Hénaff, 1976; Le Hénaff, 1980; Le Hénaff et Hayeur, 1983; Vandal et coll., 1989; Couturier, 1994). Entre 1994 et 2012, plus de 489 individus du TRAF ont été munis de colliers émetteurs (344 femelles et 145 mâles) (tableau 3). Ce suivi télémétrique à long terme a permis la délimitation annuelle de l'aire de répartition, des aires saisonnières et des trajets migratoires du TRAF depuis 1994 (figure 11). La connaissance de l'utilisation des aires saisonnières est un élément clé de la gestion du troupeau et de son habitat.

Aire de répartition annuelle (voir l'annexe 2)

Localisation

Dans les années 1970 et 1980, l'aire de répartition hivernale des caribous du TRAF était localisée au nord du 55^e parallèle dans le secteur du lac Bienville (Le Hénaff, 1980; Le Hénaff et Hayeur, 1983; Vandal et coll., 1989). Les survols aériens réalisés indiquent que l'aire de répartition annuelle était localisée au nord du 55^e parallèle et se limitait, à cette époque, à certains secteurs de la péninsule de l'Ungava (figure 12). La population était alors estimée à moins de 100 000 caribous. Dans les années 1990, l'aire de répartition s'est étendue vers le sud, tout en demeurant au nord du 52^e parallèle (figure 12). Au début 2000, l'expansion de l'aire de répartition du troupeau vers le sud s'est accentuée vers la taïga de la Jamésie en hiver (figure 12). Cette expansion s'est réalisée alors que l'aire de répartition du TRG était en régression vers l'est. Le TRAF s'est ainsi localement substitué au TRG en Jamésie, et ce, sans que l'on constate de variation d'abondance majeure de la ressource pour les utilisateurs.

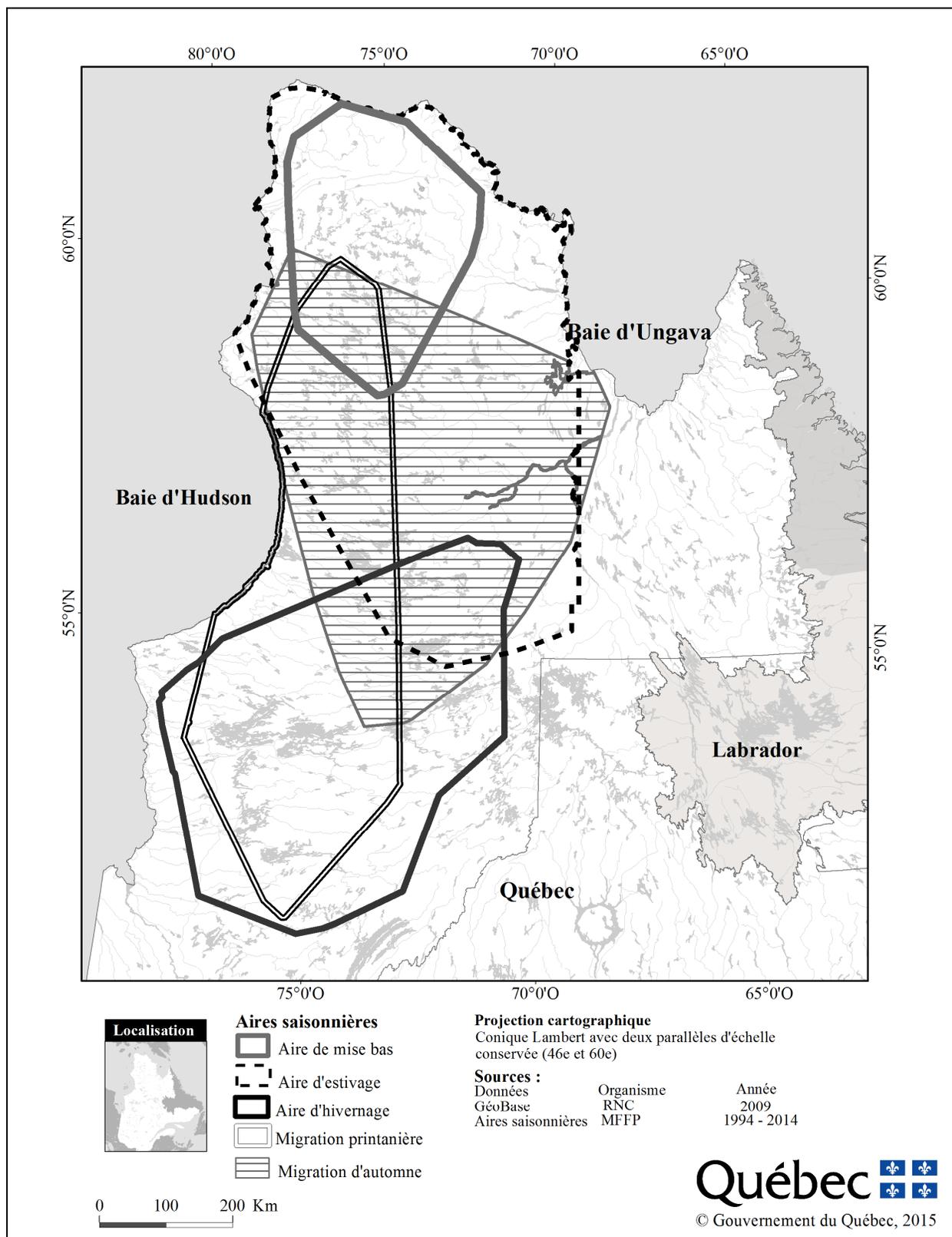


Figure 11 Localisation des aires saisonnières et corridors migrateurs du TRAF utilisés entre 2008 et 2014.

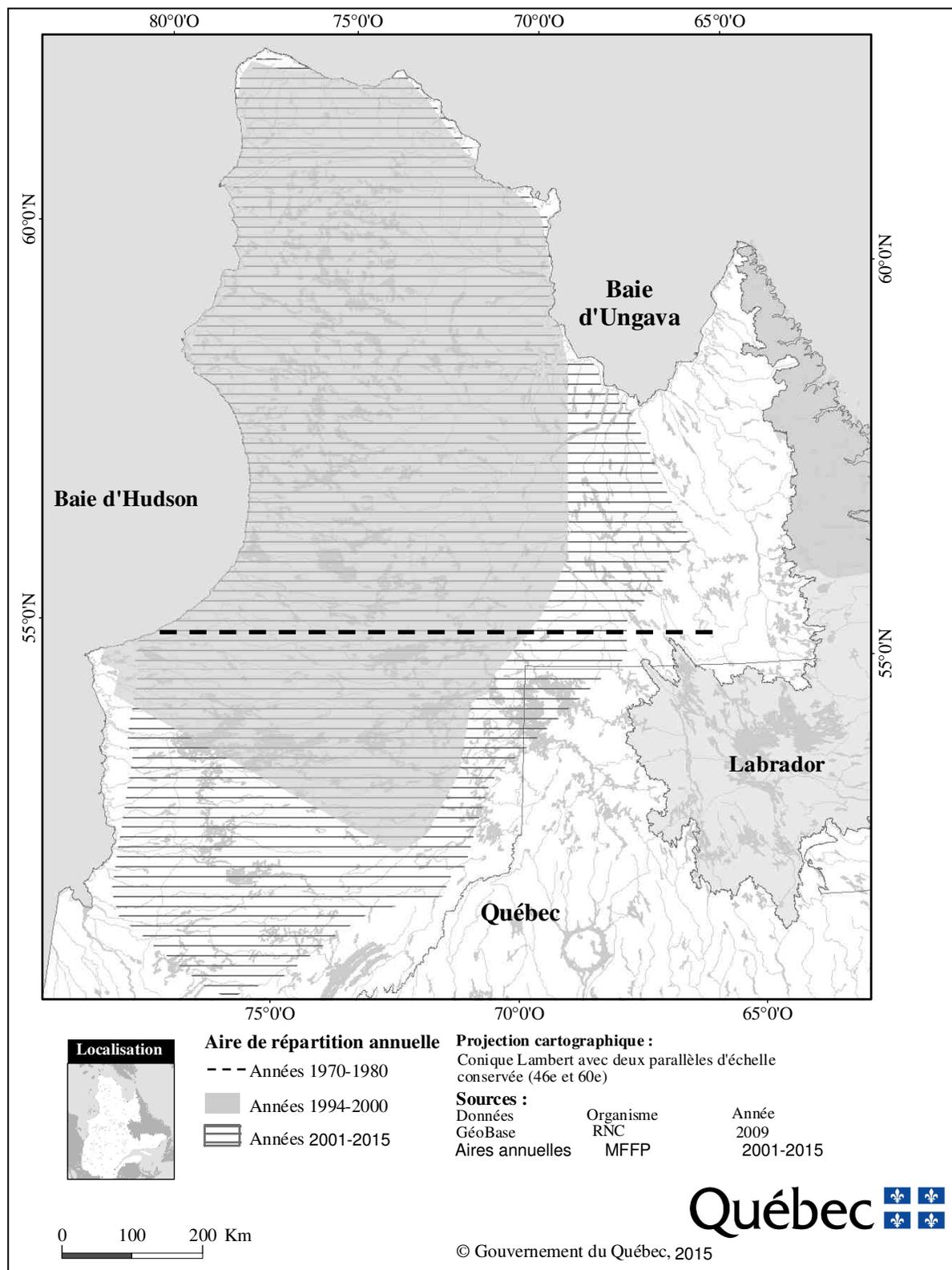


Figure 12 Expansion de l'aire de répartition annuelle du TRAF entre les années 1994-2000 (gris foncé) et 2001-2015 (hachuré). La ligne pointillée représente la limite sud de l'aire de répartition dans les années 1970 et 1980 (Le Hénaff et Hayeur, 1983).

Superficie

La superficie de l'aire de répartition annuelle des caribous migrateurs constitue généralement un bon indicateur de la taille de la population (Couturier et coll., 2010). En effet, les données télémétriques recueillies depuis 1994 démontrent que les changements de la superficie de l'aire de répartition annuelle du TRAF concordent avec les variations de la taille du troupeau (figure 13). L'aire de répartition du TRAF était de taille inférieure dans les années 1990 ($338\,500 \pm 27\,770 \text{ km}^2$), puis a augmenté lorsque le troupeau a atteint son sommet démographique au début des années 2000 (figure 13). Depuis le début des années 2000, la superficie de l'aire de répartition est demeurée autour de $489\,600 \pm 36\,800 \text{ km}^2$ (figure 13).

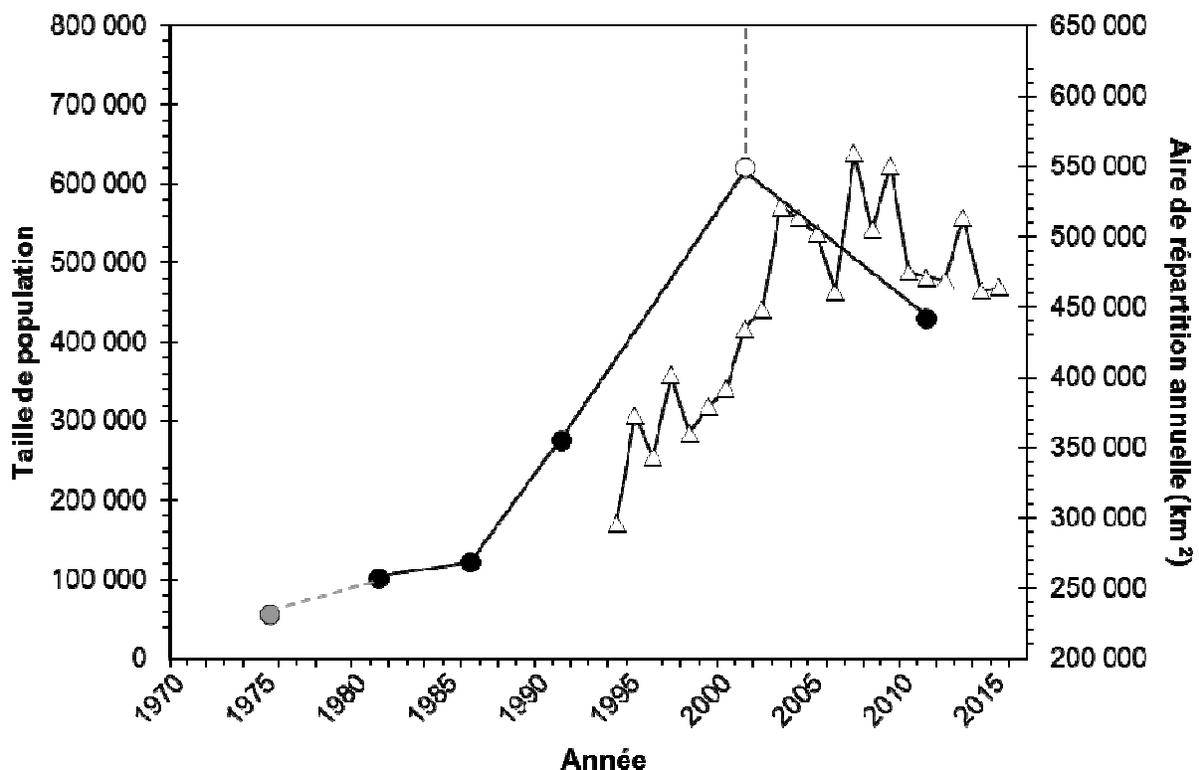


Figure 13 Variations annuelles de la superficie de l'aire de répartition (triangles blancs) et de la taille de population du TRAF (cercles). L'estimation de la taille de population de 1975 (cercle gris foncé et trait pointillé) représente un décompte minimal (sans erreur associée) du TRAF. Pour 2001 (cercle vide et ligne pointillée), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'inventaire de 2001 (628 000 caribous) a été utilisée pour décrire la taille de population du TRAF.

Aires saisonnières

Aire d'hivernage (voir l'annexe 3)

Dans les années 1990, le TRAF utilisait deux aires d'hivernage distinctes : la première était située dans le nord de la péninsule de l'Ungava, alors que la deuxième était localisée à proximité du lac Bienville (55° N ; 74° O ; voir l'annexe 3). Au début des années 2000, la majorité des individus ont

progressivement dirigé leur migration automnale vers le sud, ce qui a concouru avec une augmentation des taux de mouvements quotidiens (Couturier et coll., 2010) et de la longueur des migrations. Entre 2003 et 2009, le TRAF a momentanément poursuivi sa migration automnale jusqu'au sud du 51° N, mais l'aire hivernale récente se situait principalement au nord du 52° N. Les données télémétriques indiquent que depuis 2006, l'aire d'hivernage se trouve complètement au sud du 55° N et couvre, annuellement, plus de $127\,700 \pm 37\,300$ km². Lors des hivers de 2010-2011 à 2014-2015, l'aire d'hivernage du TRAF était située presque exclusivement au nord du complexe hydroélectrique La Grande. Les observations visuelles effectuées lors de survols de terrain et les données télémétriques indiquent que l'utilisation de secteurs plus au sud serait due au comportement d'une faible proportion de la population (voir l'annexe 3). Malgré les changements de localisation importants, il n'y a pas de tendance significative dans le changement de la superficie de l'aire d'hivernage du TRAF entre l'hiver 1994-1995 et l'hiver 2014-2015 ($F_{1,20} = 0,02$; $P = 0,88$; voir l'annexe 3). Des résidents de communautés inuites sur ce territoire mentionnent toutefois la présence de caribous dans la partie nord de la péninsule de l'Ungava pendant l'hiver (V. Brodeur, comm. pers.).

L'hiver, le caribou migrateur recherche principalement des peuplements riches en lichens terricoles et arboricoles (Messier et Huot, 1985). Pendant cette période, il creuse et entretient des cratères d'alimentation lui donnant accès aux ressources alimentaires (Barrette et Vandal, 1986). Le caribou limite généralement ses déplacements à moins de 5 km par jour, mais peut toutefois se déplacer sur plusieurs dizaines de kilomètres (M. Le Corre, C. Dussault et S.D. Côté, comm. pers.) et ce, probablement lorsqu'un site est épuisé en ressources ou que ces dernières sont non disponibles. La qualité de l'habitat d'hivernage dépend probablement de l'abondance et de la disponibilité des lichens ainsi que des conditions météorologiques qui peuvent limiter l'accès à la nourriture dans un secteur donné (p. ex. chutes de neige abondantes, événements de pluie sur neige ou de verglas) (Fancy et White, 1985; Messier et Huot, 1985; Barrette et Vandal, 1986; Duquette, 1988). La cartographie des couverts végétal et forestier utilisés par les caribous durant l'hiver est imprécise, et les méthodes de caractérisation du lichen à l'échelle des aires de répartition hivernales sont actuellement en développement.

Aire de mise bas

Le caribou migrateur est connu pour utiliser des aires de mise bas traditionnelles où les femelles se regroupent pour donner naissance aux faons (Bergerud et coll., 2008; Gunn et coll., 2008). Typiquement, le nom assigné à un troupeau provient de la localisation géographique de l'aire de mise bas qui lui est associée lors de sa découverte (généralement le nom d'un cours d'eau ou d'un lac). Les premiers travaux scientifiques réalisés sur le TRAF en 1975 ont démontré que l'aire de mise bas couvrait environ 19 740 km² et se situait à proximité de la rivière aux Feuilles (58°25' N; 73°25' O) (Le Hénaff, 1976). Les caribous se sont ensuite déplacés de plus de 300 km vers le nord de la péninsule de l'Ungava pour la mise bas (60°44' N; 74°18' O). Entre 1995 et 2014, la superficie annuelle de l'aire de mise bas est demeurée relativement stable à environ $46\,600 \pm 4\,400$ km² (figure 14) (Taillon et coll., 2012b), malgré les variations de la taille de la population au cours de cette période.

Les données compilées de 1995 à 2010 indiquent que les femelles arrivent sur l'aire de mise bas au début juin, donnent naissance autour du 9 juin et y demeurent pour une période d'environ 1 mois (Taillon, 2013). Les naissances sont fortement synchronisées et la majorité des faons (entre 80 et

90 %) naissent à l'intérieur d'une période de 10 à 15 jours (Taillon, 2013). Les femelles ne produisent qu'un seul faon par année et l'observation de jumeaux est très rare, voire anecdotique. La date d'arrivée sur l'aire de mise bas et la date de mise bas peuvent influencer la survie du faon à la naissance. La longueur de la période d'utilisation des aires de mise bas peut, quant à elle, influencer la croissance (c.-à-d. le nombre de jours passés en allaitement) et le développement moteur du faon avant qu'il effectue des déplacements soutenus liés à l'utilisation de l'aire d'estivage.

Les femelles adultes et les faons sont très sensibles au dérangement par les activités anthropiques lorsqu'ils sont sur l'aire de mise bas (Wolfe et coll., 2000). L'importance de protéger l'habitat de mise bas a motivé son identification comme habitat faunique au sens du Règlement sur les habitats fauniques (RLRQ, chapitre C-61.1, r.18) et du chapitre IV.1 de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (RLRQ, chapitre C-61.1). Cette désignation légale implique une protection temporaire, entre le 15 mai et le 31 juillet, durant laquelle toute activité pouvant affecter négativement l'habitat du caribou est interdite. L'efficacité de cette mesure dépend toutefois de la correspondance spatiale entre la localisation du secteur protégé et l'aire de mise bas utilisée par les caribous chaque année. Comme l'aire de mise bas du TRAF s'est fortement déplacée annuellement, la protection qui lui est accordée est limitée (Taillon et coll., 2012a) et nécessite une réévaluation qui est d'ailleurs en cours.

Aire d'estivage (voir l'annexe 4)

Depuis 1994, les caribous du TRAF se concentrent dans la partie nord de la péninsule de l'Ungava durant la saison estivale (figure 11). La superficie de l'aire d'estivage a augmenté de $177\,600 \pm 21\,200$ km², au milieu des années 1990, à $275\,000 \pm 44\,700$ km² vers la fin des années 2000, couvrant ainsi la majorité de la péninsule de l'Ungava. Entre 2010 et 2015, l'aire d'estivage couvrait annuellement plus de $252\,000 \pm 26\,500$ km². La répartition spatiale et la disponibilité de la végétation sur les aires d'estivage semblent jouer un rôle clé dans la dynamique de population des caribous (Crête et Huot, 1993). Il a été suggéré que la disponibilité de la végétation sur ces aires serait le principal facteur régulateur de la taille des troupeaux (Messier et coll., 1988). Ainsi, une dégradation des aires d'estivage pourrait entraîner une diminution de la condition corporelle des individus, de la fécondité des femelles et de la survie juvénile (Crête et Huot, 1993; Couturier et coll., 2009a), et affecter négativement la démographie d'un troupeau de caribous. La condition physique des faons et des femelles du TRAF au sevrage (voir la section 2.5) pourrait donc s'expliquer par l'utilisation intensive (forte pression de broutement et de piétinement) de l'aire d'estivage au cours des 15 dernières années. Cette hypothèse n'a cependant pas été testée, et plusieurs autres facteurs peuvent également avoir influencé la qualité de l'habitat d'été du TRAF, dont les changements climatiques et les activités reliées au développement du territoire (voir la section 3). En plus de dépendre de la quantité et de la qualité des ressources végétales disponibles, la qualité de l'habitat estival peut aussi dépendre de la présence de prédateurs et d'autres facteurs biotiques, comme le harcèlement par les insectes piqueurs et parasites. Ceux-ci (prédateurs et insectes piqueurs et parasites) peuvent influencer le choix des habitats utilisés et réduire le temps alloué à l'alimentation par les caribous (Miller, 2003; Witter et coll., 2012b).

Migrations

Les caribous du TRAF figurent parmi les mammifères qui effectuent les plus longues migrations terrestres (Milner-Gulland et coll., 2011). Ces déplacements récurrents de centaines de milliers de caribous ont tracé des sentiers qui façonnent le paysage de la toundra et de la taïga du Nord québécois. Cette adaptation comportementale permet au caribou migrateur d'accomplir son cycle vital en bénéficiant de certains écosystèmes saisonniers productifs (p. ex. toundra arctique herbacée).

Migration printanière

Les caribous du TRAF entreprennent de vastes migrations printanières pour exploiter les ressources alimentaires saisonnières et éviter les prédateurs lors de la période des naissances. Cette migration est caractérisée par des mouvements directionnels exhaustifs, généralement de l'ordre de 15 à 50 km par jour (Taillon, 2013). Les femelles amorcent cette migration et les mâles leur emboîtent le pas plus tardivement pour les suivre sur la majorité du parcours menant à l'aire de mise bas. La ségrégation des sexes lors de la migration printanière s'accroît à l'approche de l'aire de mise bas. Les mâles font typiquement une pause au sud et rejoignent les femelles au cours de l'été, lorsque les faons commencent à intégrer la végétation dans leur alimentation.

La longueur des trajets migratoires, la date de début et le nombre de jours passés en migration printanière ont été évalués à partir du suivi de femelles munies de colliers émetteurs entre 1995 et 2010 (total de 97 femelles différentes suivies; en moyenne, 14 femelles suivies par année; Taillon, 2013). Les femelles entreprennent des migrations printanières annuelles d'environ 689 ± 12 km et amorcent habituellement leur migration printanière au début du mois d'avril. Le début de la migration printanière est toutefois grandement variable (entre la mi-février et le début mai), de sorte que les femelles passent de 20 à 100 jours en migration pour atteindre les aires de mise bas (Taillon, 2013). Lors des années de commencement précoce de la migration, les femelles tendent à utiliser plus fréquemment des sites de pause migratoire (c.-à-d., des sites où les animaux cessent temporairement leurs déplacements migratoires), ce qui pourrait contribuer à prolonger la migration pour certaines années (M. Le Corre, C. Dussault et S. D. Côté, comm. pers.).

Les femelles amorcent leur migration printanière plus tôt lorsque la distance à parcourir à partir des aires d'hivernage est plus importante et lorsque la température en avril est plus élevée (Taillon, 2013). La température en avril peut représenter un indicateur de la précocité du printemps et est probablement liée aux conditions de fonte de la neige et de dégel des plans d'eau (Tyler, 2010). Ainsi, une migration hâtive, lorsque les températures sont plus élevées, pourrait permettre aux femelles caribous de profiter de conditions de migration favorables (p. ex. neige dure et plans d'eau gelés) (Sharma et coll., 2009). Dans un contexte de changements climatiques, les femelles caribous pourraient devancer leur migration printanière et leur utilisation des aires de mise bas en réponse aux changements des conditions de migration et de la croissance des plantes (Sharma et coll., 2009).

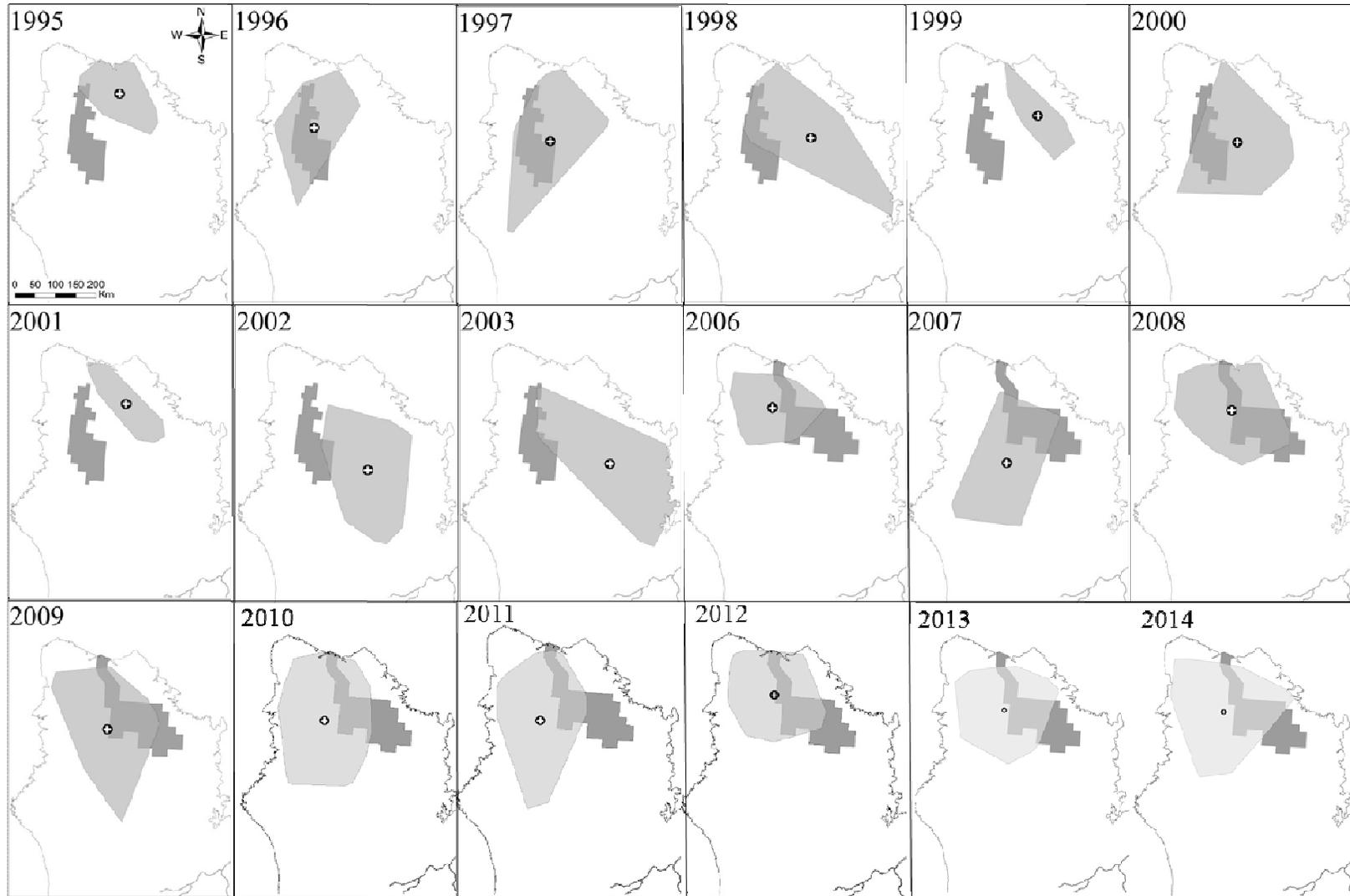


Figure 14 Carte de l'évolution spatiale des aires de mise bas du TRAF (gris pâle) depuis 1995. Le point noir représente le centroïde de l'aire de mise bas annuelle. L'habitat faunique légal est présenté en gris foncé et sa localisation spatiale a été redéfinie en 2004. Cartes tirées de Taillon et coll. (2012b) pour 1995 à 2009.

Entre 1990 et le début des années 2000, les femelles du TRAF effectuaient deux types de migrations printanières entre les aires d'hivernage et d'estivage : 1) des migrations courtes à partir des aires d'hivernage situées près de la péninsule d'Ungava et 2) des migrations longues en provenance des aires d'hivernage localisées dans la région des grands réservoirs hydroélectriques. Depuis 2005, les caribous du TRAF effectuent presque exclusivement des migrations longues entre la région des grands réservoirs (aire d'hivernage) et la péninsule de l'Ungava (aire de mise bas et d'estivage). Une faible proportion du troupeau ne fait qu'une migration courte lors du rut et demeure dans la portion nord de son aire de répartition en hiver. Ces occurrences sont toutefois mal documentées. Le suivi télémétrique permet de documenter les corridors de migration printanière et d'intégrer les déplacements saisonniers du caribou à la planification du développement du territoire.

Migration automnale

Le suivi télémétrique permet l'analyse des trajets migratoires automnaux depuis 1995. Dans les années 1990, les routes migratoires menaient vers différentes aires d'hivernage et depuis la moitié des années 2000, elles se concentrent selon un axe nord-est/sud-ouest (figure 15). La migration d'automne est précédée d'un mouvement prémigratoire, en septembre, au cours duquel les mâles et les femelles se rassemblent, principalement dans le secteur de la rivière aux Feuilles (58° N; 72° O) (M. Le Corre, C. Dussault et S. D. Côté, comm. pers.). La migration débute en octobre et se poursuit jusqu'à l'arrivée sur l'aire d'hivernage, entre la fin novembre et la mi-décembre. Les accouplements ont lieu entre la fin octobre et le début novembre, pendant la migration d'automne qui coïncide avec la période du rut chez cette espèce (Messier et Huot, 1985; Boulet et coll., 2007). Cette période, qui dure environ un mois, est associée à d'importantes dépenses énergétiques pour les grands mâles, qui cessent pratiquement de s'alimenter pour défendre activement leur accès aux femelles tout en poursuivant leur déplacement migratoire. À la fin de la période du rut, les mâles matures présentent souvent une perte significative de leur masse corporelle accumulée au cours de l'été (jusqu'à 20 %; Kojola, 1991; moyenne de 15 %; Mysterud et coll., 2003; jusqu'à 30 %; Barboza et coll., 2004) et subissent parfois des blessures liées aux combats entre congénères (Mysterud et coll., 2003), ce qui peut les rendre plus vulnérables aux prédateurs et aux conditions climatiques rigoureuses au début de la période hivernale.

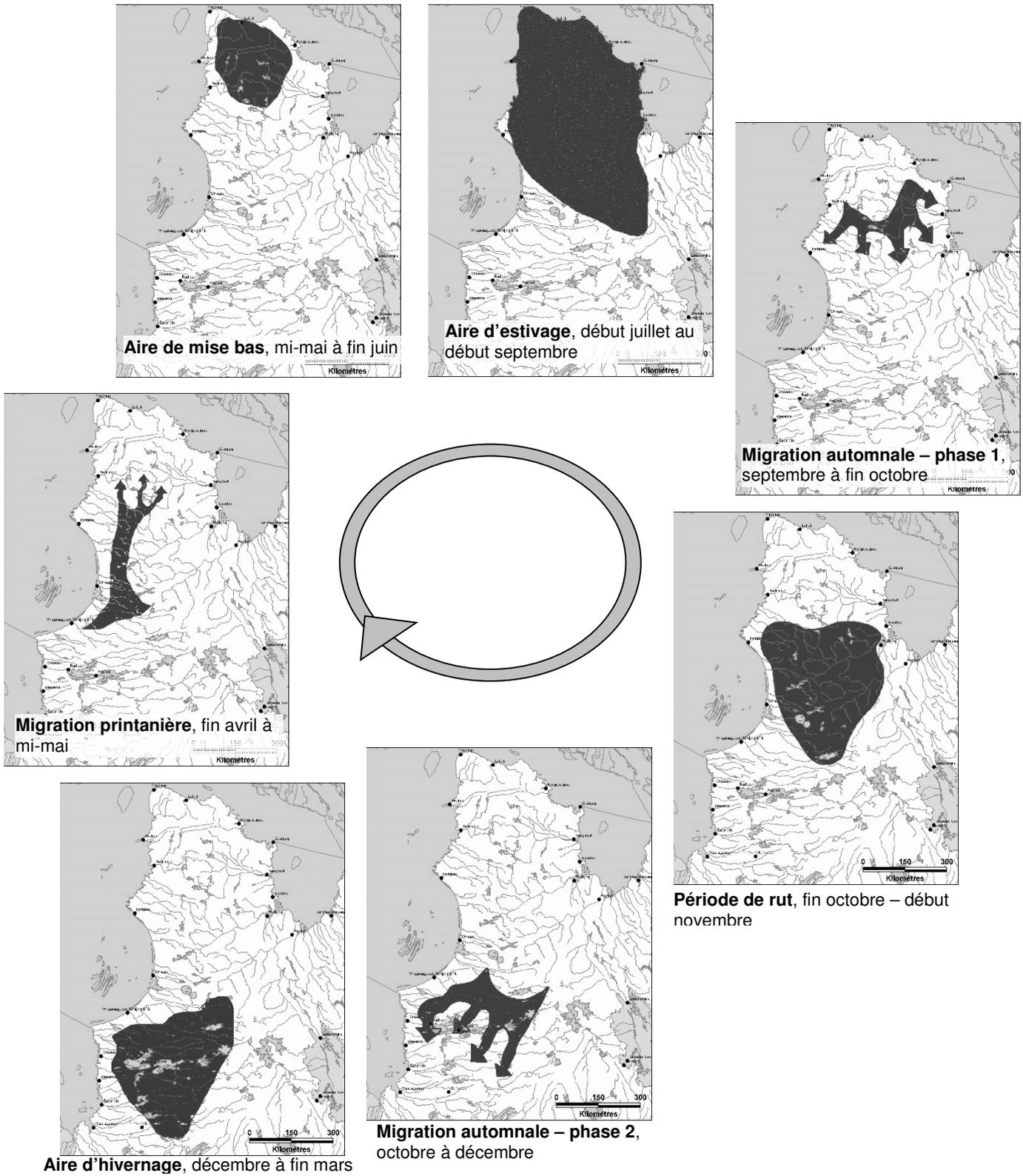


Figure 15 Patron de déplacements saisonniers du troupeau de la rivière aux Feuilles. Basé sur le suivi de femelles et mâles adultes munis de colliers émetteurs entre 2008 et 2014.

Superposition de l'aire de répartition avec celle du troupeau de la rivière George

Dans les années 1990 et au début des années 2000, les aires annuelles et saisonnières du TRAF et du TRG se superposaient partiellement (Couturier et coll., 2004; Boulet et coll., 2007). Depuis 1991, 16 femelles munies d'un collier émetteur et qui avaient utilisé l'aire de mise bas du TRG ont quitté l'aire d'hivernage commune aux deux troupeaux pour migrer vers l'aire de mise bas du TRAF, alors que l'inverse n'a jamais été observé sur la base du suivi télémétrique. Au total, ces événements d'émigration du TRG vers le TRAF concernent 5 % des 328 femelles du TRG qui ont été suivies par télémétrie. L'émigration d'une femelle ne serait cependant pas un événement définitif puisqu'au moins 5 des 16 émigrantes documentées sont retournées sur l'aire de mise bas du TRG au cours des années subséquentes. Les données télémétriques suggèrent donc que les événements d'immigration et d'émigration ne peuvent expliquer les récentes variations de taille des deux troupeaux. D'ailleurs, le suivi télémétrique indique que, depuis 2006, le chevauchement entre les deux troupeaux est presque inexistant, et qu'aucune femelle équipée d'un collier n'a changé de troupeau depuis 2008. Les aires de répartition actuelles des deux troupeaux sont d'ailleurs minimalement séparées d'environ 200 km (figure 1).

2.7 Interactions avec le caribou forestier et le bœuf musqué

L'aire de répartition du caribou migrateur du TRAF chevauche l'habitat utilisé par d'autres populations d'ongulés : le caribou de l'écotype forestier, l'orignal (*Alces americanus*) et le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) (Couturier et coll., 2004; Boulet et coll., 2007).

Caribou forestier

L'aire de répartition théorique du caribou forestier au Québec est définie par la limite nord des peuplements d'épinette noire. Selon cette définition, les caribous forestiers et migrateurs partagent la portion forestière de l'aire de répartition du TRAF utilisée pendant la saison hivernale, soit de la mi-novembre à la mi-avril. Cependant, la répartition des caribous forestiers et leur nombre au nord du 52° N sont méconnus et ne permettent pas de caractériser cette mixité des écotypes. Trois hardes de caribous forestiers (Nottaway, Assinica et Témiscamie) sont documentées (Rudolph et coll., 2012) et susceptibles d'interagir avec le TRAF à la limite sud de son aire de répartition hivernale. Quoique des études ayant recours à l'écologie moléculaire indiquent de possibles échanges génétiques entre le TRAF et les hardes de la Jamésie (Boulet et coll., 2007), il est actuellement impossible de quantifier les interactions entre ces deux écotypes.

Bœuf musqué

Le bœuf musqué a été introduit en captivité au Nunavik en 1967 et relâché en nature entre 1973 et 1983 aux environs de Kuujuaq et de Tasiujaq (Le Hénaff, 1986). La colonisation subséquente s'est effectuée vers l'ouest de la péninsule de l'Ungava (MFFP, données non publiées). La population s'est accrue de 55 individus (population introduite) à 553 en 1991, et à une estimation de 1 400 établie en 2003 à la suite d'un inventaire aérien (Jean et coll., 2004). La taille actuelle de la population est inconnue. L'estimation de la répartition du bœuf musqué dans le nord du Québec est actuellement issue d'une compilation de mentions d'observations. Quelques groupes ont d'abord été observés à

proximité de Kuujuaq, de Tasiujaq, de Kangirsuk et de Quaqtac, sur l'île Diana et aux abords de la rivière Innuksuac et de la Petite rivière de la Baleine (Jean et coll., 2004; Jean et Rivard, 2005). On estime aujourd'hui que la répartition du bœuf musqué couvre l'essentiel de la côte de la péninsule de l'Ungava et les rives de la rivière aux Mélèzes (MFFP, données non publiées).

Les interactions entre le caribou migrateur et le bœuf musqué sont peu documentées dans le nord du Québec. Elles font toutefois l'objet de préoccupations de la part de membres de plusieurs communautés inuites, qui suggèrent que le bœuf musqué délogerait le caribou de certains secteurs utilisés (Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, 2010; 2012). La compétition potentielle entre le caribou et le bœuf musqué a toutefois fait l'objet de travaux de recherche ailleurs au Canada, notamment sur l'île Banks aux Territoires du Nord-Ouest. Quelques études suggèrent que les deux espèces peuvent cohabiter avec peu de compétition (Wilkinson et coll., 1976; Vincent et Gunn, 1981), puisque leurs préférences d'habitat et leur diète diffèrent (Wilkinson et coll., 1976; White, 1983). Une étude suggère cependant que la compétition entre les deux espèces pour les ressources alimentaires hivernales s'accroît considérablement lorsque la densité de la population de bœufs musqués augmente (Larter et Nagy, 1995). Il est important de considérer que le bœuf musqué est une espèce dont le potentiel d'accroissement de population est élevé, celle-ci pouvant atteindre une forte densité (Shank, 1991; Jean et Rivard, 2005). L'expansion récente de l'aire de répartition du bœuf musqué au Nunavik pourrait notamment entraîner un plus grand chevauchement avec les aires utilisées par le TRAF.

2.8 Bilan

Tendance actuelle

Les résultats des inventaires aériens ainsi que les indicateurs démographiques (survie et recrutement) indiquent que la taille du TRAF a augmenté jusqu'en 2001 pour ensuite diminuer. Le plus récent inventaire (2011) évaluait la population à environ 430 000. Selon les observations des utilisateurs autochtones, particulièrement les chasseurs inuits et cris, l'effectif du TRAF serait toujours en déclin. Le suivi annuel des taux de survie et du recrutement suggère que le TRAF présentait une stabilité démographique entre 2008 et 2013. Les données les plus récentes de recrutement et de survie des adultes (voir les sections 2.2 et 2.4) indiquent toutefois que le troupeau a présenté un important déclin démographique entre 2013 et 2014 et que celui-ci s'est poursuivi de manière plus modérée en 2014-2015. À l'automne 2015, la population a été évaluée à environ 332 000 caribous, ce qui représente une baisse d'environ 6,5 % par rapport à l'estimation de l'automne 2014. En plus de ces données démographiques, les changements observés quant à la taille de l'aire de répartition annuelle et des aires saisonnières utilisées par le TRAF concordent avec les fluctuations passées et récentes (phases d'augmentation, de diminution, et constat de stabilité récente) de la taille de la population. Depuis le début des années 2000, la superficie de l'aire de répartition est demeurée autour de $489\,600 \pm 36\,800$ km². Depuis 2001, le suivi des différents indicateurs démographiques (p. ex. survie, recrutement, délimitation des aires annuelles et saisonnières) permet d'affiner l'interprétation de la tendance du TRAF.

3. Facteurs limitants et menaces

3.1 Facteurs limitants

3.1.1 Disponibilité et qualité de l'habitat

Le maintien de la disponibilité et de la fonctionnalité des habitats saisonniers et de la connectivité entre ceux-ci est crucial pour la persistance des grands troupeaux de caribous migrants (Festa-Bianchet et coll., 2011). Par exemple, la répartition spatiale et la disponibilité de la végétation sur les aires d'estivage semblent jouer un rôle clé dans la dynamique de population des caribous migrants du nord du Québec (Crête et Huot, 1993). Toutefois, peu de données permettent actuellement d'évaluer la disponibilité et la qualité des aires saisonnières utilisées par le TRAF (voir la section 2.6). Ces aires seront potentiellement affectées par les activités, actuelles et futures, associées au développement du territoire et par les changements climatiques (voir les sections 3.1.7 et 3.2). Les différentes activités industrielles en cours ou à venir à proximité de l'aire de répartition du TRAF pourraient, par exemple, interférer avec l'accès aux habitats et avec les déplacements saisonniers des caribous (voir la section 3.2). Aucune étude ne permet d'évaluer les effets cumulatifs des activités anthropiques sur le territoire et sur l'utilisation de l'espace par le TRAF. Ces données seraient toutefois nécessaires pour assurer la pérennité de ce troupeau.

3.1.2 Variations naturelles de la population

Par le broutement et le piétinement, le caribou a un impact sur son habitat (Crête et Huot, 1993; Couturier et coll., 2004). En effet, lorsqu'il est présent en grand nombre, il dégrade son habitat, ce qui entraîne généralement une diminution de la quantité et de la qualité de la nourriture disponible par individu (Crête et Doucet, 1998; Crête et coll., 1990; Crête et coll., 1996; Manseau et coll., 1996). Selon les études réalisées sur le TRG au début des années 1990, alors que ce troupeau présentait un effectif élevé, la dégradation des habitats d'estivage du TRG a entraîné une diminution de la condition physique des individus, de la fécondité des femelles et de la survie des faons (Crête et Huot, 1993; Crête et coll., 1996). Ces effets peuvent avoir un rôle de régulation (facteur limitant) sur la taille de la population (Messier et coll., 1988), ce qui explique, en partie, les variations naturelles de la démographie des troupeaux de caribous migrants.

3.1.3 Maladies et parasites

Comme mentionné à la section 2.5, le caribou est l'hôte naturel de nombreux parasites et maladies qui semblent avoir rarement des effets délétères majeurs sur les individus et les populations (Fréchette, 1986). L'effet général des parasites et des maladies sur la condition physique des animaux et sur la dynamique de population est toutefois méconnu (Hughes et coll., 2009).

Quelques études indiquent que les parasites et maladies peuvent influencer le budget d'activité¹³ ainsi que les comportements d'agrégation et de déplacement des individus (Fauchald et coll., 2007; Witter et coll., 2012b). Les infestations d'œstres, des mouches parasites (*H. tarandi* et *Cephenemyia trompe*), peuvent entraîner une réduction du temps passé en alimentation chez les adultes et du temps en allaitement pour les faons (Fauchald et coll., 2007; Witter et coll., 2012a), ce qui peut affecter négativement la croissance des faons, la condition physique des adultes et les taux de gestation à l'automne (Weladji et coll., 2003; Cuyler et coll., 2012; Pachkowsky, 2012). L'accroissement des températures dans les régions nordiques pourrait être favorable à l'émergence de certains de ces parasites et à l'allongement de la saison d'infestation et de dérangement (Witter et coll., 2012a; Witter et coll., 2012b).

Les parasites et les maladies ont habituellement des effets plus directs sur les individus en mauvaise condition physique (p. ex. pour cause de famine et de déficits alimentaires). Les individus sont aussi plus sensibles à l'exposition à de nouveaux parasites ou de nouvelles maladies contre lesquels le système immunitaire est moins apte à défendre l'organisme. Par exemple, l'expansion nordique de l'aire de répartition du cerf de Virginie et de l'orignal pourrait exposer le caribou à des parasites aux effets potentiellement mortels (p. ex. le ver des méninges [*Parelaphostrongylus tenuis*] et le prion responsable de la maladie débilite chronique chez les cervidés). Les changements potentiels de la prévalence de parasites, maladies et pathogènes sont inconnus dans le contexte des changements climatiques et des perturbations anthropiques récentes.

3.1.4 Prédation

Comme mentionné à la section 2.2, la prédation fait partie de l'écologie naturelle du caribou migrateur. Le caribou migrateur est une proie du loup et de l'ours noir. Le loup est un prédateur efficace des faons et des adultes, alors que l'ours noir cible davantage les faons à la période de mise bas. Ce dernier peut cependant attraper des adultes lorsqu'il arrive à les surprendre, notamment en embuscade le long des trajets de migration. Typiquement, les prédateurs capturent les animaux malades, en mauvaise condition physique, ou les jeunes qui sont souvent plus lents et moins agiles que les adultes (Seip, 1991). L'effet de la prédation sur la dynamique de population des troupeaux de caribous migrants est complexe et assez peu étudié à ce jour (Seip, 1991; Wang et coll., 2009). La prédation pourrait influencer significativement la dynamique des populations de caribous (Bergerud et coll., 2008), et ce, spécialement lorsqu'une population présente de faibles effectifs ou est en déclin (Wittmer et coll., 2005).

Les effets directs (p. ex. mortalité) et indirects (p. ex. évitement d'un habitat par la proie) de la prédation peuvent toutefois interagir avec les activités humaines et ainsi générer un impact négatif plus marqué sur les effectifs d'un troupeau donné (Wittmer et coll., 2005; Wang et coll., 2009). La prédation agit généralement de façon inversement proportionnelle à l'abondance des proies, c'est-à-dire qu'elle peut prélever une plus grande proportion de la population à mesure que celle-ci décroît. Ceci se produit jusqu'à ce que la rareté de la proie en question (en l'absence de proies alternatives) restreigne la dynamique de la population de prédateurs. L'effet de la prédation sur les populations de caribous est

¹³ Budget d'activité : répartition du temps alloué aux différentes activités quotidiennes incluant les activités d'alimentation, de déplacement, de repos, d'interaction sociale et de reproduction.

particulièrement préoccupant dans le contexte actuel d'expansion nordique de l'aire de répartition d'autres espèces de cervidés (p. ex. le cerf de Virginie et l'orignal). Ces cervidés sont souvent accompagnés de leurs guildes de prédateurs et contribuent ainsi au maintien de populations de loups et d'ours noirs (Wang et coll., 2009), exposant de ce fait le caribou à une plus forte pression de prédation (Schaefer et coll., 1999; Vistnes et Nelleman, 2008), et ce, même lorsque l'abondance des populations de caribous (migrateurs ou autres écotypes) diminue.

3.1.5 Feux de forêt

Les feux de forêt, d'origine naturelle ou anthropique, peuvent contribuer à la destruction de vastes étendues d'habitats d'hiver convenables pour les caribous forestiers et les caribous migrateurs. Les incendies peuvent également déranger les patrons d'utilisation de l'habitat et la migration (Joly et coll., 2010). Il est à noter que les risques associés aux incendies de forêt augmenteront potentiellement avec l'accroissement des activités humaines dans la forêt boréale et avec les changements climatiques (Rupp et coll., 2006). Par exemple, depuis les années 1960, la superficie annuelle moyenne de forêt boréale brûlée par de grands incendies s'est accrue dans les écozones de la taïga du Canada (Krezek-Hanes et coll., 2011). L'augmentation de l'ampleur, de l'intensité et de la fréquence des feux de forêt pourrait découler des changements dans les régimes de température et de précipitations (Rupp et coll., 2006; Krezek-Hanes et coll., 2011).

3.1.6 Polluants

Certains polluants, issus de la construction des routes et des développements industriels ou transportés par les courants atmosphériques, se déposent sur la neige, dans la végétation et dans les lichens consommés par le caribou. Parmi ces polluants, on trouve certains métaux lourds et contaminants, comme le cadmium, le plomb et le mercure, qui peuvent s'accumuler dans les tissus des caribous (Gamberg et coll., 2005). Le suivi des concentrations de métaux lourds et de contaminants chez les caribous du TRAF est détaillé à la section 2.5. Les effets de ces métaux lourds et contaminants sur la condition physique, le comportement, la survie et le succès reproducteur des caribous sont toutefois méconnus.

3.1.7 Changements climatiques

Dans les milieux nordiques, les changements climatiques se produisent plus rapidement et sont de plus grande ampleur que ceux observés dans les milieux tempérés ou tropicaux (Gilg et coll., 2012). Les modèles développés par le consortium Ouranos (Ouranos, 2010) suggèrent que les changements climatiques se traduiront, sur l'ensemble du territoire québécois, par des changements dans les moyennes et dans la distribution des patrons de températures et de précipitations. Ces modèles suggèrent des changements plus importants dans le nord que dans le sud du Québec. D'ici 2050, ces modèles prédisent que les températures hivernales pourraient augmenter de 4,5 °C à 6,5 °C, et les températures estivales, de 1,6 °C à 2,8 °C dans le nord du Québec (Ouranos, 2010). Ces modèles indiquent aussi, d'ici 2050, une augmentation de l'ordre de 16,8 à 29,4 % des précipitations hivernales, et de 3,0 à 12,1 % des précipitations estivales dans le nord du Québec (Ouranos, 2010). Les pressions

associées à ces changements sur les écosystèmes et les espèces animales nordiques comme le caribou migrateur seront donc vraisemblablement de plus en plus prononcées à l'avenir.

Les changements climatiques impliquent une modification des patrons de température et de précipitations qui peut avoir des impacts sur l'habitat, les déplacements, la condition physique et la productivité du caribou (voir le tableau 1 dans Gunn et coll., 2011; Joly et coll., 2011). Une hausse des températures peut permettre, entre autres, une croissance plus rapide de la végétation, un accès à une biomasse végétale plus importante et une augmentation du couvert arbustif (Tremblay, 2010). Par exemple, l'augmentation du couvert arbustif a été documentée dans plusieurs régions subarctiques et plus récemment sur l'aire d'estivage du TRG, où le couvert ligneux a augmenté de plus de 32 % entre les années 1960 et 2000 (Tremblay, 2010). L'augmentation du couvert arbustif a aussi été notée sur l'aire de répartition du TRAF (Ropars et Boudreault, 2011). Ce changement du couvert arbustif soulève des questions sur l'interaction entre les troupeaux de caribous et leurs ressources alimentaires estivales. Une modification des patrons de température pourrait aussi entraîner la diminution du couvert de lichens, la fonte du pergélisol, l'augmentation de la saison de harcèlement par les insectes piqueurs et parasites, et l'augmentation de la fréquence des événements de pluie sur neige en hiver (Tyler, 2010; Witter et coll., 2012a; Witter et coll., 2012b).

Les changements climatiques modifieront vraisemblablement les conditions rencontrées lors des migrations (Sharma et coll., 2009). Les patrons de fonte de la neige ainsi que de dégel (au printemps) et d'englacement (à l'automne) des lacs et rivières forceront probablement les caribous à changer la phénologie de leurs déplacements ou leurs patrons de migration traditionnels.

Sharma et coll. (2009) suggèrent que les aires saisonnières du caribou migrateur du TRAF changeront substantiellement au cours des 50 prochaines années. Selon les projections climatiques, le TRAF augmentera son aire de répartition au sein de toutes les aires saisonnières utilisées (voir Sharma et coll., 2009, pour les détails). Cette augmentation projetée des aires saisonnières modifiera potentiellement l'utilisation de l'espace, l'accès aux ressources et les distances de migration. La capacité du caribou migrateur à ajuster son comportement d'utilisation de l'espace en fonction des changements dans les régimes de précipitations et de température est méconnue. Les effets des changements climatiques pourraient agir en synergie avec les effets du développement territorial sur l'habitat du caribou (voir la section 3.2).

3.1.8 Chasse et braconnage

La chasse est au centre de la relation entre l'humain et le caribou, et elle constitue une source privilégiée d'information sur la condition physique, la répartition et l'écologie de cet animal. Comme la prédation, le taux de récolte par la chasse est susceptible d'être inversement proportionnel à l'abondance, c'est-à-dire qu'une plus grande proportion de la population peut être prélevée lorsque celle-ci décroît. La chasse peut accélérer le déclin de troupeaux de caribous, comme on l'a observé pour les troupeaux du Cap Bathurst, de Bluenose-West et de Bathurst, dans l'Ouest canadien (Adamczewski et coll., 2009; Boulanger et coll., 2011).

La croissance de la population humaine dans les régions nordiques mène nécessairement à une augmentation des besoins alimentaires. Récemment, l'accès à des engins motorisés de plus en plus performants (motoneiges, véhicules tout-terrain et aéronefs) et aux percées technologiques (appareils de repérage et de télécommunications, GPS [*global positioning system*], téléphone satellite) a modifié de façon importante la pratique de l'activité de récolte à des fins alimentaires et de chasse sportive, la rendant plus facile et efficace (Nesbitt et Adamczewski, 2009; Adamczewski et coll., 2009). De plus, la mise en place et l'entretien d'infrastructures routières et l'usage fréquent d'aéronefs offrent un accès privilégié aux différents chasseurs et facilitent, par la même occasion, le repérage des caribous.

Le TRAF a été et est toujours chassé par plusieurs utilisateurs autochtones et non autochtones. Les utilisateurs connus pour prélever ou avoir prélevé, dans les dernières décennies, les caribous du TRAF sont :

- les Inuits du Québec;
- les Cris du Québec;
- les Naskapis du Québec;
- les résidents non autochtones du Québec;
- les non-résidents du Québec.

Le TRAF a aussi fait l'objet d'une chasse commerciale au Québec entre 1994 et 2002. L'historique de la gestion de la récolte et l'évolution de la récolte du TRAF (récolte sportive par les non-Autochtones, récolte à des fins alimentaires par les Autochtones et récolte commerciale) seront détaillées dans le prochain plan de gestion du TRAF (MFFP, données non publiées).

3.2 Identification des activités reliées au développement du territoire

De récentes revues de littérature ont clairement mis en évidence que les principales menaces à la pérennité des populations de caribous migrateurs sont la surexploitation (chasse et braconnage), l'expansion de l'occupation du territoire et les activités industrielles qui lui sont associées, ainsi que les changements climatiques (Festa-Bianchet et coll., 2011; Gunn et coll., 2011). Les facteurs limitants (voir la section 3.1) et les différentes menaces peuvent agir en synergie, tout en ayant des effets qui varient en fonction de la taille et de la tendance des populations.

3.2.1 Activités d'exploration et d'exploitation des ressources naturelles

Au cours des dernières décennies, le développement industriel s'est accru dans les régions nordiques par l'exploitation des ressources pétrolières, hydroélectriques et minières (Wolfe et coll., 2000; Vistnes et Nelleman, 2001; Haskell et coll., 2006; Reimers et coll., 2007). Les activités d'exploration et d'exploitation contribuent à la perte d'habitats et augmentent le dérangement et l'accès au territoire. En Alaska et dans l'ouest du Canada, de nombreuses infrastructures et activités industrielles se sont établies à proximité des aires de mise bas et des aires d'estivage de troupeaux de caribous migrateurs.

À cette période de leur cycle vital, les femelles et les faons sont particulièrement sensibles au dérangement par les activités anthropiques (Nellemann et Cameron, 1998; Wolfe et coll., 2000). La présence d'infrastructures ou d'activités humaines peut provoquer une diminution de la zone d'utilisation dans un rayon de 10 à 15 km et même parfois l'abandon d'aires saisonnières pourtant critiques (Boulanger et coll., 2004). Les caribous se déplacent alors vers des aires moins favorables où la disponibilité des ressources alimentaires est moindre, mais où la présence de prédateurs peut être accrue (Cameron et coll., 1992; Nelleman et Cameron, 1996).

Au cours des dernières décennies, de nombreux travaux d'exploration minière ont été effectués dans le nord du Québec (Gouvernement du Québec, 2015). Au sein de l'aire de répartition du TRAF, des gisements prometteurs ont été découverts et, en 2015, on retrouvait trois mines actives¹⁴ (mine Raglan, Glencore Xstrata [nickel, cuivre, EGP et cobalt]; Nunavik Nickel, Canadian Royalties [nickel, cuivre]; Éléonore, Goldcorp [or]) et un projet de mise en valeur de ressources minières¹⁵ (Hopes Advance Bay, Oceanic Iron Ore [fer]).

Ces activités minières, en cours ou à venir, se retrouvent dans l'aire de répartition du TRAF et pourraient interférer avec l'accès aux habitats saisonniers (aires de mise bas et d'estivage) et les déplacements saisonniers des caribous (corridors migratoires) (Boulanger et coll., 2012). L'exploitation minière nécessite un accès à un port en eau profonde permettant d'exporter le minerai (Gouvernement du Québec, 2015), ce qui implique généralement la mise en place d'un accès routier ou ferroviaire pour transporter le minerai vers la côte de la baie d'Ungava ou de la baie d'Hudson. La construction de routes et d'infrastructures pour permettre un nouvel accès au territoire pourrait causer une perte nette d'habitat, perturber des parcours migrateurs (Vistnes et Nelleman, 2001; Vistnes et coll., 2004) et favoriser les déplacements d'utilisateurs divers sur le territoire utilisé par le TRAF (voir la section 3.1.8).

Restauration des sites miniers

Les écosystèmes nordiques ont une faible résilience face aux perturbations, c'est-à-dire que leur capacité à retrouver leur état initial à la suite d'une perturbation est limitée et s'échelonne sur plusieurs années, voire des décennies. Ainsi, dans les milieux nordiques, la régénération végétale après perturbation est un processus très lent (Forbes et coll., 2001). L'empreinte écologique laissée par les activités anthropiques est d'autant plus apparente lorsque la restauration des sites d'exploitation est négligée. De plus, le caribou évite habituellement les zones qui ont été perturbées par des activités industrielles (Nelleman et Cameron, 1998; Vistnes et Nelleman, 2001). Les mesures de restauration des sites miniers doivent donc prendre en compte les caractéristiques et capacités de résilience propres aux milieux nordiques (Gouvernement du Québec, 2015).

3.2.2 Développements hydroélectriques

On estime que la mise en place du complexe La Grande, à la fin des années 1970, a impliqué la conversion en réservoirs d'environ 2 000 km² de plans d'eau et 11 000 km² de milieux terrestres

¹⁴ Mine active : site où l'on exploite un gisement de substances minérales (minéraux métalliques et non métalliques) (Gouvernement du Québec, 2012).

¹⁵ Projet de mise en valeur : étape qui se subdivise en quatre sous-étapes allant de la définition du gîte à tonnage évalué en vertu de la norme 43-101 de l'Institut canadien des mines (ICM) jusqu'à la conclusion de l'étude de faisabilité, en passant par la définition des paramètres techniques (ingénierie) et des paramètres économiques (Gouvernement du Québec, 2012).

(Therrien et coll., 2004). La construction de réservoirs et l'inondation de grandes superficies de la taïga ont entraîné la perte d'habitats hivernaux riches en lichens pour les caribous migrants. La présence et les patrons saisonniers d'englacement et de dégel de ces vastes étendues d'eau artificielles peuvent entraîner une modification des routes migratoires du caribou (Tyler, 2010). Par exemple, les sections d'eau libre situées en aval des centrales électriques peuvent représenter un risque supplémentaire de noyade, alors que les reflux d'eau au printemps peuvent former des barrières de glace qui deviennent un obstacle majeur pour le caribou. La mise en place des complexes hydroélectriques s'accompagne aussi de la construction de routes et d'infrastructures et du maintien de lignes de transport d'énergie qui peuvent avoir un impact sur le comportement et les trajectoires de migration du caribou (Vistnes et coll., 2004; Vistnes et Nelleman, 2008). La mise en œuvre de nouveaux projets hydroélectriques au Québec pourrait interférer avec l'utilisation des aires saisonnières et les déplacements migratoires du TRAF.

3.2.3 Accès au territoire

L'expansion des populations humaines et le développement du territoire nécessitent la mise en place d'infrastructures de transport (p. ex. réseau routier, ferroviaire et aérien), ce favorise l'accessibilité au territoire. Les infrastructures de transport peuvent avoir des impacts variés sur la faune et les habitats qui lui sont associés. Elles peuvent, entre autres : 1) diminuer l'accessibilité et la qualité des ressources alimentaires du caribou en fragmentant le paysage (Dyer et coll., 2001; Nelleman et Cameron, 1998), 2) occasionner des mortalités directes (collisions routières; Dussault et coll., 2006), 3) augmenter les risques de prédation liés à l'agrégation des individus à proximité des routes ou à la facilitation des mouvements des prédateurs (Courbin et coll., 2009; Whittington et coll., 2011), 4) agir comme des barrières lors des déplacements saisonniers du caribou (Vistnes et coll., 2004). La présence d'infrastructures routières peut aussi avoir des impacts indirects sur la condition corporelle et la survie des individus en raison de changements de comportement et du déplacement des aires saisonnières utilisées (Vistnes et Nelleman, 2001; Leblond et coll., 2013). Enfin, les routes offrent un accès privilégié aux chasseurs et facilitent, par la même occasion, les activités de braconnage. À ce jour, l'augmentation de l'accès au territoire par l'intermédiaire des infrastructures de transport, et principalement par la mise en place des réservoirs hydroélectriques, a été limitée à la partie sud de l'aire de répartition du TRAF.

3.2.4 Parcs et aires protégées

Malgré leur vocation de protection et de conservation de la faune et de ses habitats, les parcs nationaux et les autres territoires de mise en valeur de la faune offrent un accès privilégié à des aires d'une importance cruciale pour le caribou. Les activités d'écotourisme impliquent nécessairement la mise en place d'infrastructures de transport, et parfois la construction de bâtiments temporaires ou permanents. De nombreuses recherches ont démontré que le dérangement anthropique causé par les activités touristiques avait un impact direct ou indirect sur le comportement d'utilisation des habitats par les animaux (Knight et Gutzwiller, 1995; Duchesne et coll., 2000; Vistnes et Nelleman, 2001; Stankowich, 2008). La présence de randonneurs ou d'activités récréotouristiques peut affecter le comportement du caribou en provoquant l'évitement d'habitats de qualité essentiels à son cycle vital (Nelleman et coll., 2000).

Dans le cadre du développement du nord du Québec, de nombreuses aires vouées à la mise en place de parcs nationaux et de territoires de mise en valeur de la faune sont projetées (MFFP, 2015). Certaines d'entre elles se trouvaient, en 2015, dans l'aire d'estivage et les corridors migratoires du TRAF : Parc national des Pingualuit (1 133,9 km²), Parc national Tursujuq (26 106,7 km²), projet de parc national de la Baie-aux-Feuilles (environ 3 868 km²) et projet de parc national du Cap-Wolstenholme (environ 777,5 km²) (MFFP, 2015). Leur planification, leur mise en place et les activités qui s'y dérouleront¹⁶ devront considérer et minimiser les répercussions sur le caribou et son habitat.

¹⁶ Conformément au chapitre 24 de la Convention de la Baie James et du Nord québécois et à la Loi sur les droits de chasse et de pêche dans les territoires de la Baie James et du Nouveau-Québec (RLRQ, chapitre D-13.1), les bénéficiaires des Conventions nordiques (CBJNQ et CNEQ) peuvent exercer leurs droits d'exploitation à l'intérieur des parcs nationaux et réserves situés dans la région du Nunavik.

Références

ADAMCZEWSKI, J. Z., J. BOULANGER, B. CROFT, D. CLUFF, B. ELKIN, J. NISHI, A. KELLY, A. D'HONT et C. NICOLSON (2009). *Decline in the Bathurst Caribou Herd 2006-2009: a technical evaluation of field data and modeling*, Yellowknife, Government of Northwest Territories, Wildlife division, 105 p.

ADAMS, L. G. (2005). « Effects of maternal characteristics and climatic variation on birth masses of Alaskan caribou », *Journal of Mammalogy*, 86: 506-513.

BANFIELD, A. W. F (1961). *A revision of the reindeer and caribou, genus Rangifer*, National Museum of Canada Bulletin, Biol. Ser. No. 66, 137 p.

BARBOZA, P. S., K. L. PARKER et I. D. HUME (2009). *Integrative wildlife nutrition*, Berlin, Springer, 342 p.

BARBOZA, P. S., D. W. HARTBAUER, W. E. HAUER et J. E. BLAKE (2004). « Polygynous mating impairs body condition and homeostasis in male reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) », *Journal of Comparative Physiology series B*, 174: 309-317.

BARRETTE, C. et D. VANDAL (1986). « Social rank, dominance, antler size, and access to food in snow-bound wild woodland caribou », *Behaviour*, 97: 118-146.

BASTILLE-ROUSSEAU, G., C. DUSSAULT, S. COUTURIER, D. FORTIN, M.-H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT et V. BRODEUR (En révision). *Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Faune Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 48 p.

BERGERUD, A. T. (1980). « A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America », dans *Proceedings Second International Reindeer/Caribou Symposium, 1979*, Roros, Norway, p. 556-581.

BERGERUD, A. T., S. N. LUTTICH et L. CAMPS (2008). *The return of caribou to Ungava*, Montréal/Kingston, McGill-Queen's University Press, 586 p.

BONENFANT, C., J.-M. GAILLARD, T. COULSON, M. FESTA-BIANCHET, A. LOISON, M. GAREL, L. E. LOE, P. BLANCHARD, N. PETTORELLI, N. OWEN-SMITH, J. DU TOIT et P. DUNCAN (2009). « Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores », *Advances in Ecological Research*, 41: 313-357.

BOULANGER, J., K. POOLE, B. FOURNIER, J. WIERZCHOSWSKI, T. GAINES et A. GUNN (2004). *Assessment of Bathurst caribou movements and distribution in the Slave Geological Province*, Yellowknife, Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories, 108 p.

BOULANGER, J., A. GUNN, J. Z. ADAMCZEMSKI et B. CROFT (2011). « A data-driven demographic model to explore the decline of the Bathurst caribou herd », *Journal of Wildlife Management*, 75: 883-896.

BOULANGER, J., K. G. POOLE, A. GUNN et J. WIERZCHOSWSKI (2012). « Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study », *Wildlife Biology*, 18: 164-179.

BOULET, M., S. COUTURIER, S. D. CÔTÉ, R. D. OTTO et L. BERNATCHEZ (2007). « Integrative use of spatial, genetic, and demographic analyses for investigating genetic connectivity between migratory, montane, and sedentary caribou herds », *Molecular Ecology*, 16: 4223-4240.

CAMERON, R. D., D. J. REED, J. R. DAU et W. T. SMITH (1992). « Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the Arctic Slope of Alaska », *Arctic*, 45: 338-342.

CAMERON, R. D., W. T. SMITH, S. G. FANCY, K. L. GERHART et R. G. WHITE (1993). « Calving success of female caribou in relation to body weight », *Canadian Journal of Zoology*, 71: 480-486.

CARIBOU UNGAVA (2015). Site Internet : <http://www.caribou-ungava.ulaval.ca/>

CARMA (CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network) (2015). Site Internet : <http://caff.is/carma>

CLS (2011). Argos User's Manual. Worldwide tracking and environmental monitoring by satellite. En ligne : <http://argos-system.clsamerica.com/manual/>

CLUTTON-BROCK, T. H. et T. COULSON (2002). « Comparative ungulate dynamics: the devil is in the detail », *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 357: 1285-1298.

COMITÉ CONJOINT DE CHASSE, DE PÊCHE ET DE PIÉGEAGE (2010). *Actes et résumés de l'Atelier sur le caribou migrateur – Montréal, 20 au 22 janvier 2010*, document préparé par P. F. Wilkinson et associées Inc., Montréal, 55 p.

COMITÉ CONJOINT DE CHASSE, DE PÊCHE ET DE PIÉGEAGE (2012). *Délibérations et résumés de l'Atelier sur le caribou migrateur – Le déclin du caribou : inquiétudes partagées, solutions communes – Montréal, 11 au 13 septembre 2012*, document préparé par T. D. Rudolph et A. Bourbeau-Lemieux, Montréal, 93 p.

COSEPAC (2002). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada – Mise à jour*, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, xii + 112 p.

COSEPAC (2011). *Unités désignables du caribou (Rangifer tarandus) au Canada*, Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 88 p.

COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS (2009). « Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence », *Landscape Ecology*, 24: 1375-1388.

COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET et L. BRETON (2002). *Les écotypes de caribou forment-ils des entités génétiques distinctes?*, Québec, Direction de la recherche sur la faune, Société de la faune et des parcs du Québec, 35 p.

COUTURIER, S. (1994). *Estimation des effectifs du troupeau de caribous de la rivière aux Feuilles en juin 1991, Nord-du-Québec*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 18 p.

COUTURIER, S., D. JEAN, R. OTTO et S. RIVARD (2004). *Demography of the migratory tundra caribou (Rangifer tarandus) of the Nord-du-Québec region and Labrador*, Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec et Direction de la recherche sur la faune, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 68 p.

COUTURIER, S., S. D. CÔTÉ, R. OTTO, R. B. WELADJI et J. HUOT (2009a). « Variation in calf body mass in migratory caribou: the role of habitat, climate, and movements », *Journal of Mammalogy*, 90: 442-452.

COUTURIER, S., S. D. CÔTÉ, J. HUOT et R. D. OTTO (2009b). « Body-condition dynamics in a northern ungulate gaining fat in winter », *Canadian Journal of Zoology*, 87: 367-378.

COUTURIER, S., R. D. OTTO, S. D. CÔTÉ, G. LUTHER et S. P. MAHONEY (2010). « Body size variations in caribou ecotypes and relationships with demography », *Journal of Wildlife Management*, 74: 395-404.

CRÊTE, M., D. LE HÉNAFF, R. NAULT, D. VANDAL et N. LIZOTTE (1987). *Estimation du nombre de caribous associés aux aires de mise bas de la rivière aux Feuilles et de la rivière George en 1986*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 31 p.

CRÊTE, M., J. HUOT et L. GAUTHIER (1990). « Food selection during early lactation by caribou calving on the tundra in Quebec », *Arctic*, 43: 60-65.

CRÊTE, M. et J. HUOT (1993). « Regulation of a large herd of migratory caribou: summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams », *Canadian Journal of Zoology*, 71: 2291-2296.

CRÊTE, M., S. COUTURIER, B. J. HEARN et T. E. CHUBBS (1996). « Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Rivière George Caribou Herd », *Rangifer*, 9: 27-36.

CRÊTE, M. et G. J. DOUCET (1998). « Persistent suppression in dwarf birch after release from heavy summer browsing by caribou », *Arctic and Alpine Research*, 30: 126-132.

CURRY, P.S. (2012). *Blood on filter paper for monitoring caribou health: efficacy, community-based collection, and disease ecology in circumpolar herds*, thèse de doctorat, Calgary, Department of Ecosystem and Public health, University of Calgary, 308 p.

CUYLER, C., R. WHITE, K. LEWIS et C. SOULLIERE (2012). « Are warbles and bots related to reproductive status in West Greenland caribou ? », *Rangifer*, 32: 243-257.

DUCHESNE, M., S. D. CÔTÉ et C. BARRETTE (2000). « Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada », *Biological Conservation*, 96: 311-317.

DUCROCQ, J. (2010). *Écologie de la besnoitiose chez les populations de caribous (Rangifer tarandus) des régions subarctiques*, mémoire de maîtrise, Montréal, département des sciences cliniques, faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal, 95 p.

DUCROCQ, J., G. BEAUCHAMP, S. J. KUTZ, M. SIMARD, B. ELKIN, J. TAILLON, S. D. CÔTÉ, V. BRODEUR, M. CAMPBELL, D. COOLEY, C. CUYLER et S. LAIR (2012). « Comparison of gross visual and microscopic assessment of four anatomic sites to monitor *Besnoitia tarandi* in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*) », *Journal of Wildlife Diseases*, 48: 732-738.

DUCROCQ, J., G. BEAUCHAMP, S. J. KUTZ, M. SIMARD, J. TAILLON, S. D. CÔTÉ, V. BRODEUR et S. LAIR (2013). « Variables associated with *Besnoitia tarandi* prevalence and cyst density in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*) populations », *Journal of Wildlife Diseases*, 49: 29-38.

DUQUETTE, L. S. (1988). « Snow characteristics along caribou trails and within feeding areas during spring migration », *Arctic*, 41: 143-144.

DUSSAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J. P. OUELLET. (2006). « Temporal and spatial distribution of moose vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. », *Wildlife Biology*, 12: 415-425.

DYER, S. J., J. P. O'NEILL, S. M. WASEL et S. BOUTIN (2001). « Avoidance of industrial development by woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, 65: 531-542.

ENVIRONNEMENT CANADA (2012a). *Plan de gestion de la population des montagnes du Nord du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, Série de Plans de gestion de la *Loi sur les espèces en péril*, Ottawa, Environnement Canada, viii + 91 p.

ENVIRONNEMENT CANADA (2012b). *Programme de rétablissement du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada*, Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Ottawa, Environnement Canada, xii + 152 p.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE (2011). *Bilan du rétablissement du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou) pour la période 1990-2009*, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Faune Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 25 p.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC (2013). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au Québec — 2013-2023*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, Faune Québec, 110 p.

FANCY, S. G. et R. G. WHITE (1985). « Energy expenditures by caribou while cratering in snow », *Journal of Wildlife Management*, 49: 987-993.

FAUCHALD, P., R. RØDVEN, B.-J. BÅRDSSEN, K. LANGELAND, T. TVERAA, N. G. YOCCOZ et R. A. IMS. (2007) « Escaping parasitism in the selfish herd: Age, size and density-dependent warble fly infestation in reindeer », *Oikos* 116: 491-499.

FESTA-BIANCHET, M., J. C. RAY, S. BOUTIN, S. D. CÔTÉ et A. GUNN (2011). « Caribou conservation in Canada: an uncertain future », *Canadian Journal of Zoology*, 89: 419-434.

FORBES, B. B., J. J. EBERSOLE et B. STRANDBERG (2001). « Anthropogenic disturbances and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems », *Conservation biology* 15: 954-969.

FRÉCHETTE, J.-L. (1986). *Guide pratique des principaux parasites et maladies de la faune terrestre et ailée du Québec*, Saint-Hyacinthe, Distribution Pisciconsult inc., 280 p.

GAILLARD, J. M., M. FESTA-BIANCHET, N. G. YOCCOZ, A. LOISON et C. TOÏGO (2000). « Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores », *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:367-393.

GAILLARD, J. M., A. LOISON, C. TOÏGO, D. DELORME et G. VAN LAERE (2003). « Cohort effects and deer population dynamics », *Écoscience*, 10: 412-420.

GAILLARD, J. M. et N. G. YOCCOZ (2003). « Temporal variation in survival of mammals: a case of environmental canalization? », *Ecology*, 84: 3294-3306.

GAMBERG, M., B. BRAUNE, E. DAVEY, B. ELKIN, P. F. HOEKSTRA, D. KENNEDY, C. MACDONALD, D. MUIR, A. NIRWAL, M. WAYLAND et B. ZEEB (2005). « Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic », *Science of the Total Environment*, 351: 148-164.

GASAWAY, W. C., S. D. DUBOIS, D. J. REED et S. J. HARBO (1986). *Estimating moose population parameters from aerial surveys*, Biological papers of the University of Alaska, Fairbanks, Institute of Arctic Biology, University of Alaska-Fairbanks, 108 p.

GILG, O., K. M. KOVACS, J. AARS, J. FORT, G. GAUTHIER, D. GRÉMILLET, R. A. IMS, H. MELTOFTE, J. MOREAU, E. POST, N. M. SCHMIDT, G. YANNIC et L. BOLLACHE (2012). « Climate change and the ecology and evolution of Arctic vertebrates », *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249: 166-190.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2015). *Rapport sur les activités minières au Québec 2014*, Québec, Direction générale de géologie Québec, secteur des opérations régionales et secteur des mines, Gouvernement du Québec, 128 p.

GUNN, A., K. G. POOLE et J. WIERZCHOWSKI (2008). *A geostatistical analysis for the patterns of caribou occupancy on the Bathurst calving grounds 1966–2007*, Yellowknife, Indian and Northern Affairs Canada, 54 p.

GUNN, A., D. RUSSELL et J. EAMER (2011). *Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada*, Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique no 10, Ottawa, Conseils canadiens des ministres des ressources, v + 78 p.

HAMLIN, K. L., D. F. PAC, C. A. SIME, R. M. DESIMONE et G. L. DUSEK (2000). « Evaluating the accuracy of ages obtained by two methods for Montana ungulates », *Journal of Wildlife Management*, 64: 441–449.

HARDER, J. D. et R. L. KIRKPATRICK (1996). « Physiological methods in wildlife research », dans *Research and management techniques for wildlife and habitats, Fifth ed.* T.A. Bookhout, éd., Bethesda, The Wildlife Society, p. 275-306.

HASKELL, S. P., R. M. NIELSON, W. B. BALLARD, M. A. CRONIN et T. L. MCDONALD (2006). « Dynamic responses of calving caribou to oilfields in northern Alaska », *Arctic*, 59: 179-190.

HINKES, M. T., G. H. COLLINS, L. J. VAN DAELE, S. D. KOVACH, A. R. ADERMAN, J. D. WOOLINGTON et R. J. SEAVOY (2005). « Influence of population growth on caribou herd identity, calving ground fidelity, and behavior », *Journal of Wildlife Management*, 69: 1147-1162.

HUGHES, J., S. D. ALBON, R. J. IRVINES et S. WOODIN (2009). « Is there a cost of parasites to caribou? », *Parasitology*, 136: 253-265.

HUOT, J. (1988). « Review of methods for evaluating the physical condition of wild ungulates in northern environments », *Nordicana* Ser. No. 50, Québec, Centre d'Études Nordiques, Université Laval, 30 p.

JEAN, D. et G. LAMONTAGNE (2004). *Plan de gestion du caribou (Rangifer tarandus) de la région Nord-du-Québec 2004-2010*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 96 p.

JEAN, D., S. RIVARD et M. BÉLANGER (2004). *Inventaire et structure de population du bœuf musqué (Ovibos moschatus) au sud-ouest de la baie d'Ungava, août 2003*, Chibougamau, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Secteur Faune Québec, 22 p.

JEAN, D. et S. RIVARD (2005). *Inventaire de la population de bœufs musqués (Ovibos moschatus) sur l'île Diana, près de Quaqtaq en juin 2005*. Chibougamau, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec, 8 p.

JOLY, K., F. S. CHAPIN III et D. R. KLEIN (2010). « Winter habitat selection by caribou in relation to lichen abundance, wildfires, grazing, and landscape characteristics in northwest Alaska », *Ecoscience*, 17: 321-333.

JOLY, K., D. R. KLEIN, D. L. VERBYLA, T.S. RUPP et F.S. CHAPIN III (2011). « Linkages between large-scale climate patterns and the dynamics of Arctic caribou populations », *Ecography*, 34: 345-352.

KEECH, M. A., R. T. BOWYER, J. M. VER HOEF, R. D. BOERTJE, B. W. DALE et T. R. STEPHENSON (2000). « Life-history consequences of maternal condition in alaskan moose », *Journal of Wildlife Management*, 64: 450-462.

KNIGHT, R. L. et K. J. GUTZWILLER (1995). *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research*, Washington, D.C. Island Press, 372 p.

KOJOLA, I. 1991. « Influence of age on the reproductive effort of male reindeer », *Journal of Mammalogy*, 72: 208-210.

KREZEK-HANES, C. C., F. AHERN, A. CANTIN et M. D. FLANNIGAN (2011). *Tendances des grands incendies de forêts au Canada, de 1959 à 2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique no 6*, Ottawa, Conseils canadiens des ministres des ressources, vi + 56 p. En ligne : <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>

KWAN, M. K. H. (2011). *Heavy metals in Leaf River herd caribou and Nunavik muskoxen*, Nunavik Research Centre, Makivik Corporation, 33 p.

LANDETE-CASTILLEJOS, T., A. GARCIA, J. A. GOMEZ, A. MOLINA et L. GALLEGO (2003). « Subspecies and body size allometry affect milk production and composition, and calf growth in red deer: comparison of *Cervus elaphus hispanicus* and *Cervus elaphus scoticus* », *Physiological and Biochemical Zoology*, 76: 594-602.

LARTER, N. C. et J. A. NAGY (1995). « Peary caribou, muskoxen and Banks Island forage: Assessing seasonal diet similarities », *Rangifer*, 17: 9-16.

LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET (2013). « Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity », *Journal of Zoology*, 289: 32-40.

LE HÉNAFF, D. (1976). *Inventaire aérien des terrains de vèlage du caribou dans la région nord et au nord du territoire de la municipalité de la Baie James (mai – juin 1975)*, Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, 20 p.

LE HÉNAFF, D. (1980). *Inventaire national du caribou au nord du 55^{ème} parallèle, mars et avril 1980*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 14 p.

LE HÉNAFF, D. (1983). *Troupeau de caribous de la rivière aux Feuilles Nouveau-Québec – Recensement du terrain de vèlage*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 14 p.

LE HÉNAFF, D. et G. HAYEUR (1983). *Résultat d'une étude télémétrique sur la population de caribous de la région du lac Bienville, mars 1977 à juin 1979*, Projet conjoint entre le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et Hydro-Québec, Québec, 59 p.

LE HÉNAFF, D. (1986). *Inventaire, recensement et structure de population du bœuf musqué au nord-ouest de Kuujuaq, Nouveau Québec juin 1983*, Québec, Ministère Loisir, Chasse et Pêche, Direction faune terrestre, 10 p.

MANSEAU, M. (1996). *Relation réciproque entre les caribous et la végétation des aires d'estivage : le cas du troupeau de caribous de la rivière George*, mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 168 p.

MFFP (2015). *Projets de parc national et de territoires de mise en valeur de la faune*, Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. En ligne : <http://mffp.gouv.qc.ca/parcs/reseau-parcs-nationaux/projets-parcs-nationaux.jsp>

MESSIER, F. et J. HUOT (1985). *Connaissances sur le troupeau de caribous de la Rivière George*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 98 p.

MESSIER, F., J. HUOT, D. LE HENAFF et S. LUTTICH (1988). « Demography of the George river caribou herd: evidence of population regulation by forage exploitation and range expansion », *Arctic*, 41: 279-287.

MILLER, F. L. (2003). « Caribou », dans *Wild mammals of North America – Biology, Management, and Conservation*, George A. Feldhamer, Bruce C. Thompson et Joseph A. Chapman, éd., Baltimore/Londres, The Johns Hopkins University Press, 965-997.

MILNER-GULLAND, E. J., J. M. FRYXELL et A. R. E. SINCLAIR (2011). *Animal Migration: a synthesis*, Oxford, Oxford University Press, 269 p.

MORDEN, C.-J. C., R. B. WELADJI, E. ROPSTAD, E. DAHL, Ø. HOLAND, G. MASTROMONACO et M. NIEMINEN (2011). « Fecal hormones as a non-invasive population monitoring method for reindeer », *Journal of Wildlife Management*, 75:1426-1435.

MYSTERUD, A., Ø. HOLAND, K. H. ROED, H. GJOSTEIN, J. KUMPULA et M. NIEMINEN (2003). « Effects of age, density and sex ratio on reproductive effort in male reindeer », *Journal of Zoology*, 621: 341-344.

NAGY, J. A. (2009). *Population estimates for the Cape Bathurst and Bluenose-West barren-ground caribou herds using post-calving photography*, Draft Manuscript Report, Yellowknife, Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, 212 p.

NELLEMANN, C. et R. D. CAMERON (1998). « Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou », *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1425-1430.

NELLEMAN, C., P. JORDHOY, O.-G. STOEN et O. STRAND (2000). « Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter », *Arctic*, 53: 9-17.

NESBITT, L. et J. Z. ADAMCZEMSKI (2009). *Decline and recovery of the Bathurst caribou herd: workshops Oct. 1 & 2 and 5 & 6 in Yellowknife*, Yellowknife, Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, 35 p.

OURANOS (2010). *Savoir s'adapter aux changements climatiques*, Montréal, Ouranos, 124 p.

PACHKOWSKI, M. D. (2012). *Dynamique des populations de caribous migrants (Rangifer tarandus) basée sur des indices de condition corporelle*, mémoire de maîtrise, Sherbrooke, Université de Sherbrooke, 69 p.

PARKER, G. R. (1980). *Physical and reproductive parameters of pre-calving caribou (Rangifer tarandus caribou) in northern Labrador*, Sackville, Canadian Wildlife Service, 86 p.

PARKER, K. L., P. S. BARBOZA et M. P. GILLINGHAM (2009). « Nutrition integrates environmental responses of ungulates », *Functional Ecology*, 23: 57-69.

REIMERS, E., B. DAHLE, S. EFTESTOL, J. E. COLMAN et E. GAARE (2007). « Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer », *Biological Conservation*, 134: 484-494.

RETTIE, J. (2008). *Determining optimal satellite collar sample sizes for monitoring barren-ground caribou populations*, Contract Report, Yellowknife, Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, 31 p.

RIVEST, L.-P., S. COUTURIER et H. CRÉPEAU (1998). « Statistical methods for estimating caribou abundance using postcalving aggregations detected by radio telemetry », *Biometrics*, 54: 865-876.

RØED, K. H., O. HOLAND, M. E. SMITH, H. GJOSTEIN, J. KUMPULA et M. NIEMINEN (2002). « Reproductive success in reindeer males in a herd with varying sex ratio », *Molecular Ecology*, 11: 1239-1243.

ROPARS, P. et S. BOUDREAU (2011). « Shrub expansion at the forest–tundra ecotone: spatial heterogeneity linked to local topography », *Environmental Research Letters*, 7: 1-9.

RUDOLPH, T. D., P. DRAPEAU, M.-H. ST-LAURENT et L. IMBEAU (2012). *Situation du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec*, Montréal, 77 p.

RUPP, T. S., M. OLSON, L. G. ADAMS, B. W. DALE, K. JOLY, J. HENKELMAN, W. B. COLLINS et A. M. STARFIELD (2006). « Simulating the influences of various fire regimes on caribou winter habitat », *Ecological Applications*, 16: 1730-1743.

SCHAEFER, J. A., A. M. VEITCH, F. H. HARRINGTON, W. K. BROWN, J. B. THEBERGE et S. N. LUTTICH (1999). « Demography of decline of the Red Wine Mountains caribou herd », *Journal of Wildlife Management*, 63: 580-587.

SEIP, D. R. (1991). « Predation and caribou populations », *Rangifer*, 7: 46-52.

SHANK, C. C. (1991). *Assessing management options for a rapidly expanding muskox population*, Manuscript Report No. 36, Yellowknife, Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories, 29 p.

SHARMA, S., S. COUTURIER et S. D. CÔTÉ (2009). « Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou », *Global Change Biology*, 15: 2549-2562.

SIMARD, A.-A. (2015). *Parasitisme chez le caribou migrateur : une étude quasi-circumpolaire*, mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 81 p.

STANKOWICH, T. (2008). « Ungulate flight responses to human disturbance. A review and metaanalysis », *Biological Conservation*, 141: 2159-2173.

TAILLON, J. (2012). *Bilan de la récolte des données de condition corporelle sur les paires de femelle-faon des troupeaux Rivière-George et Rivière-aux-Feuilles de 2007 à 2009*, Caribou Ungava, Québec, Université Laval, 95 p.

TAILLON, J. (2013). *Condition physique, allocation maternelle et utilisation spatio-temporelle des aires de mise bas du caribou migrateur*, Rangifer tarandus, thèse de doctorat, Québec, Université Laval, 233 p.

TAILLON, J., V. BRODEUR, M. FESTA-BIANCHET et S. D. CÔTÉ (2011). « Variation in body condition of migratory caribou at calving and weaning: Which measures should we use? », *Ecoscience*, 18: 295-303.

TAILLON, J., V. BRODEUR, M. FESTA-BIANCHET et S. D. CÔTÉ (2012a). « Is mother condition related to offspring condition in migratory caribou (*Rangifer tarandus*) at calving and weaning? », *Canadian Journal of Zoology*, 90: 393-402.

TAILLON, J., M. FESTA-BIANCHET et S. D. CÔTÉ (2012b). « Shifting targets in the tundra: Protection of migratory caribou calving grounds must account for spatial changes over time », *Biological Conservation*, 147: 163-173.

TAILLON, J., P. S. BARBOZA et S. D. CÔTÉ (2013). « Nitrogen allocation to offspring and milk production in a capital breeder », *Ecology*, 94: 1815-1827.

TERRIEN, J., R. VERDON et R. LALUMIÈRE (2004). *Environmental monitoring at the La Grande complex. Changes in fish communities. Summary report 1977-2000*, GENIVAR groupe conseil inc. et Direction barrages et environnement, Hydro-Québec production, Québec, 129 p.

TREMBLAY, B. (2010). *Augmentation récente du couvert ligneux érigé dans les environs de Kangiqsualujjuq (Nunavik, Québec)*, mémoire de maîtrise, Trois-Rivières, Université du Québec à Trois-Rivières, 63 p.

TYLER, N. J. C. (2010). « Climate, snow, ice, crashes, and declines in populations of reindeer and caribou (*Rangifer tarandus* L.) », *Ecological Monographs*, 80: 197-219.

VALKENBERG, P., D. A. ANDERSON, J. L. DAVIS et D. J. REED (1985). « Evaluation of an aerial photocensus technique for caribou based on radio-telemetry », dans *Proceedings of the second North American caribou workshop*, T. C. Meredith, A. M. Martell et T. R. Moore, éd., McGill Subarctic Research Paper No. 40, Schefferville, McGill Subarctic Research Station, p. 287-299.

VANDAL, D., S. COUTURIER, D. RÉMILLARD et S. LUTTICH (1989). *Distribution saisonnière et migrations des caribous des rivières George et aux Feuilles de 1983 à 1987*, Québec, Ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche, 87 p.

VINCENT, D. et A. GUNN (1981). « Population Increase of Muskoxen on Banks Island and Implications for Competition with Peary Caribou », *Arctic*, 34: 175-179.

VISTNES, I. et C. NELLEMAN (2001). « Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving », *Journal of Wildlife Management*, 65: 915-925.

VISTNES, I., C. NELLEMAN, P. JORDHØY et O. STRAND (2004). « Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer », *Journal of Wildlife Management*, 68: 101-108.

VISTNES, I. et C. NELLEMAN (2008). « The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity », *Polar Biology*, 31: 399-407.

VORS, L. S. et M. S. BOYCE (2009). « Global declines of caribou and reindeer », *Global Change Biology*, 15: 2626-2633.

WANG, G., N. T. HOBBS, S. TWOMBLY, R. B. BOONE, A. W. ILLIUS, I. J. GORDON et J. E. GROSS (2009). « Density dependence in northern ungulates: interactions with predation and resources », *Population Ecology*, 51: 123-132.

WELADJI, R.B., O. HOLAND et T. ALMOY (2003). « Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves », *Journal of Zoology*, 260: 79-85.

WHITE, R. G. (1983). « Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates », *Oikos*, 40: 377-384.

WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N. J. DECESARE, L. NEUFELD, W. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI (2011). « Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach », *Journal of Applied Ecology*, 48: 1535-1542.

WILKINSON, P. F., C. C. SHANK et D. F. PENNER (1976). « Muskox-caribou summer range relations on Banks Island, N.W.T », *Journal of Wildlife Management*, 40: 151-162.

WITTER, L. A., C. J. JOHNSON, B. CROFT, A. GUNN et L. M. POIRIER (2012a). « Gauging climate change effects at local scales: weather-based indices to monitor insect harassment in caribou », *Ecological Applications*, 22: 1838-1851.

WITTER, L. A., C. J. JOHNSON, B. CROFT, A. GUNN et M. P. GILLINGHAM (2012b). « Behavioural trade-offs in response to external stimuli: time allocation of an Arctic ungulate during varying intensities of harassment by parasitic flies », *Journal of Animal Ecology*, 81: 284-295.

WITTMER, H. U., A. R. E. SINCLAIR et B. N. MCLELLAN (2005). « The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou », *Oecologia*, 144: 257-267.

WOLFE, S. A., B. GRIFFITH et C. A. GRAY WOLFE (2000). « Response of reindeer and caribou to human activities », *Polar Research*, 19: 63-73.

YANNIC, G., M.-H. ST-LAURENT, J. ORTEGO, J. TAILLON, A. BEAUCHEMIN, L. BERNATCHEZ, C. DUSSAULT et S. D. CÔTÉ (2015). « Integrating ecological and genetic structure to define management units for caribou in Eastern Canada », *Conservation Genetics*, DOI 10.1007/s10592-015-0795-0.

Listes des communications personnelles

Brodeur, Vincent :	Biologiste, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, Chibougamau, Québec.
Côté, Steeve D. :	Professeur responsable de Caribou Ungava, Université Laval, Québec, Québec.
Curry, Patricia :	Stagiaire post-doctorale, Faculty of Veterinary Medicine, University of Calgary, Calgary, Alberta.
Dussault, Christian :	Biologiste et chercheur, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, Québec, Québec.
Festa-Bianchet, Marco :	Professeur, Caribou Ungava, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
Kutz, Susan :	Professeure associée, Faculty of Veterinary Medicine, University of Calgary, Calgary, Alberta.
Le Corre, Mael :	Étudiant au doctorat, Caribou Ungava, Université Laval, Québec, Québec.
Rasiulis, Alexandre :	Étudiant à la maîtrise, Caribou Ungava, Université Laval, Québec, Québec.
Yannic, Glenn :	Stagiaire post-doctoral, Caribou Ungava, Université Laval, Québec, Québec.

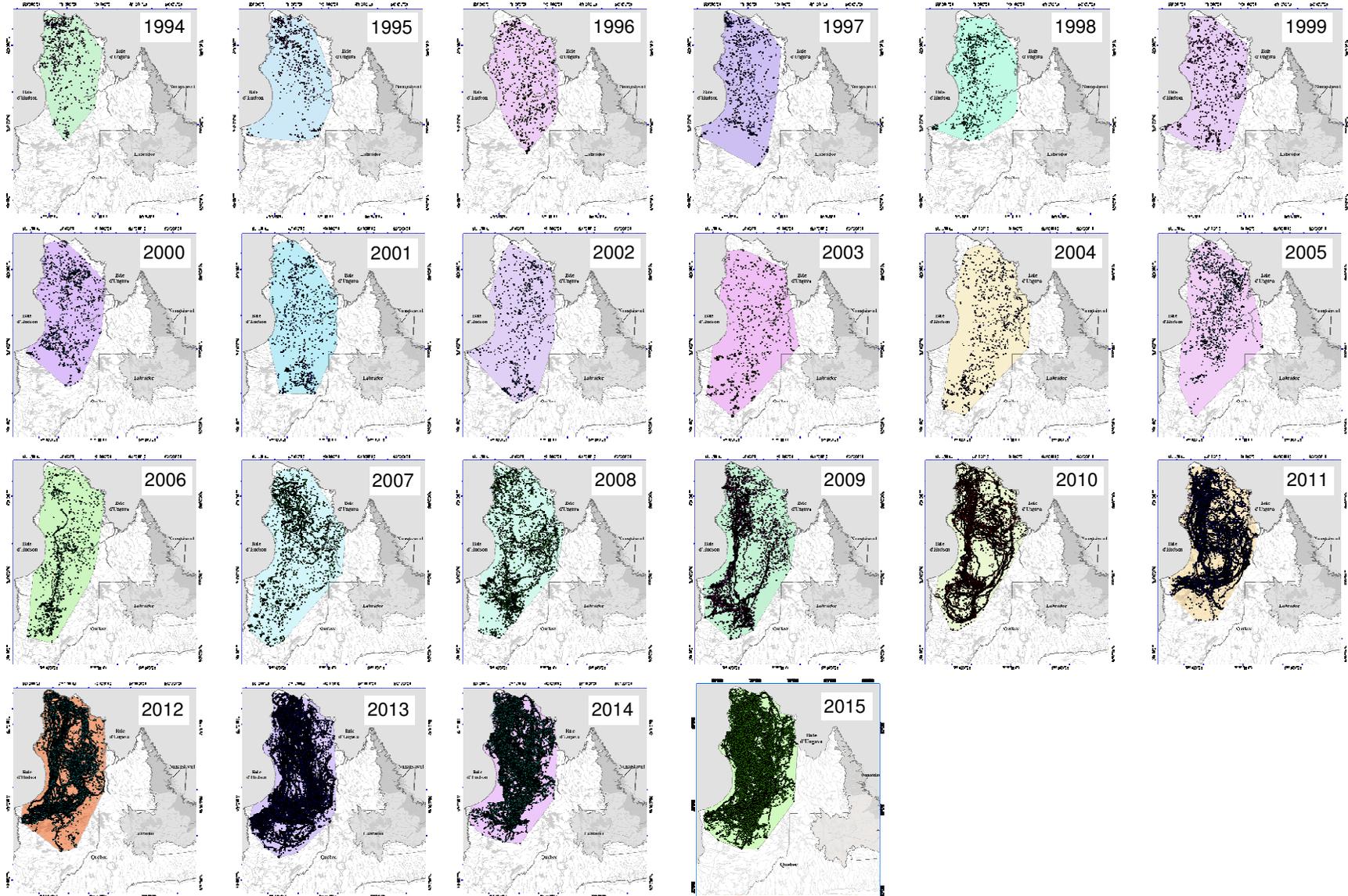
Annexes

Annexe 1 – Liste des sigles et acronymes utilisés dans le rapport

CBJNQ :	Convention de la Baie James et du Nord québécois
CNEQ :	Convention du Nord-Est québécois
COSEPAC :	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
LEMV :	<i>Loi sur les espèces menacées ou vulnérables</i> (Québec)
LEP :	<i>Loi sur les espèces en péril</i> (Canada)
TRG :	Troupeau de la rivière George
TRAF :	Troupeau de la rivière aux Feuilles

Annexe 2 – Délimitation de l'aire de répartition annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015.

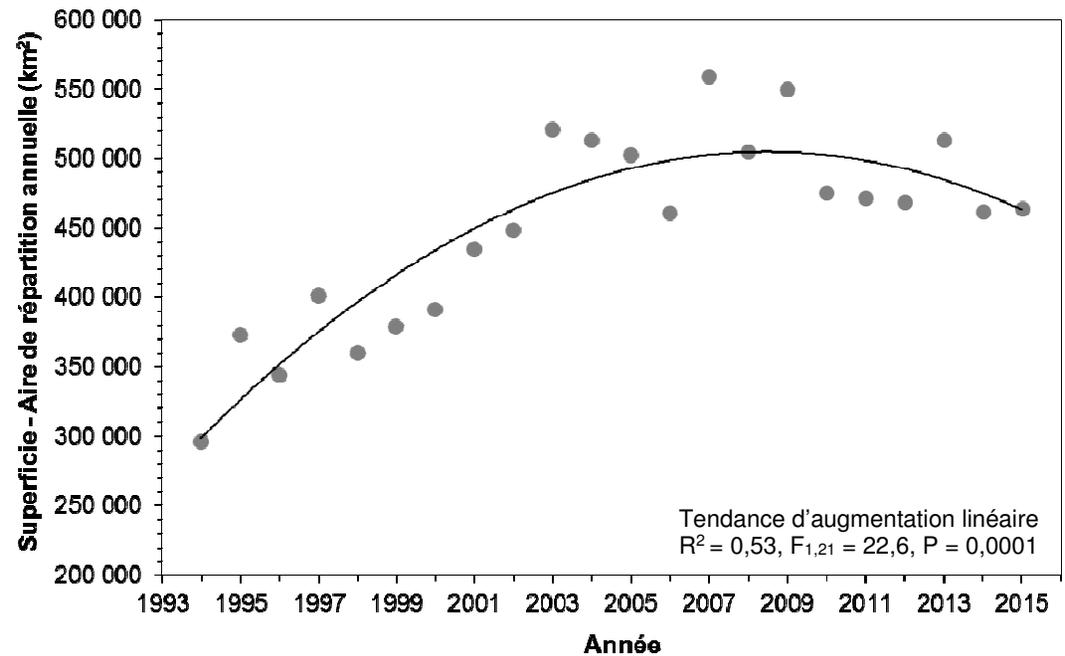
La période correspondant à l'utilisation de l'aire annuelle est basée sur la cohorte; elle commence le 1^{er} juin (année 1) et se termine le 31 mai (année 2). Cette période d'utilisation inclut ainsi l'aire de mise bas (année 1), l'aire d'estivage (année 1), la migration d'automne (année 1), l'aire d'hivernage (année 2) et la migration printanière (année 2). La délimitation inclut tous les individus, mâles et femelles de tous âges, munis de colliers télémetriques. Le nuage de points ne représente pas le nombre de caribous présents dans le troupeau, mais les localisations de caribous munis de colliers télémetriques. Le nombre de caribous munis de colliers télémetriques ainsi que la fréquence d'émission des localisations ont augmenté graduellement au cours des années (tableau 3). Pour chaque année, l'ensemble des localisations sélectionnées est représenté par un nuage de points et l'aire de répartition est délimitée par un polygone convexe minimal (100 %).



Suite – Annexe 2 – Délimitation de l'aire de répartition annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles entre 1994 et 2015.

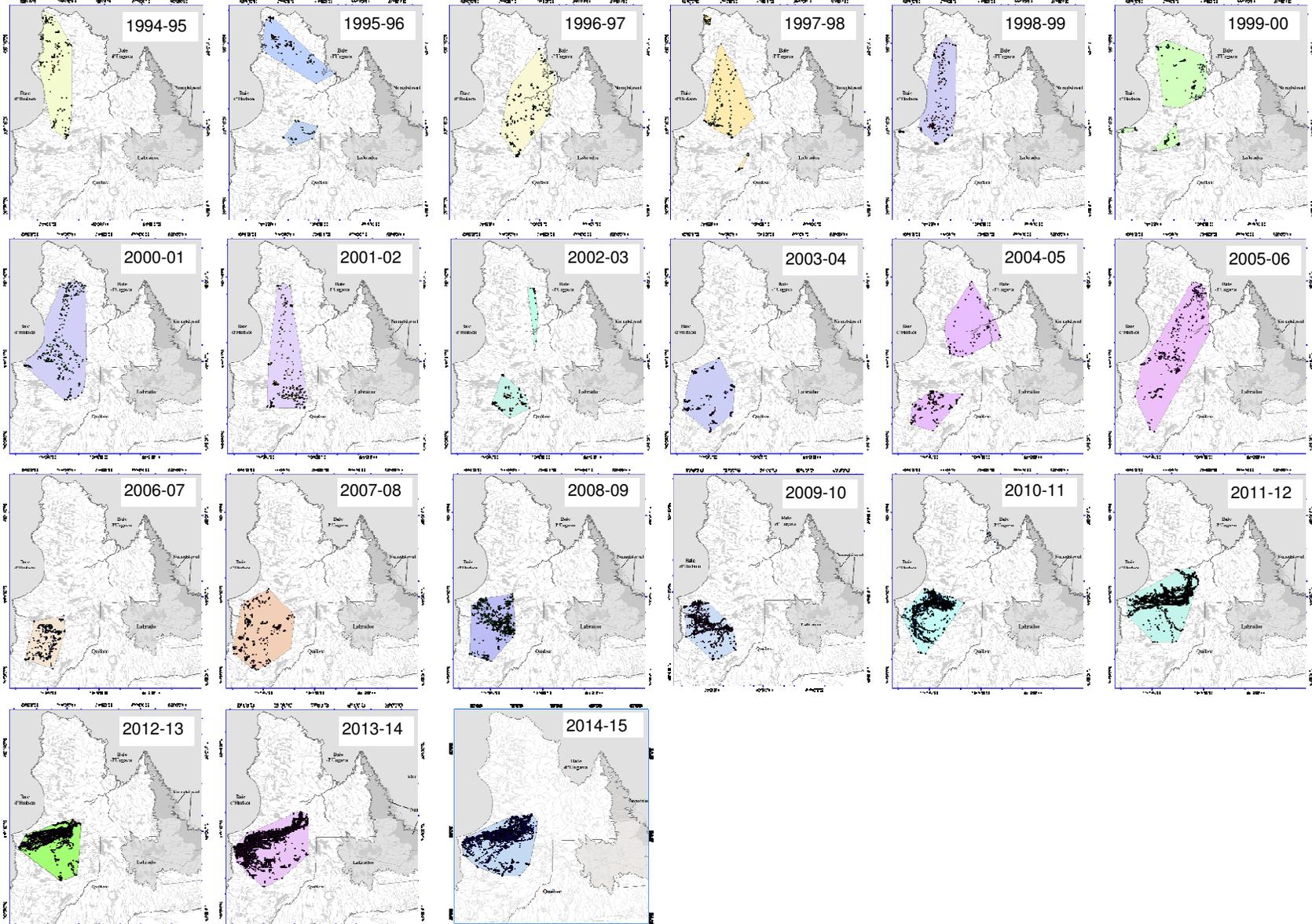
Tableau A1. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires annuelles du TRAF de 1994 à 2015.

Année	Nombre d'individus	Superficie (km ²)
1994	13	295 925
1995	17	372 635
1996	17	343 610
1997	17	401 143
1998	17	359 690
1999	17	379 311
2000	19	391 143
2001	20	434 325
2002	18	448 162
2003	19	520 890
2004	23	512 736
2005	25	502 097
2006	31	460 406
2007	61	558 511
2008	88	504 782
2009	108	549 823
2010	102	474 811
2011	106	470 967
2012	98	468 154
2013	147	513 112
2014	125	461 465
2015	141	463 781

**Figure A1.** Variations annuelles de la superficie de l'aire de répartition annuelle du TRAF de 1994 à 2015.

Annexe 3 – Délimitation de l'aire d'hivernage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2014.

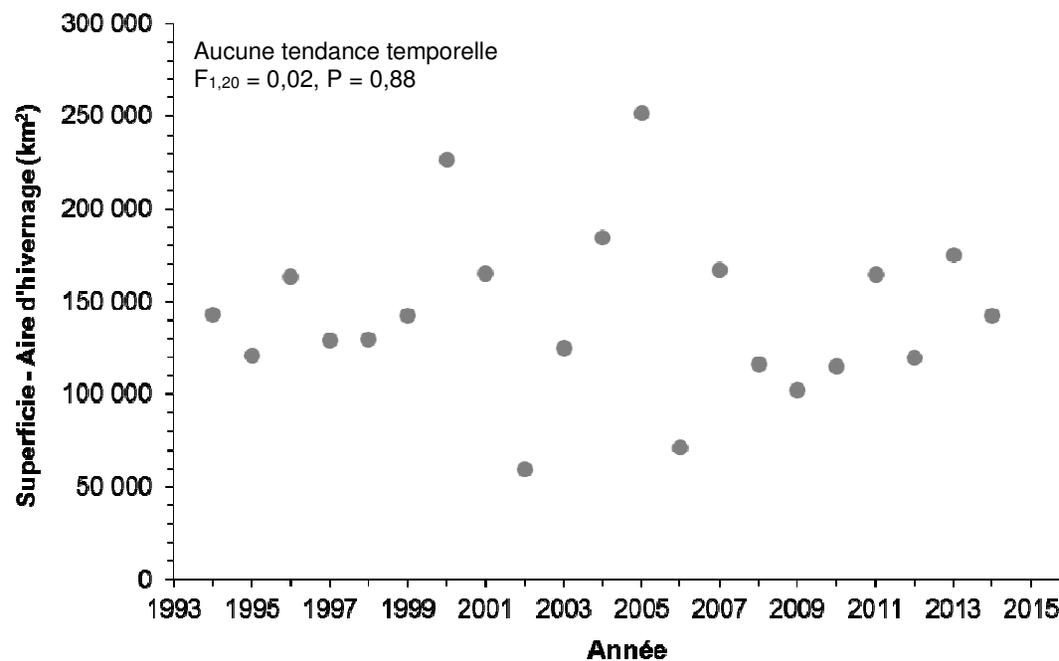
La période correspondant à l'utilisation de l'aire d'hivernage débute le 15 décembre (année 1) et se termine le 1^{er} avril (année 2) inclusivement. La délimitation inclut tous les individus, mâles et femelles de tous âges, munis de colliers télémetriques. Le nuage de points ne représente pas le nombre de caribous présents dans le troupeau, mais les localisations de caribous munis de colliers télémetriques. Le nombre de caribous munis de colliers télémetriques ainsi que la fréquence d'émission des points ont augmenté graduellement au cours des années (tableau 3). Pour chaque hiver, l'ensemble des localisations sélectionnées est représenté par un nuage de points et l'aire d'hivernage est délimitée par un polygone convexe minimal (100 %).



Suite – Annexe 3 – Délimitation de l'aire d'hivernage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2014.

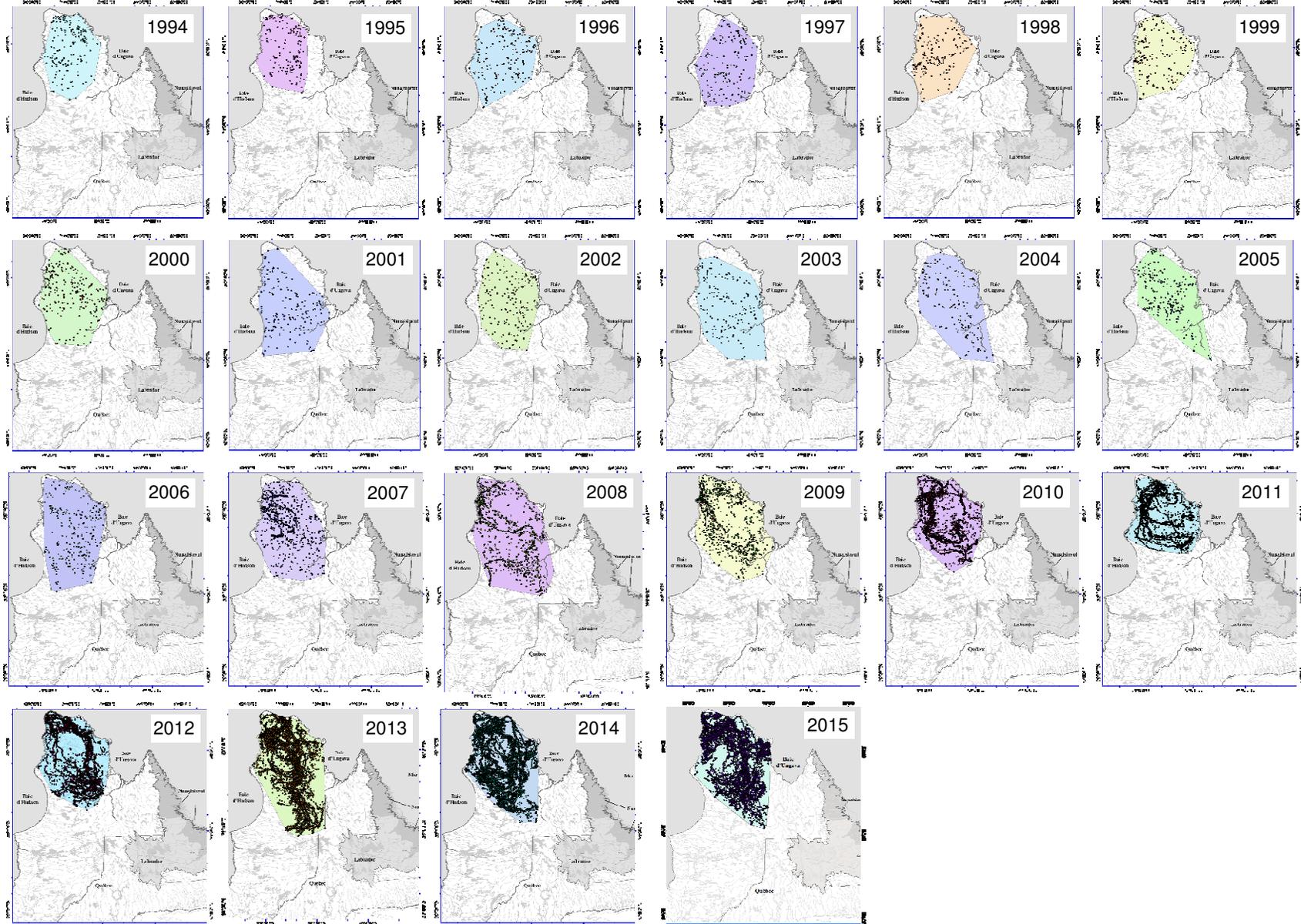
Tableau A2. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires d'hivernage du TRAF de l'hiver 1994-1995 à l'hiver 2014-2015.

Hiver	Nombre de colliers	Superficie (km ²)
1994-95	11	142 667
1995-96	10	120 533
1996-97	13	163 006
1997-98	13	128 992
1998-99	13	129 629
1999-00	12	142 489
2000-01	18	226 326
2001-02	15	165 180
2002-03	12	59 413
2003-04	13	124 904
2004-05	18	184 088
2005-06	22	251 180
2006-07	31	70 844
2007-08	41	166 713
2008-09	68	116 050
2009-10	61	102 167
2010-11	76	114 607
2011-12	80	164 425
2012-13	78	119 656
2013-14	125	174 637
2014-15	115	142 357

**Figure A2.** Variations annuelles de la superficie des aires d'hivernage du TRAF de l'hiver 1994-1995 à l'hiver 2014-2015.

Annexe 4 – Délimitation de l'aire d'estivage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2015.

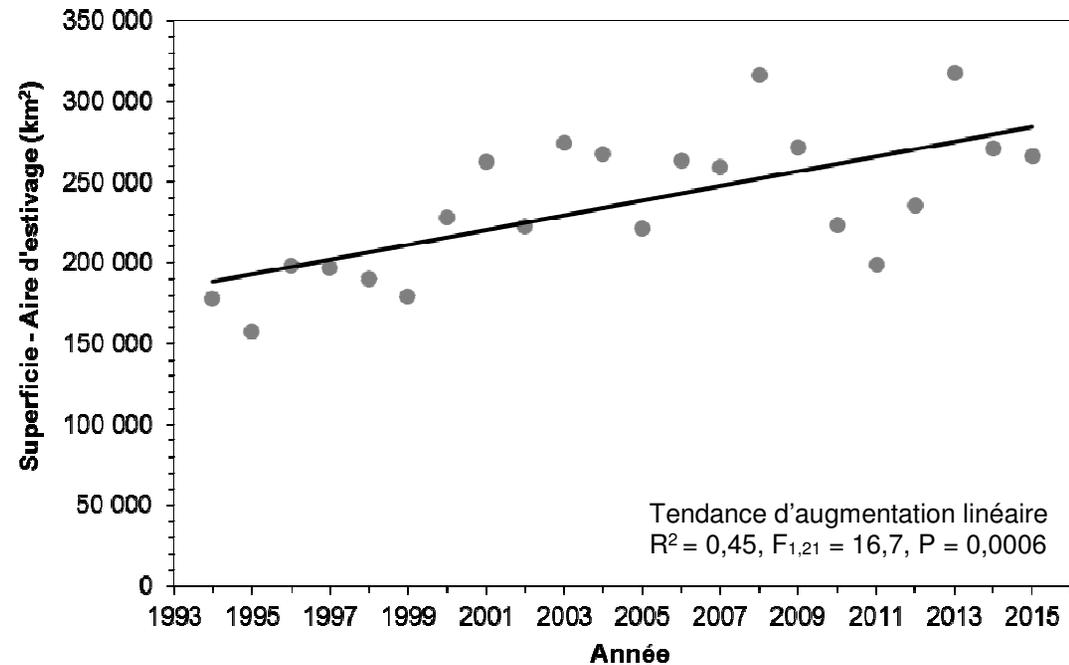
La période correspondant à l'utilisation de l'aire d'estivage débute le 1^{er} juillet et se termine le 15 septembre (inclusivement). La délimitation inclut tous les individus, mâles et femelles de tous âges, munis de colliers téléométriques. Le nuage de points ne représente pas le nombre de caribous présents dans le troupeau, mais les localisations de caribous munis de colliers téléométriques. Le nombre de caribous munis de colliers téléométriques ainsi que la fréquence d'émission des localisations ont augmenté graduellement au cours des années (tableau 3). Pour chaque été, l'ensemble des localisations sélectionnées est représenté par un nuage de points et l'aire d'estivage est délimitée par un polygone convexe minimal (100 %).



Suite – Annexe 4 – Délimitation de l'aire d'estivage annuelle du troupeau de la rivière aux Feuilles de 1994 à 2015.

Tableau A3. Nombre d'individus munis de colliers utilisés pour la délimitation et le calcul de la superficie des aires d'estivage du TRAF de 1994 à 2015.

Été	Nombre d'individus	Superficie (km ²)
1994	13	177 770
1995	12	157 095
1996	13	198 055
1997	13	196 584
1998	12	190 178
1999	14	178 854
2000	17	228 150
2001	15	262 357
2002	17	222 734
2003	13	273 797
2004	13	267 421
2005	23	221 134
2006	21	263 379
2007	42	259 252
2008	59	316 031
2009	68	271 581
2010	71	223 266
2011	57	199 127
2012	75	235 725
2013	120	317 238
2014	121	270 533
2015	99	266 159

**Figure A3.** Variations annuelles de la superficie des aires d'estivage du TRAF de 1994 à 2015.

*Forêts, Faune
et Parcs*

Québec 

