

Revue de littérature sur les facteurs impliqués dans le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS

© Gouvernement du Québec

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2021

ISBN (PDF) : 978-2-550-90679-7

Équipe de réalisation

Sabrina Plante, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune (DEFTHA)
(coordonnatrice)

Richard Berthiaume, DEFTHA

Michaël Bonin, DEFTHA

Léa Harvey, DEFTHA

Sandra Heppell, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord (DGFa-09)

Caroline Hins, DGFa-12

Sébastien Lefort, DEFTHA

Frédéric Lesmerises, DGFa-01

Mathieu Morin, DGFa-11

Stéphanie Pellerin, DGFa-08

Jérôme Plourde, DGFa-02

Aurélie Renard, DEFTHA

Guillaume Szor, DGFa-10

Joëlle Taillon, DEFTHA

Résumé exécutif

Le caribou boréal (*Rangifer tarandus caribou*), aussi appelé *caribou forestier*, est une espèce emblématique des écosystèmes boréaux au Canada. La majorité des populations est toutefois en déclin ou dans un état précaire au Canada. Les populations de caribous forestiers du Québec et la population de caribous montagnards de la Gaspésie n'échappent pas à cette tendance généralisée. Face à cette situation, le caribou forestier ainsi que le caribou montagnard de la Gaspésie ont respectivement été désignés au Québec à titre d'espèce vulnérable et d'espèce menacée en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (RLRQ, c. E-12.01).

Afin d'appuyer l'élaboration et le déploiement d'une stratégie pour les caribous forestiers et montagnards, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (ci-après MFFP) a recensé et regroupé une large part des connaissances déjà disponibles dans une revue de littérature portant sur l'écologie et les facteurs impliqués dans le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Cette revue fait l'objet du présent document. Elle s'appuie sur de nombreux articles scientifiques, rapports d'expertise et documents de synthèse et résume l'état des connaissances actuelles sur l'écologie, les principaux facteurs limitants et les menaces au rétablissement ou au maintien des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie à l'échelle canadienne et québécoise. De plus, elle présente les connaissances récentes sur les paramètres démographiques et de l'habitat nécessaires pour favoriser l'autosuffisance des populations. Les mesures de restauration de l'habitat et de gestion des populations qui existent, ainsi que leur contexte et limites d'application sont décrits. Le suivi des populations de caribous, assuré notamment par le MFFP depuis plusieurs décennies, et particulièrement les efforts supplémentaires déployés au cours des dernières années permettent de dresser un portrait à jour de l'état de la situation des populations. Finalement, l'inventaire d'une large part des connaissances disponibles ainsi que l'état de la situation des populations ont permis d'identifier des connaissances à parfaire et de prioriser celles pour lesquelles des travaux d'acquisition doivent se poursuivre afin de peaufiner la gestion et la conservation des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie.

Principaux facteurs limitants et menaces

Les populations de caribous forestiers et montagnards à l'échelle du Canada sont soumises à l'effet de divers facteurs limitants et de menaces, et évoluent sous des régimes de perturbations différents selon l'emplacement géographique de leur aire de répartition. Les facteurs limitants régissent naturellement la répartition et la démographie des populations de caribous sans que leur effet ne compromette le maintien des populations. Ces facteurs incluent la disponibilité et la qualité de l'habitat et des ressources alimentaires, la prédation, le climat, les maladies et les parasites ainsi que les perturbations naturelles de l'habitat telles que les feux et les épidémies d'insectes. Les facteurs limitants peuvent toutefois évoluer en menaces lorsque leurs effets deviennent suffisamment importants pour compromettre le maintien d'une population. La principale menace pour les populations de caribous forestiers et montagnards au Québec et au Canada sont les perturbations de l'habitat générées par les activités anthropiques et la prédation accrue qui en découle. D'autres menaces, telles que le dérangement anthropique associé aux activités industrielles et récréotouristiques, le prélèvement et les changements climatiques, peuvent également affecter les individus ou les populations. Les conséquences potentielles de ces menaces sur

les populations de caribous peuvent exercer une action additive, voire synergique, sur la dynamique des populations.

Mesures pour freiner le déclin des populations

Des mesures de protection et de restauration de l'habitat et de gestion des populations peuvent freiner le déclin et éviter la disparition de certaines populations de caribous à court terme. La protection de grands massifs d'habitats intacts et la restauration des habitats perturbés sont essentielles pour le maintien des populations de caribous. Dans certains cas, des mesures de gestion supplémentaires peuvent être mises en œuvre temporairement afin d'éviter la disparition d'une population ou de favoriser son maintien à court terme. Ces mesures de gestion incluent le contrôle de prédateurs, la gestion des proies alternatives, la mise en enclos, l'élevage en captivité et la reproduction assistée, la réintroduction, la relocalisation et la supplémentation, le nourrissage, les traitements antiparasitaires, les mesures d'atténuation des accidents routiers et la réduction du dérangement anthropique. L'efficacité de ces mesures à renverser un déclin ou à favoriser le maintien d'une population est très variable et dépend, entre autres, de l'abondance initiale de caribous au sein de la population, des facteurs limitants et des menaces affectant spécifiquement cette population de même que de la superficie sur laquelle les mesures peuvent être déployées. Certaines mesures peuvent et doivent être combinées afin de maximiser leur efficacité. Ces mesures de gestion sont des outils temporaires et applicables à court terme afin de favoriser le maintien des populations en attendant le retour de conditions favorables dans l'habitat.

État des populations du Québec

Au Québec, l'état de la situation des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie est précaire. Plusieurs indicateurs biologiques clés de l'état des populations, tels que l'abondance de caribous au sein des populations, le taux de recrutement et le taux de survie des adultes, montrent des signes inquiétants qui sont caractéristiques des populations en déclin ou faisant face à un risque d'extinction imminent. L'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec a estimé l'abondance de caribous forestiers entre 5 635 et 9 981 caribous pour la période allant de 2005 à 2016. Un cycle d'inventaires aériens visant à couvrir la majorité de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec est en cours et permettra de mettre à jour l'évaluation de l'abondance totale de caribous. Les inventaires récents confirment la réduction importante de l'abondance chez les populations de caribous forestiers de Val-d'Or, de Charlevoix et Pipmuacan, ainsi que chez la population de caribous montagnards de la Gaspésie. À l'échelle du Québec, le taux de survie moyen annuel des femelles adultes observé entre 2017 et 2019 chez les caribous forestiers est de 79 % (IC 95 % : 75 %-83 %). En Gaspésie, le taux de survie moyen annuel observé chez les femelles adultes entre 2013 et 2015 était de 80 % (IC 95 % : 69 %-92 %). Ces taux de survie sont insuffisants pour assurer le maintien ou la croissance des populations de caribous. Seule la population Caniapiscau affiche un taux de survie moyen supérieur à 85 % et 4 populations (Val-d'Or, Charlevoix, Pipmuacan et Gaspésie) affichent des taux de survie moyens inférieurs à 75 %. La majorité des mortalités de causes connues chez les adultes sont associées à la prédation, principalement par le loup gris (*Canis lupus*). Le taux de recrutement (proportion de faons au sein de la population) est également faible à l'échelle du Québec (caribou forestier 2019-2020 : 14,4 %; caribou montagnard 2013-2018 : 2 %-14 %) et inférieur au seuil de 15 % estimé par Environnement Canada pour assurer un maintien ou une croissance des populations lorsque la survie

des adultes est d'environ 85 %. Un taux de survie faible des femelles adultes combiné à un faible taux de recrutement place inévitablement les populations dans une situation précaire. L'évaluation de la tendance démographique confirme le déclin actuel chez la majorité des populations. Les populations de caribous forestiers de Val-d'Or et de Charlevoix ainsi que la population de caribous montagnards de la Gaspésie font face à un risque élevé d'extinction. La situation de la population de caribous forestiers Pipmuacan au Saguenay–Lac-Saint-Jean est également très fragile. L'acquisition de connaissances en lien avec les indicateurs d'abondance, de mortalité et de recrutement doit se poursuivre afin d'établir ou de confirmer la tendance démographique de certaines populations. La condition physique et la présence et l'intensité d'infection par des maladies ou des parasites ne semblent pas représenter de menaces au maintien des populations de caribous forestiers au Québec et pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie. De plus, le taux de gestation chez les femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) est élevé (92,9 %), ce qui peut suggérer que les enjeux démographiques auxquels font face plusieurs populations du Québec ne sont pas directement associés à une diminution de la fertilité.

Acquisition de connaissances et gestion adaptative

Les inventaires et les suivis des indicateurs biologiques se poursuivent pour toutes les populations du Québec. De plus, le MFFP assure le suivi de plusieurs indicateurs afin de détecter des problématiques nouvelles ou émergentes chez ces populations. Le taux de perturbations de l'habitat au sein des aires de répartition des populations est élevé et dépasse dans plusieurs cas 35 % de l'aire de répartition, seuil au-delà duquel une population est plus à risque de décliner et moins susceptible d'être autosuffisante. Les taux de survie faibles ainsi que l'importance de la prédation comme cause de mortalité suggèrent que le phénomène de compétition apparente est responsable du déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie.

Il existe à ce jour plusieurs informations faisant consensus au sein de la communauté scientifique, tel que cela est présenté dans le document, afin d'orienter la prise de décisions par rapport à la gestion et à la conservation du caribou et de son habitat. Le recensement et le regroupement des connaissances disponibles ont permis d'identifier certains aspects dans l'acquisition des connaissances qui mériteraient une attention particulière pour soutenir, améliorer et adapter le suivi, la gestion et la conservation des populations. Parmi les thématiques identifiées, les efforts devraient être orientés prioritairement vers la poursuite du suivi des indicateurs clés de l'état des populations (par exemple, taux de survie, taux de recrutement, tendance démographique), vers le raffinement des connaissances sur les relations entre le caribou et son habitat (par exemple, détailler la relation entre autosuffisance des populations, taux de perturbations et taux vitaux des caribous; évaluer l'impact d'une épidémie d'insectes sur le caribou et son habitat), vers l'évaluation de l'efficacité des mesures de gestion des populations et d'aménagement ou de restauration de l'habitat (par exemple, évaluer l'impact des nouvelles modalités d'aménagement de l'habitat sur les populations de caribous et les prédateurs), vers l'évaluation des attributs clés de la connectivité de l'habitat du caribou (par exemple, évaluer l'efficacité des mesures d'aménagement à maintenir la connectivité de l'habitat pour le caribou) et vers l'évaluation des effets des changements climatiques sur l'habitat et les populations de caribous (par exemple, évaluer comment la répartition du caribou évoluera selon différents scénarios d'aménagement de l'habitat et de changements climatiques). Plusieurs de ces thématiques font déjà l'objet de projets de recherche et d'acquisition de connaissances en continu.

Conclusion

Les facteurs limitants et les menaces auxquels font face les populations de caribous sont bien documentés et font l'objet d'un consensus au sein de la communauté scientifique, en particulier pour ce qui est du rôle prépondérant des perturbations anthropiques de l'habitat et de la prédation accrue qui en découle. Les connaissances disponibles sur l'écologie du caribou et sur les facteurs de déclin des populations, ainsi que la poursuite et le raffinement du suivi des populations permettent d'identifier les conditions nécessaires pour répondre aux besoins des caribous et pour assurer la pérennité des populations au Québec, tout en tenant compte de l'évolution de la situation en adoptant une approche de gestion adaptative.

Table des matières

Équipe de réalisation	I
Résumé exécutif	II
Table des matières	VI
Liste des tableaux	XI
Liste des figures	XIII
Lexique	XVII
Mise en contexte	XX
Introduction	1
Connaissances actuelles sur le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie	2
Description générale du caribou.....	2
Répartition, classification et nomenclature (<i>Rangifer tarandus caribou</i>).....	2
Concept d'écotype	4
Caractéristiques générales des écotypes	5
Caribou forestier.....	7
Caribou montagnard.....	7
Caribou migrateur.....	8
Différenciation génétique des écotypes	8
Statuts légaux de protection.....	9
Entente de collaboration Canada-Québec sur les espèces en situation précaire.....	10
Désignation légale au Canada	10
Caribou forestier.....	10
Caribou montagnard de la Gaspésie	11
Désignation légale au Québec	11
Caribou forestier.....	11
Caribou montagnard de la Gaspésie	12
Facteurs limitants et menaces.....	12
Facteurs limitants	23
Habitat et ressources alimentaires.....	23
Utilisation et sélection de l'habitat par le caribou.....	23
Domaines vitaux, déplacements et fidélité au domaine vital	25
Habitat essentiel.....	26
Besoins nutritionnels et régime alimentaire.....	27
Compétition interspécifique pour les ressources alimentaires.....	29
Prédation.....	29
Climat.....	31
Maladies et parasites.....	32
Maladies et parasites du caribou	32
Expansion et émergence des maladies et des parasites	34
Dérangement par les insectes piqueurs.....	35
Perturbations naturelles de l'habitat.....	36
Feux	37
Épidémies d'insectes.....	38
Chablis	39
Avalanches.....	40
Menaces	40
Perturbations anthropiques de l'habitat	40
Modification de la composition de l'habitat.....	42
Modification de la configuration de l'habitat	42

Phénomène de compétition apparente	45
Dérangement anthropique	47
Activités de développement industriel.....	48
Développement minier et pétrolier	49
Développement hydroélectrique	50
Développement éolien.....	50
Infrastructures de transport et autres structures linéaires	51
Activités récréotouristiques.....	52
Activités récréotouristiques ayant des effets temporaires.....	52
Activités récréotouristiques ayant des effets permanents.....	53
Zone d'entraînement militaire.....	53
Perturbations sonores et lumineuses.....	54
Prélèvement.....	55
Chasse sportive.....	55
Réculte illégale (braconnage)	57
Réculte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones.....	57
Changements climatiques	57
Modification de l'habitat	58
Changement des conditions climatiques.....	59
Autres menaces	61
Collisions routières	61
Pollution	61
Paramètres favorisant l'autosuffisance.....	62
Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance.....	63
Paramètres de l'habitat favorisant l'autosuffisance.....	63
Suivi et mesures de gestion de l'habitat et des populations.....	66
Suivi des populations	66
Restauration de l'habitat et réversibilité des perturbations anthropiques.....	67
Restauration naturelle	67
Restauration active	68
Mesures de gestion des populations.....	69
Contrôle des prédateurs.....	70
Gestion des proies alternatives	70
Mise en enclos	70
Élevage en captivité et fécondation assistée	72
Réintroduction, relocalisation et supplémentation.....	72
Nourrissage.....	72
Traitement antiparasitaire.....	73
Mesures d'atténuation des accidents routiers.....	73
Réduction du dérangement anthropique.....	73
Établissement de collaboration avec les communautés autochtones au regard de la conservation et de la protection du caribou	74
Gestion adaptative	78
Situation des populations de caribous forestiers au Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie	78
État de la situation au Québec	80
Répartition du caribou forestier au Québec	81
Répartition historique et actuelle	81
Description des populations et de leurs aires de répartition	84
Abondance	86
Structure des populations.....	89

Rapport des sexes.....	90
Recrutement.....	91
Mortalité	93
Taux de survie.....	93
Contribution des causes de mortalité.....	96
Productivité	97
Taux de gestation des femelles	97
Condition physique, maladies et parasites.....	100
Masse.....	100
Taille.....	101
Maladies et parasites.....	102
Tique d'hiver	103
Besnoitia tarandi	103
Autres maladies et parasites.....	103
Tendance démographique et autosuffisance des populations	104
État de la situation des populations.....	108
Population de Val-d'Or	111
Caractéristiques de la population	111
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	111
Mortalité	115
Taux de survie.....	115
Causes de mortalité.....	115
Productivité	116
Condition physique, maladies et parasites.....	117
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	118
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	118
Population de Charlevoix	120
Caractéristiques de la population	120
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	120
Mortalité	123
Taux de survie.....	123
Causes de mortalité.....	124
Productivité	125
Condition physique, maladies et parasites.....	125
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	126
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	126
Population de la Gaspésie.....	128
Caractéristiques de la population	128
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	129
Mortalité	132
Taux de survie.....	132
Causes de mortalité.....	133
Productivité	133
Condition physique, maladies et parasites.....	134
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	134
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	135
Population Detour	136
Caractéristiques de la population	136
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	136
Mortalité	138
Taux de survie.....	138
Causes de mortalité.....	138

Productivité	139
Condition physique, maladies et parasites.....	139
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	139
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	140
Population Nottaway	140
Caractéristiques de la population	140
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	141
Mortalité	142
Taux de survie.....	142
Causes de mortalité.....	143
Productivité	144
Condition physique, maladies et parasites.....	144
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	144
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	145
Population Assinica.....	146
Caractéristiques de la population	146
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	146
Mortalité	147
Taux de survie.....	147
Causes de mortalité.....	149
Productivité	150
Condition physique, maladies et parasites.....	150
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	151
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	151
Population Témiscamie	151
Caractéristiques de la population	151
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	152
Mortalité	154
Taux de survie.....	154
Causes de mortalité.....	155
Productivité	156
Condition physique, maladies et parasites.....	156
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	157
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	157
Secteur Baie-James.....	158
Caractéristiques du secteur.....	158
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	159
Mortalité	159
Productivité	160
Condition physique, maladies et parasites.....	160
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	160
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	160
Population Pipmuacan	161
Caractéristiques de la population	161
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	161
Mortalité	162
Taux de survie.....	162
Causes de mortalité.....	163
Productivité	164
Condition physique, maladies et parasites.....	164
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	164
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	165
Population Outardes.....	165

Caractéristiques de la population	165
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	166
Mortalité	167
Taux de survie	167
Causes de mortalité.....	167
Productivité	168
Condition physique, maladies et parasites.....	168
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	168
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	169
Population Manicouagan.....	170
Caractéristiques de la population	170
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	170
Mortalité	171
Taux de survie.....	171
Causes de mortalité.....	172
Productivité	172
Condition physique, maladies et parasites.....	172
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	173
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	173
Population Caniapiscau.....	174
Caractéristiques de la population	174
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	174
Mortalité	176
Taux de survie.....	176
Causes de mortalité.....	176
Productivité	177
Condition physique, maladies et parasites.....	177
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	177
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	178
Secteur Basse-Côte-Nord	178
Caractéristiques de la population	178
Abondance, structure de la population et tendance démographique.....	179
Mortalité	180
Taux de survie.....	180
Causes de mortalité.....	181
Productivité	182
Condition physique, maladies et parasites.....	182
Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat.....	183
Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat.....	183
Connaissances à parfaire et leur priorisation.....	184
Priorité élevée pour la conservation et la gestion	185
Priorité faible pour la conservation et la gestion	187
Conclusion	189
Bibliographie.....	191
Annexe 1.....	245
Bibliographie – Annexe 1	253

Liste des tableaux

Tableau 1. Dénomination des trois écotypes de caribous des bois présents au Québec	5
Tableau 2. Désignation légale du caribou des bois, population boréale, à l'échelle provinciale et territoriale au Canada.....	11
Tableau 3. Synthèse, niveau de préoccupation et éléments clés de l'évaluation des principaux facteurs limitants et des menaces au maintien des populations de caribous forestiers au Canada et au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Le niveau de préoccupation est : 1) non évalué, lorsqu'il n'a pas été déterminé pour un écotype ou un secteur, 2) faible à élevé, selon l'évaluation par des experts, 3) non applicable, lorsque la situation n'existe pas. L'indication « Facteur limitant » ne constituant pas une menace, elle s'applique dans le cas d'un facteur agissant naturellement dans l'écosystème d'intérêt sans menacer le maintien des populations et la mention « Données insuffisantes » signifie que les connaissances actuelles ne permettent pas de déterminer le niveau de préoccupation du facteur limitant ou de la menace.....	14
Tableau 4. Principaux types de parasites infectant le genre <i>Rangifer</i> . La majorité des observations réfère à des travaux réalisés chez le caribou migrateur et le renne (Kutz et coll., 2012; Tryland et Kutz, 2018).	33
Tableau 5. Chronologie des principales modalités de gestion de la chasse sportive pour l'ensemble des écotypes de caribous mises en place au Québec et ayant contribué à réduire la pression de la chasse sur le caribou forestier ou montagnard de la Gaspésie.....	56
Tableau 6. Mesures de gestion pouvant être utilisées et synthèse des principaux éléments spécifiques touchant le contexte général d'application, l'efficacité probable à renverser le déclin ou à assurer le maintien des populations et les limites d'application dans le contexte de la gestion et de la conservation des caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie. Pour une analyse complète et nuancée des éléments propres à chaque mesure de gestion, consulter le rapport Comité technique sur les mesures de gestion produit par le gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, en préparation; Tableau 7).	74
Tableau 7. Abondance minimale de caribous forestiers observée dans les différents secteurs inventoriés et taille de population totale estimée entre 2011 et 2020. L'abondance minimale correspond au nombre de caribous observés et non corrigé en fonction du taux de détection des caribous lors des inventaires. Pour cette raison, l'abondance présentée constitue la limite inférieure probable de l'abondance de caribous forestiers au Québec pour les différents secteurs et populations. Pour plus d'information sur ces résultats, il est possible de se référer à l'Annexe 1 ou aux rapports d'inventaires disponibles sur le site web du MFFP (https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/habitats-et-biodiversite/amenagement-habitat-caribou-forestier/).....	89
Tableau 8. Tendence démographique des populations (taux d'accroissement de la population, λ) et taux de perturbations de l'habitat dans l'aire de répartition des populations ou des secteurs évalués en 2019 (MFFP, 2021, données non publiées). Les années couvertes par les estimations du taux de survie (S) et du taux de recrutement (R) sont indiquées sous la tendance démographique.....	106
Tableau 9. Synthèse de l'état récent (2017-2020) des indicateurs biologiques chez les populations ou les secteurs de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Le rouge indique que l'état de l'indicateur est très préoccupant, c'est-à-dire sous les seuils identifiés pour espérer le maintien d'une population ou à l'extérieur de l'étendue de valeurs généralement observées; le jaune indique que l'état de l'indicateur est préoccupant et à surveiller puisqu'il se situe à la limite des seuils identifiés ou de l'étendue de valeurs généralement observées; le vert indique que l'état de l'indicateur n'est pas préoccupant pour le moment; le gris indique que les données disponibles ne permettent pas d'évaluer l'état récent de l'indicateur ou qu'aucune valeur	

de référence ou seuil n'est disponible pour comparaison. Pour la majorité des populations et des indicateurs, l'état a été évalué au cours de la période récente (2017-2020). Toutefois, pour quelques indicateurs chez certaines populations, l'évaluation de l'état de l'indicateur remonte avant 2017. Pour plus de détails, se référer aux sections spécifiques à chacune des populations.

.....	109
Tableau 10. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers (femelles et mâles confondus) suivis par télémétrie dans la population de Val-d'Or entre 2010 et 2019.....	115
Tableau 11. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis dans la population de Val-d'Or entre 1971 et 2019.....	116
Tableau 12. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population de Charlevoix entre 1999 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	124
Tableau 13. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population de Charlevoix de 2017 à 2019.....	125
Tableau 14. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous suivis par télémétrie dans la population de caribous montagnards de la Gaspésie entre 1988 et 2015. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	133
Tableau 15. Causes de mortalité des caribous suivis par télémétrie dans la population de la Gaspésie de 2013 à 2015.....	133
Tableau 16. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Detour (portion québécoise de son aire de répartition) de 2018 à 2019.....	139
Tableau 17. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Nottaway entre 2016 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	143
Tableau 18. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Nottaway entre 2016 et 2019.....	144
Tableau 19. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Assinica entre 2013 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	148
Tableau 20. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Assinica entre 2013 et 2019.....	150
Tableau 21. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Témiscamie entre 2015 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	155
Tableau 22. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Témiscamie entre 2015 et 2019.....	156
Tableau 23. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Pipmuacan en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).....	163

Tableau 24. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Pipmuacan en 2018.	163
Tableau 25. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Outardes entre 2017 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).	167
Tableau 26. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Outardes de 2017 à 2019.	168
Tableau 27. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Manicouagan en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).	171
Tableau 28. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Manicouagan en 2018 et en 2019.	172
Tableau 29. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Caniapiscou en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).	176
Tableau 30. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Caniapiscou en 2018 et en 2019.	177
Tableau 31. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans le secteur Basse-Côte-Nord en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie (n < 10 caribous-années).	181
Tableau 32. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans le secteur Basse-Côte-Nord en 2018 et en 2019.	182

Liste des figures

Figure 1. Répartition mondiale de l'espèce <i>Rangifer tarandus</i> (tiré de Mallory et Boyce, 2018)	3
Figure 2. Répartition nord-américaine des quatre écotypes de caribous (<i>Rangifer tarandus</i> ; tiré de Festa-Bianchet et coll., 2011, et adapté de Hummel et Ray, 2008, par Gillian Woolmer, <i>Wildlife Conservation Society Canada</i>).....	4
Figure 3. Répartition récente des différents écotypes et populations de caribous au Québec et au Labrador	6
Figure 4. Aire de répartition actuelle du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie.....	83
Figure 5. Aires de répartition des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie (polygones convexes minimaux (MCP) 100 %), ainsi que les secteurs Baie-James et Basse-Côte-Nord. Les aires de répartition ont été mises à jour en 2020, en incluant les données télémétriques disponibles, au Québec, entre 2004 et 2020. La délimitation du secteur Baie-James est basée sur l'aire inventoriée à l'hiver 2020. La délimitation du secteur Basse-Côte-Nord est basée sur l'analyse des données télémétriques récentes (MCP 100 %), mais doit être raffinée avec l'ajout de données télémétriques des populations adjacentes (par exemple, populations de caribous du Labrador). La délimitation des populations est sujette	

à changement avec la poursuite du suivi télémétrique et l'ajout de données des populations limitrophes à celles actuellement définies.	86
Figure 6. Secteurs d'inventaire du caribou forestier et du caribou montagnard de la Gaspésie planifiés ou réalisés entre 2017 et 2022. Pour les secteurs où aucun inventaire n'a été réalisé au cours de cette période, l'année de l'inventaire le plus récent est indiquée. L'année du prochain inventaire prévu est indiquée entre parenthèses.	88
Figure 7. Rapport des sexes chez les caribous adultes (mâles par 100 femelles) à l'échelle du Québec (moyenne et intervalle de confiance 95 %) et pour les différentes populations et secteurs de caribous forestiers et la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Les valeurs représentent le rapport des sexes observé lors du dernier inventaire réalisé ou, dans certains cas où aucun inventaire n'a encore couvert la totalité de la population (Outardes), de la dernière classification opportuniste réalisée. Il est à noter que pour la population Manicouagan, le rapport des sexes repose uniquement sur les données récoltées lors d'un inventaire partiel, touchant le secteur sud-est seulement de l'aire de répartition de cette population.	91
Figure 8. Recrutement (proportion de faons au sein de la population, en %) à l'échelle du Québec (estimation moyenne excluant les populations de la Gaspésie et de Val-d'Or, et intervalle de confiance 95 %) et pour les différentes populations et secteurs de caribous forestiers et la population de caribous montagnards de la Gaspésie pour la période 2019-2020. Le seuil de 15 % de faons identifié pour espérer l'autosuffisance des populations est présenté par la ligne rouge (supposant un taux de survie de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008). Les valeurs représentent le recrutement observé lors de la dernière classification opportuniste ou du dernier inventaire réalisé pour chacune des populations, pour lesquelles l'année d'estimation est spécifiée pour chacune des populations dans la légende. (*) Le recrutement pour les populations de Val-d'Or et de la Gaspésie est évalué de 2 mois à 3 mois plus tôt que chez les autres populations. Il est donc attendu que le recrutement dans ces populations soit plus élevé que pour les autres populations.	92
Figure 9. Taux de survie moyen (et intervalles de confiance 95 %) des caribous forestiers adultes (femelles et mâles confondus) munis de colliers télémétriques pour la période 2017-2019. La moyenne provinciale exclut la population de caribous montagnards de la Gaspésie, pour laquelle l'évaluation la plus récente du taux de survie remonte à 2013-2015. Le nombre de caribous-années utilisés pour estimer le taux de survie annuel moyen est indiqué au-dessus des barres d'erreur. La période de suivi utilisée pour l'estimation est spécifiée pour chacune des populations ou le secteur dans la légende. La ligne rouge indique le seuil identifié par Environnement Canada, 2008, dans le taux de survie minimal des adultes pour espérer l'autosuffisance des populations (supposant un recrutement de 15 %; EC, 2008). Le nombre de caribous suivis dans la population Detour est insuffisant pour estimer le taux de survie pour la période récente ($n_{2017-2019}=9$ caribous-années).....	94
Figure 10. Taux de survie annuel moyen (intervalles de confiance 95 %) des femelles et des mâles caribous forestiers munis de colliers télémétriques dans l'aire de répartition continue au Québec entre 2017 et 2019. Le nombre de caribous-années utilisés pour estimer le taux de survie annuel moyen est indiqué au-dessus des barres d'erreur. La ligne rouge indique le seuil identifié par Environnement Canada (2008) dans le taux de survie minimal des adultes pour espérer l'autosuffisance des populations (supposant un recrutement de 15 %; EC, 2008). En 2017-2018, un nombre insuffisant de mâles étaient suivis pour estimer le taux de suivi ($n=2$).	95
Figure 11. Proportion des mortalités connues (%) attribuées aux différentes causes identifiées chez les caribous forestiers capturés et munis de colliers télémétriques entre 2017 et 2019 au Québec. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de mortalités enregistrées pour la période correspondante.	97
Figure 12. Taux de gestation des femelles caribous forestiers au Québec en 2018 et en 2019, selon la classe d'âge évaluée lors de la capture ou pour toutes les classes d'âge confondues (global).	

Les nombres entre parenthèses représentent le nombre de femelles gestantes par rapport au nombre de femelles testées.	99
Figure 13. Taux de gestation des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) caribous forestiers au Québec entre 2018 et 2020 selon les populations ou secteurs. Les nombres entre parenthèses représentent le nombre de femelles gestantes par rapport au nombre de femelles testées.	100
Figure 14. Masse moyenne (en kg) des caribous forestiers femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) capturés entre 2017 et 2020 au Québec. Les valeurs sont présentées pour l'ensemble du Québec et pour chacun des secteurs et des populations. Pour la population Detour, le nombre de femelles capturées et pesées était insuffisant pour calculer la moyenne et sa variance (2 femelles). De plus, les résultats sont présentés seulement pour les femelles puisque le nombre de mâles capturés et pesés est insuffisant pour calculer la moyenne et sa variance chez la majorité des populations et des secteurs.	101
Figure 15. Longueur totale moyenne (en cm) des caribous forestiers femelles (cercles) et mâles (triangles) capturés entre 2017 et 2020 au Québec, au niveau provincial et pour chacun des secteurs et populations. Pour certains secteurs ou populations, le nombre de femelles et de mâles capturés et dont la taille a été mesurée était considéré comme insuffisant pour que la moyenne et la variance dans la taille soient présentées (< 5 caribous).	102
Figure 16. Tendence démographique des populations et des secteurs de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie (taux d'accroissement de la population, λ), pour la période indiquée entre parenthèses dans la légende	105
Figure 17. Relation entre le taux de perturbations total dans l'aire de répartition (en %, estimé en mars 2019) et le taux d'accroissement des populations ou du secteur (λ). Les chiffres entre parenthèses associés à chacune des populations ou au secteur correspondent au nombre d'estimations de recrutement annuel, suivi du nombre d'estimations du taux de survie annuel utilisés pour estimer le taux d'accroissement de la population.	107
Figure 18. Variation de l'abondance minimale de caribous forestiers de la population Val-d'Or entre 1952 et 2020. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation de l'abondance n'est disponible pour la période désignée.	112
Figure 19. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous forestiers de la population de Val-d'Or entre 1987 et 2017. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du rapport des sexes n'est disponible pour la période désignée. Seuls les rapports des sexes estimés à partir d'une abondance minimale de 15 individus ou plus sont présentés.	113
Figure 20. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers de Val-d'Or entre 1987 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, <i>i. e.</i> $> 40\%$ de l'abondance minimale).	114
Figure 21. Taux de gestation annuel des femelles de la population de caribous forestiers de Val-d'Or entre 1995 et 2020. Les nombres entre parenthèses au-dessus des barres représentent le nombre de femelles gestantes sur le nombre de femelles testées.	117
Figure 22. Variation de l'abondance minimale de caribous forestiers de la population de Charlevoix entre 1973 et 2020. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation de l'abondance n'est disponible pour la période désignée.	121
Figure 23. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous forestiers de la population de Charlevoix entre 1979 et 2017. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du rapport des sexes n'est disponible pour la période désignée. Seulement les rapports des sexes estimés à partir d'une abondance minimale de 15 individus ou plus sont présentés.	122

- Figure 24. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers de Charlevoix entre 1976 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale)..... 123
- Figure 25. Variation de l'abondance minimale de caribous montagnards de la population de la Gaspésie entre 1966 et 2020. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation de l'abondance n'est disponible pour la période désignée..... 130
- Figure 26. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous montagnards de la population de la Gaspésie entre 1984 et 2019. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du rapport des sexes n'est disponible pour la période désignée. 131
- Figure 27. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous montagnards de la Gaspésie entre 1984 et 2019. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale). 132
- Figure 28. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers Detour (portion québécoise de son aire de répartition) entre 2001 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale). 138
- Figure 29. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers Nottaway entre 2003 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale)..... 142
- Figure 30. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population Assinica entre 2003 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale)..... 147
- Figure 31. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population Témiscamie, secteur nord (Nord-du-Québec) seulement, entre 2002 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminées selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale). 154

Lexique

Aire de répartition : Zone délimitant la répartition géographique d'une population, c'est-à-dire l'aire continue occupée par les individus d'une même population au cours des différentes saisons biologiques. L'aire de répartition peut également représenter la zone occupée par une espèce ou un écotype de caribou.

Aménagement forestier : Activité reliée à l'abattage et à la récolte de bois, à la culture et à l'exploitation d'une érablière à des fins acéricoles, à la construction, à l'amélioration, à la réfection, à l'entretien et à la fermeture d'infrastructures, à l'exécution de traitements sylvicoles, y compris le reboisement et l'usage du feu ainsi que le contrôle des incendies, des épidémies d'insectes, des maladies cryptogamiques et de la végétation concurrente, de même que toute autre activité de même nature ayant un effet tangible sur les ressources du milieu forestier (RLRQ, c. A-18.1, Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier).

Autosuffisance : Caractéristique d'une population stable ou en croissance sur un court horizon de temps (≤ 20 ans), dont l'abondance est suffisante pour lui permettre de faire face aux phénomènes stochastiques, c'est-à-dire imprévisibles et aléatoires, et qui est en mesure de persister à long terme (≥ 50 ans) par elle-même sans nécessiter une intervention active de gestion.

Compétition apparente : Dérèglement dans les relations entre des espèces de proies qui partagent un prédateur naturel commun. Lorsque l'abondance de proies alternatives augmente dans l'habitat, cela entraîne une hausse de l'abondance de prédateurs et résulte en un taux de prédation plus élevé. Cette hausse peut entraîner une diminution de l'abondance de la proie la plus vulnérable.

Connectivité de l'habitat : Doit être évaluée à différentes échelles spatiales et temporelles. La connectivité structurelle réfère à la continuité physique des parcelles d'habitat dans le paysage. Elle dépend essentiellement de la forme et de l'organisation spatiale des différentes composantes au sein de l'habitat. La connectivité fonctionnelle traduit la capacité de déplacement d'une espèce au sein de son habitat et considère les réponses comportementales des individus (exemples : répartition, patrons de mouvements, capacité de dispersion) face à l'organisation physique de l'habitat ainsi qu'aux fonctions écologiques des composantes de l'habitat. Le niveau de connectivité d'un habitat sur le plan structurel est inversement corrélé au niveau de fragmentation de l'habitat.

Domaine vital : Aire occupée par un individu dans laquelle il rencontre l'ensemble des conditions et des ressources nécessaires afin de répondre à ses besoins. Le domaine vital d'un individu est dynamique et peut se déplacer. Le domaine vital peut être défini à différentes échelles temporelles, par exemple sur une base annuelle ou saisonnière. Le domaine vital diffère en taille entre les individus d'une même population.

Dynamique de population : Étude des fluctuations de l'effectif d'une population dans le temps et des facteurs expliquant ces variations.

Écotype : Population d'une espèce donnée qui présente des caractéristiques génétiques, morphologiques ou comportementales distinctes qui lui permettent d'être mieux adaptée aux conditions

locales. Le concept d'écotype est particulièrement utile en gestion et conservation de la faune afin de cibler des mesures et des actions propres aux particularités des différentes populations.

Facteur limitant : Facteur écologique naturellement présent dans l'écosystème qui, par son action, détermine et influence la répartition et la démographie (croissance et abondance) d'une espèce animale ou végétale dans un écosystème. Les différents facteurs limitants peuvent interagir entre eux et leur action (durée et intensité de l'effet) peut varier selon la phase démographique (croissance ou décroissance) de la population animale. Certains facteurs limitants peuvent avoir un rôle régulateur (facteur régulateur) sur la répartition et la démographie d'une espèce lorsque leur action est dépendante (ou inversement dépendante) de la densité de la population. Lorsque l'effet du facteur limitant devient suffisamment important pour compromettre le maintien d'une population, il est alors considéré comme une menace.

Fidélité au domaine vital : Tendance des individus à utiliser de façon prolongée ou récurrente un domaine vital (par exemple, domaine vital de mise bas). L'utilisation de domaines vitaux déjà connus par les individus augmente la familiarité avec les conditions rencontrées (ressources et risques) et la performance des individus (par exemple en réduisant leur risque de mortalité).

Fragmentation de l'habitat : Modification du paysage qui implique le scindement d'un habitat continu en plus petites parties. La fragmentation de l'habitat peut être causée par les perturbations anthropiques ou naturelles et mener à une perte d'habitat et de connectivité.

Gestion adaptative : Dans le cas d'une espèce ou d'une population, approche de gestion dynamique visant l'évaluation et l'ajustement de manière périodique des modalités des mesures de gestion par un examen continu de différents indicateurs, et l'amélioration de l'état actuel des connaissances sur la biologie et les facteurs limitants affectant une espèce ou une population donnée.

Habitat : Environnement dans lequel évolue un organisme, spécifique à une espèce, à un écotype ou à une population. Plus précisément, il désigne la zone dans laquelle l'organisme trouve les conditions écologiques et environnementales (par exemple, ressources alimentaires, abri ou couvert de protection, partenaires sexuels) qui lui permettent de survivre et de se reproduire. La définition biologique d'habitat essentiel est fondamentalement la même, mais s'applique généralement dans les cas où l'habitat revêt un caractère essentiel au maintien ou au rétablissement d'une espèce ou d'un écotype. Pour le caribou forestier, l'habitat essentiel est constitué de vastes étendues de forêt boréale mature, de tourbières et de landes à lichens présentant un haut niveau de connectivité et un faible taux de perturbations naturelles et anthropiques. Pour le caribou montagnard de la Gaspésie, l'habitat essentiel est composé de la toundra alpine, des peuplements matures de conifères et des prairies alpines bordant les sommets des montagnes présentant un faible taux de perturbations naturelles et anthropiques. À noter : dans ce document, le terme « habitat essentiel » a un sens strictement biologique et ne réfère pas à la désignation légale en vertu de la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, ch. 29).

Menace : Facteur limitant qui, par son action, compromet les processus écologiques ou démographiques nécessaires à la présence d'une espèce animale ou végétale dans un écosystème. Une menace affecte directement et négativement la répartition et la démographie de la population d'intérêt. Une menace est souvent liée aux activités anthropiques, mais peut inclure des facteurs d'origine naturelle. Les différentes menaces peuvent interagir et agir en synergie.

Mesure de gestion des populations : Mesure temporaire visant à renverser le déclin ou à favoriser le maintien d'une population animale en déployant des actions visant à réduire l'impact des menaces. Par exemple, le contrôle de prédateurs, l'utilisation d'un enclos de maternité ou la mise en exclos sans prédateurs sont des mesures de gestion applicables à court ou à moyen terme visant à réduire l'impact de la prédation sur la tendance démographique d'une population.

Métapopulation : Réseau de sous-populations d'une même espèce qui peuvent être partiellement isolées les unes des autres, et entre lesquelles le mouvement et la dispersion de certains individus entre les populations assurent des échanges génétiques et démographiques.

Niche climatique : Étendue des paramètres climatiques (par exemple, températures minimales et maximales) favorables pour les individus d'une espèce ou d'une population, ou tolérables physiologiquement et comportementalement par ceux-ci et qui permet d'assurer leur survie.

Perte d'habitat : Tout phénomène par lequel la composition ou la configuration de l'habitat sont suffisamment altérées (perte directe, dégradation ou fragmentation) pour que l'habitat soit évité ou abandonné ou qu'il nuise à la survie des individus qui continuent de l'utiliser. La perte d'habitat peut être de nature directe ou fonctionnelle et être causée par des perturbations naturelles ou anthropiques.

Perturbation : Détérioration, temporaire ou permanente, de l'habitat (ou d'une de ses composantes) qui altère la composition, la structure ou la fonction d'un écosystème. Les perturbations peuvent être d'origine naturelle ou anthropique.

Population : Groupe d'individus d'une même espèce qui se reproduisent ensemble et occupent un même environnement à un moment donné (par exemple, au cours d'une année).

Recrutement : Ajout de nouveaux individus au segment adulte d'une population. Plus précisément chez le caribou, le recrutement désigne généralement la proportion de faons âgés de 5 à 9 mois au sein de la population (ou le nombre de faons âgés de 5 à 9 mois par 100 femelles) qui deviendront bientôt adultes.

Restauration de l'habitat : Rétablissement de l'habitat vers l'état et les conditions de ce dernier antérieurs à une perturbation. La restauration de l'habitat peut se faire par une approche active d'intervention ou par des processus naturels.

Sélection d'habitat : Processus au cours duquel un organisme choisit ou évite certaines composantes de son habitat ou certaines ressources alimentaires par rapport à leur disponibilité. Les facteurs limitant sa survie influencent la sélection de l'habitat (par exemple, évitement des secteurs plus risqués en ce qui a trait à la prédation). Les patrons de sélection d'habitat sont le reflet observable des relations complexes qu'entretient un organisme avec son environnement.

Succession (forestière ou végétale) : Séquence temporelle selon laquelle la composition de communautés végétales change avec le temps, suivant l'établissement et le remplacement graduel des végétaux vers un état stable sous l'effet des conditions climatiques et des interactions entre les espèces et avec l'environnement.

Mise en contexte

La majorité des populations de caribous forestiers en Amérique du Nord est en déclin ou dans un état précaire, les populations au Québec ne faisant pas exception. Au Québec, la population de caribous montagnards de la Gaspésie est également dans une situation préoccupante. Le caribou forestier ainsi que le caribou montagnard de la Gaspésie sont respectivement désignés au Québec à titre d'espèce vulnérable et d'espèce menacée en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (RLRQ, c. E-12.01). Le suivi de ces populations ainsi que diverses études scientifiques ont permis d'identifier les facteurs limitants ainsi que les mécanismes responsables du déclin des populations.

Le MFFP est responsable du suivi et de la gestion des populations de caribous forestiers au Québec et des caribous montagnards de la Gaspésie. Il est assisté dans cette démarche par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec et l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, qui ont pour mandat de faire l'état de la situation des populations de caribous, d'identifier les menaces au maintien des populations et d'émettre des recommandations quant à la conservation et à la gestion en se basant sur les meilleures connaissances disponibles.

Les experts mettent à profit les nombreuses connaissances disponibles sur le caribou forestier et montagnard et sur les facteurs limitants et les menaces connues au maintien des populations pour le développement d'une stratégie pour les caribous forestiers et montagnards. Cette revue de littérature sur l'écologie et les facteurs de déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie vise à synthétiser une large part des connaissances actuelles dans un document de référence. Ce travail inclut également un état de la situation à jour des populations au Québec et l'identification des connaissances sur l'écologie et les facteurs de déclin du caribou qui pourraient être approfondies.

Cette revue de littérature est divisée en trois sections. La première section dresse un portrait des connaissances actuelles sur l'écologie du caribou forestier et montagnard, notamment en résumant les connaissances et les notions de base sur l'écologie du caribou jugées nécessaires à la compréhension de ce document. Cette section présente également le statut légal de conservation du caribou au Canada et au Québec, en plus de détailler les différents facteurs limitants et menaces au maintien des populations. Cette section se termine par un résumé des mesures de gestion des populations existantes visant à atténuer les effets des facteurs limitants et des menaces identifiées précédemment. Cette section aborde également brièvement les enjeux liés à la restauration de l'habitat du caribou. La deuxième section dresse un portrait de l'état de la situation du caribou forestier à l'échelle du Québec ainsi qu'au niveau de chacune des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Enfin, la troisième section fait état des connaissances à parfaire sur l'écologie et les facteurs de déclin des populations de caribous forestiers et montagnards, et priorise celles pour lesquelles des travaux d'acquisition doivent se poursuivre afin de peaufiner la gestion et la conservation des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie.

Introduction

Le caribou boréal, aussi appelé *caribou forestier*, est une figure emblématique de la forêt boréale au Canada. Toutefois, la majorité des populations de caribous forestiers en Amérique du Nord est en déclin ou dans un état précaire (Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet et coll., 2011; COSEPAC, 2014b). Les populations de caribous forestiers du Québec et celle de caribous montagnards de la Gaspésie ne font pas exception à cette tendance généralisée (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018).

Face à cette situation, plusieurs études scientifiques et suivis de populations ont été réalisés afin de déterminer les facteurs limitants, les menaces et les mécanismes responsables du déclin des populations. Le caribou est l'un des mammifères les plus étudiés en Amérique du Nord. Entre 2009 et 2019 seulement, plus de 300 articles scientifiques ont été publiés sur le caribou boréal, et l'écotype du caribou forestier est le plus étudié (NCASI, 2020). Les études publiées à ce jour se sont intéressées à l'écologie du caribou, aux effets des perturbations anthropiques et naturelles, à la prédation, à la génétique, à la nutrition et aux meilleures pratiques de gestion et de conservation. Ces connaissances ont permis d'identifier les facteurs limitants et les menaces au maintien des populations de caribous au Québec et ailleurs au Canada ainsi que d'orienter les décisions de gestion et de conservation de l'espèce (EC, 2008, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019, 2020). Les meilleures connaissances actuellement disponibles sont synthétisées dans les sections qui suivent.

Connaissances actuelles sur le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie

Description générale du caribou

Principaux éléments à retenir

- Les caribous de l'Amérique du Nord et le renne d'Eurasie appartiennent à la même espèce : *Rangifer tarandus*. Au Canada, on compte actuellement quatre sous-espèces de caribous.
- Au sein d'une sous-espèce, on peut également distinguer les caribous selon leur écotype, qui repose sur des caractéristiques, des préférences écologiques et des comportements particuliers. Au Québec, il existe trois écotypes de caribous : forestier, montagnard et migrateur.
- L'écotype forestier occupe la forêt boréale, particulièrement les peuplements de conifères matures, et il est plutôt sédentaire.
- L'écotype montagnard occupe les milieux montagneux. Il est plutôt sédentaire mais peut effectuer de courtes migrations altitudinales saisonnières.
- L'écotype migrateur occupe la taïga et la toundra arctique et forme de grands groupes de caribous qui effectuent de longues migrations saisonnières entre leur aire d'estivage et leur aire d'hivernage.
- Au Québec, la majorité des populations de ces trois écotypes sont considérées comme en déclin ou dans un état précaire.
- Des différences génétiques existent entre certains groupes ou populations de caribous du Québec. Ces différences ne sont toutefois pas suffisantes pour les classer selon différentes sous-espèces.

Répartition, classification et nomenclature (*Rangifer tarandus* caribou)

Le caribou d'Amérique du Nord et le renne d'Eurasie appartiennent à la même espèce (*Rangifer tarandus*). L'espèce présente une vaste répartition circumpolaire qui s'étend entre le 14^e méridien de longitude ouest et le 5^e méridien de longitude est, et du 45^e au 80^e parallèle de latitude nord (Miller, 2003; Figure 1). En Eurasie, les rennes sauvages et semi-domestiques sont présents en Russie et en Scandinavie (Finlande, Suède et Norvège). En Amérique du Nord, la répartition du caribou (tous écotypes confondus) s'étend de l'Alaska jusqu'à Terre-Neuve-et-Labrador, et ce, en atteignant la limite nordique de l'île d'Ellesmere, dans le Haut-Arctique (Miller, 2003; Naughton, 2012). Le Groenland, l'île de Spitzbergen dans l'archipel du Svalbard (Norvège) et l'Islande accueillent également quelques populations isolées (Naughton, 2012).

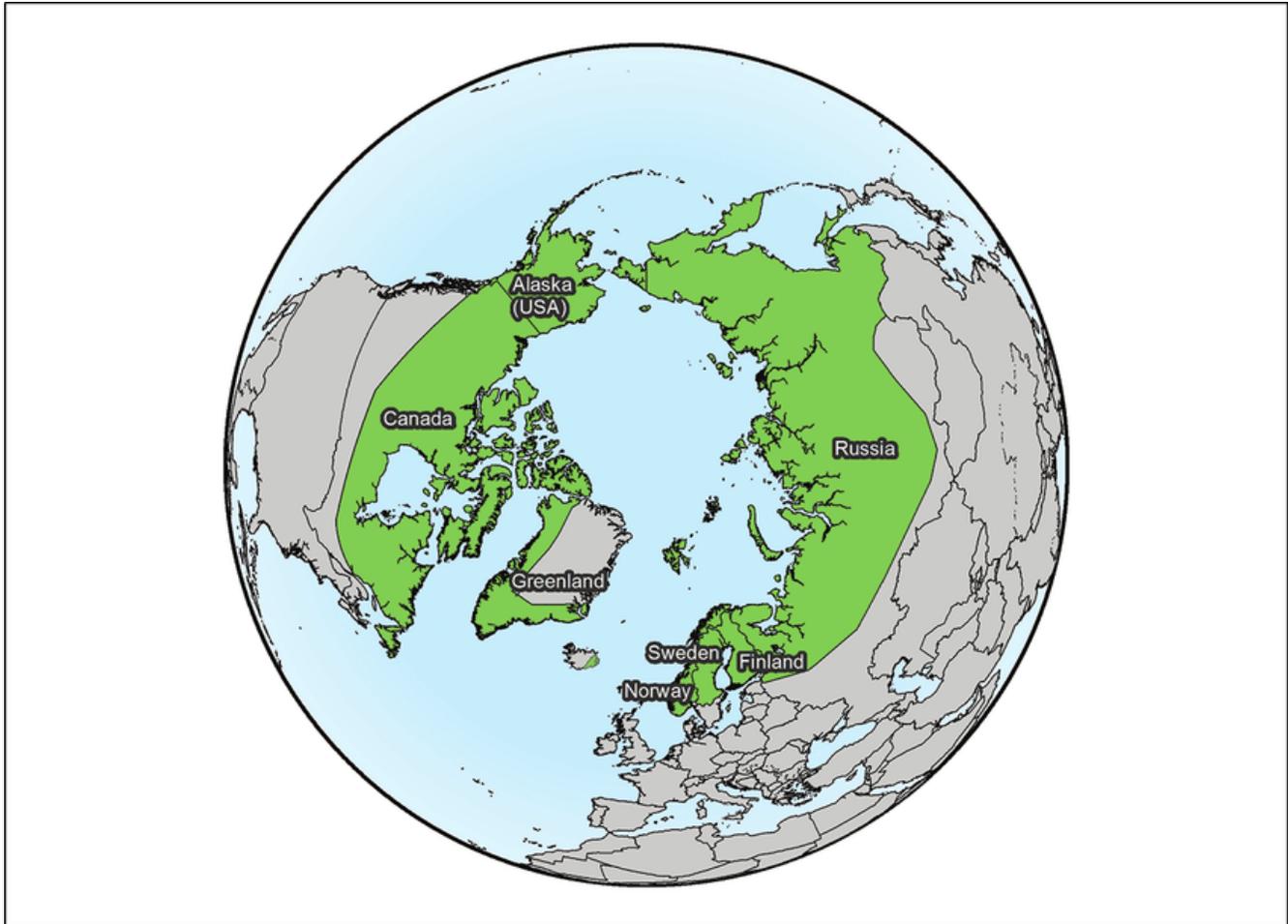


Figure 1. Répartition mondiale de l'espèce *Rangifer tarandus* (tiré de Mallory et Boyce, 2018)

En Amérique du Nord, la classification du caribou en sous-groupes et en sous-espèces est mise à jour en fonction des découvertes récentes (Banfield, 1961; Festa-Bianchet et coll., 2011; Polfus et coll., 2017). Cinq sous-espèces de caribous sont généralement reconnues en Amérique du Nord : le caribou de Grant, en Alaska (*Rangifer tarandus granti*), le caribou de la toundra du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest (*Rangifer tarandus groenlandicus*), le caribou de Peary, dans les îles arctiques canadiennes (*Rangifer tarandus pearyi*), le caribou de l'archipel de Queen Charlotte, considéré comme éteint depuis 1910 (*Rangifer tarandus dawsoni*) et le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*; Courtois et coll., 2003a, 2003c).

Le présent rapport s'intéresse uniquement à la sous-espèce du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), dont la classification phylogénétique se décrit comme suit :

Classe : Mammifères

Ordre : Artiodactyles

Famille : Cervidés

Genre : *Rangifer*

Espèce : *tarandus* (Linné, 1758)

Sous-espèce : *caribou*

Concept d'écotype

La majorité des biologistes utilise le concept d'écotype afin de distinguer les différents groupes de caribous. Un écotpe regroupe les populations présentant des caractéristiques, des préférences écologiques et des comportements particuliers permettant de les différencier des autres écotypes de caribous (Bergerud, 1996, 2000). La détermination d'un écotpe considère les données génétiques de même que les traits morphologiques et comportementaux des individus. La distinction entre les écotypes permet, entre autres, de gérer les populations de manière distincte en fonction de leurs caractéristiques propres. En Amérique du Nord, quatre écotypes de caribous sont reconnus : le caribou de Peary, le caribou boréal ou forestier, le caribou montagnard et le caribou migrateur, ces trois derniers appartenant à la sous-espèce *Rangifer tarandus caribou* (Figure 2; Festa-Bianchet et coll., 2011).

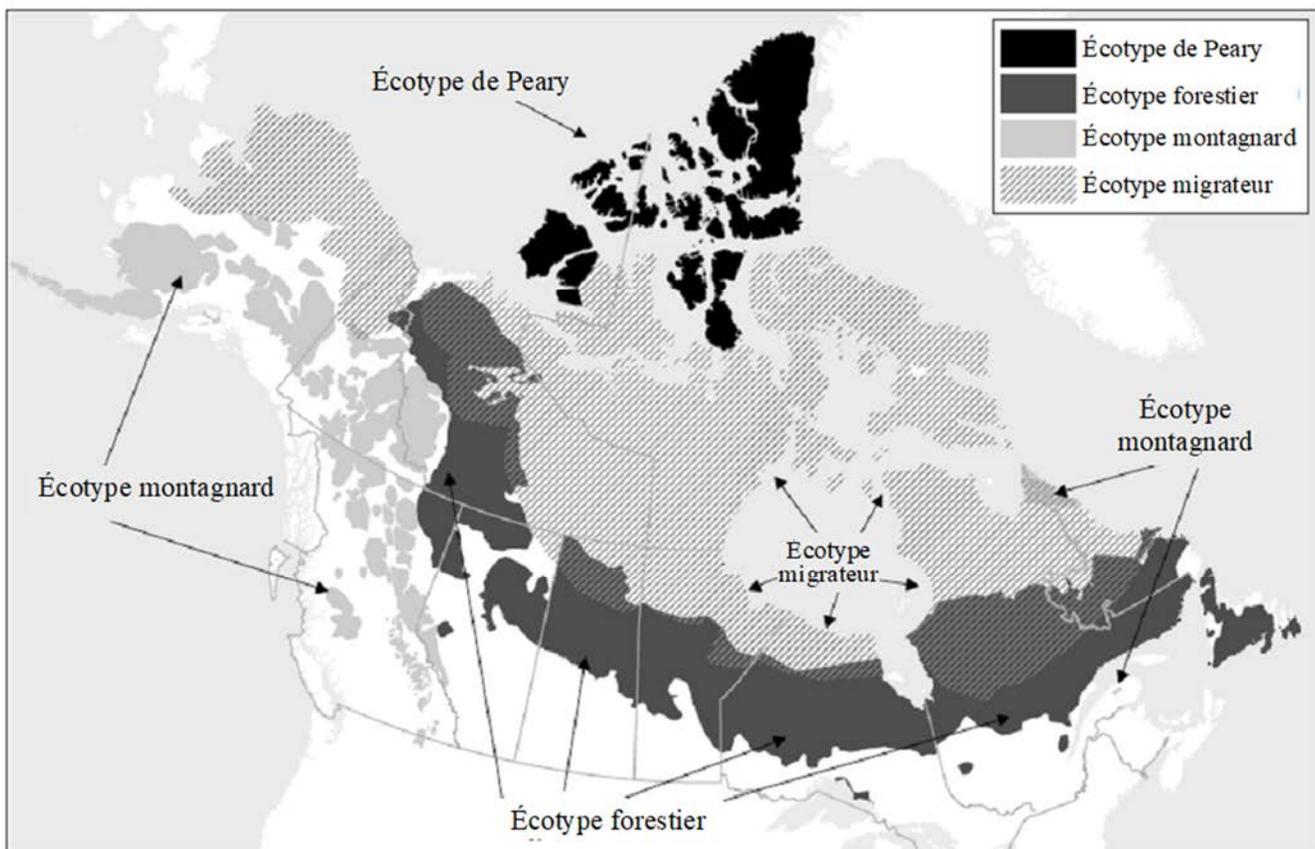


Figure 2. Répartition nord-américaine des quatre écotypes de caribous (*Rangifer tarandus*; tiré de Festa-Bianchet et coll., 2011, et adapté de Hummel et Ray, 2008, par Gillian Woolmer, *Wildlife Conservation Society Canada*)

Caractéristiques générales des écotypes

Les écotypes forestier (ou boréal), montagnard et migrateur sont présents au Québec (Tableau 1; Figure 3). La désignation « caribou forestier » ou « écotype forestier » sera utilisée dans le présent document en référence au caribou des bois.

Tableau 1. Dénomination des trois écotypes de caribous des bois présents au Québec

Nom français officiel	Nom français commun	Nom anglais	Nom inuktitut	Nom cri	Nom innu et naskapi	Nom anishnabe
Caribou des bois écotype forestier (ou population boréale)	Caribou forestier, caribou boréal	Woodland caribou, boreal caribou	Tuktu	Atihkw	Atik	Adik
Caribou des bois écotype migrateur	Caribou migrateur	Migratory caribou, barren-ground caribou				
Caribou des bois écotype montagnard	Caribou montagnard	Mountain caribou				

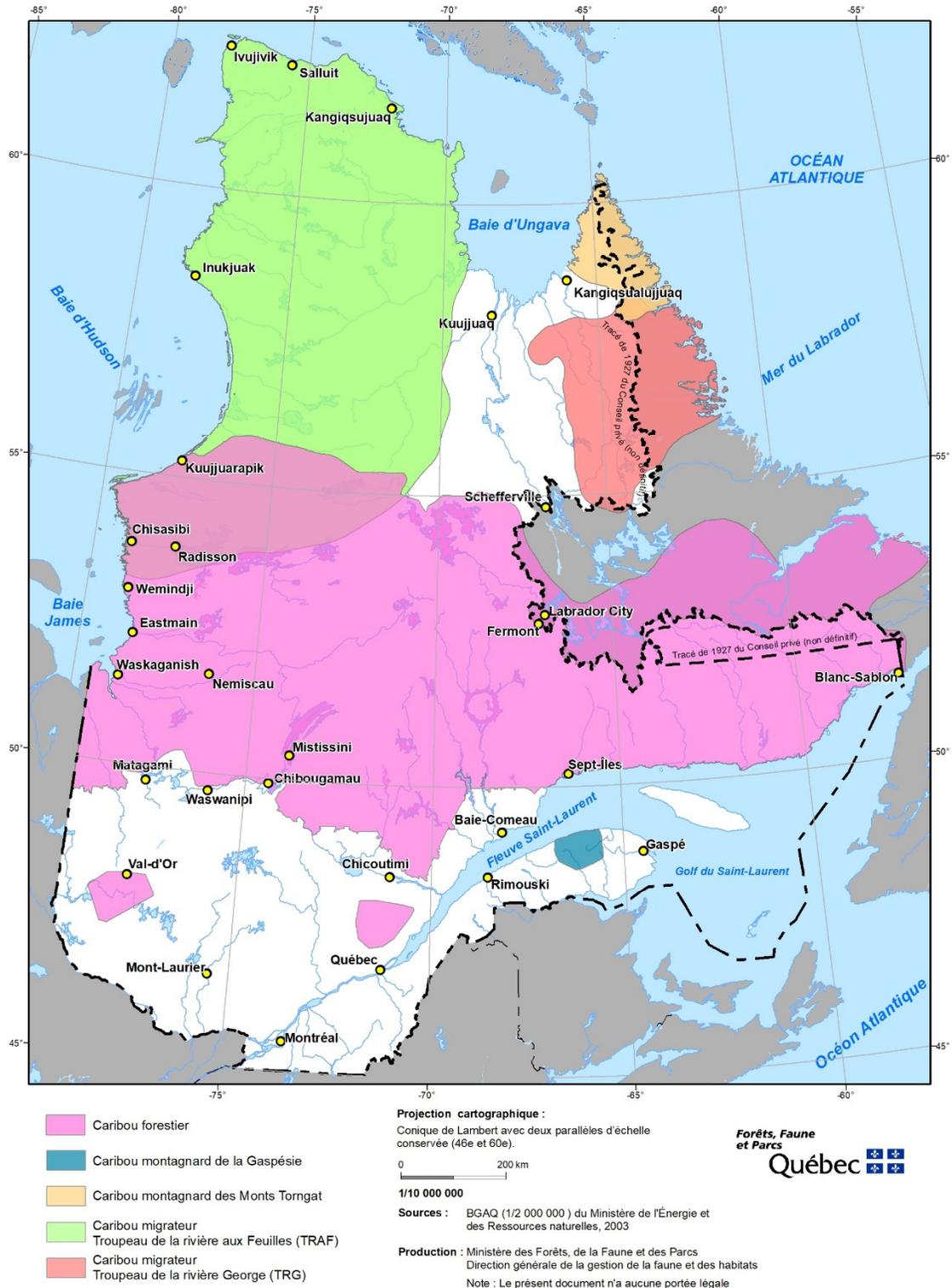


Figure 3. Répartition récente des différents écotypes et populations de caribous au Québec et au Labrador

Caribou forestier

Le caribou forestier est présent dans les massifs matures de la forêt boréale et de la taïga s'étendant de Terre-Neuve-et-Labrador jusqu'en Alaska (Figures 2 et 3). Au Canada, l'abondance de caribous forestiers était estimée, au début des années 2010, à près de 34 000 individus répartis dans sept provinces et deux territoires (COSEPAC, 2011; EC, 2012a). Dans l'ensemble de l'aire de répartition nord-américaine, les populations de caribous forestiers sont considérées comme étant en déclin (EC, 2012a). Au Québec, on dénombrait, pour la période de 2005 à 2016, environ 7 808 caribous forestiers (intervalle de confiance 95 % : 5 635-9 981) répartis en plusieurs populations (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2020). Ces populations occupent près de 676 000 km² entre les 49^e et 55^e parallèles, au sein des domaines bioclimatiques de la pessière à mousse et de la pessière à lichens situés dans les régions administratives de la Capitale-Nationale, de Chaudière-Appalaches, de l'Abitibi-Témiscamingue, de la Côte-Nord, du Saguenay–Lac-Saint-Jean et du Nord-du-Québec (Courtois et coll., 2001b, 2003b; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; MFFP, données non publiées; Figure 2). Il existe également deux populations isolées au sud du 49^e parallèle, soit celles de Charlevoix et de Val-d'Or (voir la section « État de la situation des populations »). L'aire de répartition de trois populations de caribous forestiers chevauche le Québec et le Labrador : Lac Joseph, Mont Red Wine et Mont Mealy (ECCC, 2019). En 2019, on dénombrait environ 5 000 caribous (entre 2 700 et 7 300) qui occupaient près de 150 000 km² dans le sud du Labrador (Schmelzer et coll., 2004; Terre-Neuve-et-Labrador, données non publiées).

Le caribou forestier vit en forêt boréale et il est relativement sédentaire. Il est présent à faible densité (1-5 caribous/km²) et occupe un domaine vital qui varie approximativement entre 300 km² à plus de 8 000 km² (Brown et coll., 2003; Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Wilson et coll., 2019). Ces domaines vitaux couvrent le territoire utilisé par les caribous au cours de ces déplacements saisonniers (Schmelzer et coll., 2004; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). Le rut a lieu à l'automne, de septembre à novembre. La naissance des faons (période de mise bas) a généralement lieu entre la fin mai et la mi-juin. Les femelles caribous peuvent produire au maximum un faon par an, faisant du caribou une espèce moins productive que les autres cervidés présents au Québec (par exemple, le cerf de Virginie [*Odocoileus virginianus*] et l'orignal [*Alces americanus*]). Lors de la mise bas, les femelles se dispersent pour donner naissance en solitaire, une stratégie visant à réduire les risques de prédation (Bergerud et Page, 1987; Gustine et coll., 2006).

Caribou montagnard

Le caribou montagnard est présent dans les montagnes Rocheuses et sur la côte est de l'Amérique du Nord. À l'ouest, les caribous sont dispersés en de nombreuses populations le long des Rocheuses au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, en Alberta, en Colombie-Britannique et aux États-Unis (environ 70 populations; Figure 2; COSEPAC, 2011; 2014a). Deux populations de caribous montagnards sont présentes dans l'est du Canada : la population de la Gaspésie et celle des monts Torngat (Figure 3). Le caribou montagnard de la Gaspésie fréquente principalement les 802 km² du Parc national de la Gaspésie et les alentours (Monts Logan, Albert et McGerrigle) et constitue la seule population de caribous persistant au sud du fleuve Saint-Laurent (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). Cette population, tout comme celles de l'écotype forestier, connaît un déclin soutenu depuis les dernières décennies (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC,

2020). La population des monts Torngat occupe environ 5 300 km² dans le nord de la péninsule du Québec-Labrador (chaîne des monts Torngat, cordillère arctique; COSEPAC, 2017; Couturier et coll., 2018). Son aire de répartition chevauche le Québec, le Labrador et comprend le Parc national des Monts Torngat. Cette population a diminué depuis les années 1980, mais la tendance actuelle n'a pas été clairement établie (COSEPAC, 2017; Couturier et coll., 2018).

Le caribou montagnard est principalement sédentaire, vit en petits groupes et effectue de courtes migrations altitudinales des milieux subalpins vers les milieux alpins au printemps et à l'automne (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; EC, 2012b; Bélanger, 2017; ECCC, 2020). Les modalités de reproduction du caribou montagnard sont les mêmes que celle du caribou forestier.

Caribou migrateur

On dénombre 23 troupeaux de caribous migrants et de rennes autour du cercle polaire (Gunn et coll., 2011; CARMA, 2013). Ces troupeaux, dont l'effectif dépasse les quatre millions d'individus (Gunn et coll., 2011), sont majoritairement en déclin (Vors et Boyce, 2009). En Amérique du Nord, l'écotype migrateur est présent de l'Alaska jusqu'au Labrador, sur l'île de Baffin ainsi que sur les îles Southampton et Coats dans la baie d'Hudson (Figure 2). Dans le nord du Québec et au Labrador, les troupeaux de caribous migrants de la rivière George (8 100 caribous; MFFP et Terre-Neuve-et-Labrador, 2020) et de la rivière aux Feuilles (187 000 caribous; MFFP, 2018c) ont historiquement utilisé une aire de près d'un million de kilomètres carrés située principalement au nord du 53° parallèle, mais pouvant s'étendre jusqu'au 51° parallèle durant l'hiver (Le Corre et coll., 2020; Figure 3). L'effectif de ces deux populations a subi un déclin soutenu au cours des dernières décennies (Taillon et coll., 2016; COSEPAC, 2017; Brodeur et coll., 2018). La répartition du caribou migrateur au Québec et au Labrador recoupe les domaines bioclimatiques de la forêt boréale, la taïga, la toundra et la toundra arctique. Le troupeau de la rivière aux Feuilles utilise la partie nord-ouest du nord du Québec, sur le bord de la Baie James et chevauche les régions du Nunavik et de l'Eeyou Istchee Baie-James (Taillon et coll., 2016). L'aire de répartition du troupeau de la rivière George chevauche le Québec, le Labrador et le Nunatsiavut (Figure 3).

Les caribous de l'écotype migrateur vivent en troupeaux de plusieurs milliers à plusieurs centaines de milliers d'individus et effectuent des déplacements saisonniers au printemps et à l'automne de centaines de kilomètres entre la forêt boréale et la toundra arctique pour rejoindre respectivement des aires d'estivage et d'hivernage (Miller, 2003; Festa-Bianchet et coll., 2011). Tout comme pour les autres écotypes, le rut a lieu à l'automne. Au printemps, les caribous migrent vers des aires de mise bas traditionnelles, où les femelles se regroupent afin de donner naissance à leur petit (Bergerud et coll., 2008; Gunn et coll., 2011).

Différenciation génétique des écotypes

Il existe deux grandes lignées de descendance des caribous et des rennes dans le monde (Yannic et coll., 2014a). La lignée dite « euro-béringienne » est à l'origine des populations de rennes migrants et sédentaires d'Eurasie, et des caribous migrants, forestiers et montagnards de l'ouest du Canada (Nunavut, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique), de l'Alaska et de l'Arctique canadien. La lignée dite *nord-américaine* est à l'origine de tous les troupeaux allant de l'île de Terre-Neuve jusqu'aux contreforts des montagnes Rocheuses à l'ouest. Ainsi, les populations de caribous de

l'Amérique du Nord auraient évolué à partir de ces deux lignées génétiques qui se sont différenciées il y a plus de 300 000 ans, subissant des pressions de sélection différentes (Horn et coll., 2018). Les écotypes de caribous du Québec (migrateur, forestier et montagnard) appartiennent tous à un groupe génétiquement distinct des caribous présents dans l'Ouest canadien et des rennes d'Eurasie (Yannic et coll., 2014a).

Des travaux récents suggèrent une différenciation génétique au sein des populations de caribous du Québec et du Labrador (Courtois et coll., 2001a; Boulet et coll., 2007; Yannic et coll., 2016, 2018). Six sous-unités génétiques sont identifiées :

1. les populations de caribous forestiers situées à l'ouest de la rivière Romaine jusqu'à l'est de l'Abitibi (Québec; incluant la population isolée de caribous de Val-d'Or);
2. les populations de caribous forestiers de la Jamésie (Québec);
3. les troupeaux migrants de la rivière aux Feuilles et de la rivière George ainsi que de la population de caribous montagnards des monts Torngat (Québec et Labrador);
4. les populations de caribous forestiers du Labrador et du Québec, à l'est de la rivière Romaine;
5. la population de caribous forestiers de Charlevoix;
6. la population de caribous montagnards de la Gaspésie.

Il y a eu ou il existe encore certains échanges génétiques entre les quatre premières sous-unités, dont les aires de répartition se superposent partiellement. Les populations de Charlevoix et de la Gaspésie sont considérées comme génétiquement isolées des autres populations de caribous au Québec. On note, par exemple, des échanges entre la sous-unité de la Jamésie et celle du troupeau de la rivière aux Feuilles, et entre la sous-unité des troupeaux migrants et celle des populations de caribous forestiers du Labrador et de l'est du Québec. Bien que des sous-unités génétiquement distinctes puissent être identifiées, les caribous de ces sous-unités ne sont pas suffisamment différents du point de vue génétique pour être attribués à des sous-espèces différentes. Les caribous du Québec font donc tous partie de la même sous-espèce : *Rangifer tarandus caribou* (Yannic et coll., 2016).

Statuts légaux de protection

Principaux éléments à retenir

- Le gouvernement du Canada octroie des statuts légaux de protection en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP; L.C. 2002, ch. 29). Le gouvernement du Québec dispose de sa propre loi, soit la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (LEMV; RLRQ, c. E-12.01). Les deux gouvernements travaillent de façon concertée dans le cadre de l'Entente de collaboration pour la protection et le rétablissement des espèces en péril au Québec.
- En vertu de la LEMV, le caribou forestier est désigné comme une espèce vulnérable depuis 2005, alors que le caribou montagnard de la Gaspésie est désigné comme une espèce menacée depuis 2009.
- Depuis 2003, en vertu de la LEP, le caribou des bois, population boréale, mieux connu sous le nom de *caribou forestier* au Québec, est désigné comme une espèce menacée au Canada, alors que le caribou des bois, population de la Gaspésie-Atlantique, est désigné en tant qu'espèce en voie de disparition.

- Ces désignations légales ont mené le MFFP à mettre en place l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec et l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie. Leur mandat est de produire des plans de rétablissement et d'en coordonner la mise en œuvre. Ces plans contiennent l'ensemble des mesures et des actions prioritaires à réaliser pour favoriser le rétablissement de l'espèce.

Entente de collaboration Canada-Québec sur les espèces en situation précaire

Le gouvernement du Québec et le gouvernement du Canada ont conclu, en 2007, l'Entente de collaboration pour la protection et le rétablissement des espèces en péril au Québec. Cette entente permet aux deux gouvernements de travailler en complémentarité et de coordonner leurs interventions relatives à la protection et au rétablissement des espèces en situation précaire d'intérêt commun et de leur habitat. Le caribou et ses différents écotypes font partie des espèces d'intérêt commun au sens de cette entente.

Désignation légale au Canada

Caribou forestier

En réaction au déclin marqué des populations au Canada, le caribou des bois, population boréale, a été désigné à titre d'espèce menacée en 2003 en vertu de la LEP (L.C. 2002, ch. 29) du Canada. Cette désignation a été réexaminée et confirmée en novembre 2014 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2014).

Le gouvernement fédéral a déposé dans le Registre public des espèces en péril, en octobre 2012, une première version du Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale au Canada (EC, 2012a). En 2018, Environnement Canada a rendu public son Plan d'action pour le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale au Canada – Mesures fédérales (ECCC, 2018). En 2020, le Programme de rétablissement modifié du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada a été publié afin de mettre à jour les connaissances sur l'état des populations de caribous des bois et de leur habitat (ECCC, 2020).

En plus de la désignation par le gouvernement fédéral, le caribou des bois, population boréale, est désigné légalement en vertu des lois des provinces et des territoires où il est présent (Tableau 2).

Tableau 2. Désignation légale du caribou des bois, population boréale, à l'échelle provinciale et territoriale au Canada

Province et territoires	Désignation légale du caribou des bois, population boréale ¹	Entrée en vigueur
Territoires du Nord-Ouest	Menacée	2012
Yukon	Non listée	-----
Colombie-Britannique	Menacée – en voie de disparition	2010
Alberta	Menacée	2007
Saskatchewan	Non listée	-----
Manitoba	Menacée	1994
Ontario	Menacée	2007
Québec	Vulnérable (préoccupante – menacée)	2005
Terre-Neuve-et-Labrador	Menacée	2014 (Labrador : 2002)

¹ ECCC, 2019. Des termes similaires peuvent référer à des désignations et à des degrés de préoccupation différents selon la province ou le territoire.

Caribou montagnard de la Gaspésie

Le caribou des bois, population de la Gaspésie-Atlantique, ci-après appelé *caribou montagnard de la Gaspésie*, est inscrit en tant qu'espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP (L.C. 2002, c. 29) depuis 2003, après avoir d'abord été désignée comme étant menacée en 1984 (COSEPAC, 2000a).

En 2007, Environnement Canada a déposé dans le registre public des espèces en péril le Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie 2002-2012 (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2006). En 2020, une proposition du Programme de rétablissement modifié du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population de la Gaspésie-Atlantique, au Canada, a également été déposée au registre (ECCC, 2020).

Désignation légale au Québec

Caribou forestier

Au Québec, le caribou forestier a été désigné à titre d'espèce vulnérable en 2005 en vertu de la LEMV (RLRQ, c. E-12.01). À la suite de cette désignation, le gouvernement du Québec a mis en place des mesures afin de favoriser sa protection, parmi lesquelles se trouve la création de l'Équipe de

rétablissement du caribou forestier du Québec dont le mandat est d'élaborer des plans de rétablissement et d'émettre des recommandations au ministre des Forêts, de la Faune et des Parcs visant les populations de caribous forestiers et leur habitat. L'équipe a rédigé deux plans de rétablissement depuis sa création (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2013a) et produit deux bilans de la mise en œuvre des mesures favorisant le rétablissement du caribou forestier au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013b, 2020).

Caribou montagnard de la Gaspésie

La population de caribous montagnards de la Gaspésie est désignée en vertu de la LEMV (RLRQ, c. E-12.01) comme une espèce menacée depuis 2009 après avoir d'abord été désignée comme une espèce vulnérable en 2001 (RLRQ, c. E-12.01). Tout comme pour le caribou forestier, le gouvernement du Québec est responsable d'assurer l'acquisition de connaissances et d'établir un programme favorisant la survie et protégeant ou restaurant l'habitat de cette population. L'équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie a été formée et a publié des états de la situation et des recommandations pour le rétablissement de cette population au ministre des Forêts, de la Faune et des Parcs, et à différents intervenants (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2004, 2014, 2018).

Facteurs limitants et menaces

Principaux éléments à retenir

- Les facteurs limitants régissent naturellement la répartition et la démographie des populations de caribous. Ils peuvent toutefois évoluer en menaces lorsque leurs effets deviennent suffisamment importants pour compromettre le maintien d'une population.
- Les facteurs limitants et les menaces réels et potentiels au maintien des populations de caribous incluent les perturbations anthropiques et naturelles de l'habitat, le dérangement anthropique, le prélèvement, l'émergence de maladies et de parasites, les changements climatiques et les menaces d'autres natures (collisions routières et pollution).
- Ces facteurs limitants et ces menaces n'ont pas tous la même importance sur les populations de caribous. La principale menace pour le caribou forestier au Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie sont les perturbations anthropiques de l'habitat qui entraînent une augmentation de la prédation chez le caribou, une situation connue sous le nom de *phénomène de compétition apparente*.
- Certaines perturbations touchent des secteurs restreints de l'aire de répartition du caribou ou sont très ponctuelles (par exemple, chablis, avalanche, collisions routières) et ne constituent donc pas une menace au maintien des populations de caribous.
- Les conséquences de certains facteurs limitants et des menaces sont moins bien connues ou difficiles à prévoir à long terme (par exemple, changements climatiques, émergence de maladies et de parasites). Toutefois, les connaissances actuelles permettent d'identifier les impacts potentiels de ces facteurs et de ces menaces sur divers aspects de l'écologie du caribou.
- Quand plusieurs menaces sont combinées et amplifient leurs effets respectifs, on parle de *synergie des menaces*.

Les populations de caribous forestiers et montagnards sont sous l'effet de divers facteurs limitants et menaces agissant directement ou indirectement sur les caribous ainsi que sur les espèces compétitrices, sur les prédateurs ou sur les composantes de l'habitat du caribou. Un facteur limitant est un facteur écologique naturellement présent dans l'écosystème qui, par son action, détermine et influence la répartition et la démographie (croissance et abondance) d'une espèce dans un écosystème. Un facteur limitant peut avoir un effet régulateur (facteur régulateur) lorsque son action sur la répartition et la démographie d'une espèce est dépendante (ou inversement dépendante) de la densité de la population. Les différents facteurs limitants peuvent interagir entre eux et leur effet peut varier en durée et en intensité selon la phase démographique (croissance ou décroissance) de la population. Une menace est, quant à elle, un facteur qui par son action compromet les processus écologiques ou démographiques nécessaires à la présence d'une espèce animale ou végétale dans un écosystème. Une menace affecte directement et négativement la répartition et la démographie de la population d'intérêt. Les menaces sont souvent liées aux activités anthropiques, mais peuvent inclure des facteurs d'origine naturelle. Un facteur limitant peut devenir une menace lorsque son effet devient suffisamment important pour compromettre le maintien d'une population. Quand plusieurs menaces sont combinées et amplifient leurs effets respectifs, on parle de *synergie des menaces*.

La présence et l'intensité des impacts des facteurs limitants et des menaces diffèrent d'une population de caribous à une autre. Le caribou est une espèce particulièrement vulnérable en raison de sa faible productivité et de sa reproduction tardive comparativement aux autres espèces de cervidés telles que le cerf de Virginie et l'orignal (Sand, 1996; Reimers, 1997; COSEPAC, 2014b). Les divers facteurs limitants et menaces au maintien des populations de caribous forestiers et montagnards ont été identifiés et décrits à l'échelle du Canada dans les programmes de rétablissement du caribou forestier (EC, 2012a; ECCC, 2020) et du caribou montagnard de la Gaspésie (EC, 2007; ECCC, 2020), dans des rapports (par exemple, NCASI, 2020) et de nombreuses publications scientifiques (voir la littérature citée dans les sous-sections suivantes). Au Québec, les plans de rétablissement produits par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec et de l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie détaillent l'état des connaissances pour ces facteurs et ces menaces avec une attention particulière pour la situation du caribou forestier et du caribou montagnard de la Gaspésie (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2004, 2006, 2018). Les prochaines sections synthétisent les connaissances sur l'impact relatif des divers facteurs limitants et menaces au maintien ou au rétablissement des populations de caribous forestiers au Canada et au Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Les principaux facteurs limitants et menaces identifiés à l'échelle canadienne et à l'échelle du Québec sont présentés au Tableau 3.

Tableau 3. Synthèse, niveau de préoccupation et éléments clés de l'évaluation des principaux facteurs limitants et des menaces au maintien des populations de caribous forestiers au Canada et au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Le niveau de préoccupation est : 1) non évalué, lorsqu'il n'a pas été déterminé pour un écotype ou un secteur, 2) faible à élevé, selon l'évaluation par des experts, 3) non applicable, lorsque la situation n'existe pas. L'indication « Facteur limitant » ne constituant pas une menace, elle s'applique dans le cas d'un facteur agissant naturellement dans l'écosystème d'intérêt sans menacer le maintien des populations et la mention « Données insuffisantes » signifie que les connaissances actuelles ne permettent pas de déterminer le niveau de préoccupation du facteur limitant ou de la menace.

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
FACTEURS LIMITANTS				
Habitat et ressources alimentaires				
Habitat « naturel »	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace ^C	L'habitat « naturel » réfère à l'habitat utilisé par l'espèce lorsqu'il n'est pas affecté par des perturbations anthropiques. La disponibilité et la qualité de l'habitat « naturel » et des ressources alimentaires constituent des facteurs limitants pour les populations de caribous. Elles régissent naturellement la répartition et l'abondance de l'espèce et des écotypes. Toutefois, des modifications rapides, principalement d'origine anthropique, peuvent altérer la relation entre le caribou et

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
Ressources alimentaires	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace ^C	<p>son habitat. Ces modifications sont identifiées comme une menace au maintien des populations (voir la section « Perturbations anthropiques de l'habitat »).</p> <p>La valeur nutritionnelle des différentes espèces végétales consommées par le caribou et son rôle sur la condition physique, la survie et ultimement le maintien des populations de caribous ont fait l'objet de diverses études. Les données disponibles suggèrent que les caribous sont résilients aux variations (par exemple, saisonnières) dans la qualité et la disponibilité des ressources alimentaires. L'état physique des caribous suggère que l'alimentation ne serait pas au cœur des enjeux de conservation des populations.</p>
Compétition interspécifique pour les ressources alimentaires	Non évalué	Faible ^D	Faible ^C	<p>Selon les études disponibles, il y a peu de chevauchement entre le régime alimentaire du caribou et celui d'autres ongulés. Le potentiel de compétition interspécifique pour les ressources alimentaires est donc limité.</p>
Prédation				
Prédation	Facteur limitant ne constituant pas une menace dans des conditions naturelles	Facteur limitant ne constituant pas une menace dans des conditions naturelles	Facteur limitant ne constituant pas une menace dans des conditions naturelles ^C	<p>À l'échelle canadienne, le loup gris est le principal prédateur du caribou forestier. Dans certains secteurs, le grizzli, le cougar, l'ours noir, le lynx ou le coyote peuvent également être d'importants prédateurs de l'écotype forestier. Les principaux prédateurs du caribou montagnard de la Gaspésie sont le coyote et</p>

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
				<p>l'ours noir (à la suite de l'extirpation du loup au 19^e siècle).</p> <p>La prédation fait partie de l'écologie naturelle du caribou forestier et montagnard et est considérée comme une cause proximale de mortalité. Typiquement, les prédateurs capturent surtout les animaux malades, en mauvaise condition physique, ou les jeunes, souvent plus vulnérables à la prédation.</p> <p>Toutefois, des modifications, principalement d'origine anthropique, peuvent altérer la relation entre le caribou, son habitat et ses prédateurs, faisant de la prédation une menace au maintien des populations (voir la section « Perturbations anthropiques de l'habitat – Phénomène de compétition apparente »).</p>
Climat				
Climat	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace	Facteur limitant ne constituant pas une menace ^C	<p>Les conditions climatiques constituent un facteur limitant pour les populations de caribous puisqu'elles déterminent naturellement la répartition de l'espèce et des écotypes. Elles influencent la disponibilité et la qualité des ressources alimentaires et affectent la survie et la reproduction des individus, soit par la gestion du budget énergétique ou par la vulnérabilité à la prédation. Le caribou est bien adapté aux conditions climatiques présentes dans son aire de répartition.</p>

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
				Toutefois, les changements climatiques globaux ont le potentiel d'affecter la répartition spatiale des espèces (prédateurs, proies, insectes ou parasites) et d'altérer les cycles naturels de certaines perturbations (par exemple, feux). Un déséquilibre important entre le caribou et son environnement dû aux changements climatiques constituerait une menace au maintien des populations de caribous (voir la section « Changements climatiques »).
Maladies et parasites				
Maladies et parasites du caribou	Faible	Faible	Faible ^B	Une grande diversité de parasites et de maladies peut affecter le caribou. Ceux-ci ne constituent toutefois pas une menace préoccupante pour la santé des populations de caribous au Canada. Certains parasites et maladies font néanmoins l'objet de programmes de surveillance.
Dérangement par les insectes piqueurs				Le dérangement par les insectes piqueurs chez les caribous forestiers et montagnards est jugé limité. Toutefois, un déplacement vers le nord de l'aire de répartition du caribou forestier, en réponse à la perte de son habitat au sud et aux changements climatiques, pourrait accentuer l'impact de ce facteur.
Expansion et émergence des maladies et des parasites				Les changements climatiques et les modifications dans les conditions climatiques locales pourraient provoquer l'émergence de

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
				nouveaux parasites ou maladies, ou accentuer l'effet de ces derniers.
Perturbations naturelles de l'habitat				
Feux	Moyen	Non évalué (récemment identifié comme préoccupant) ^E	Données insuffisantes ^C	Certaines perturbations d'origine naturelle altèrent la composition et la structure de l'habitat du caribou. Leur incidence peut devenir une menace pour les populations de caribous, en particulier lorsque des activités anthropiques ou les changements climatiques en modifient les cycles naturels.
Épidémies d'insectes	Faible	Non évalué (récemment identifié comme préoccupant dans le secteur de la Côte-Nord ^F)	Moyen ^C	
Chablis	Non évalué	Non évalué	Faible ^C	En forêt boréale, les feux et les épidémies d'insectes sont les principaux agents naturels de perturbations de la mosaïque forestière. Leur impact constitue une cause non négligeable de perturbations de l'habitat pour le caribou.
Avalanches	Non applicable	Non applicable	Faible ^C	D'autres perturbations naturelles ponctuelles (par exemple, avalanches, chablis, glissements de terrain) sont susceptibles d'altérer la composition et la structure de l'habitat sur de petites superficies.

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
MENACES				
Perturbations anthropiques de l'habitat				
Modifications de la configuration de l'habitat	Élevé	Élevé (considéré comme extrême pour la majorité des populations de caribous forestiers au Québec, sauf pour le secteur Basse-Côte-Nord et la population Caniapiscau par le Gouvernement du Québec, en préparation)	Élevé ^{B, C}	<p>Les perturbations anthropiques sont une source importante de perte directe et fonctionnelle d'habitat pour le caribou, principalement via l'altération de la composition et de la configuration de l'habitat (réduction de la connectivité). Elles constituent la principale menace pour le maintien des populations de caribous forestiers et montagnards.</p> <p>L'aménagement forestier, en modifiant la composition et la configuration de l'habitat, conduit à une pression de prédation accrue sur le caribou qui se traduit par le phénomène de compétition apparente.</p>
Modification de la composition de l'habitat				
Phénomène de compétition apparente				
Dérangement anthropique				
Activités de développement industriel	Élevé	Élevé (considéré comme extrême pour la population de caribous forestiers de Val-d'Or, élevé pour Charlevoix et moyen pour les autres populations)	Moyen à élevé ^{B, C}	<p>Divers secteurs d'activités industrielles (par exemple, forestier, minier, pétrolier, éolien, hydroélectrique) modifient la composition et la structure de l'habitat. Ces secteurs d'activités s'accompagnent généralement d'un important réseau routier et d'autres structures linéaires (par exemple, pipelines, lignes électriques) contribuant à fragmenter l'habitat et à diminuer sa connectivité. Ces perturbations linéaires facilitent également les déplacements des prédateurs du caribou. La présence humaine et les infrastructures anthropiques modifient le</p>
Infrastructures de transport et autres structures linéaires	Élevé	Élevé (considéré comme extrême pour la population de caribous forestiers de Val-d'Or, élevé pour Charlevoix et moyen pour les autres populations)	Élevé ^C	

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
		par le Gouvernement du Québec, en préparation)		comportement du caribou qui tend à éviter les zones perturbées.
Activités récréotouristiques	Non évalué	Élevé (considéré comme extrême pour la population de caribous forestiers de Val-d'Or, élevé pour Charlevoix et moyen pour les autres populations par le Gouvernement du Québec, en préparation)	Faible à élevé ^{B, C}	Les zones et les infrastructures utilisées à des fins récréotouristiques entraînent un évitement et une perte fonctionnelle d'habitat chez le caribou. Cette réponse comportementale du caribou découle d'une perception de la présence humaine comme étant analogue à la présence de prédateurs. Diverses activités récréotouristiques (par exemple, randonnée pédestre, ski hors-piste, motoneige) peuvent induire une telle réponse chez le caribou.
Zone d'entraînement militaire	Non évalué	Faible ^G	Non évalué	L'effet du dérangement sonore ou lumineux associé aux activités industrielles et récréotouristiques sur le comportement du caribou est jugé faible.
Perturbations sonores et lumineuses	Faible à moyen	Non évalué	Non évalué	
Prélèvement				
Chasse sportive	Faible	Non applicable	Non applicable	La chasse au caribou forestier et au caribou montagnard de la Gaspésie est interdite au Québec. Peu d'actes de braconnage impliquant le caribou forestier et montagnard sont rapportés. Cette menace demeure toutefois préoccupante pour certaines
Récolte illégale (braconnage)	Données insuffisantes	Faible	Faible ^{B, C}	

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
Récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones	Données insuffisantes	Faible (considéré comme moyen pour les populations de caribous forestiers au nord de la limite territoriale des forêts attribuables et élevé dans le secteur Basse-Côte-Nord par le Gouvernement du Québec, en préparation)	Faible^B	populations, particulièrement celles qui sont isolées de l'aire de répartition continue. Pour plusieurs nations et communautés autochtones, le caribou a une grande valeur culturelle et spirituelle. Si certaines d'entre elles ont cessé la récolte de caribous, plusieurs souhaitent le maintien de la chasse ou un retour à celle-ci. Or, la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales peut représenter un facteur de mortalité additionnel non négligeable pour le caribou forestier et ainsi accélérer le déclin des populations.
Changements climatiques				
Modification de l'habitat	Moyen	Données insuffisantes	Données insuffisantes ^{C,H}	Les impacts des changements climatiques sur les populations de caribous et sur leur habitat sont difficiles à évaluer et à prévoir. Il est attendu que l'augmentation actuelle et anticipée des températures moyennes et les modifications du régime de précipitations affectent, entre autres, la composition et la structure des communautés animales et végétales, le régime des feux dans l'habitat du caribou, les relations prédateurs-proies et la prévalence de maladies et de parasites (voir la section « Changements climatiques »).
Changement des conditions climatiques				

Facteurs limitants et menaces	Niveau de préoccupation			Éléments clés
	Caribou forestier		Caribou de la Gaspésie	
	Échelle canadienne ^A	Échelle du Québec ^B		
Autres menaces				
Collisions routières	Faible	Faible	Faible ^B	Les collisions routières entre des véhicules et des caribous sont très rares. Ces événements ne posent pas de menace immédiate au maintien des populations.
Pollution	Faible	Non évalué	Données insuffisantes ^C	Il existe peu d'information quant aux impacts et à la fréquence de l'exposition du caribou forestier et montagnard à des polluants.

^A Niveaux de préoccupation des facteurs limitants et des menaces tirés du programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada (EC, 2012a).

^B Niveaux de préoccupation des facteurs limitants et des menaces tirés du rapport sur la hiérarchisation des facteurs de mortalité et l'identification des mesures de gestion pour le caribou forestier du Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie (Gouvernement du Québec, en préparation).

^C Niveaux de préoccupation des facteurs limitants et des menaces tirés du programme de rétablissement modifié du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population de la Gaspésie-Atlantique [Proposition], au Canada (ECCC, 2020).

^D Tiré de Courtois, 2003.

^E Tiré de Pierre, 2015; Rudolph et coll., 2017; Lafontaine et coll., 2019.

^F Tiré de Labadie et coll., 2021.

^G Évalué dans le bilan de mi-parcours du Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) du Québec (1^{er} juin au 31 mars 2018; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2020).

^H Récemment identifié comme préoccupant quant aux conséquences sur la composition et la configuration de l'habitat (Bauduin et coll., 2018; 2020).

Facteurs limitants

Habitat et ressources alimentaires

Principaux éléments à retenir

- Les connaissances acquises à ce jour permettent d'identifier les caractéristiques de l'habitat essentiel du caribou forestier, soit de vastes étendues de forêt boréale mature, des landes à lichens, des tourbières présentant un haut niveau de connectivité et un faible taux de perturbations naturelles et anthropiques. En hiver, ce caribou tend à sélectionner les secteurs avec une forte biomasse de lichens et où l'épaisseur de neige est moindre.
- L'habitat essentiel du caribou montagnard de la Gaspésie est constitué de toundra alpine et de forêt subalpine. En hiver, ce caribou peut également utiliser les peuplements matures de conifères dans l'étage montagnard.
- Au Québec, la taille des domaines vitaux des caribous forestiers varie entre 300 km² et plus de 1 800 km². Chez le caribou montagnard de la Gaspésie, la taille moyenne des domaines vitaux varie autour de 220 km².
- Les lichens constituent une ressource alimentaire importante pour le caribou forestier, particulièrement en hiver. En été, le caribou consomme d'autres types de ressources, telles des plantes herbacées, des graminées, le feuillage d'arbustes ou d'essences ligneuses, des prêles et des trèfles d'eau.
- Le caribou montagnard de la Gaspésie consomme principalement des lichens arboricoles en hiver et du genévrier, du sapin baumier et des prêles en été, ainsi que d'autres types de ressources telles que le feuillage d'arbustes ou d'essences ligneuses et des graminés.
- La compétition pour les ressources alimentaires entre les caribous et les autres espèces d'herbivores est considérée comme faible.
- Malgré les nombreuses études et diverses méthodes employées pour déterminer la composition du régime alimentaire du caribou, il reste difficile d'établir la valeur nutritionnelle des espèces consommées par le caribou. L'alimentation ne serait toutefois pas un enjeu de conservation des populations de caribous ailleurs au Canada.

La disponibilité et la qualité de l'habitat et des ressources alimentaires constituent des facteurs limitants pour les populations de caribous puisqu'elles régissent naturellement la répartition de l'espèce et des écotypes, affectent la survie et la reproduction des individus et, par le fait même, régulent leur abondance. Toutefois, des modifications rapides et d'origine anthropiques peuvent altérer la relation entre le caribou et son habitat et devenir une menace au maintien des populations (voir la section « Perturbations anthropiques de l'habitat »).

Utilisation et sélection de l'habitat par le caribou

L'habitat est généralement défini comme l'environnement dans lequel évolue un organisme, et il est spécifique à une espèce, à un écotype ou à une population (Darracq et Tandy, 2019). Il constitue la zone dans laquelle l'organisme trouve les conditions écologiques et environnementales (par exemple,

ressources alimentaires, abri ou couvert de protection, partenaires sexuels) nécessaires à sa survie et à sa reproduction (Morrison et coll., 2006). Les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat renseignent sur les relations qu'entretient un organisme avec son habitat. Ceci permet d'identifier les caractéristiques de l'habitat qui sont préférées ou qui sont essentielles à la survie et au maintien des populations.

La sélection d'habitat est un processus au cours duquel un organisme choisit ou évite certaines caractéristiques ou certaines ressources alimentaires, selon leur disponibilité dans le paysage. Les facteurs limitants pour sa survie et sa reproduction influencent les patrons de sélection de l'habitat (par exemple, évitement des secteurs plus risqués pour la prédation), et l'importance relative de ces facteurs se reflèterait dans l'échelle spatiale et temporelle de la sélection (Rettie et Messier, 2000; Johnson et coll., 2001). En influençant les coûts et les bénéfices de la sélection d'un milieu donné par un individu, la disponibilité relative de différents types de milieux à l'échelle du paysage fait varier les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat (concept de réponses fonctionnelles en sélection de l'habitat; Mysterud et Ims, 1998; Dupke et coll., 2021). Cette variation peut différer entre les individus d'une même population en fonction de leur statut (par exemple, leur sexe, leur statut reproducteur ou leur condition physique) et des conditions présentes dans l'environnement (par exemple, la disponibilité des ressources alimentaires; Mysterud et Ims, 1998). Les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat sont donc le reflet observable des relations complexes qu'entretient un organisme avec son environnement.

L'utilisation et la sélection de l'habitat par le caribou forestier ont fait l'objet de nombreuses études à l'échelle de son aire de répartition nord-américaine (par exemple, Johnson et coll., 2002; EC, 2008; Fortin et coll., 2008; Hins et coll., 2008; Leblond et coll., 2011, 2015; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2012, 2014; Moreau et coll., 2012; Latombe et coll., 2014; Losier et coll., 2015; Hornseth et Rempel, 2016; Lafontaine et coll., 2019). Ces études abondent toutes dans le même sens : le caribou sélectionne les milieux peu ou pas perturbés et interconnectés. De manière générale, le caribou forestier nécessite de vastes étendues forestières peu ou pas perturbées, plus particulièrement les forêts de conifères matures et les forêts anciennes (à canopée ouverte ou fermée) qui contiennent des lichens et qui s'entremêlent avec des milieux plus ouverts tels que des tourbières, des plans d'eau, des plateaux et des vallées. Une telle mosaïque forestière est peu propice à l'établissement de hautes densités d'autres ongulés comme le cerf de Virginie ou l'orignal, mais s'avère favorable au caribou par sa nature grégaire et les particularités liées à son alimentation et à son cycle de vie (voir les sections « Domaines vitaux, déplacements et fidélité au domaine vital » et « Besoins nutritionnels et régime alimentaire »). Ceci permet le maintien de faibles densités de prédateurs (voir la section « Phénomène de compétition apparente »), réduisant ainsi le risque de prédation pour le caribou. Les brûlis récents (< 20 ans) sont généralement peu utilisés ou évités par le caribou forestier (voir la rubrique « Feux » dans la section « Perturbations naturelles de l'habitat »; Schaefer et Pruitt, 1991; Rettie et Messier, 2000; Courtois et coll., 2008; EC, 2011, 2012a; Lafontaine et coll., 2019; Silva et coll., 2020).

Bien que la préférence pour des peuplements matures et peu ou pas perturbés soit commune à l'ensemble des populations de l'écotype forestier, les milieux utilisés et sélectionnés varient à l'échelle de son aire de répartition au Canada. Au nord-est de l'Alberta, le caribou occupe toute l'année les habitats dominés par des tourbières (Stuart-Smith et coll., 1997; Bradshaw et coll., 1995), alors que dans le nord-est de l'Ontario, il est principalement présent dans les massifs de forêts matures d'épinettes (*Picea* spp.; EC, 2012a). Au Québec, le caribou forestier est présent principalement dans les peuplements matures de résineux (domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc, de la pessière à mousse et de la

pepsière à lichens) et tend à éviter les jeunes peuplements (5 ans à 40 ans), les peuplements matures mixtes et feuillus de même que les perturbations anthropiques et naturelles récentes (Courtois et coll., 2008; Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Lafontaine et coll., 2019). Il utilise également des milieux ouverts tels que les tourbières, les landes à lichens (moins de 5 ans) et les résineux ouverts avec et sans lichens (Courtois et coll., 2008; Leblond et coll., 2011; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Lafontaine et coll., 2019). Le caribou utilise également sur de courtes périodes certains jeunes peuplements (moins de 5 ans) issus de perturbations d'origine naturelle ou humaine (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Perturbations naturelles de l'habitat »).

En hiver, les conditions climatiques, en particulier les conditions d'enneigement (épaisseur et degré de compaction de la neige), influencent les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat par le caribou forestier. Au cours de l'hiver et jusqu'au début du printemps, le caribou forestier utilise généralement des milieux possédant une biomasse élevée en lichens et où l'épaisseur de neige est moindre (Johnson et coll., 2001; Fortin et coll., 2008; Courbin et coll., 2009; Mayor et coll., 2009). Par exemple, l'utilisation de sites présentant un important couvert forestier par les caribous de l'Alberta en hiver leur donnait accès à plus du double de la biomasse en lichens terricoles (*Cladonia* spp. et *Cetraria* spp.) par rapport aux caribous utilisant des sites en pente et ouverts (Johnson et coll., 2001). Au Québec, durant la période hivernale, le caribou forestier sélectionne les peuplements de résineux avec et sans lichens, les landes à lichens terricoles de même que les tourbières (Courtois et coll., 2003c; Briand et coll., 2009; Latombe et coll., 2014). En été, les changements dans la disponibilité des ressources et dans les conditions climatiques peuvent entraîner des modifications dans les milieux utilisés et sélectionnés par les caribous forestiers (Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009). De façon générale, toutefois, la sélection pour les peuplements matures de conifères avec ou sans lichens perdure durant la saison estivale (Courbin et coll., 2009; Hins et coll., 2009; Latombe et coll., 2014).

Tout comme l'écotype forestier, le caribou montagnard de la Gaspésie requiert de grandes étendues peu ou pas perturbées pour se maintenir (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). L'habitat essentiel du caribou montagnard de la Gaspésie se situe à des altitudes supérieures à 700 m et est constitué principalement de toundra alpine et de forêt subalpine. En hiver, en fonction des conditions d'enneigement, le caribou montagnard de la Gaspésie sélectionne les sommets ainsi que les peuplements matures de conifères, principalement les sapinières, qui se retrouvent dans la strate montagnarde (Mosnier et coll., 2003).

Domaines vitaux, déplacements et fidélité au domaine vital

Le domaine vital est défini comme la zone utilisée par un animal pour effectuer ses activités sur une base annuelle ou saisonnière (Burt, 1943; Wilson et coll., 2019). À l'échelle canadienne, la taille des domaines vitaux annuels rapportée chez les femelles caribous varie entre 312 km² à plus de 8 000 km² (Brown et coll., 2003; Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Wilson et coll., 2019). Au Québec, la taille des domaines vitaux rapportée pour l'écotype forestier variait entre près de 300 km² et plus de 1 800 km² (Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Le taux de perturbations anthropiques ou naturelles de l'habitat s'avère un déterminant important de la taille du domaine vital chez le caribou forestier. Son accroissement entraîne généralement une augmentation rapide et de courte durée de la taille des domaines vitaux, puis une réduction marquée de ceux-ci. Cette diminution est attribuable aux changements de composition et de configuration de l'habitat sous l'influence des perturbations (voir la

section « Perturbations anthropiques de l'habitat »; Courtois et coll., 2008; Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Beauchesne et coll., 2014b; MacNearney et coll., 2016; Wilson et coll., 2019). La saisonnalité et les différentes périodes du cycle vital du caribou (par exemple, la mise bas et le rut) influencent également le taux de déplacement et la taille du domaine vital (Ferguson et Elkie, 2004; Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Une part de la variabilité dans la taille des domaines vitaux est attribuable à la méthodologie de calcul utilisée.

La taille moyenne des domaines vitaux chez le caribou montagnard de la Gaspésie est relativement petite ($219 \pm 339 \text{ km}^2$ [moyenne \pm écart type]; F. Lesmerises et M.-H. St-Laurent, données non publiées) comparativement à celle observée chez le caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). La stratégie utilisée par le caribou montagnard de la Gaspésie afin de réduire les risques associés à la prédation repose sur l'utilisation de milieux dénudés alpins, en particulier les sommets. Ces secteurs sont évités par les autres espèces de cervidés et les prédateurs potentiels. Toutefois, étant donné leur disponibilité limitée, les domaines vitaux observés chez cette population demeurent restreints comparativement à ceux observés chez l'écotype forestier. Anecdotiquement, certains individus ont effectué des excursions au-delà de l'aire de répartition définie pour cette population (Mosnier et coll., 2003; Lesmerises et coll., 2017), mais ce comportement est rare.

Lors de la mise bas, les femelles ont des besoins précis en habitat. Les femelles gestantes se dispersent et sélectionnent des types de milieux isolés (par exemple, îles, rives des lacs, tourbières, forêts matures, sommets de montagne; Stuart-Smith et coll., 1997; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2012; Walker et coll., 2021) où elles mettront bas seules. Un tel comportement vise à limiter le risque de prédation en se distançant le plus possible des autres caribous (Bergerud et Page, 1987; Gustine et coll., 2006), mais aussi des secteurs perturbés où le risque de prédation est élevé (Leclerc et coll., 2012). Ce comportement est également observé chez le caribou de la Gaspésie, où les femelles se dispersent et mettent bas dans des sites dénudés arbustifs ou rocheux ainsi que dans des peuplements ouverts de résineux (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). De plus, les femelles de l'écotype forestier tendent à démontrer une certaine fidélité au domaine vital de mise bas d'une année à l'autre (Faille et coll., 2010), fidélité associée à une meilleure survie des jeunes (Lafontaine et coll., 2017). Lors de la mise bas, cette fidélité semble fortement affectée par le régime de perturbations de l'habitat chez certaines populations, où une baisse de la fidélité a été observée dans des habitats présentant des taux élevés de perturbations (Faille et coll., 2010; Lafontaine et coll., 2017; voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Perturbations naturelles de l'habitat »).

Habitat essentiel

La définition biologique de l'habitat essentiel regroupe les caractéristiques essentielles au maintien ou au rétablissement de l'espèce ou d'une population. Les connaissances acquises jusqu'à ce jour et présentées dans les sections précédentes permettent d'identifier les caractéristiques de l'habitat essentiel du caribou et de décrire l'état actuel de cet habitat dans les différentes aires de répartition du caribou forestier (EC, 2008; 2011). À noter : dans ce document, l'expression *habitat essentiel* a un sens strictement biologique et ne réfère pas à la désignation légale en vertu de la LEP (L.C. 2002, ch. 29).

Pour le caribou forestier, l'habitat essentiel est constitué de vastes étendues de forêt boréale mature, de tourbières et de landes à lichens présentant un haut niveau de connectivité et un faible taux de

perturbations naturelles et anthropiques (EC, 2008, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). Des travaux pancanadiens ont permis d'établir que le taux de perturbations anthropiques et naturelles ne devrait pas dépasser 35 % de l'aire de répartition d'une population pour que celle-ci ait environ 60 % de probabilité de se maintenir (pour plus de détails sur l'évaluation de ce seuil de perturbation, voir la section « Paramètres de l'habitat favorisant l'autosuffisance »; EC, 2011).

Pour le caribou montagnard de la Gaspésie, l'habitat essentiel est défini comme la toundra alpine, la forêt subalpine et les peuplements matures de conifères (sapinière et pessière) bordant les sommets des montagnes dans l'étage montagnard, et qui présente un faible taux de perturbations naturelles et anthropiques. Ces types de milieux présentent les conditions et les caractéristiques assurant aux individus une connectivité facilitant les déplacements, permettant la complétion du cycle vital du caribou et menant à un risque relativement faible de prédation (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; Lesmerises et St-Laurent, 2018; ECCC, 2020).

Besoins nutritionnels et régime alimentaire

L'hiver est la saison où le caribou dispose de ressources alimentaires plus rares et durant laquelle il peut connaître une privation induisant une dégradation de sa condition physique (Parker et coll., 2005). Bien que les caribous soient en mesure de faire face à cette diminution saisonnière importante de la disponibilité des ressources alimentaires, leur résilience face à d'autres facteurs limitants ou aux menaces peut être affectée (par exemple, plus grande vulnérabilité à la prédation; Bergerud et Elliot, 1986). L'alimentation hivernale du caribou forestier est principalement composée de lichens terricoles (*Cladonia* spp., *Cetraria* spp., *Parmelia* spp.) et, dans une moindre mesure, lorsque le couvert de neige devient trop important pour s'alimenter au sol, de lichens arboricoles (*Alectoria* spp., *Bryoria* spp., *Usnea* spp.; Rettie et coll., 1997; Thomas et coll., 1996; Dzus, 2001; Thompson et coll., 2015; Denryter et coll., 2017; NCASI, 2007, 2020). Le caribou est d'ailleurs bien adapté à une consommation importante de lichens pour subvenir à ses besoins nutritionnels (COSEPAC, 2011). Les lichens peuvent composer près de 80 % de l'alimentation du caribou en hiver (Rettie et coll., 1997; Thompson et coll., 2015; Denryter et coll., 2017). La présence de lichens terricoles et arboricoles est fortement associée aux peuplements de conifères matures (Stone et coll., 2008; Wagner et coll., 2014; Boudreault et coll., 2015). D'autres ressources (par exemple, brout de feuillus et résineux) constituent également l'alimentation du caribou forestier, contribuant à l'accumulation de réserves en période préhivernale (Rominger et Oldemeyer, 1990).

La consommation de lichens diminue à mesure que d'autres ressources alimentaires deviennent disponibles après la saison hivernale. Les lichens étant pauvres en protéines (Storeheier et coll., 2002), la transition vers une alimentation plus riche en protéines permet de combler les besoins du caribou qui sont particulièrement importants chez les femelles durant la fin de la gestation et la lactation. Durant les premières semaines suivant la mise bas, le besoin en protéines peut croître de 110 % à 130 % (Barboza et Parker, 2008; Parker et coll., 2009). Au printemps et en été, le caribou forestier consomme des plantes herbacées (*Carex* spp., *Eriophorum vaginatum*), des graminées (*Poacea* spp.) et des feuilles d'arbustes ou d'essences ligneuses (*Betula* spp., *Populus* spp., *Salix* spp., *Vaccinium* spp., *Cornus* spp.; McNeil et coll., 2020). Dans les tourbières, le caribou forestier s'alimente de prêles (*Equisetum* spp.) et de trèfles d'eau (*Menyanthes trifoliata*; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). À la fin de l'été et à l'automne, les champignons sont également consommés selon leur disponibilité. La

contribution des lichens à l'alimentation printanière et estivale du caribou forestier, bien que moins élevée que celle en hiver, atteint tout de même de 20 % à > 50 % de l'alimentation du caribou forestier (Thompson et coll., 2015; Denryter et coll., 2017).

Le milieu alpin, subalpin et montagnard occupé par le caribou montagnard de la Gaspésie influence l'alimentation de cette population. L'alimentation hivernale du caribou montagnard de la Gaspésie se compose principalement de lichens arboricoles présents en sapinières matures, de mousses et de lichens terricoles (St-Laurent et coll., 2009; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). L'accès et la disponibilité de lichens terricoles étant plus faible en milieu alpin et subalpin, la contribution de cette ressource, bien qu'elle soit consommée par le caribou, demeure marginale en comparaison de celle des lichens arboricoles (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). L'alimentation estivale du caribou montagnard de la Gaspésie se compose principalement de genévrier commun (*Juniperus communis*), de sapin baumier (*Abies balsamea*), de prêle des champs (*Equisetum arvense*) et de diverses autres ressources de l'étage arbustif et herbacé (Christopherson et coll., 2019; Rioux, données non publiées).

L'alimentation du caribou a principalement été déterminée par des approches indirectes telles que l'analyse des échantillons fécaux et la description des sites d'alimentation. Ces approches ont fait l'objet de diverses critiques méthodologiques. Par exemple, il peut exister des différences entre ce qui est réellement ingéré et ce qui est détecté dans les fèces selon la digestibilité des ressources, biaisant ainsi l'importance relative de certaines ressources identifiées dans l'alimentation (Klare et coll., 2011; Nielsen et coll., 2018). L'utilisation d'approches directes d'observation des comportements d'alimentation (par exemple, observateurs présents ou colliers caméras) permet de mieux cerner les composantes de l'alimentation du caribou, bien que certaines critiques concernant l'influence de la semi-domestication ou de la présence d'un observateur sur le comportement d'alimentation soient également formulées (Newmaster et coll., 2013; Thompson et coll., 2015; Denryter et coll., 2017, 2020; McNeil et coll., 2020). En raison des diverses méthodes employées pour déterminer la composition du régime alimentaire du caribou, il demeure difficile d'établir de manière standardisée la valeur nutritionnelle des différentes espèces végétales que l'animal consomme et leur importance respective pour la condition physique, la survie et, ultimement, le maintien des populations (voir la revue dans NCASI, 2020). Toutefois, des études récentes ont permis d'établir des valeurs nutritionnelles de référence pour les composantes de l'alimentation du caribou et d'en interpréter les effets sur la condition physique des individus (Denryter et coll., 2017, 2020). Les données disponibles suggèrent que les caribous sont résilients aux variations dans la qualité et la disponibilité des ressources alimentaires (par exemple, variations saisonnières) et que l'alimentation ne serait pas un enjeu de conservation des populations de caribous au Canada (Wittmer et coll., 2005a; Courtois et coll., 2007; Festa-Bianchet et coll., 2011; Gustine et coll., 2012; McLellan et coll., 2012). Le caribou peut néanmoins montrer une prise de risque plus élevée dans certains types de milieu en fonction par exemple de la disponibilité et de la qualité des ressources alimentaires (Bastille-Rousseau et coll., 2015; Schaefer et coll., 2016). Le choix des sites d'alimentation chez le caribou peut également être influencé par la présence de prédateurs ou de compétiteurs (Leblond et coll., 2016; Mallon et coll., 2016). Au Québec, la disponibilité des ressources alimentaires n'est pas identifiée comme une menace au maintien des populations de caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie (Bergerud et Mercer, 1989; Sebbane et coll., 2003; Courtois et coll., 2008).

Compétition interspécifique pour les ressources alimentaires

La compétition interspécifique pour les ressources alimentaires survient entre deux espèces lorsque ces dernières sont présentes dans un même milieu, avec des ressources limitées et un régime alimentaire similaire (Miller, 1967). Peu d'études se sont intéressées à la compétition interspécifique pour les ressources alimentaires entre le caribou et d'autres espèces d'herbivores. Au Yukon, le chevauchement entre le régime alimentaire hivernal du bison (*Bison bison*) et du caribou forestier est faible (environ 10 %), rendant peu probable toute forme de compétition interspécifique pour les ressources alimentaires entre ces deux espèces (Fischer et Gates, 2005; Jung et coll., 2015). Un faible chevauchement du régime alimentaire hivernal et un chevauchement modéré en été ont été rapportés au Yukon entre le caribou forestier et l'orignal (Jung et coll., 2015). Au Québec, la compétition interspécifique pour les ressources alimentaires est considérée comme faible entre le caribou forestier et l'orignal (Courtois, 2003). Dans le cas du caribou montagnard de la Gaspésie, il ne semble pas exister actuellement de compétition directe importante pour les ressources alimentaires entre le caribou et l'orignal (Christopherson et coll., 2019).

Prédation

Principaux éléments à retenir

- La prédation est un facteur limitant naturel des populations de caribous forestiers et montagnards.
- Les principaux prédateurs du caribou forestier dans l'est du Canada sont le loup gris, l'ours noir, le coyote et le lynx du Canada. Le loup gris constitue le principal prédateur des adultes chez le caribou forestier au Québec, alors que le coyote constitue le principal prédateur du caribou montagnard de la Gaspésie.
- Afin d'atténuer les risques de prédation, plusieurs comportements sont adoptés par les caribous, tels que la sélection d'habitat moins favorable aux prédateurs et aux proies alternatives, la dispersion en petits groupes et une fidélité élevée à des domaines vitaux saisonniers, en particulier lors de la mise bas et en hiver.
- La prédation devient une menace au maintien des populations de caribous lorsqu'il y a un déséquilibre des relations entre les caribous et leurs prédateurs. Les modifications de la composition et de la configuration de l'habitat sont responsables d'un tel déséquilibre, en favorisant la présence de proies alternatives et le maintien de populations de prédateurs plus abondantes.
- Les modifications de l'habitat amplifient les effets de la prédation et représentent la cause ultime du déclin de la plupart des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie.

La prédation fait partie de l'écologie naturelle du caribou forestier. Le loup gris (*Canis lupus*; ci-après appelé *loup*) est le principal prédateur du caribou forestier au Canada. Dans l'ouest du Canada, le grizzli (*Ursus arctos*) et le cougar (*Puma concolor*) peuvent être les principaux prédateurs de certaines populations (Gau et coll., 2002; White et coll., 2020). Dans l'est du Canada, l'ours noir (*Ursus americanus*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*) et le coyote (*Canis latrans*) peuvent être d'importants

prédateurs du caribou (Feldhamer et coll., 2003; Huang et coll., 2021). Quelques mentions de prédation de faons par l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) ont aussi été répertoriées en Amérique du Nord (Miller, 2003). Pour plus de détails sur ces prédateurs et leur relation avec les caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie, voir le rapport du Comité technique sur les mesures de gestion (Gouvernement du Québec, en préparation).

Bien que la prédation sur des adultes en bonne condition physique soit possible, les animaux malades, vieux ou en mauvaise condition physique et les jeunes, souvent plus lents et moins agiles que les adultes, sont plus vulnérables et plus susceptibles d'être capturés par les prédateurs (Temple, 1987). Ainsi, dans une population de caribous, même en l'absence de perturbations humaines, il est normal que la prédation prélève une certaine proportion des individus. Le caribou est particulièrement vulnérable à la prédation puisqu'il montre une faible productivité et un taux de recrutement relativement bas comparativement aux autres espèces d'ongulés (Bergerud, 1974; Beauchesne et coll., 2014a). En ce sens, la prédation peut influencer significativement la dynamique des populations de caribous (Wittmer et coll., 2005a; Bergerud et coll., 2008; Pinard et coll., 2012; Mahoney et coll., 2016), particulièrement lorsqu'une population présente un faible effectif ou est en déclin (Wittmer et coll., 2005a; Bastille-Rousseau et coll., 2016).

Dans l'aire de répartition du caribou forestier au Québec, le loup est le principal prédateur des caribous adultes alors que l'ours noir est considéré comme le principal prédateur des faons (Leclerc et coll., 2014). Par exemple, dans la réserve faunique des Laurentides, tous les cas de prédation confirmés de caribous adultes ont été causés par des loups, alors que 94 % des cas de prédation confirmés de faons étaient attribuables à l'ours noir (Pinard et coll., 2012). Le caribou forestier atténue la pression de prédation en utilisant des types de milieux moins avantageux pour les prédateurs et leurs proies alternatives (Bergerud et coll., 1990; McLoughlin et coll., 2005; Gustine et coll., 2006; Pinard et coll., 2012; Basille et coll., 2015), en se dispersant en petits groupes (Stuart-Smith et coll., 1997), en montrant une fidélité élevée à des domaines vitaux saisonniers, en particulier lors de la mise bas (Scheafer et coll., 2000; Rettie et Messier, 2001; Wittmer et coll., 2006; Faille et coll., 2010) et en hiver (Lafontaine et coll., 2017). Ces comportements maximisent la survie en réduisant la probabilité de rencontre avec des prédateurs tout en favorisant la sélection de sites où la distribution des ressources et des risques est mieux connue (Scheafer et coll., 2000; Rettie et Messier, 2001; Wittmer et coll., 2006; Donovan et coll., 2017). Une fidélité élevée au domaine vital de mise bas a été associée à une survie plus élevée chez les faons, alors qu'une baisse de la fidélité au domaine vital hivernal semble optimiser la survie des adultes en hiver (Lafontaine et coll., 2017). Il arrive toutefois que l'utilisation de certains types de milieux expose le caribou à un risque de prédation plus élevé, par exemple lorsque ce dernier montre une prise de risque plus élevée au sein d'un habitat présentant de hauts taux de perturbations (Hins et coll., 2009; Leclerc et coll., 2014; Bastille-Rousseau et coll., 2015; Losier et coll., 2015; Leblond et coll., 2016; Scheafer et coll., 2016).

Les principaux prédateurs du caribou montagnard de la Gaspésie sont l'ours noir et le coyote puisque le loup est absent au sud du fleuve Saint-Laurent (Crête et Desrosiers 1995). Au début des années 1900, le développement de l'agriculture et un programme de chasse intensive au sud du fleuve Saint-Laurent ont progressivement mené à l'extermination du loup sur l'ensemble du territoire au sud du fleuve Saint-Laurent (Peterson, 1966). Par la suite, l'aménagement forestier a conduit à une modification de la structure et de la composition de la mosaïque forestière, ce qui a favorisé la colonisation par le coyote (Larivière et Crête, 1992; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). Aujourd'hui, le

coyote est bien établi dans l'aire de répartition du caribou montagnard de la Gaspésie et il est, avec l'ours noir, le principal prédateur influant sur la survie des faons (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020; Frenette et coll., 2020). Le coyote serait responsable de près de 64 % de la mortalité chez les faons et l'ours noir, de 27 % (Crête et Desrosiers, 1995). Leur effet sur le recrutement chez le caribou serait modulé par la densité relative d'originaux dans la péninsule gaspésienne (Frenette et coll., 2020).

Le caribou montagnard adopte des comportements visant à limiter la prédation qui sont similaires à ceux de l'écotype forestier. Les caribous montagnards se dispersent en petits groupes et montrent un fort degré de fidélité aux domaines vitaux saisonniers, en particulier lors de la mise bas (St-Laurent et coll., 2015; ECCC, 2020). Le comportement de sélection d'habitat de l'écotype montagnard est toutefois caractérisé par des déplacements altitudinaux en hiver permettant l'utilisation de milieux alpins moins accessibles aux prédateurs et où le faible couvert végétal améliore la détection des prédateurs (Apps et coll., 2001; Mosnier et coll., 2003; ECCC, 2020).

Pour qu'une population de proies puisse se maintenir à long terme, l'effectif des proies et celui des prédateurs doivent varier de telle sorte que le taux de prédation soit soutenable dans le temps, c'est-à-dire compensé par des naissances en quantité suffisante. La prédation devient une menace lorsque les effets directs (par exemple, mortalité) et indirects (par exemple, augmentation de la vigilance ou évitement d'un type de milieu) de la prédation sont amplifiés par des facteurs externes (par exemple, perturbations anthropiques). La prédation est considérée comme une cause proximale de mortalité puisque les prédateurs sont directement responsables des mortalités. Toutefois, les modifications de l'habitat résultant principalement des perturbations anthropiques amplifient les effets de la prédation et représentent la cause ultime du déclin de la plupart des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards (voir la section « Phénomène de compétition apparente »).

Climat

Principaux éléments à retenir

- Les conditions climatiques constituent un facteur limitant pour les populations de caribous puisqu'elles régissent naturellement la répartition géographique de l'espèce, influencent la disponibilité et la qualité des ressources alimentaires et affectent la survie et la reproduction des individus.
- Le caribou est bien adapté aux conditions climatiques rencontrées dans son aire de répartition. Toutefois, les changements climatiques ont le potentiel de devenir une menace au maintien des populations de caribous en altérant les relations entre le caribou, les prédateurs, les autres espèces d'ongulés et les parasites, et en modifiant la composition de l'habitat.

Les conditions climatiques régissent naturellement la répartition géographique des espèces, influencent la disponibilité et la qualité des ressources alimentaires et affectent la survie et la reproduction des individus (Coulson et coll., 2000; Pettorelli et coll., 2007; Griffin et coll., 2011; Brodie et coll., 2013). Les conditions climatiques peuvent aussi avoir un impact sur l'abondance de prédateurs et la vulnérabilité du caribou à la prédation (Bastille-Rousseau et coll., 2016). Le caribou est adapté à des conditions

climatiques et environnementales spécifiques qui correspondent à sa niche climatique. Au Québec, l'aire de répartition du caribou forestier se situe dans les domaines bioclimatiques de la pessière à lichens, de la pessière à mousse et de la sapinière à bouleau blanc. Les traits physiques du caribou et son adaptation aux températures froides lui permettent d'évoluer sans dépense énergétique excessive dans des forêts peu productives et dans un climat froid (Soppela et coll., 1986; Miller, 2003; Hudson, 2018). En ce sens, le climat ne constitue pas une menace au maintien des populations de caribous.

Les changements climatiques en cours et futurs pourraient toutefois entraîner un déplacement de la niche climatique du caribou vers le nord et réduire son aire de répartition (Gamache et Payette, 2005; Racey, 2005; Harsch et coll., 2009; Masood et coll., 2017; Barber et coll., 2018), de concert avec l'impact des perturbations anthropiques déjà responsables d'une grande part du recul de la limite sud de l'aire de répartition (Schaefer, 2003; Vors et coll., 2007; Festa-Bianchet et coll., 2011). Les changements climatiques ont le potentiel d'affecter la répartition spatiale des espèces (prédateurs, proies, insectes ou parasites; Tablado et coll., 2014; Mallory et Boyce, 2018) et d'altérer les cycles naturels de certaines perturbations, notamment les feux (Price et coll., 2013). Ces changements pourraient se produire plus rapidement que la capacité d'adaptation du caribou à ces nouvelles conditions (Urban et coll., 2012, 2013). En ce sens, les changements climatiques peuvent être considérés comme une menace au maintien des populations de caribous (voir la section « Changements climatiques »).

Maladies et parasites

Principaux éléments à retenir

- Le caribou peut être l'hôte de plusieurs maladies et parasites rarement mortels. Ils ne sont pas considérés comme une menace au maintien des populations de caribous.
- Certains parasites et maladies émergents dans l'aire de répartition du caribou font l'objet de programmes de suivi, telle la tique d'hiver, le ver des méninges et la maladie débilitante chronique (MDC) des cervidés.
- En été, les caribous peuvent être victimes de dérangement par les insectes piqueurs, mais ce facteur n'est pas considéré comme une menace pour les populations.

Maladies et parasites du caribou

Le caribou est l'hôte naturel de nombre de maladies et de parasites qui sont rarement délétères pour les individus (Tryland et Kutz, 2018). Les maladies et parasites ont habituellement des impacts plus marqués chez les individus en mauvaise condition physique (par exemple, à cause de la famine ou de déficits alimentaires; Hughes et coll., 2009; Kutz et coll., 2012). Les impacts des maladies et des parasites sur la condition corporelle des individus et ultimement sur la dynamique des populations du caribou sont peu documentées (Hugues et coll., 2009), mais dépendent généralement de la prévalence de l'infection au sein de la population (nombre d'individus infectés), de l'intensité de l'infection et de la charge parasitaire totale des individus (Anderson et May, 1978). Les travaux sur les maladies et parasites se sont principalement intéressés à l'écotype migrateur et aux populations de rennes sauvages, semi-domestiques ou domestiques en Eurasie (Kutz et coll., 2012; Tryland et Kutz, 2018). Une diversité de

parasites et de maladies peut affecter les caribous des différents écotypes, bien que dans certains cas, leur présence n'a pas été documentée chez tous les écotypes (Tableau 4; Tryland et Kutz, 2018, pour une revue complète des maladies et des parasites affectant le genre *Rangifer*). Certains pathogènes sanguins peuvent également infecter les caribous (bactéries du genre *Brucella*, *Neospora caninum*, virus du Nil occidental, *Toxoplasma gondii*, *Mycobacterium avium subsp. Paratuberculosis*, virus de la parainfluenza-3, virus-herpès bovin-1, virus respiratoire syncytial bovin, diarrhée virale bovine-type I et type II).

Les caribous sont couramment infectés simultanément par plusieurs genres et espèces de parasites (Tryland et Kutz, 2018) et peu d'études ont quantifié l'effet d'infections multiples chez ces derniers (Hughes et coll., 2009; Simard et coll., 2016; Turgeon et coll., 2018). Les facteurs expliquant la diversité et la prévalence des maladies et des parasites au sein des populations de caribous et de rennes sont multiples et incluent les conditions climatiques (Kutz et coll., 2005, 2012; Hoberg et coll., 2017), la présence et la diversité d'espèces vectrices ou d'hôtes intermédiaires (Anderson, 1972; Kutz et coll., 2012; Verocai et coll., 2020), la densité et la démographie des populations (Fauchald et coll., 2007; Kutz et coll., 2012, Simard et coll., 2016; Turgeon et coll., 2018; Verocai et coll., 2020), l'utilisation du territoire (Folstad et coll., 1991; Hoberg et coll., 2017; Verocai et coll., 2020), la condition physique des individus (Kutz et coll., 2012; Turgeon et coll., 2018) et l'historique de contamination des populations (Hoberg et coll., 2012, 2017; Kutz et coll., 2012; Steele et coll., 2013; Turgeon et coll., 2018; Verocai et coll., 2020). Actuellement, les maladies et parasites font l'objet d'un programme de surveillance, mais ne sont pas considérés comme une menace pour les populations de caribous forestiers et montagnards (EC, 2012a; ECCC, 2020; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). Les observations et résultats de suivis et d'analyses réalisés au Québec suggèrent que les maladies et parasites ne constituent pas une cause de mortalité importante au sein des populations et ne menacent pas le maintien des populations (voir la section « État de la situation au Québec – Condition physique, maladies et parasites »).

Tableau 4. Principaux types de parasites infectant le genre *Rangifer*. La majorité des observations réfère à des travaux réalisés chez le caribou migrateur et le renne (Kutz et coll., 2012; Tryland et Kutz, 2018).

Type de parasites	Principaux genres ou espèces ^A
Nématodes	Entériques
	<i>Ostertagia gruehneri</i>
	<i>Teladorsagia boreoarcticus</i>
	<i>Mashallagia cf. marshalli</i>
	<i>Nematodirella longissimespiculata</i>
	<i>Nematodirus tarandi</i>
	<i>Skrjabinema tarandi</i>
	<i>Trischuris spp.</i>
	Tissulaires
	<i>Dictyocaulus spp.</i>
	<i>Parelaphostrongylus spp.</i>
	<i>Varestrongylus spp.</i>
	<i>Setaria spp.</i>
	<i>Onchocerca cervipedis</i>

Type de parasites	Principaux genres ou espèces ^A
Cestodes	<i>Tenia hydatigena</i> <i>Tenia krabbei</i> <i>Echinococcus granulosus</i> <i>Avitellina arctica</i>
Trematodes	<i>Fascioloides magna</i> <i>Paramphistomum spp.</i>
Protozoaires	Gastrointestinaux <i>Giardia sp.</i> <i>Cryptosporidium spp.</i> <i>Eimeria spp.</i> Tissulaires et sanguins <i>Besnoitia tarandi</i> <i>Neospora caninum</i> <i>Sarcocystis spp.</i> <i>Toxoplasma gondii</i> <i>Trypanosoma spp.</i>
Ectoparasites	<i>Cephememyia trompe</i> <i>Hypoderma tarandi</i> <i>Melephagus ovinus</i> <i>Bovicola tarandi</i> <i>Solenoptes tarandi</i> <i>Chorioptes texanus</i> <i>Dermacentor albipictus</i> <i>Linguatula arctica</i> <i>Tabanus spp.</i> <i>Aedes sp.</i>

^A Des impacts importants découlant des maladies liées aux parasites détaillés au Tableau 4 résultent généralement de charges parasitaires élevées. De faibles niveaux d'infection sont généralement associés à des effets et à des signes cliniques moindres, voire absents, qui n'influencent pas la condition physique des individus.

Expansion et émergence des maladies et des parasites

Les caribous sont plus vulnérables lorsqu'ils sont exposés à de nouveaux parasites et maladies contre lesquels ils n'ont pas développé de défense immunitaire efficace. Les changements potentiels de la prévalence des maladies ou des parasites en expansion ou émergents sont inconnus dans un contexte de changements climatiques, de réorganisation spatiale des espèces et de perturbations anthropiques.

En 2006, les caribous migrants des troupeaux de la rivière George et de la rivière aux Feuilles au nord du Québec et au Labrador ont fait l'objet de la première éclosion majeure du protozoaire *Besnoitia tarandi* sur des caribous dans l'est de l'Amérique du Nord (Ducrocq et coll., 2012, 2013). Chez le caribou, l'infection se caractérise par des kystes de petites tailles dans les tissus. Les animaux fortement infectés peuvent présenter des plaies aux pattes, une enflure des jointures, une croissance anormale des bois, une inflammation sévère des tissus conjonctifs et, chez les mâles, une atteinte aux tissus testiculaires (Ducrocq et coll., 2012, 2013). Le caribou migrant du Québec est considéré comme un hôte naturel de *Besnoitia tarandi*. Considérant le chevauchement passé et actuel des aires d'hivernage du caribou migrant et l'aire de répartition de certaines populations du caribou forestier au Nord-du-Québec, il

apparaît plausible que ce protozoaire soit présent chez certaines populations de l'écotype forestier au Québec (J. Taillon, communication personnelle).

La tique d'hiver (*Dermacentor albipictus*) est un acarien qui affecte particulièrement les orignaux (Mooring et Samuel, 1999; Ellingwood et coll., 2020), mais qui peut aussi affecter les caribous. Lorsqu'elles sont présentes en grand nombre, les tiques d'hiver peuvent entraîner une perte du volume sanguin ainsi qu'une perte de poils et la formation de plaies via le toilettage excessif de l'animal (McLaughlin et Addison, 1986; Mooring et Samuel, 1999). Ces effets peuvent entraîner des comportements anormaux chez l'animal fortement infesté ainsi qu'une perte de masse corporelle et une diminution de la condition physique (Mooring et Samuel, 1999). La tique d'hiver a été observée chez des populations de caribous forestiers de l'ouest canadien (Welch et coll., 1990; Bondo et coll., 2019). Chez les populations de caribous forestiers du Québec et la population de caribous montagnards de la Gaspésie, il n'y a aucune évidence que ce parasite soit une source de mortalité préoccupante puisque la présence de tiques d'hiver est jugée rare (voir la section « État de la situation des populations – Condition physique, maladies et parasites »).

Certains parasites et maladies potentiellement délétères qui n'ont pas actuellement été détectés chez le caribou font l'objet d'une surveillance. Le ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*), dont le cerf de Virginie est l'hôte définitif, pourrait provoquer des effets délétères chez le caribou (Arifin et coll., 2020). Actuellement, il n'y a aucune évidence que ce parasite soit une source de mortalité préoccupante pour les caribous forestiers au Québec et les caribous montagnards de la Gaspésie. Absent des populations sauvages de cervidés du Québec, le prion infectieux responsable de la MDC pourrait avoir un effet délétère sur les populations de caribous forestiers advenant une transmission (Arifin et coll., 2020). La MDC est une maladie dégénérative mortelle du système nerveux central et elle fait partie de la famille des encéphalopathies spongiformes transmissibles, au même titre que l'encéphalopathie spongiforme bovine (maladie de la vache folle), la tremblante du mouton et la maladie de Creutzfeldt-Jakob. Ce prion – dont le cerf de Virginie est un vecteur important – serait susceptible d'infecter le caribou dans des régions où le chevauchement spatial entre les deux espèces est présent ou anticipé (Hervieux et coll., 2013; Arifin et coll., 2020). Toutefois, sa présence n'a pas encore été détectée chez les caribous trouvés morts au Québec qui ont été soumis à une nécropsie.

Dérangement par les insectes piqueurs

Diverses études se sont intéressées aux impacts potentiels du dérangement par les insectes piqueurs, en particulier les oestridés (*Hypoderma tarandi*, *Cephenemyia trompe*) et les culicidés (*Aedes* sp., communément appelées "moustiques"), chez les populations de l'écotype migrateur et le renne (Downes et coll., 1986; Toupin et coll., 1996; Colman et coll., 2003; Fauchald et coll., 2007; Vistnes et coll., 2008; Valente et coll., 2020; Handeland et coll., 2021). Le caribou forestier est également sujet à ce type de dérangement en forêt boréale (Raponi et coll., 2018), mais ce dernier n'est pas considéré comme une menace pour les populations.

Chez les populations de caribous migrants et de rennes, la présence et l'intensité du dérangement par les insectes piqueurs varient en fonction des conditions climatiques (par exemple, vent, précipitation, durée d'ensoleillement et température; Colman et coll., 2001; Hagemoen et Reimers, 2002; Weladji et coll., 2003), du type de milieu (Walsh et coll., 1992; Raponi et coll., 2018) et de la biologie des espèces

d'insectes considérées (Anderson et coll., 1994; Hagemoen et Reimers, 2002). Le principal impact documenté du dérangement par les insectes piqueurs est la modification des activités, en particulier le temps alloué à s'alimenter, à se reposer et à se déplacer (Toupin et coll., 1996; Hagemoen et Reimers, 2002; Colman et coll., 2003; Weladji et coll., 2003; Mallory et Boyce, 2018; Raponi et coll., 2018; Valente et coll., 2020). Considérant que la période estivale est critique pour l'accumulation de réserves corporelles, tout facteur entraînant une diminution du temps d'alimentation peut avoir des répercussions sur la condition corporelle des individus (Reimers, 1997). Chez le renne et le caribou migrateur, des épisodes sévères de dérangement par les insectes piqueurs auraient pu occasionner une baisse de la masse corporelle (Colman et coll., 2003; Weladji et coll., 2003; Handeland et coll., 2021), une réduction de la probabilité de gestation des femelles (Verocai et coll., 2020), des réponses comportementales aiguës (fuite, saut, mouvements erratiques; Hagemoen et Reimers, 2002; Raponi et coll., 2018) et une modification des déplacements et de la sélection de l'habitat en été (Hagemoen et Reimers, 2002; Vistnes et coll., 2008; Raponi et coll., 2018; Valente et coll., 2020).

Perturbations naturelles de l'habitat

Principaux éléments à retenir

- Les perturbations naturelles peuvent modifier la composition, la structure et la configuration de l'habitat du caribou. Ces perturbations incluent les feux, les épidémies d'insectes, les chablis et les avalanches.
- Les feux sont l'une des sources principales de perturbations naturelles dans l'habitat du caribou. Les feux de forêt sont considérés comme une menace d'intensité moyenne pour le caribou forestier au Canada. Dans l'aire de répartition du caribou montagnard de la Gaspésie, l'impact des feux est faiblement documenté puisqu'ils sont peu fréquents.
- Les épidémies d'insectes, tels que le dendroctone du pin ponderosa, la tordeuse des bourgeons de l'épinette et l'arpenteuse de la pruche, sont un facteur important influençant la structure et la composition des forêts de résineux au Canada. La défoliation et le rajeunissement des peuplements liés aux épidémies d'insectes accentuent également indirectement le phénomène de compétition apparente. Les épidémies représentent un niveau de préoccupation de faible à moyen pour le maintien des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie. Des études en cours visent à approfondir les effets de ce type de perturbation sur l'habitat du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie, de même que sur les relations entre le caribou et ses prédateurs.
- Les chablis et les avalanches sont susceptibles d'altérer la composition et la structure de l'habitat sur de petites superficies. En ce sens, ils ne constituent pas une menace pour le caribou.
- À la suite de perturbations naturelles, l'habitat peut faire l'objet d'un aménagement forestier, par exemple avec des coupes de récupération après un feu ou dans les secteurs touchés par des épidémies d'insectes. Cet aménagement peut alors entraîner des modifications à la composition et à la configuration de l'habitat.

Les perturbations naturelles peuvent modifier la composition, la structure et la configuration de l'habitat du caribou (Joly et coll., 2003; Pierre, 2015; Wittmer et coll., 2005a; Courtois et coll., 2008; Anderson et Johnson, 2014; Lafontaine et coll., 2019; Labadie et coll., 2021; Neufeld et coll., 2021). Ces perturbations incluent les feux, les épidémies d'insectes, les chablis et les avalanches. Les différentes perturbations naturelles de l'habitat présentent un niveau de menace allant d'inconnu à moyen pour l'habitat des caribous forestiers et montagnards (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation). À la suite de certaines perturbations naturelles, la mise en œuvre de mesures d'aménagement forestier (par exemple, les coupes de récupération) peut avoir des conséquences importantes sur la structure et la configuration de l'habitat (voir la section « Perturbations anthropiques de l'habitat »). Au Québec, les différentes perturbations d'origine naturelle touchent entre 2 % et 18 % de l'aire de répartition des différentes populations de caribous forestiers (MFFP, 2020, données non publiées).

Feux

Les feux de forêt sont l'une des sources de perturbations naturelles dominantes de la forêt boréale (Weber et Flannigan, 1997; Stocks et coll., 2003; Fauria et Johnson, 2008). En modifiant sa structure et en permettant à la régénération de s'établir, les feux sont considérés comme essentiels au cycle naturel de régénération de la forêt boréale (Weber et Flannigan, 1997; Fauria et Johnson, 2008). Certaines espèces végétales dépendent d'ailleurs grandement du feu pour se reproduire, telles que l'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*). Entre 2010 et 2020, près de 33 900 hectares de forêt ont brûlé en moyenne annuellement au Québec, dont une grande proportion en forêt boréale (MFFP, 2021). La récurrence des feux en forêt boréale varie entre 750 ans à 900 ans pour les secteurs les plus au sud, à moins de 250 ans pour ceux plus au nord, à la limite territoriale des forêts attribuables (Nappi, 2013). Un cycle de feu de 500 ans correspond grossièrement à un taux de brûlage de 0,2 % du territoire annuellement (Nappi, 2013). Par ailleurs, il existe un fort gradient longitudinal dans la fréquence et la superficie de la forêt boréale brûlée, avec des feux plus fréquents et couvrant des superficies plus importantes dans l'ouest du Québec (MRN, 2013a).

En rajeunissant la matrice forestière, les feux de forêt peuvent affecter la qualité, la composition et la configuration de l'habitat du caribou (Joly et coll., 2003; Pierre, 2015; Wittmer et coll., 2005a; Anderson et Johnson, 2014). Tout dépendant de la sévérité du feu, le lichen, une ressource alimentaire importante pour le caribou, peut être détruit (Morneau et Payette, 1989; Silva et coll., 2019). En créant des ouvertures dans les peuplements et en exposant le sol minéral, les feux procurent des conditions favorables à la colonisation par les plantes vasculaires et les lichens terricoles (Kershaw, 1977; Morneau et Payette, 1989; Dunford et coll., 2006; Zouaoui et coll., 2014; Lafleur et coll., 2016). La croissance des lichens est toutefois lente et, à la suite du passage d'un incendie, le temps de régénération des communautés de lichens pour atteindre une abondance suffisante pour combler les demandes du caribou est évalué à environ 50 ans (Joly et coll., 2007; Dalerum et coll., 2007; Stone et coll., 2009; Collins et coll., 2011; Silva et coll., 2019; Russell et Johnson, 2019). Les espèces du genre *Cladonia* sont généralement les premières à coloniser le sol à la suite du passage du feu (10 ans à 30 ans), suivies par les espèces du genre *Cladina* (> 30 ans à la suite d'un feu; Coxson et Marsh, 2001; Skatter et coll., 2014; Haughian et Burton, 2015). Le retour de la forêt aux conditions qui prévalaient avant le feu (composition et structure) n'est toutefois pas garanti, et dépend, entre autres, de la sévérité du feu, des conditions

locales et des espèces colonisatrices (Coxson et Marsh, 2001; Silva et coll., 2019; Russell et Johnson, 2019).

Les feux de forêt sont considérés comme une menace d'intensité moyenne pour le caribou forestier au Canada (EC, 2012a). Dans l'aire de répartition du caribou montagnard de la Gaspésie, l'impact des feux est inconnu puisqu'ils sont peu fréquents (EC, 2007; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). Néanmoins, les feux de forêt ont le potentiel d'altérer la composition et la configuration de l'habitat du caribou montagnard de la Gaspésie. L'utilisation des brûlis récents (< 20 ans) par le caribou est parfois observée sur de courtes périodes, puisque ces milieux pourraient fournir des ressources alimentaires pour le caribou à court terme (Joly et coll., 2003; Lafontaine et coll., 2019). Toutefois, ce type de milieu est généralement évité (Schaefer et Pruitt, 1991; Stuart-Smith et coll., 1997; Rettie et Messier, 2000; Pierre, 2015; Dunford et coll., 2006; Courtois et coll., 2008; EC, 2011b, 2012a; Lafontaine et coll., 2019). Ce comportement d'évitement des brûlis récents (< 5 ans) est d'ailleurs observé chez les populations de caribous forestiers ayant été exposées historiquement à des intervalles plus courts de telles perturbations (Pierre, 2015; Lafontaine et coll., 2019). Un tel comportement était toutefois moins présent chez les caribous ayant été peu exposés historiquement à ce type de perturbation naturelle, rendant ainsi leurs comportements d'utilisation et de sélection d'habitat plus à risque (Lafontaine et coll., 2019). Les brûlis récents constituent des milieux ouverts, offrant peu ou pas de couvert de protection (Schaefer et Pruitt, 1991; Joly et coll., 2003; Dalerum et coll., 2007; Skatter et coll., 2017). Ils pourraient favoriser le phénomène de compétition apparente et ainsi rendre le caribou plus vulnérable à la prédation (voir la section « Phénomène de compétition apparente »; Courtois et coll., 2007; DeMars et coll., 2019; Neufeld et coll., 2021). De plus, dans les forêts productives, les feux pourraient accroître la compétition apparente en modifiant la composition végétale en faveur des caractéristiques privilégiées par l'original (Neufeld et coll., 2021). Toutefois, l'intensité de l'incendie, l'étendue de la surface brûlée ainsi que la disponibilité d'habitats non perturbés peuvent influencer la réaction du caribou, et dans certains cas, ces derniers démontrent une utilisation ou une sélection des brûlis (Spies et coll., 1994; Johnson et coll., 2015). L'habitat est généralement considéré comme perturbé pour le caribou jusqu'à 40 ans à la suite d'un feu (EC, 2011, 2012a).

Le caribou forestier coexiste avec des feux récurrents en forêt boréale et serait ainsi résilient face à cette perturbation naturelle (Bergerud, 1974; Ewacha et coll., 2017; Silva et coll., 2020; Steward et coll., 2020). De plus, le cycle de feu est plus long et plus compatible avec le besoin d'habitat du caribou comparativement aux perturbations anthropiques qui, relativement nouvelles dans l'histoire évolutive du caribou, se produisent sur des superficies plus importantes et sur un cycle plus rapide que les feux (Webster, 1997; Nappi, 2013).

Épidémies d'insectes

Les épidémies d'insectes, tels que le dendroctone du pin ponderosa (*Dendroctonus ponderosae*), la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fuscicollis*), sont un facteur important influençant la structure et la composition des forêts de résineux au Canada (Hébert et Jobin, 2001; De Grandpré et coll., 2018; Navarro et coll., 2018; Lavoie et coll., 2019; Sanchez-Pinillos et coll., 2019; Martin et coll., 2019, 2020). La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) est historiquement l'insecte ayant causé le plus de dommage à la forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord (MacLean, 1984; Jardon et coll., 2003; Rauchfuss et Ziegler, 2011; Boulanger et

coll., 2012). Les épidémies de cet insecte surviennent généralement tous les 30 ans à 40 ans. La dernière épidémie a eu lieu entre 1967 et 1992. Au sommet de cette épidémie, vers 1975, près de 32 millions d'hectares de forêts de conifères ont été défoliés, principalement dans la sapinière à bouleau blanc et dans la pessière à sapin (Blais, 1983; Morin et Laprise, 1990; Morin et coll., 2008; Boulet et coll., 2009; Boulanger et coll., 2012; Nappi, 2013; MFFP, 2020a). Actuellement, une nouvelle épidémie de TBE sévit et affecte plus de 13 millions d'hectares, principalement dans les régions de l'Abitibi-Témiscamingue, de l'Outaouais, du Saguenay-Lac-Saint-Jean, de la Capitale-Nationale, de la Côte-Nord, du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (MFFP, 2020a).

La TBE provoque la défoliation et, après quelques années, la mort des arbres (principalement le sapin baumier et l'épinette blanche, *Picea glauca*) les plus fortement affectés. Ce type de perturbation modifie la structure et la composition de l'habitat du caribou. Les études réalisées chez les caribous forestiers de l'ouest canadien ont permis d'estimer que les lichens terricoles étaient présents sur moins de 10 % du territoire dix ans après une épidémie du dendroctone du pin (Cichowski et coll., 2008; Cichowski et Haeussler, 2013; Nobert et coll., 2020). Considérant le rôle central des lichens dans l'alimentation hivernale du caribou, les épidémies d'insectes ont donc le potentiel d'affecter la disponibilité des ressources alimentaires du caribou. Au Québec, la défoliation et le rajeunissement des peuplements forestiers liées aux épidémies de TBE contribuent à créer des conditions d'habitat favorables à l'orignal et accentuent le phénomène de compétition apparente (voir la section « Phénomène de compétition apparente ») entre l'orignal et le caribou forestier (Labadie et coll., 2021). Sur la Côte-Nord, les caribous forestiers sélectionnant des peuplements fortement touchés par la TBE présentaient une plus faible survie que ceux qui montraient un évitement pour ce type de milieu (Labadie et coll., 2021). Des études en cours permettront d'approfondir les effets de cette perturbation sur l'habitat du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie, ainsi que sur les relations avec leurs prédateurs.

La fréquence et la sévérité des épidémies d'insectes pourraient augmenter dans les prochaines décennies en raison des changements climatiques (Price et coll., 2013; Johnstone et coll., 2016; Navarro et coll., 2018) et certains modèles prévoient un déplacement des épidémies vers la portion nord de la forêt boréale (Régnière et coll., 2001; Logan et coll., 2003; Pureswaran et coll., 2015). De telles épidémies, particulièrement celles liées à la TBE, présentent actuellement un niveau de préoccupation de faible à moyen pour le maintien des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020).

Chablis

En milieu forestier, les peuplements matures de conifères sont vulnérables aux chablis, c'est-à-dire au déracinement d'arbres et aux dépressions du sol qui en résultent (Greene et coll., 1999; Ruel et Pineau, 2002; Pham et coll., 2004). Les chablis peuvent survenir de manière naturelle, sous l'effet de divers facteurs tels que la mort des arbres, de forts vents, l'accumulation importante de neige ou de glace, les avalanches et les épidémies d'insectes. Certaines activités anthropiques (par exemple, aménagement forestier, construction de structures linéaires), qui modifient la structure de la matrice forestière, peuvent également provoquer des chablis (Greene et coll., 1999). Au Québec, les superficies touchées par les chablis sont moins importantes que celles touchées par les feux. De plus, la récurrence des chablis s'étale généralement sur plusieurs milliers d'années (Vaillancourt, 2008; Boucher et coll., 2011; Nappi, 2013).

La prévalence et l'incidence des chablis sur l'habitat des caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie est difficile à quantifier considérant l'effet stochastique, c'est-à-dire imprévisible et aléatoire, et la taille variable des superficies touchées par ce type de perturbation. Leur présence pourrait mener à une dégradation de la qualité de l'habitat et à une perte fonctionnelle d'habitats si les secteurs affectés sont évités par le caribou. Considérant que cette perturbation est ponctuelle et couvre de faibles superficies comparativement aux feux, aux épidémies d'insectes et aux perturbations anthropiques, il est justifié de penser que son degré de préoccupation pour les caribous forestiers au Québec est faible. Les perturbations de l'habitat attribuables aux chablis représentent aussi un faible degré de préoccupation pour le caribou montagnard de la Gaspésie (ECCC, 2020).

Avalanches

Les avalanches peuvent altérer la composition et la structure de l'habitat de manière ponctuelle. Les avalanches causent essentiellement des chablis lorsque la neige percute un peuplement forestier. Au Québec, le caribou forestier est peu présent dans des milieux propices aux avalanches. Les avalanches ont toutefois été identifiées comme une source de perturbations naturelles dans certaines portions de l'aire de répartition du caribou montagnard de la Gaspésie. L'impact de cette menace, bien que peu documenté, est jugé faible (ECCC, 2020). La pratique des activités récréotouristiques hivernales (par exemple, ski hors-piste, motoneige; Avalanche Québec, 2020) et les modifications anticipées du climat (Desaulniers, 2015) pourraient entraîner une augmentation de la fréquence des avalanches en milieu alpin. Anecdotiquement, les avalanches peuvent causer la mort des caribous, comme cela a été le cas lorsque les cinq derniers caribous de la population de Banff, en Alberta, ont été emportés par une avalanche en avril 2009 (Hebblewhite et coll., 2010). Toutefois, ce genre d'évènement demeure rare et ne constitue pas une menace au rétablissement ou au maintien des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie.

Menaces

Perturbations anthropiques de l'habitat

Principaux éléments à retenir

- Les perturbations anthropiques peuvent modifier la composition, la structure et la configuration de l'habitat du caribou. Ces perturbations sont liées à l'aménagement forestier, aux activités industrielles et récréotouristiques et au développement routier.
- L'aménagement forestier entraîne le rajeunissement et l'homogénéisation de la matrice forestière, créant ainsi des conditions d'habitat défavorables pour le caribou, qui est étroitement dépendant des forêts matures. Ces conditions s'avèrent toutefois favorables pour d'autres espèces de cervidés (par exemple, le cerf de Virginie et l'orignal) et leurs prédateurs. L'augmentation de l'abondance de prédateurs dans le paysage rend le caribou plus vulnérable à la prédation. Ce mécanisme d'action, appelé *la compétition apparente*, a été largement décrit dans la littérature scientifique.
- Le réseau routier et les perturbations linéaires fragmentent le paysage et contribuent à réduire la disponibilité des habitats de qualité pour le caribou par un phénomène de perte fonctionnelle. Cette fragmentation de l'habitat nuit à la fidélité à certains domaines vitaux

saisonniers et à la probabilité de survie chez le caribou. Les perturbations linéaires, en y facilitant les déplacements, accroissent également l'accessibilité des prédateurs à leurs proies, notamment le caribou.

- Au Québec, la prédation favorisée par la modification de l'habitat attribuable aux perturbations anthropiques, et en particulier à l'aménagement forestier, est considérée comme la principale cause du déclin des populations de caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie.

Les perturbations anthropiques de l'habitat font référence à tout événement généré par – ou découlant de – l'activité humaine qui affecte directement ou indirectement l'écosystème en altérant la structure, la composition, la qualité ou la configuration de l'habitat. La perturbation de l'habitat peut, par exemple, affecter l'abondance de différentes espèces animales en modifiant la disponibilité des ressources alimentaires, l'accessibilité des prédateurs à leurs proies ou le couvert de protection utilisé par les proies (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Perturbations naturelles de l'habitat »). Les conséquences des perturbations anthropiques de l'habitat sur la faune sont multiples et observables sur différents plans, allant de réactions de fuite à des modifications de patrons d'utilisation et de sélection d'habitat (Bradshaw et coll., 1997; Krausman et coll., 2004; Reimers et coll., 2003; Schaefer, 2003). Ces effets peuvent ultimement provoquer une baisse de la survie ou du succès reproducteur des individus, ce qui se traduit par des effets négatifs sur les populations (MacArthur et coll., 1979; Johnson et coll., 2017; Fryxell et coll., 2020).

Les perturbations anthropiques de l'habitat peuvent être causées par l'aménagement forestier, les activités industrielles (par exemple, secteurs minier, pétrolier, hydroélectrique, éolien), le développement routier et l'aménagement du territoire lié à la pratique des activités récréotouristiques (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat », « Perturbations naturelles de l'habitat » et « Dérangement anthropique »). L'aménagement forestier et les activités minières et pétrolières sont les principales sources de perturbations anthropiques de l'habitat du caribou forestier et montagnard au Canada (EC, 2007, 2008, 2012a; ECCC, 2019, 2020). Les perturbations de l'habitat liées à ces secteurs d'activités représentent une source majeure de perte d'habitat pour le caribou, soit directement par la perte de superficie de milieux qui lui sont favorables ou indirectement par une modification de la configuration de l'habitat menant à une perte fonctionnelle de ce dernier (par exemple, perte de connectivité entre les parcelles d'habitats; Dyer et coll., 2001; Fortin et coll., 2008; Leblond et coll., 2011; Polfus et coll., 2011; Johnson et coll., 2015; Wilson et coll., 2019). Les perturbations anthropiques de l'habitat sont considérées comme la principale menace au maintien et au rétablissement des populations de caribous forestiers et montagnards au Québec et au Canada (EC, 2008, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019, 2020). L'aménagement forestier est le principal facteur expliquant le recul vers le nord de l'aire de répartition du caribou forestier au Canada (par exemple, Schaefer, 2003; Vors et coll., 2007; Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet et coll., 2011) et au Québec (par exemple, Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). Au Québec, les perturbations d'origine anthropique touchent entre 2,0 % et 86,6 % de l'aire de répartition des différentes populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie (Voir la section « État de la situation au Québec – Tendances démographique et autosuffisance des populations »).

Modification de la composition de l'habitat

La modification de la composition de l'habitat du caribou causée par les perturbations anthropiques est en grande partie attribuable aux pratiques d'aménagement forestier qui entraînent une perte directe d'habitat pour le caribou (peuplements de conifères matures). À la suite de la coupe, les peuplements matures sont transformés en peuplements de début de succession, dont la composition en espèces végétales diffère de celle d'un peuplement mature (Boucher et coll., 2009). Les caribous forestiers et montagnards sont grandement dépendants des attributs associés aux forêts de conifères matures (par exemple, couvert forestier, présence de lichens) pour leur cycle vital. L'altération, voire la perte, à l'échelle du paysage de ces forêts entraîne une modification des comportements et de l'utilisation du territoire par les caribous (Courtois et coll., 2007; Fortin et coll., 2008; Hins et coll., 2009; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Donovan et coll., 2017). Le rajeunissement des forêts à la suite de la coupe est également propice à la croissance de certaines espèces végétales qui permettent de soutenir de plus grandes densités d'orignaux et d'ours dans les forêts aménagées (Fisher et Wilkinson, 2005; Hebblewhite et coll., 2009; Bowman et coll., 2010), et par conséquent de loups (Seip, 1992) ou de coyotes (Frenette et coll., 2020). Cette modification de l'abondance des espèces animales, induite par la modification de la composition de l'habitat, a des conséquences négatives sur les populations de caribous (voir la section « Phénomène de compétition apparente »).

Au Québec, la pessière à mousse et la pessière à lichens sont particulièrement sensibles à l'aménagement forestier. La récolte forestière s'effectue sur un cycle plus court que celui de certaines perturbations naturelles (par exemple, les feux; Spies et coll., 1994). Ce cycle plus court a pour effet d'homogénéiser la composition de la matrice forestière et d'abaisser l'âge moyen des peuplements à l'échelle du paysage (Bergeron et coll., 1999; Burton et coll., 1999). De plus, le retour à l'état initial des forêts en ce qui a trait à la composition n'est pas assuré, puisque la succession végétale et la colonisation par diverses espèces (végétales et animales) du milieu perturbé peuvent mener à l'établissement d'une nouvelle mosaïque forestière, moins favorable au caribou (Friedman et Reich, 2005; Boucher et coll., 2009). Bien que les peuplements de début de succession soient parfois utilisés par le caribou pour l'alimentation et les déplacements (Dussault et coll., 2012), ils sont majoritairement évités (Rettie et Messier, 2000; Smith et coll., 2000; McLoughlin et coll., 2005; Courtois et coll., 2007, 2008; Hins et coll., 2009; Dussault et coll., 2012; Losier et coll., 2015). Cet évitement serait en partie attribuable à la faible qualité nutritive des espèces typiques en début de succession et par un risque accru de prédation en raison de l'attrait de ces peuplements pour les prédateurs du caribou (voir la section « Phénomène de compétition apparente »).

Bien que l'exploitation des combustibles fossiles et des minerais soit limitée dans la forêt boréale québécoise, ces activités engendrent d'importantes modifications de la composition de l'habitat qui perdurent sur de longues périodes (Pasher et coll., 2013; van Rensen et coll., 2015; Pattison et coll., 2016; Appiah et coll., 2020).

Modification de la configuration de l'habitat

Comparativement à la modification de la composition de l'habitat, qui influence le type et l'âge des peuplements disponibles pour le caribou, la modification de la configuration de l'habitat réfère plutôt à son niveau de fragmentation et à sa connectivité (Fahrig, 2003). La structure spatiale et la connectivité

de la mosaïque forestière sont des déterminants importants de la répartition, et ultimement de la dynamique de population chez le caribou forestier et montagnard (Courtois et coll., 2007; EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; Wilson et coll., 2019; ECCC, 2020).

Le caribou forestier requiert de vastes étendues de massifs conifériens matures au sein desquels il peut se disperser et se déplacer efficacement. De faibles niveaux de fragmentation, et par conséquent une connectivité élevée à l'échelle du paysage, sont souhaités (Courtois et coll., 2004; Saher et Schmiegelow, 2005; EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; ECCC, 2019). Toutefois, les perturbations anthropiques contribuent plutôt à la création d'un paysage discontinu et fragmenté. Cette fragmentation limite la disponibilité et l'utilisation d'habitats de qualité, entrave les déplacements des caribous et augmente leur exposition à la prédation, en particulier en raison des effets de bordure, de la création de milieux ouverts et de structures linéaires associés à l'aménagement forestier et aux autres activités de développement anthropiques (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2020; Raymond-Bourret, 2017; Prima et coll., 2019; ECCC, 2020). Les perturbations anthropiques qui affectent la connectivité de l'habitat peuvent constituer des barrières physiques ou fonctionnelles à la capacité des individus à se disperser, contribuant ainsi à l'isolement démographique et génétique des populations de caribous (St-Laurent et coll., 2011, 2015; van Oort et coll., 2011; Yannic et coll., 2014b; Pelletier et coll., 2019). Les populations isolées peuvent être particulièrement sensibles aux événements stochastiques, c'est-à-dire imprévisibles et aléatoires (par exemple, événements climatiques extrêmes, apparition de maladies délétères; Wittmann et coll., 2018). Cette situation est notamment observable chez le caribou montagnard de la Gaspésie, où la fragmentation de l'habitat attribuable aux perturbations anthropiques confine de plus en plus les groupes de caribous aux sommets des monts McGerrigle, Logan et Albert, peu d'échanges ayant été observés entre ces groupes au cours des dernières années (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020), ce qui s'est traduit par une différenciation génétique des deux sous-populations (Pelletier et coll., 2019).

Les routes et autres structures linéaires (par exemple, chemins de fer, pipelines, lignes sismiques¹ ou de transport d'électricité) peuvent induire une perte de connectivité. Certaines structures peuvent constituer une barrière physique au déplacement des animaux (par exemple, pipeline qui ne peut être enjambé), alors que d'autres structures (par exemple, chemins de fer), physiquement traversables, sont évitées par les animaux au point où elles deviennent une barrière au déplacement (Murphy et Curatolo, 1987; Polfus et coll., 2011; Dussault et coll., 2012; Leblond et coll., 2011, 2013a; Begin et coll., 2013; Nobert et coll., 2016; Plante et coll., 2018; Serrouya et coll., 2020). D'autres modifications comportementales, telles que l'accélération des déplacements et l'augmentation de la vigilance, ont été observées chez des populations de caribous et de rennes à proximité de routes et de structures linéaires (Polfus et coll., 2011; Dussault et coll., 2012; Leblond et coll., 2013a; Nobert et coll., 2016; Plante et coll., 2018). L'ampleur de l'évitement associé aux routes et aux autres structures linéaires est variable, pouvant aller de la diminution de l'occurrence du caribou ou du renne dans un secteur à proximité de la perturbation jusqu'à l'abandon complet de certains secteurs (Polfus et coll., 2011; Dussault et coll., 2012; Leblond et coll., 2013a; McGreer et coll., 2015; Nobert et coll., 2016; Mumma et coll., 2019; Dickie et coll., 2020). Une

¹ Les lignes sismiques sont des couloirs étroits utilisés pour transporter et déployer l'équipement nécessaire aux levés géophysiques réalisés par l'industrie pétrolière et gazière.

croissance de la densité de routes dans le paysage pourrait augmenter l'intensité de l'évitement de ces dernières par les caribous forestiers et entraîner une augmentation de la sélection des habitats plus loin de celles-ci (Mumma et coll., 2019).

Les perturbations linéaires découlant des activités humaines (routes et autres structures linéaires) peuvent également avoir des conséquences sur le comportement des prédateurs du caribou. Plusieurs études menées à travers l'aire de répartition du caribou forestier au Canada ont rapporté une sélection pour les perturbations linéaires chez les prédateurs du caribou, notamment le loup et l'ours noir (Witthington et coll., 2005; Latham et coll., 2011a; Ehlers et coll., 2014; Dickie et coll., 2017a, 2020; Kittle et coll., 2017; Muhly et coll., 2019; Malcom et coll., 2020). L'utilisation des structures linéaires par les prédateurs semblent également avoir pour résultat d'accroître la vitesse de leurs déplacements et la distance parcourue (Dickie et coll., 2017a, 2020). En facilitant les déplacements des prédateurs, les structures linéaires peuvent réduire l'efficacité des refuges pour les caribous en rendant ces derniers plus accessibles pour les prédateurs (Latham et coll., 2011a; Witthington et coll., 2011; DeMars et Boutin, 2018). Au Québec, trois études ont montré que la probabilité de survie des caribous forestiers (adultes ou juvéniles) était plus faible chez ceux ayant sélectionné des milieux à proximité d'une route ou présentant une densité élevée de routes (Dussault et coll., 2012; Leblond et coll., 2013b; Vanlandeghem et coll., 2021). La probabilité de survie du caribou montagnard était également plus faible pour les individus ayant sélectionné des milieux à proximité de chemins forestiers, de pipelines ou de lignes sismiques en Colombie-Britannique et en Alberta (Blagdon et Johnson, 2021; McKay et coll., 2021).

Les perturbations anthropiques peuvent également affecter les patrons d'utilisation de l'habitat du caribou à de plus grandes échelles spatiales. Une nouvelle perturbation peut provoquer une augmentation des déplacements des caribous, qui sont à la recherche d'habitats moins perturbés (Courtois et coll., 2007; Sebbane et coll., 2008; Leblond et coll., 2013a; Donovan et coll., 2017). Durant cette période, la taille des domaines vitaux des caribous a tendance à augmenter. Au-delà d'un certain seuil, il s'ensuit généralement une réduction de la taille des domaines vitaux puisque la disponibilité d'habitats favorables au caribou est trop limitée (Smith et coll., 2000; Courtois et coll., 2007; Beauchesne et coll., 2014b; Donovan et coll., 2017). Cette réduction de la taille des domaines vitaux peut s'accroître si la proportion de milieux perturbés par les activités anthropiques continue d'augmenter (Smith et coll., 2000; Beauchesne et coll., 2014b; Wilson et coll., 2019). Cette situation a pour effet d'isoler et de concentrer spatialement les groupes de caribous dans un secteur défavorable, pouvant induire une fausse impression d'augmentation de l'abondance de caribous dans certains secteurs de leur aire de répartition, alors que le risque de rencontre avec un prédateur y est plus élevé (Courbin et coll., 2009).

Les perturbations de l'habitat pourraient constituer une source de stress chronique pour les caribous. Par exemple, une réduction de la taille des domaines vitaux et une augmentation de coupes dans ceux-ci peuvent faire augmenter le niveau de cortisol (hormone reliée au stress) détecté chez les caribous (Renaud, 2012). La perte de connectivité et l'augmentation du risque de prédation pourraient être responsables du stress accru observé chez les caribous soumis à ces conditions (Ewacha et coll., 2017).

Le niveau de fragmentation affecte également la fidélité des caribous à certains domaines vitaux saisonniers (Courtois et coll., 2007; Faille et coll., 2010; Nobert et coll., 2016; Lafontaine et coll., 2017). Chez le caribou forestier, une baisse de la fidélité aux domaines vitaux saisonniers a été observée en réponse à la fragmentation de l'habitat (Lafontaine et coll., 2017). La fidélité aux aires de mise bas d'une

année à l'autre était également plus faible chez le caribou montagnard en Alberta et en Colombie-Britannique dans des secteurs présentant une densité élevée de lignes sismiques (Nobert et coll., 2016). Au Québec, la fidélité aux domaines vitaux saisonniers diminue lorsque la proportion de coupes augmente dans l'habitat pour le caribou forestier dans les régions de Charlevoix et du Saguenay (Faille et coll., 2010). Une modification de la fidélité à certains domaines vitaux saisonniers chez le caribou peut avoir des conséquences sur sa survie. Une fidélité élevée au domaine vital de mise bas a été associée à une survie plus élevée chez les faons (Lafontaine et coll., 2017). Toutefois, une baisse de la fidélité au domaine vital hivernal pourrait accroître la survie des adultes dans des types de milieux fortement perturbés en y diminuant leur prévisibilité spatiale pour les prédateurs (Bergerud, 1996; Gustine et coll., 2006; Lafontaine et coll., 2017). Cette interprétation doit tenir compte de la disponibilité de milieux alternatifs de qualité qui peuvent s'avérer difficiles à rencontrer dans des secteurs fortement perturbés. Sous de telles conditions, une baisse de la fidélité pourrait alors avoir des conséquences négatives sur le caribou (Faille et coll., 2010). À noter que dans certains cas, un maintien de la fidélité aux domaines vitaux a été observé chez le caribou forestier dans des secteurs fortement perturbés (Faille et coll., 2010). Ce comportement pouvant être associé à la sélection d'habitat basée sur des expériences passées peut s'avérer mal adapté, le caribou se trouvant alors dans des milieux de moindre qualité où le risque de prédation est plus élevé (Faille et coll., 2010). La conservation de grandes étendues pourrait pallier les variations saisonnières et annuelles potentielles des patrons de sélection d'habitat des individus (Faille et coll., 2010).

L'altération de la composition et de la configuration de l'habitat par les perturbations anthropiques influence la qualité et la disponibilité de l'habitat pour le caribou et compromet l'efficacité de sa stratégie antiprédatrice (Seip, 1991; Wittmer et coll., 2006; Courtois et coll., 2007; Faille et coll., 2010; DeMars et Boutin, 2018; voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Les changements de comportements et d'utilisation de l'espace par les caribous augmenteraient alors le risque de prédation (Seip, 1991; James et Stuart-Smith, 2000; Dyer et coll., 2001; Vors et coll., 2007; Festa-Bianchet et coll., 2011; Latham et coll., 2011a; Leblond et coll., 2013b). En effet, plus la proportion de milieux perturbés (par exemple, milieux ouverts, jeunes forêts) augmente dans le domaine vital du caribou, plus le risque de prédation augmente (Leblond et coll., 2013b; Fortin et coll. 2015; Losier et coll., 2015; Fortin et coll., 2017). Les perturbations anthropiques, telles que l'aménagement forestier et la construction de routes et d'autres structures linéaires, ont pour conséquence d'isoler les caribous dans des milieux résiduels et d'y accroître l'attrait et l'accessibilité pour les prédateurs, notamment le loup, le coyote et l'ours noir (Mosnier et coll., 2008; Renaud et coll., 2010; Whittington et coll., 2011; St-Laurent et coll., 2012; DeMars et Boutin, 2018; Dickie et coll., 2020; ECCC, 2020).

Phénomène de compétition apparente

La modification de la composition, de la structure et de la configuration de l'habitat par les perturbations anthropiques affecte les relations entre le caribou, les autres espèces de proies et leurs prédateurs (James et Stuart-Smith, 2000; Hins et coll., 2009; Fryxell et coll., 2020; Blagdon et Johnson, 2021; Vanlandeghem et coll., 2021). À la suite d'une coupe, la succession végétale fournit des ressources alimentaires prisées par l'orignal et le cerf de Virginie (par exemple, essences feuillues), et par l'ours noir (par exemple, essences à petits fruits; Rempel et coll., 1997; Brodeur et coll., 2008). L'augmentation de l'abondance de ressources permet alors de soutenir de plus fortes densités de ces espèces. Une densité accrue d'orignaux et de cerfs de Virginie, des espèces de proies considérées comme « alternatives »

pour les prédateurs du caribou, favorise de plus grandes populations de loups, d'ours noirs et de coyotes (Larivière et Crête, 1992; Ballard, 1992; Seip, 1992; Latham et coll., 2011b; Kittle et coll., 2017). Comparativement à l'orignal et au cerf de Virginie, le caribou est particulièrement vulnérable à la prédation et affiche une faible productivité et un faible taux de recrutement annuel (Sand, 1996; Reimers, 1997; COSEPAC, 2014b). La présence et la densité accrues des prédateurs entraînent donc une augmentation du risque de prédation tant sur les caribous adultes que sur les faons (Holt, 1977, 1984; Crête et Manseau, 1996; Courtois, 2003; Tremblay-Gendron, 2012). L'augmentation de la densité de loups provoque une diminution du taux de recrutement des faons (proportion de faons dans la population) ainsi que du taux de survie des caribous adultes (Gustine et coll., 2006; Pinard et coll., 2012). On estime que les populations de caribous ont de la difficulté à se maintenir lorsque la densité de loups dépasse un seuil qui varie entre 0,18 et 0,65 loup/100 km² selon l'écosystème (Bergerud, 2007; Serrouya et coll., 2021).

Cette réorganisation spatiale et ses effets sur l'effectif des prédateurs du caribou et de leurs proies alternatives est connue sous le nom de *phénomène de compétition apparente* et a été largement décrite dans la littérature scientifique et dans divers contextes (Holt, 1977, 1984; Weclaw et Hudson, 2004; Wittmer et coll., 2005a; Bergerud, 2007; Festa-Bianchet et coll., 2011; Latham et coll., 2011b; Tremblay-Gendron, 2012; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Fryxell et coll., 2020). L'impact des prédateurs et les taux de prédation sont actuellement variables dans l'aire de répartition du caribou forestier (Crête et Manseau, 1996; Stuart-Smith et coll., 1997). Au Québec, la prédation favorisée par la modification de l'habitat est considérée comme la cause proximale du déclin des populations de caribous forestiers (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation). Cette situation prévaut également à l'échelle de l'aire de répartition canadienne du caribou forestier (EC, 2012a; ECCC, 2020).

En Gaspésie, en absence de loups, le coyote a été identifié comme le principal prédateur du caribou (Boileau, 1996). La récolte forestière a conduit à une surreprésentation des jeunes forêts de feuillus riches en arbustes fruitiers. Ceci a provoqué l'augmentation des densités locales d'originaux (ECCC, 2020) et a favorisé les populations d'ours noirs qui sont des prédateurs opportunistes des faons de caribous (Ballard, 1994; Adams et coll., 1995; Mosnier et coll., 2003; Brodeur et coll., 2008; Bastille-Rousseau et coll., 2011; Pinard et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014). De plus, la chasse à l'orignal est populaire dans ce secteur et un certain nombre de carcasses ou d'organes sont laissés en forêt. Ceci constitue une ressource alimentaire supplémentaire et pourrait permettre de soutenir de plus grandes populations de prédateurs dans l'habitat (Mosnier et coll., 2005; Boisjoly et coll., 2010). La prédation favorisée par la modification de l'habitat est considérée comme la cause proximale du déclin de la population de caribous montagnards de la Gaspésie (Crête et Desrosiers, 1995; St-Laurent et coll., 2009; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; Frenette et coll., 2020; Gouvernement du Québec, en préparation). Cette situation prévaut également à l'échelle de l'aire de répartition canadienne du caribou montagnard (Kinley et Apps, 2001; Wittmer et coll., 2007).

Dérangement anthropique

Principaux éléments à retenir

- Les caribous forestiers et montagnards sont sensibles à la présence humaine, perçue de façon analogue à la présence de prédateurs, et tendent à éviter les secteurs perturbés par le dérangement anthropique.
- Le dérangement anthropique est principalement associé aux activités de développement industriel (secteurs minier, pétrolier, hydroélectrique, éolien), aux activités et aux infrastructures récréotouristiques, au réseau routier et aux autres infrastructures de transport.
- Ces différents secteurs d'activités ont des impacts variables sur le comportement du caribou (par exemple, évitement de certains secteurs, augmentation des déplacements, réduction du temps d'alimentation). Le dérangement anthropique peut ultimement avoir un impact négatif sur la condition corporelle et la probabilité de survie des caribous. Pour un secteur donné, les différentes sources de dérangement anthropique peuvent entraîner des effets potentiellement additifs, voire synergiques, sur le caribou.
- La pratique de la motoneige est l'activité récréotouristique ayant le plus haut potentiel d'impacts sur les caribous forestiers et montagnards. Les milieux fortement utilisés par les motoneigistes sont évités par les caribous.
- D'autres activités ayant un potentiel de déranger le caribou (par exemple, vols d'entraînement à basse altitude, perturbations lumineuses et sonores) présentent un degré de préoccupation négligeable pour les populations, puisqu'elles sont temporaires, rares ou affectent une superficie limitée.

Le dérangement anthropique, qu'il soit industriel ou récréotouristique, constitue une source importante de perturbations pour les caribous forestiers et montagnards (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019). Il peut être défini comme une activité humaine induisant une altération du comportement animal qui peut générer une augmentation de la demande énergétique et du risque de blessure (Webster, 1997). Chez les proies, les stimuli aigus ou chroniques découlant de la présence humaine et de ses activités initient généralement des réponses analogues à celles engendrées par la présence ou l'approche d'un prédateur (Frid et Dill, 2002). L'activité humaine contribue ainsi à altérer la répartition et le comportement des espèces animales, et ultimement à occasionner des impacts négatifs sur la condition corporelle des individus (Frid et Dill, 2002; Johnson et St-Laurent, 2011; Dwinnell et coll., 2019). Les caribous forestiers et montagnards sont sensibles à la présence humaine, en particulier au printemps durant la période de mise bas, et évitent généralement les interactions avec l'humain et les infrastructures anthropiques tout au long de l'année en ajustant leur utilisation de l'espace (Webster, 1997; Weir et coll., 2007).

Les modifications du comportement chez le caribou découlant du dérangement anthropique peuvent mener à une perte fonctionnelle d'habitat entraînant l'évitement d'un secteur perturbé, souvent au-delà de l'emprise spatiale de la perturbation (Nellemann et coll., 2001, 2003; Dyer et coll., 2001; Weir et coll., 2007; Polfus et coll., 2011; Muhly et coll., 2015). La perte fonctionnelle d'habitat s'étend donc dans un

rayon environnant la perturbation physique, appelé *zone d'influence*, qui peut atteindre plusieurs kilomètres (Nellemann et coll., 2001; Weir et coll., 2007; Courbin et coll., 2009; Polfus et coll., 2011; Rudolph, 2011; St-Laurent et coll., 2012; Fortin et coll., 2013; Eftestøl et coll., 2021). La taille de la zone d'influence des perturbations anthropiques varie chez le genre *Rangifer* en fonction du type de dérangement, de l'activité, de la qualité de l'habitat et de la démographie de la population (Nellemann et coll., 2001; Vistnes et Nellemann, 2001; Polfus et coll., 2011; Plante et coll., 2018, 2020; Prichard et coll., 2020). Selon Environnement Canada (2011a), l'ensemble des sources de perturbations de l'habitat, incluant leur zone d'influence, doit être considéré afin d'évaluer l'impact global des activités humaines sur les populations de caribous forestiers au Canada.

Quelques études témoignent d'un degré variable d'habituation chez le caribou à la présence d'activité humaine (Wolfe et coll., 2000; Haskell et coll., 2006; Haskell et Ballard, 2008). Des études ont également montré que les caribous ou les rennes pourraient être plus tolérants aux perturbations et les éviter moins fortement ou même sélectionner leur proximité dans certaines conditions particulières (par exemple, lors d'épisodes intenses de dérangement par les insectes piqueurs; Haskell et coll., 2006; Johnson et coll., 2020; Prichard et coll., 2020). Toutefois, le genre *Rangifer* présente généralement un évitement des sources de dérangement anthropique (Nellemann et coll., 2010; Johnson et Russel, 2014). Il semble donc difficile, voire impossible, d'évaluer le seuil maximal d'exposition au dérangement anthropique (fréquence et intensité d'exposition) pouvant mener au phénomène d'habituation chez le caribou sans impact sur son comportement et sa condition corporelle, en raison de la grande variabilité des réponses observées (Wolfe et coll., 2000; Haskell et coll., 2006; Haskell et Ballard, 2008; Johnson et Russel, 2014; Prichard et coll., 2020).

Les populations de caribous forestiers et de caribous montagnards au Canada et au Québec ne sont pas toutes soumises au même type et régime de dérangement liés aux activités anthropiques. Certains aspects sont généralisés, mais une approche ciblée par population peut être préconisée afin d'évaluer les conséquences de chacune des sources de dérangement anthropique présentes dans un secteur donné ainsi que leurs effets potentiellement additifs, voire synergiques (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation).

Activités de développement industriel

Le développement industriel est considéré comme une menace élevée au maintien et au rétablissement du caribou forestier au Canada et au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation). Au cours des dernières décennies, les activités industrielles ont été en constante augmentation en régions boréales et nordiques au Canada (Fortin et coll., 2020; Stewart et coll., 2020). Les sources de dérangement liées au secteur industriel sont multiples (par exemple, routes, infrastructures, lignes sismiques, lignes de transport d'énergie, présence humaine) et la magnitude des effets sur le caribou varie selon le type d'activités. Les données provenant de 25 populations de caribous forestiers au Canada indiquent que la taille des domaines vitaux des femelles tend à diminuer lorsque le niveau de dérangement anthropique dans l'habitat augmente, en particulier pour les perturbations liées aux activités minières, pétrolières et forestières (Wilson et coll., 2019). De plus, des modélisations indiquent

que des taux élevés de perturbations liées aux activités industrielles dans l'habitat réduisaient significativement la probabilité de persistance chez cinq populations de caribous forestiers en Alberta (Stewart et coll., 2020).

Les impacts du dérangement lié au développement industriel sur le caribou et son habitat ont été rapportés et résumés dans les plans et programmes de rétablissement des caribous forestiers et montagnards (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019, 2020) et dans des documents d'expertise externe (par exemple, NCASI, 2020). Ces impacts sont également abordés dans le rapport sur la hiérarchisation des facteurs de mortalité et l'identification des mesures de gestion pour le caribou forestier du Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie produit par le gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, en préparation).

Après l'aménagement forestier, les trois principaux secteurs d'activités du développement industriel dans l'aire de répartition du caribou forestier au Canada et du caribou montagnard de la Gaspésie sont le secteur minier et pétrolier, le secteur hydroélectrique et le secteur éolien. Chacun de ces secteurs d'activités implique divers degrés d'intensité de dérangement pour le caribou, via la mise en place, l'entretien et l'utilisation d'infrastructures de transport, c'est-à-dire les chemins, routes, lignes sismiques, lignes de transport d'énergie, etc. Les effets observés et potentiels du dérangement lié à ces secteurs d'activités sont décrits dans les sections qui suivent.

Développement minier et pétrolier

Le développement minier et pétrolier affecte la répartition du caribou forestier, qui a tendance à s'éloigner des sites en phase d'exploration ou exploités et à modifier ses déplacements à proximité de ces infrastructures (Wolfe et coll., 2000; Dyer et coll., 2001; Weir et coll., 2007; Polfus et coll., 2011; Johnson et coll., 2015; Muhly et coll., 2015; Stewart et coll., 2020; Wittische et coll., 2021). Un évitement similaire pour les sites miniers a également été observé chez les caribous montagnards (Nobert et coll., 2016) et migrants (Plante et coll., 2018). Par ailleurs, quelques études suggèrent que les caribous peuvent tolérer un certain niveau de perturbations lié à ces secteurs d'activités dans leur aire de répartition (Wolfe et coll., 2000; Haskell et coll., 2006). Une majorité d'études montre toutefois que les caribous évitent les infrastructures associées aux activités minières et pétrolières, et que cet évitement est observable sur des zones dépassant largement l'empreinte de l'infrastructure et la zone où l'habitat est perturbé. À titre d'exemple, on rapportait un évitement des sites exploités sur des rayons variant entre 4 et 10 km pour le caribou forestier et le renne (Nellemann et Cameron, 1998; Weir et coll., 2007). Les différents types d'infrastructures liés à l'exploitation pétrolière, tels que les routes, les lignes sismiques et les puits, peuvent être évités par les caribous forestiers (Dyer et coll., 2001). Le degré d'évitement tend également à augmenter lorsque le niveau d'activité humaine est plus élevé (Dyer et coll., 2001). Les taux de déplacement des caribous peuvent être plus élevés à proximité des travaux d'exploration pétrolière, un comportement qui pourrait résulter en une augmentation des dépenses énergétiques chez les caribous (Bradshaw et coll., 1997). La perte réelle et fonctionnelle d'habitat liée aux activités de développement et d'exploitation minières et pétrolières peut également contraindre le caribou à se déplacer dans des secteurs où la qualité des ressources alimentaires est plus faible (Wolfe et coll., 2000) et où le risque de prédation est plus élevé (Cameron et coll., 1992; Nellemann et Cameron, 1998; James et Stuart-Smith, 2000; Ehlers et coll., 2014).

L'impact du développement minier et pétrolier sur le caribou forestier au Québec demeure peu étudié à ce jour. Pour certaines populations, les conséquences de ce secteur d'activités pourraient être non négligeables. L'aire de répartition du caribou montagnard de la Gaspésie est actuellement exempte d'activités d'exploitation minière et pétrolière. Toutefois, des secteurs à proximité ou situés dans l'aire occupée par cette population présentent un potentiel et font l'objet de travaux d'exploration. La mise en exploitation de sites miniers, gaziers ou pétroliers pourrait grandement affecter l'habitat et la population de caribous montagnards de la Gaspésie.

Développement hydroélectrique

Le développement de projets hydroélectriques implique généralement la construction de barrages et l'inondation de grandes superficies de territoires, ce qui entraîne une perte d'habitat pour le caribou (Mahoney et Scheafer, 2002; Therrien et coll., 2004). La mise en opération de tels projets implique également la construction et le maintien de routes, d'infrastructures et de lignes de transport d'énergie qui peuvent avoir un impact sur les déplacements et le budget d'activités du caribou et de ses prédateurs (Vistnes et coll., 2004; Vistnes et Nellemann, 2008; Hydro-Québec, 2017). Par exemple, le caribou peut abandonner temporairement la zone à proximité de réservoirs et de barrages hydroélectriques (Mahoney et Scheafer, 2002). Au Québec, à la fin des années 1970, la construction de réservoirs dans la région de la Baie-James a diminué la quantité d'habitats hivernaux disponibles pour les caribous migrateurs et forestiers (Therrien et coll., 2004). En Norvège, l'évitement des infrastructures à la suite de la mise en opération d'un projet électrique a entraîné une perte fonctionnelle importante d'habitat pour le renne (Nellemann et coll., 2003). L'effet des lignes électriques sur les déplacements et la sélection d'habitat chez le caribou et le renne est variable, certaines études faisant état de peu d'incidence (Vistnes et Nellemann, 2001; Reimers et coll., 2007), tandis que d'autres rapportent un évitement marqué s'étalant sur des secteurs de plusieurs kilomètres (Klein, 1971; Nellemann et coll., 2001; Eftestol et coll., 2016; Hydro-Québec, 2017) se traduisant en une perte fonctionnelle d'habitat saisonnier ou une altération des déplacements. Au Québec, à la suite de la mise en œuvre du projet hydroélectrique de la rivière Romaine, un évitement des infrastructures hydroélectriques et des voies d'accès a été observé chez les caribous forestiers femelles en période de mise bas et d'élevage des jeunes (Hydro-Québec, 2017).

Les populations de caribous forestiers au Québec ne présentent pas toutes le même degré d'exposition au développement hydroélectrique, certaines étant plus sujettes à subir les effets de ce type précis de perturbations. Les secteurs sous l'effet de projets hydroélectriques ou présentant un fort potentiel de développement et fréquentés par le caribou forestier sont traités dans le rapport sur la hiérarchisation des facteurs de mortalité et l'identification des mesures de gestion pour le caribou forestier du Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie (Gouvernement du Québec, en préparation).

Développement éolien

À ce jour, aucune étude n'a évalué les conséquences du développement éolien sur le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie. Néanmoins, certains travaux sur les impacts du développement éolien chez le genre *Rangifer*, principalement en Europe, permettent d'anticiper les impacts potentiels. En Scandinavie, des études ont montré peu d'impacts de la présence et du fonctionnement des éoliennes sur l'utilisation de l'espace et le budget d'activités du renne (Flydal et coll., 2004; Colman et coll., 2012; Skarin et Alam, 2017). Quelques travaux rapportent toutefois un évitement des installations éoliennes

lors de la période de mise bas du renne (Skarin et coll., 2015, 2018; Flydal et coll., 2019). Au Québec, le développement du secteur éolien est actuellement concentré surtout dans l'est. L'habitat utilisé par le caribou montagnard de la Gaspésie est le plus susceptible de connaître une augmentation du secteur éolien dans les prochaines années (ECCC, 2020), bien qu'une telle éventualité ne puisse être écartée dans des secteurs fréquentés par le caribou forestier. La transposition des conclusions des études portant sur les effets du développement éolien chez le renne à l'écologie du caribou forestier et montagnard doit se faire avec précaution en raison des différences écologiques entre les systèmes (par exemple, animaux semi-domestiqués; Flydal et coll., 2004).

Infrastructures de transport et autres structures linéaires

Les infrastructures de transport (par exemple, réseau routier, ferroviaire et aérien) sont une composante inhérente des activités anthropiques qui permet l'accès au territoire et la réalisation des activités planifiées. Les impacts de la mise en place et de l'utilisation de voies d'accès sur le caribou et son habitat sont variés (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Autres menaces ») et peuvent s'additionner à ceux des autres types de perturbations (Wolfe et coll., 2000; Nellemann et coll., 2001; Courbin et coll., 2009; Houle et coll., 2010; Johnson et coll., 2015; Plante et coll., 2018, 2020).

Les routes et autres types de structures linéaires (par exemple, pipelines, lignes de transmission électrique, lignes sismiques) augmentent la fragmentation de l'habitat, entraînent une diminution de sa connectivité et abaisse sa qualité pour le caribou (voir la section « Perturbations anthropiques de l'habitat »; Nellemann et Cameron, 1998; Dyer et coll., 2001; Faille et coll., 2010; Leblond et coll., 2013a). Cette modification de la structure de l'habitat peut provoquer une redistribution permanente des caribous vers des secteurs adjacents (Cameron et coll., 1992; Vistnes et Nellemann, 2001; Vors et coll., 2007; Faille et coll., 2010) et engendrer des modifications dans le budget d'activités (par exemple, réduction du temps passé à s'alimenter et augmentation de la vigilance; Bradshaw et coll., 1998; Vistnes et Nellemann, 2001; Leblond et coll., 2013a). Dans certains cas, les routes et autres structures linéaires peuvent constituer une barrière physique aux déplacements du caribou et contribuer à l'isolement des populations (Dyer et coll., 2001). Une telle redistribution spatiale des caribous peut faire augmenter localement leur densité par la concentration et l'isolement des groupes d'individus au sein d'un même secteur. La concentration d'individus dans des secteurs distants des routes et des autres structures linéaires pourrait induire une surexploitation locale des ressources alimentaires contribuant à la baisse de la qualité de l'habitat tel que cela est observé chez le renne (Nellemann et coll., 2001; Dahle et coll., 2008) et le caribou forestier (Fortin et coll., 2013). Finalement, les routes et autres structures linéaires contribuent également à augmenter les risques de mortalité pour le caribou en facilitant l'accès du territoire par les prédateurs et les humains (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Prélèvement »; Courbin et coll., 2009; Whittington et coll., 2011; Fortin et coll., 2015; Dickie et coll., 2020; McKay et coll., 2021).

Certaines études ont montré une faible sélection chez le caribou et le renne pour des sites à proximité de routes présentant une faible activité humaine lors de courtes périodes (Nellemann et coll., 2000; Vistnes et coll., 2008). Toutefois, le dérangement lié au réseau routier a généralement des effets négatifs prédominants sur le caribou et constitue une des menaces au rétablissement des populations de caribous forestiers et montagnards en Amérique du Nord (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou

forestier du Québec, 2013a, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2019, 2020).

Activités récréotouristiques

La villégiature et les activités récréotouristiques ont des effets négatifs sur le caribou et le renne qui s'ajoutent à ceux des autres perturbations (Simpson et Terry, 2000; Reimers et coll., 2003; Seip et coll., 2007; Nellemann et coll., 2010; Lesmerises et coll., 2017, 2018). Les zones affectées par les activités récréotouristiques peuvent être évitées, ce qui occasionne une perte directe (par exemple, modification ou perte de l'habitat due à la présence d'infrastructures) ou fonctionnelle d'habitat (par exemple, évitement des secteurs à proximité des infrastructures ou des humains; Dumont, 1993; Nellemann et coll., 2000; Vistnes et Nellemann, 2001; Wittmer et coll., 2006; Reimers et coll., 2006; Seip et coll., 2007; Courbin et coll., 2009; Reimers et Colman, 2009; Colman et coll., 2012; Lesmerises et coll., 2017, 2018; Eftestøl et coll., 2021; Gundersen et coll., 2021).

L'évaluation des impacts potentiels des activités récréotouristiques est complexe et implique de distinguer les activités et perturbations qui sont temporaires de celles qui sont permanentes. Les activités récréotouristiques dont les effets sont temporaires sont principalement associées à la pratique ponctuelle d'une activité (par exemple, randonnée pédestre, ski de fond ou hors-piste) et sont liées à la présence humaine. Les activités récréotouristiques dont les effets sont permanents sont associées à la présence d'infrastructures nécessaires à la pratique de ces activités (par exemple, chalets, refuges, routes et sentiers) et leurs impacts sur le comportement et l'habitat du caribou peuvent perdurer à long terme, voire de manière permanente. Au Québec, les perturbations et le dérangement liés aux activités récréotouristiques présentent des niveaux de préoccupations de faible à élevé pour le maintien des populations de caribous forestiers du Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie (ECCC, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation).

Activités récréotouristiques ayant des effets temporaires

L'intérêt grandissant pour les activités récréotouristiques comme l'écotourisme, la randonnée pédestre, la villégiature, le ski hors-piste et la motoneige accroît la probabilité de rencontre entre les humains et les caribous. La pratique de ces activités dans divers milieux peut contribuer à accentuer le stress lié à la présence humaine. L'importance de ces effets peut varier en fonction de la période de l'année, du sexe et de l'âge des individus, ainsi que du type, de la fréquence et de l'intensité des activités récréotouristiques (Dumont, 1993; Duchesne et coll., 2000; Reimers et coll., 2006; Seip et coll., 2007; Reimers et Colman, 2009; Lesmerises et coll., 2017, 2018; Eftestøl et coll., 2021). Le dérangement lié à ces activités peut entraîner des réponses physiologiques (par exemple, sursauts, augmentation de la fréquence cardiaque; MacArthur et coll., 1982; Simpson, 1987), l'augmentation de la vigilance (Duchesne et coll., 2000), une diminution du temps de repos (Duchesne et coll., 2000) et l'évitement, voire l'abandon, de certains types de milieux (Dumont, 1993; Reimers et coll., 2006; Seip et coll., 2007; Reimers et Colman, 2009; Colman et coll., 2012; Lesmerises et coll., 2017, 2018). Le ski hors-piste est une activité en plein essor au Québec. Les milieux alpins dénudés, fréquentés par les caribous montagnards, sont également prisés par les skieurs hors-piste, de sorte que les interactions peuvent conduire au déplacement des caribous. Par exemple, les caribous montagnards de la Gaspésie démontrent un évitement de certains secteurs en réponse au dérangement associé à la pratique du ski hors-piste, même

lorsque le nombre de skieurs est faible, ce qui conduit à une perte fonctionnelle d'habitat probablement sur une partie appréciable de l'aire de répartition de cette population (Lesmerises et coll., 2018). Les effets de ce type de dérangement sont généralement temporaires, la réponse comportementale du caribou étant de courte durée, et le secteur touché peut redevenir rapidement favorable pour le caribou suivant l'absence ou l'atténuation de la présence humaine (Duchesne et coll., 2000; Lesmerises et coll., 2018). L'accumulation de réactions du caribou face à ce type de dérangement pourrait toutefois avoir des effets à long terme sur la condition physique et la performance des individus.

La pratique de la motoneige, en particulier la pratique hors-piste, constitue l'activité récréotouristique ayant le plus haut potentiel d'impacts sur le caribou forestier et montagnard. Les secteurs fortement utilisés par les motoneigistes sont évités par les caribous et les rennes, et ces derniers se relocalisent dans des secteurs de moindre qualité (Simpson, 1987; Tyler, 1991; Mahoney et coll., 2001; Reimers et coll., 2003; Seip et coll., 2007). La pratique de la motoneige entretient également des réseaux de sentiers pouvant être utilisés par les prédateurs pour faciliter leur déplacement (Kolbe et coll., 2007; Droghini et Boutin, 2018; Keim et coll., 2021). Considérant l'étendue du dérangement qu'elle engendre, l'impact de la pratique de la motoneige est considéré important pour la conservation du caribou.

Activités récréotouristiques ayant des effets permanents

Les infrastructures liées aux activités récréotouristiques, bien qu'elles entraînent des altérations à la structure et à la qualité de l'habitat à une échelle restreinte, peuvent diminuer la disponibilité et l'accessibilité des types de milieux de qualité pour le caribou. Plusieurs travaux sur le renne, mais également sur les caribous forestiers et montagnards, ont montré que les individus tendent à éviter les secteurs situés à proximité d'installations récréotouristiques telles que des sentiers, des chalets, des camps de pourvoyeurs ou des stations touristiques (Webster, 1997; Nellemann et coll., 2000; Vistnes et Nellemann, 2001; Carr et coll., 2007; Seip et coll., 2007; Courbin et coll., 2009; Leblond et coll., 2011, 2013a, 2013b, 2014a; 2014b; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2012, 2014; Beauchesne et coll., 2013, 2014b; Eftestøl et coll., 2021; Gundersen et coll., 2021). L'intensité des réactions des caribous et des rennes varie selon les périodes de leur cycle vital annuel et selon le sexe et l'âge des individus. À titre d'exemple, le renne de Norvège démontre un évitement généralisé des infrastructures touristiques en hiver, ceci sur un rayon de 5 km autour de ces infrastructures (Nellemann et coll., 2000). Cet évitement pouvait atteindre jusqu'à 15 km pour les femelles accompagnées d'un faon (Nellemann et coll., 2000). Un évitement similaire des infrastructures récréotouristiques a été observé en période de mise bas et d'élevage chez les femelles du renne (Vistnes et Nellemann, 2001) et du caribou forestier (Carr et coll., 2007; Lesmerises et coll., 2013).

Zone d'entraînement militaire

Entre le début des années 1980 et 2005, les aires utilisées par les caribous forestiers de l'est du Québec et du Labrador ont été exposées aux vols d'entraînement à basse altitude d'avions de chasse militaires de l'Organisation du traité de l'Atlantique nord (OTAN). En 1995, la zone d'entraînement militaire a été déplacée vers le sud afin d'éviter le survol des aires de mise bas et d'estivage du troupeau de caribous migrants de la rivière George. Les effets du passage des avions de chasse à basse altitude au-dessus des populations de caribous forestiers et migrants sont peu documentés. Certaines réponses comportementales, telles que des sursauts, l'accentuation des comportements de vigilance et des

déplacements, ont été observées chez les caribous lors de survols à basse altitude (Harrington et Veitch, 1991, 1992; Maier et coll., 1998; Lawler et coll., 2005). Les vols à basse altitude réalisés au Labrador à la fin des années 1980 auraient également entraîné une augmentation du taux de mortalité des faons dans les premières semaines suivant la naissance (fin mai à la mi-juin; Harrington et Veitch, 1991, 1992). De 1996 à 2015, le Gouvernement du Canada a mis en œuvre un imposant programme de surveillance (Institut pour la surveillance et la recherche environnementales [ISRE]) afin de limiter le dérangement associé aux vols d'entraînement à basse altitude, en particulier sur le caribou. Le suivi de l'ISRE a indiqué une absence d'effet sur la superficie de l'aire de répartition et le taux de déplacement des caribous migrants du troupeau Rivière George, mais une diminution de la fidélité à certains domaines vitaux saisonniers (Thomas et Jones, 2000). Des mesures d'atténuation basées sur l'évitement des secteurs de mise bas ont été appliquées de façon préventive par le ministère de la Défense nationale selon les recommandations de l'ISRE (Lapierre, 2017). Depuis 2015, la Défense nationale a terminé le mandat de l'ISRE et gère la composante environnementale des activités militaires réalisées dans la zone d'entraînement.

Dans son bilan de mi-parcours, l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec juge nécessaire d'approfondir les connaissances sur les effets potentiels du dérangement associé aux vols à basse altitude sur le caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2020). Ce type spécifique de dérangement anthropique n'est toutefois pas considéré comme une menace pour les populations de caribous forestiers au Québec ni pour le caribou montagnard de la Gaspésie.

Perturbations sonores et lumineuses

Ce type de perturbations est inhérent à la présence d'une vaste majorité d'activités humaines. Lorsque ces perturbations sont ponctuelles (temporaires ou très localisées) et ne sont pas accompagnées de la présence humaine ou de véhicules en mouvement, leur exposition n'entraîne généralement qu'une courte réponse comportementale aiguë (par exemple, augmentation momentanée de la fréquence cardiaque; MacArthur et coll., 1979). L'exposition chronique aux bruits liés aux activités humaines peut toutefois mener à des modifications du budget d'activités et de l'utilisation de certains types de milieux chez les cervidés (Bradshaw et coll., 1997; Drolet et coll., 2016). Par exemple, le caribou peut augmenter son taux de mouvements entre les parcelles lorsqu'il est exposé à des simulations de bruits de forage (Bradshaw et coll., 1997). Ceci pourrait accroître la vulnérabilité du caribou à la prédation ou entraîner une baisse de la condition corporelle si l'évitement de la perturbation sonore induit une sélection des secteurs de moindre qualité. Le secteur récréotouristique peut également être une source de dérangement sonore. Par exemple, les forts bruits associés aux déplacements en motoneige augmentent le niveau de pollution sonore auquel est exposé le caribou en hiver. Le rôle des perturbations sonores et lumineuses sur le comportement du caribou et ultimement sur le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et montagnards de la Gaspésie est méconnu, mais les quelques travaux sur ce type de perturbations suggèrent un faible niveau de préoccupation pour le caribou (EC, 2012a; ECCO, 2020).

Prélèvement

Principaux éléments à retenir

- La chasse sportive au caribou forestier et au caribou montagnard de la Gaspésie est interdite au Québec.
- Peu d'actes de récolte illégale (braconnage) impliquant le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie sont rapportés au Québec. Une surveillance est toutefois réalisée par les agents de la protection de la faune dans l'aire de répartition du caribou forestier et du caribou montagnard de la Gaspésie.
- Pour plusieurs nations et communautés autochtones au Québec, le caribou a une grande valeur culturelle et spirituelle. Si certaines d'entre elles ont cessé la récolte de caribous, plusieurs souhaitent le maintien de la chasse ou un retour à celle-ci.
- La récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de certaines communautés autochtones au Québec représente une menace additionnelle non négligeable pour le maintien du caribou forestier dans certains secteurs de son aire de répartition. Les données relatives à ce type de prélèvement demeurent toutefois incomplètes.

Le prélèvement inclut la chasse sportive, la récolte illégale (braconnage) et la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales, cette dernière étant réalisée spécifiquement par des membres de communautés autochtones. Le prélèvement peut avoir un impact significatif sur la dynamique des populations de caribous, principalement lorsqu'elles sont en déclin. En effet, lorsque le prélèvement et la mortalité naturelle dépassent le recrutement annuel, la taille de la population diminue. Le prélèvement peut donc accélérer le déclin des populations de caribous et ainsi avoir un impact direct sur les efforts de conservation et de rétablissement (Spalding, 2000; EC, 2012a; Bargmann et coll., 2020). Le prélèvement est parmi les facteurs ayant contribué au déclin, voire à l'extirpation du caribou forestier dans certains secteurs de son aire de répartition historique au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a).

Au cours des dernières décennies, la pratique de la chasse (sportive et à des fins alimentaires) a été modifiée de façon importante. Cette pratique a été facilitée et rendue plus efficace par la mise en place et l'entretien d'infrastructures routières (Plante et coll., 2017; Stinchcomb et coll., 2019), l'utilisation d'engins motorisés de plus en plus performants (motoneiges, véhicules tout-terrain et aéronefs) et le développement technologique (appareils de repérage et de télécommunications, GPS [*global positioning system*], téléphone satellite; Adamczewski et coll., 2009; Nesbitt et Adamczewski, 2009; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). Ces facteurs ont augmenté l'impact potentiel de cette menace sur le déclin de certaines populations de caribous.

Chasse sportive

Au Canada, les règlements sur la chasse au caribou sont établis par les provinces ou les territoires et leurs conseils de cogestion, s'il y a lieu. La chasse sportive au caribou forestier est permise à sur l'île de Terre-Neuve et au Yukon, mais elle a été interdite dans la majorité de son aire de répartition canadienne. La chasse a été interdite d'abord en Ontario (1929), puis dans d'autres provinces au cours des vingt

dernières années : en Alberta (1985), en Saskatchewan (1987), en Colombie-Britannique (2001), au Québec (2001), au Manitoba (2006) et dans les Territoires du Nord-Ouest (Festa-Bianchet et coll., 2011; COSEPAC, 2014b; British Columbia, 2019; NLDFLR, 2019; Yukon, 2020). L'interdiction de la chasse sportive au caribou de la Gaspésie est effective depuis 1949.

L'historique de l'exploitation du caribou forestier au Québec témoigne d'une prise de conscience progressive de la fragilité des populations de caribous en regard de la chasse sportive (Tableau 5). Mises en place dans certains secteurs, les restrictions de récolte associées à la chasse sportive pour différents écotypes ont contribué à réduire la pression de chasse sur le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie. Depuis 1972, la chasse au caribou forestier est interdite à l'ouest du 71° de longitude, plus précisément dans les régions administratives de l'Abitibi-Témiscamingue, du Nord-du-Québec et de la Capitale-Nationale où le caribou était présent. Depuis l'automne 2001, à la suite de la fermeture de la chasse au caribou sur la Côte-Nord et au Saguenay-Lac-Saint-Jean, aucune chasse sportive ne cible directement le caribou forestier au Québec.

Dans les années 1990 et 2000, les aires de répartition des populations de caribous forestiers et migrateurs du Québec se superposaient durant l'hiver (Taillon et coll., 2016; Le Corre et coll., 2020). Jusqu'en 2018, année de fermeture de la chasse sportive au caribou migrateur au Québec (MFFP, 2016), le prélèvement par la chasse sportive et la récolte à des fins alimentaires était vraisemblablement constitué de caribous forestiers ainsi que de caribous migrateurs, notamment pour le secteur Baie-James. L'ampleur et la répartition de la récolte entre les écotypes forestiers et migrateurs sont toutefois inconnues.

Tableau 5. Chronologie des principales modalités de gestion de la chasse sportive pour l'ensemble des écotypes de caribous mises en place au Québec et ayant contribué à réduire la pression de la chasse sur le caribou forestier ou montagnard de la Gaspésie.

Année	Modalités de chasse adoptées
1885	Limite de 5 caribous par chasseur
1937	Chasse interdite pendant 5 ans; permise dans les comtés de Gaspé et de Bonaventure
1949	Chasse interdite en Gaspésie (caribou montagnard)
1950-1963	Chasse interdite
1964	Chasse ouverte à l'automne pendant 17 jours au nord du 50° de latitude nord
1972	Chasse interdite à l'ouest du 71° de longitude
1979	Chasse interdite à l'est du chemin de fer reliant Sept-Îles et Schefferville
2000	Limite de 300 permis à la Côte-Nord et au Saguenay-Lac-Saint-Jean
2001	Chasse interdite sur la Côte-Nord et au Saguenay-Lac-Saint-Jean; établissement de plans de protection
2012	Chasse interdite dans les zones fréquentées par les caribous migrateurs du troupeau de la rivière George
2018	Chasse interdite dans les zones fréquentées par les caribous migrateurs du troupeau de la rivière aux Feuilles

Récolte illégale (braconnage)

Le braconnage peut avoir un impact considérable s'il se produit au sein d'une petite population de caribous (Johnson, 1985). Bien que l'étendue réelle du braconnage soit inconnue (EC, 2012a; COSEPAC, 2014b), ce facteur n'est pas considéré comme une menace élevée dans l'aire de répartition du caribou forestier (Seip et Cichowski, 1996; Courtois et coll., 2003c).

Au Québec, les agents de la protection de la faune exercent depuis 2016 une surveillance accrue dans les régions où le caribou forestier est présent. Cette attention se concentre durant la période de chasse à l'orignal et en période hivernale, à proximité des plans d'eau et des différents types de milieux où se regroupent les caribous forestiers. Ceci permet, entre autres, de dissuader les motoneigistes de déranger les caribous. Peu de cas de braconnage de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie ont été rapportés au Québec.

Récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones

Au Canada, les autochtones peuvent chasser le caribou forestier en vertu de droits issus de traités ou de droits ancestraux, établis ou revendiqués de manière crédible. Ces droits sont néanmoins assujettis au principe de conservation de la ressource. Dans plusieurs provinces (par exemple, Québec, Alberta, Colombie-Britannique, Manitoba), certaines nations et communautés ont annoncé qu'elles cessaient de récolter le caribou forestier.

Pour plusieurs nations et communautés autochtones au Québec, le caribou a une valeur culturelle et spirituelle importante (Gordon, 2003; Schuster et coll., 2011; Pasda, 2013; ECCC, 2017; Table ronde autochtone du caribou de la péninsule d'Ungava, 2017). Si certaines d'entre elles ont cessé la récolte de caribous, plusieurs souhaitent le maintien de la chasse ou un retour à celle-ci. Or, la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales représente un facteur de mortalité non négligeable pour le caribou forestier, particulièrement dans les secteurs Basse-Côte-Nord et Nord-du-Québec (Gouvernement du Québec, en préparation). En l'absence d'un système de suivi systématisé de la récolte, les données quantitatives et qualitatives sur cette dernière demeurent toutefois incomplètes pour évaluer précisément l'impact relatif de cette menace sur l'état de la situation du caribou forestier dans ces secteurs. Le nombre de caribous prélevés pourrait ne pas être soutenable pour le maintien de certaines populations.

Changements climatiques

Principaux éléments à retenir

- Les changements climatiques peuvent avoir des effets sur le caribou, sur les habitats, sur la répartition spatiale d'autres espèces (autres ongulés, prédateurs, parasites) et leur relation avec le caribou, sur l'émergence et l'expansion de parasites et de maladies ainsi que sur les régimes de perturbations naturelles (par exemple, feux).
- Au cours des prochaines décennies, les populations de caribous seront plus affectées par les modifications de l'habitat liées aux perturbations humaines que par les effets des changements climatiques sur leur comportement, leur physiologie ou leur habitat.

- Les conséquences des changements climatiques demeurent difficiles à anticiper et à quantifier à long terme, puisqu'ils se produisent à une échelle temporelle plus longue que la majorité des autres perturbations et que la modification du climat est incertaine.
- Minimiser les effets des menaces actuelles pesant sur les populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie pourrait favoriser leur résilience face aux changements climatiques.

Les changements climatiques se produisent plus rapidement dans les milieux nordiques et leurs impacts sont de plus grande ampleur comparativement à ce qui est observé dans les milieux tempérés et tropicaux (ACIA, 2005; IPCC, 2007; Gilg et coll., 2012). Les modifications du climat dans les écosystèmes de la forêt boréale du Canada ont déjà cours et devraient s'intensifier au cours des prochaines décennies (Price et coll., 2013; Gauthier et coll., 2015). Les effets probables des changements climatiques sur les composantes de l'habitat du caribou sont une préoccupation importante pour le maintien des populations de caribous (EC, 2012a; ECCC, 2019). Selon certains modèles climatiques, une hausse des températures moyennes d'environ 5 °C est prévue en forêt boréale d'ici 2100 (Balshi et coll., 2009; Price et coll., 2013) ainsi qu'une augmentation des précipitations annuelles, hivernales et estivales d'ici 2050 (Mailhot et Chaumont, 2017). Les effets des changements climatiques sur les populations de caribous sont difficilement quantifiables puisque ces changements se produisent sur une échelle temporelle plus longue que la majorité des autres perturbations. Toutefois, les effets actuellement observables et ceux prédits quant à l'habitat et aux conditions météorologiques permettent d'évaluer les conséquences possibles des changements climatiques sur les populations de caribous.

Modification de l'habitat

La hausse des températures devrait continuer d'occasionner des printemps plus hâtifs et un allongement de la saison de croissance des végétaux (Houle et coll., 2012; Kint et coll., 2012; Price et coll., 2013). À première vue, ces conditions pourraient provoquer une augmentation de la disponibilité des ressources alimentaires pour le caribou (Barber et coll., 2018). Toutefois, cette augmentation de la production primaire pourrait être atténuée par une augmentation de la fréquence des épisodes de sécheresse (Michaelian et coll., 2011; Price et coll., 2013; Worrall et coll., 2013; Loehle et Solarik, 2019) et des perturbations naturelles (voir la section « Perturbations naturelles de l'habitat »; Kurz et coll., 2008; Flannigan et coll., 2013; Boulanger et coll., 2014; Wang et coll., 2017). Par exemple, l'augmentation de la température devrait accroître la fréquence et l'étendue des feux de forêt dans les écosystèmes boréaux du Canada (Balshi et coll., 2009; Price et coll., 2013). De plus, un devancement du début de la saison de croissance de la végétation pourrait engendrer une diminution du taux de natalité chez le caribou (Chen et coll., 2018). Dans certaines régions de la forêt boréale, la hausse des températures pourrait favoriser la productivité forestière, particulièrement des forêts feuillues et mixtes (Price et coll., 2013; D'Orangeville et coll., 2016). Ces changements dans la végétation pourraient favoriser la présence d'autres espèces d'ongulés comme le cerf de Virginie et l'orignal (Festa-Bianchet et coll., 2011), ainsi que les prédateurs comme le loup (Barber et coll., 2018). Ces modifications pourraient augmenter le risque de prédation des caribous et accroître les risques de maladies et de parasites dans l'aire de répartition du caribou (voir la section « Maladies et parasites – Expansion et émergence des maladies et des parasites »). L'accroissement du chevauchement entre le cerf de Virginie et le caribou pourrait

exposer ce dernier à de nouveaux agents pathogènes comme le ver des méninges et la MDC. Ces pathogènes pourraient augmenter la mortalité chez le caribou forestier (Anderson et Strelive, 1968; Pickles et coll., 2013; Arifin et coll., 2020). Actuellement, la MDC n'a jamais été détectée chez les cervidés sauvages au Québec, tandis qu'aucune occurrence de ver des méninges n'a été rapportée chez le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie.

Changement des conditions climatiques

Les changements climatiques devraient entraîner une modification dans la fréquence des différents types de précipitation (Chaumont et Brown, 2010). Pour les caribous, cette situation pourrait faire augmenter les dépenses énergétiques et réduire l'accessibilité des ressources alimentaires au sol (Fancy et White, 1985; Adamczewski et coll., 1988; Couturier et coll., 2009; Tyler, 2010; Aikio et Kojola, 2014). Des températures plus chaudes en hiver pourraient entraîner une augmentation des précipitations sous forme de verglas ou de pluie verglaçante, qui provoquent la formation d'une couche de croûte ou de glace (Chaumont et Brown, 2010). Ces conditions pourraient limiter l'accès des caribous aux ressources alimentaires sous la couche nivale et faciliteraient les déplacements des prédateurs, augmentant potentiellement leur succès de chasse (Fuller, 1991; Huggard, 1993; Bergerud et Luttich, 2003; Tablado et coll., 2014; Schmelzer et coll., 2020). Les impacts à court terme liés aux conditions climatiques hivernales devraient principalement influencer le caribou forestier via des modifications des conditions de neige influençant les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat par le caribou (Courbin et coll., 2009), et les relations avec ses prédateurs (Tablado et coll., 2014; Bastille-Rousseau et coll., 2018). Des impacts directs du changement des conditions climatiques, en synergie avec d'autres menaces telles que la prédation favorisée par la modification de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »), sont néanmoins suspectées chez le caribou forestier (DeMars et coll., 2021). Le caribou montagnard de la Gaspésie sera probablement de plus en plus contraint d'utiliser des milieux en haute altitude, ce qui pourrait diminuer la disponibilité d'habitats favorables pour cette population (Yannic et coll., 2014b).

L'augmentation anticipée des températures dans les prochaines décennies pourrait modifier l'abondance et le niveau d'activité des insectes piqueurs qui affectent les caribous (voir la section « Maladies et parasites »; Witter et coll., 2012; Mallory et Boyce, 2018). En effet, une augmentation de la température au printemps et en été accentue l'intensité du dérangement par les insectes piqueurs chez le caribou et le renne (Witter et coll., 2012; Raponi et coll., 2018). Les caribous réagissent au harcèlement par les insectes en augmentant leur niveau d'activité (par exemple, mouvements de course plus fréquents) et en diminuant le temps passé à s'alimenter (Toupin et coll., 1996; Weladji et coll., 2003; Valente et coll., 2020). Ainsi, l'augmentation anticipée des températures estivales et l'augmentation du harcèlement par les insectes pourraient accroître les dépenses énergétiques des caribous.

Le caribou est une espèce adaptée au froid, notamment par sa capacité à réguler efficacement sa température corporelle selon les conditions environnementales (Hudson, 2018). Il conserve son énergie en hiver grâce à son pelage isolant et à un système permettant de réchauffer les extrémités (Soppela et coll., 1986). Chez les faons, la production de chaleur par le métabolisme (frissonnement, digestion) semble jouer un rôle important dans la résistance au froid (Hissa et coll., 1981). De façon générale, le réchauffement des températures lié aux changements climatiques pourrait affecter la capacité thermorégulatrice des caribous. Lorsque les températures ambiantes dépassent les 20 °C, les faons chez

le renne pourraient voir leur fréquence cardiaque et leur consommation d'oxygène augmenter (Soppela et coll., 1986). Chez les rennes adultes, l'augmentation de la température ambiante à plus de 30 °C à 35 °C cause une augmentation de la fréquence cardiaque et respiratoire, du flux sanguin et du halètement, ce qui favorise l'évapotranspiration et réduit la température corporelle (Yousef et Luick, 1975; Aas-Hansen et coll., 2000; Blix et coll., 2011). Les rennes semblent avoir une tolérance plus élevée à la chaleur lorsqu'ils sont en mesure de boire de l'eau (Rosenmann et Morrison, 1967). Ces réponses physiologiques sont susceptibles d'augmenter les dépenses énergétiques chez les individus durant les périodes plus chaudes (Soppela et coll., 1986). Il n'existe toutefois pas d'évidence que le stress thermique auquel les caribous et les rennes peuvent être soumis en milieu naturel puisse causer directement la mort des individus. Comme la majorité des études ayant porté sur l'acclimatation et les réponses physiologiques du genre *Rangifer* aux changements des conditions climatiques ont été réalisées chez le renne, la transposition des conclusions de ces études à l'écologie du caribou forestier et montagnard doit être faite avec précaution.

En plus des réponses physiologiques de thermorégulation, le caribou peut modifier son comportement afin de faire face à des températures estivales plus chaudes. Par exemple, les caribous peuvent utiliser les parcelles de neige résiduelles pour se reposer et consommer de la neige (Ion et Kershaw, 1989; Williamsen et coll., 2019). La flexibilité dans le comportement et dans les patrons d'utilisation de l'habitat par les animaux afin de favoriser la thermorégulation est un élément clé dans la capacité du caribou à faire face à ces changements (Boyles et coll., 2011; Beever et coll., 2017; Williamsen et coll., 2019). Cela est d'autant plus important considérant que le réchauffement des températures pourrait se produire plus rapidement que la capacité d'adaptation physiologique des espèces animales (Parmesan, 2006). La capacité et la rapidité d'adaptation du caribou face à l'augmentation des températures restent toutefois inconnues pour le moment. Ceci dit, il est suggéré que les populations de caribous seront plus affectées par les modifications de l'habitat liées aux changements climatiques que par les impacts de l'augmentation des températures sur leur comportement et leur physiologie (Hagemoen et Riemers, 2002; Miller et Gunn, 2003; Barber et coll., 2018; Bastille-Rousseau et coll., 2018). Tous ces facteurs physiologiques et environnementaux pourraient modifier la capacité du caribou à occuper l'habitat actuel. Ultimement, le réchauffement des températures pourrait entraîner un recul de l'habitat essentiel et de la niche climatique du caribou vers des latitudes plus nordiques (Gamache et Payette, 2005; Harsch et coll., 2009) et une réduction de l'aire de répartition des écotypes (Grayson et Delpech, 2005; Racey, 2005; Masood et coll., 2017; Murray et coll., 2017).

Bien que les changements climatiques aient et auront des effets sur les individus et les populations de caribous de même que sur les divers types de milieux, les connaissances actuelles ne permettent pas d'affirmer qu'ils causeront la disparition des populations de caribous, indépendamment des perturbations anthropiques (Barber et coll., 2018; Mallory et Boyce, 2018). À court et à moyen termes, les perturbations anthropiques menacent davantage le maintien des populations de caribous forestiers et montagnards (EC, 2012a; ECCC, 2019, 2020). La résilience du caribou aux changements climatiques dépendra de plusieurs facteurs, incluant les pratiques d'aménagement forestier et la restauration de l'habitat perturbé (Bauduin et coll., 2018), la disponibilité d'habitats préférentiels (Bauduin et coll., 2020) ainsi que la capacité d'adaptation du caribou aux changements du climat et de son habitat. La réduction des autres menaces pesant sur les populations de caribous augmentera la résilience de ces dernières à faire face aux modifications de leur environnement occasionnées par les changements climatiques.

Autres menaces

Principaux éléments à retenir

- Les collisions routières impliquant des caribous sont très rares. Ces événements ne posent pas de menace immédiate au maintien des populations.
- L'exposition à divers polluants liés aux activités anthropiques a été identifiée comme une source de préoccupation à l'égard de la santé des populations de caribous. Il existe toutefois peu d'information quant aux impacts et à la fréquence de l'exposition des caribous forestiers et montagnards à des polluants. Cette source de perturbation est jugée avoir un impact faible sur les populations de caribous au Canada.

D'autres facteurs de moindre importance peuvent constituer des sources de préoccupations pour le caribou, tels que les collisions routières et l'exposition à des polluants (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). Il existe actuellement peu d'information sur l'impact de ces facteurs sur le caribou. Ces facteurs peuvent néanmoins s'ajouter aux autres types de perturbations.

Collisions routières

Les collisions routières impliquant les cervidés sont chose commune, particulièrement chez le cerf de Virginie et l'orignal. Toutefois, ces événements sont extrêmement rares chez le caribou forestier au Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie, et ils ne constituent pas une menace importante pour le maintien des populations de caribous (COSEPAC, 2014b).

Pollution

L'exposition à des polluants liée à diverses activités de développement industriel, aux pesticides, à la pulvérisation de produits chimiques en foresterie de même que celle attribuable aux sels routiers ont été identifiées comme des sources de préoccupation à l'égard de l'état de santé des populations de caribous (EC, 2012a; ECCC, 2019, 2020). Les résidus miniers, qui contiennent une certaine quantité de métaux lourds, pourraient constituer un risque pour la santé des caribous de la population de Val-d'Or (Paré et Brassard, 1994). En effet, les lichens sont connus pour accumuler et concentrer certains composés toxiques tels que ceux présents dans les résidus miniers (Thomas et Gates, 1999; Watkinson et coll., 2021). Toutefois, les connaissances actuelles sont très limitées et peu de travaux ont évalué l'impact potentiel de ces émissions polluantes sur les populations de caribous. L'incidence de l'exposition aux polluants sur le caribou est considérée comme inconnue (EC, 2012a; ECCC, 2019, 2020). Les données sur la condition physique des caribous au Québec et ailleurs au Canada suggèrent que les impacts de la pollution sur les populations de caribous sont négligeables par rapport aux autres menaces.

Paramètres favorisant l'autosuffisance

Principaux éléments à retenir

- Les connaissances actuelles permettent d'identifier les paramètres démographiques (par exemple, taux de survie des adultes et de recrutement chez les faons) favorisant l'autosuffisance des populations de caribous.
- Une population est considérée comme autosuffisante lorsque sa tendance démographique indique une stabilité ou une croissance sur un court horizon de temps (≤ 20 ans), que l'abondance est suffisante pour permettre à la population de faire face à des événements imprévus et qu'elle persiste d'elle-même sur un grand horizon de temps (≥ 50 ans) sans nécessiter des interventions de gestion active.
- Environnement Canada (2008) a déterminé que le taux de recrutement chez le caribou forestier devait être minimalement de 15 % (ou 28,9 faons par 100 femelles) lorsque le taux de survie annuel des femelles adultes se situe entre 85 % et 90 %. Chez le caribou montagnard de la Gaspésie, la proportion de faons devrait se situer entre 20 % et 27 % et la survie adulte autour de 89 % ou plus pour espérer le maintien de la population.
- La qualité de l'habitat influence les paramètres démographiques d'une population et donc la probabilité qu'elle soit autosuffisante. La probabilité d'autosuffisance d'une population de caribous forestiers a été estimée à environ 60 % lorsque le taux de perturbations naturelles et anthropiques dans l'habitat est de 35 %. Lorsque le taux de perturbations dépasse cette proportion, les populations de caribous sont plus à risque de décliner et leurs probabilités d'autosuffisance sont grandement réduites.
- Le seuil de 35 % de perturbations dans l'habitat du caribou fait l'objet d'un consensus scientifique appuyé par plusieurs validations dans différents contextes, tant au Canada qu'au Québec. Plusieurs experts s'entendent toutefois pour recommander que ce seuil ne soit pas une cible à atteindre, mais plutôt comme un maximum à éviter pour favoriser le maintien des populations.

La tendance démographique d'une population se définit comme la variation de l'abondance d'une population dans le temps. La tendance démographique est directement influencée par l'ajout et la perte d'individus au sein de la population. Ainsi, les taux d'émigration et d'immigration, le taux de recrutement (nombre annuel de faons par 100 femelles ou proportion annuelle de faons dans la population) et le taux de survie des adultes dictent le taux d'accroissement (ou taux de croissance, λ) d'une population (Caswell, 2000). Une population est considérée comme stable lorsqu'elle présente un taux d'accroissement (λ) avoisinant 1, en décroissance lorsque le taux d'accroissement est inférieur à 1 et en croissance lorsque ce taux est supérieur à 1 (Hebblewhite et coll., 2007; Sorensen et coll., 2008). Une population est considérée comme autosuffisante lorsque la tendance démographique indique une stabilité ou une croissance de la population sur un court horizon de temps (≤ 20 ans), que l'abondance est suffisante pour permettre à la population de faire face aux phénomènes stochastiques (événements périodiques ou rares qui ont un impact sur la démographie d'une population) et qu'elle persiste d'elle-même sur un plus grand horizon de temps (≥ 50 ans) sans nécessiter d'intervention de gestion active (EC, 2011).

Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance

Les particularités biologiques des caribous font que le potentiel de croissance annuelle et la capacité de renouvellement de l'espèce sont plus faibles que ceux d'autres cervidés (par exemple, le cerf de Virginie, l'orignal; COSEPAC, 2014b). En effet, le caribou a un faible taux de reproduction, la femelle n'ayant habituellement pas de jeunes avant l'âge de trois ans et donnant naissance au maximum à un seul faon par année (Bergerud, 2000; COSEPAC, 2014b). La survie adulte, en particulier celle des femelles, a donc une incidence importante sur la tendance démographique et l'autosuffisance des populations de caribous (Gaillard et coll., 1998, 2000; Wittmer et coll., 2005a; EC, 2008, 2012a). Par exemple, Environnement Canada (2008) a effectué des analyses de sensibilité en utilisant une étendue de valeurs de survie des femelles adultes de 0,70 à 0,94 tirées de la littérature. Ces analyses démontrent que de faibles variations de la survie adulte ont une forte incidence sur la probabilité d'extinction d'une population. De plus, les faons sont très vulnérables au cours des premières semaines et des premiers mois de leur vie (Pinard et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014), et leur taux de survie jusqu'à l'âge d'un an est beaucoup plus faible que celui des adultes (Bergerud, 1974; Stuart-Smith et coll., 1997; DeMars et coll., 2011; Bergerud et Elliot, 1986; Gustine et coll., 2006). Environnement Canada (2008) utilisait une étendue de valeurs de survie des faons de 0,17 à 0,67. Ce faible potentiel d'accroissement annuel rend donc le caribou plus vulnérable que d'autres espèces d'ongulés aux facteurs limitants et aux menaces affectant les paramètres démographiques.

L'examen scientifique réalisé par Environnement Canada sur le caribou forestier (2008) a permis d'identifier les valeurs seuils dans les paramètres démographiques du caribou pour espérer l'autosuffisance d'une population. Ainsi, afin de se maintenir, une population de caribous forestiers doit présenter un recrutement hivernal minimal d'environ 15 % de faons dans la population (équivalent à environ 28,9 faons par 100 femelles adultes), si le taux de survie annuel des femelles adultes est de 85 % à 90 % (EC, 2008). Récemment, le taux de survie annuel et moyen des femelles caribous forestiers adultes était généralement supérieur à 75 % à l'échelle de l'aire de répartition canadienne de l'écotype (COSEPAC, 2014b), nécessitant ainsi un recrutement plus élevé que 15 % pour espérer un maintien des populations. Toutefois, des variations annuelles et entre les populations sont observables (voir les sections « État de la situation au Québec » et « État de la situation des populations »).

Chez la population de caribous montagnards de la Gaspésie, l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2004) avait estimé que la proportion de faons devrait avoisiner les 17 % pour assurer le maintien de la population lorsque le taux de survie des femelles adultes est élevé. Néanmoins, étant donné le taux de mortalité élevé des adultes évalué jusqu'en 2015 (Frenette, 2017), ce seuil de recrutement devrait être entre 20 % et 27 % pour compenser la mortalité adulte (soit de 37 à 48 faons pour 100 femelles; Lesmerises, 2012a; Frenette, 2017; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). De plus, le taux de survie annuel des caribous adultes devrait être de 89 % au moins d'ici 2025 afin de favoriser la pérennité de la population de la Gaspésie (Lesmerises, 2012a).

Paramètres de l'habitat favorisant l'autosuffisance

Selon l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013a, 2013c), les caribous forestiers nécessitent de grandes étendues peu perturbées de forêts matures continues, de tourbières et de landes

à lichens totalisant au moins 5 000 km² et pouvant dépasser les 15 000 km² selon le degré de dispersion des caribous, les phases de leur cycle vital et l'étendue spatiale des perturbations (Courtois et coll., 2004; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Une telle configuration de la mosaïque forestière est souhaitable pour permettre au caribou de réduire le chevauchement avec ses prédateurs et pour assurer un accès continu aux diverses ressources nécessaires à sa survie et à la complétion de son cycle vital. Les perturbations anthropiques et naturelles, qui altèrent la composition et la structure de l'habitat et créent des conditions propices aux prédateurs du caribou et à leurs proies, peuvent mettre en péril l'autosuffisance des populations (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Perturbations naturelles de l'habitat »).

Environnement Canada (2011) considère comme un habitat perturbé les superficies soumises à des perturbations anthropiques (par exemple, aménagement forestier, lignes sismiques) et les routes, en ajoutant une zone tampon de 500 m, de même que les sites touchés par les feux et les chablis, sans zone tampon. La zone tampon de 500 m permet de considérer les comportements d'évitement des perturbations chez le caribou et le risque accru de prédation à proximité de celles-ci. Dans son étude pancanadienne, Environnement Canada (2011) a estimé la superficie couverte par les perturbations et leur zone tampon au sein des différentes aires de répartition de 24 populations de caribous au Canada (écotype forestier dont 7 au Québec). Cette étude a quantifié la relation entre ces taux de perturbations et les taux de recrutement des faons. Une forte corrélation a pu être établie entre le taux de perturbations dans l'habitat et le taux de recrutement (70 % de la variabilité dans le recrutement était expliquée par la présence de perturbations). Selon ce modèle, une diminution graduelle du recrutement s'observe lorsque le taux de perturbations augmente. Cette relation a ensuite été combinée au taux de survie moyen estimé chez les caribous adultes à travers le Canada (85 %) afin d'établir un seuil de perturbations à partir duquel la probabilité d'autosuffisance d'une population devenait peu ou pas probable. Selon ce modèle, lorsque le taux de perturbations (naturelles et anthropiques) se situait près de 35 %, une population de caribous forestiers aurait 60 % de probabilité d'être autosuffisante (c'est-à-dire de présenter un taux d'accroissement annuel de la population (λ) égal ou supérieur à 1 sur au moins 20 ans). Lorsque le taux de ces perturbations dépassait ce seuil, les populations de caribous se trouvaient plus à risque de décliner et leurs probabilités d'autosuffisance s'en trouvaient grandement réduites. L'étude d'Environnement Canada (2011) peut être consultée pour de plus amples détails quant à l'approche de calcul.

Bien que ce seuil de perturbations permettant d'espérer le maintien de caribous fasse l'objet d'une acceptation générale auprès des experts, certaines critiques ont tout de même été soulevées (Boan et coll., 2018), menant à la validation de ce seuil dans différents contextes (Fortin et coll., 2017; Rudolph et coll., 2017; Johnson et coll., 2020). Parmi ces critiques, on suggère que ce seuil pourrait varier en fonction de la productivité de la forêt, que les taux vitaux moyens des caribous utilisés pour identifier ce seuil dans le taux de perturbations ne s'appliquent pas à toutes les populations, que la nature des perturbations diffère à travers l'aire de répartition du caribou (par exemple, lignes sismiques dans l'ouest par rapport à aménagement forestier dans l'est) ou que l'effet des perturbations naturelles et anthropiques sur le maintien du caribou serait différent sans que cette différence ne soit considérée dans l'identification de ce seuil. Bien que ce seuil ne garantisse pas le maintien d'une population de caribous, des études montrent qu'il reste applicable dans la grande majorité des contextes (Fortin et coll., 2017; Rudolph et coll., 2017; Johnson et coll., 2020). Il existe des différences régionales de productivité forestière qui peuvent influencer le temps de régénération de la forêt et moduler la fenêtre de temps où l'habitat est

considéré comme non propice au caribou. Au Québec, une évaluation réalisée chez six populations de caribous forestiers indique qu'elles auraient 95 % de probabilité d'être stables ou en croissance lorsque le taux moyen de perturbations (naturelles et anthropiques) de l'habitat se situe autour de 34 % (IC 95 % : 2 %-49 %; Fortin et coll., 2017). La grande variabilité dans cette estimation serait attribuable aux variations dans la productivité de la forêt. Une étude similaire, visant trois populations de caribous forestiers du Québec, a établi que ces populations avaient 99 % de probabilité d'être autosuffisantes si le taux de perturbations atteignait moins de 35,5 % (Rudolph et coll., 2017). Cette étude a mis en évidence, toutefois, que lorsque les taux vitaux des caribous sont inférieurs aux moyennes utilisées par Environnement Canada (taux de survie des adultes = 85 %, 29 faons/100 femelles), un seuil de 35 % de perturbations ne permet pas d'assurer l'autosuffisance des populations, même avec une probabilité d'autosuffisance de seulement 60 %. En ce sens, afin d'être favorable au maintien à long terme du caribou, il est généralement accepté que l'habitat du caribou ne doit pas dépasser un taux de perturbations de 35 % et devrait même se trouver sous ce seuil, qui constitue un point d'inflexion écologique et non une cible de gestion (Johnson, 2013). Il importe de souligner que les taux vitaux varient (moyenne et écart-type) annuellement et spatialement à travers l'aire de répartition du caribou au Canada et que ces variations affectent la probabilité d'autosuffisance des populations (voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Une autre étude pancanadienne, incluant 58 populations de caribous forestiers, dont 9 au Québec, a permis de distinguer les effets des feux et des perturbations anthropiques sur les taux vitaux des caribous (taux de survie et de recrutement) et de confirmer que le seuil de 35 % de perturbations était applicable à la majorité des populations à l'étude (Johnson et coll., 2020), avec une probabilité d'autosuffisance légèrement supérieure à 50 %. L'effet négatif des feux sur le taux de recrutement était observable, mais était de 3 à 4 fois plus faible que les effets des perturbations anthropiques. Pour la survie des adultes, les feux avaient un effet négatif négligeable et 5 fois plus petit que celui des perturbations anthropiques. Ces résultats suggèrent que les perturbations anthropiques constituent le principal facteur de déclin des populations de caribous et que certaines populations (par exemple, en Saskatchewan) pourraient tolérer un niveau légèrement plus élevé de perturbations dans l'habitat si les perturbations sont principalement associées aux feux (Johnson et coll., 2020). Au Québec, les aires de répartition des populations sont principalement affectées par les perturbations anthropiques, et plusieurs d'entre elles montrent des taux de perturbations supérieurs à 35 % (voir la section « État de la situation au Québec »).

Le taux de perturbations influence les paramètres démographiques du caribou montagnard de la Gaspésie et est présentement trop élevé pour que la population se maintienne (Lesmerises et St-Laurent, 2018). En effet, la proportion de milieux perturbés se situe présentement aux environs de 81 % (à l'échelle de l'aire de répartition de la population) ou de 69 % (à l'échelle du cœur de l'aire de répartition; Tableau 8). Considérant le déclin de cet écotype, cette proportion semble donc au dessus du seuil limite. Le maintien de l'habitat non perturbé, situé principalement dans les zones en altitude, est primordial puisqu'il constitue le principal refuge utilisé par le caribou montagnard de la Gaspésie tout au long de son cycle vital pour éviter la prédation.

Le seuil de 35 % de perturbations dans l'habitat du caribou fait l'objet d'un consensus scientifique appuyé par plusieurs validations dans différents contextes. Plusieurs experts s'entendent toutefois pour recommander de ne pas utiliser le seuil de 35 % de perturbations comme une cible à atteindre, mais plutôt comme un maximum à éviter pour favoriser le maintien des populations (Radford et coll., 2005; Drapeau et coll., 2009; Villard et Johnson, 2009; Johnson, 2013; Rudolph et coll., 2017).

Suivi et mesures de gestion de l'habitat et des populations

Principaux éléments à retenir

- Le MFFP suit les variations de différents indicateurs de l'état des populations depuis quelques décennies. Ces indicateurs, en plus de nous renseigner sur plusieurs aspects de l'écologie et de la démographie des populations de caribous, permettent de répondre à plusieurs objectifs identifiés dans les plans d'action visant ces populations.
- La protection de grands massifs forestiers intacts et la restauration des secteurs perturbés représentent des mesures essentielles pour le maintien des populations de caribous. Dans certains cas, toutefois, des mesures de gestion supplémentaires et temporaires peuvent être appliquées afin d'éviter la disparition d'une population ou de favoriser son maintien à court terme.
- Le MFFP a inventorié et décrit les mesures de gestion existantes et qui pourraient contribuer au maintien ou au rétablissement de certaines populations de caribous. Les enjeux d'applicabilité de ces mesures de gestion ont aussi été détaillés.
- .
- Les mesures de gestion des populations incluent le contrôle de prédateurs, la gestion des proies alternatives, la mise en enclos, l'élevage en captivité et la reproduction assistée, la réintroduction, la relocalisation et la supplémentation, le nourrissage, les traitements antiparasitaires, les mesures d'atténuation des accidents routiers et la réduction du dérangement anthropique.
- Ces mesures temporaires de gestion doivent être vues comme des outils applicables à court terme afin de favoriser le maintien des populations en attendant le retour de conditions favorables dans l'habitat.

Suivi des populations

Face à la situation préoccupante des populations de caribous forestiers du Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie, le MFFP suit les variations de différents indicateurs de l'état des populations depuis quelques décennies. Depuis 2017, le MFFP a bonifié le suivi des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie et a identifié les cibles et les fréquences de suivi des indicateurs nécessaires à l'acquisition de connaissances et à la gestion des populations. Ces considérations et recommandations techniques ont été publiées dans le *Système de suivi des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie* (Gouvernement du Québec, 2021). Les indicateurs de suivi ainsi que leur état récent sont présentés à la section « Situation des populations de caribous forestiers au Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie ». Le *Système de suivi* prévoit également de maintenir et de renforcer le dialogue avec les communautés autochtones concernées par le caribou et de favoriser les échanges sur les connaissances, les enjeux et les préoccupations de gestion et de conservation des populations de caribous. Globalement, le suivi des populations permet d'acquérir les données nécessaires au

développement des connaissances sur divers aspects de l'écologie du caribou, sur les facteurs limitants et les menaces qui l'affectent et sur l'efficacité des mesures d'aménagement et de restauration de l'habitat et de gestion des populations.

Restauration de l'habitat et réversibilité des perturbations anthropiques

Le facteur clé dans le rétablissement ou le maintien des populations de caribous est la disponibilité d'un habitat de qualité. Dans plusieurs secteurs de son aire de répartition canadienne, toutefois, le caribou fait face à un taux de perturbations de l'habitat trop élevé. La restauration de l'habitat constitue donc une approche de plus en plus envisagée pour la conservation du caribou. De façon générale, la restauration de l'habitat vise à retrouver l'état et les conditions de l'habitat antérieurs à la perturbation, tant sur le plan de la composition que sur ceux de la structure et de la fonction (Vitt et Bhatti, 2012). Le caractère dynamique de la forêt boréale implique que toute mesure de restauration doit s'appuyer sur les principes de succession écologique et tenir compte de la manière dont la structure des communautés animales et végétales se modifie au fil du temps (Vitt et Bhatti, 2012). Dans le cas du caribou, la restauration de l'habitat se définit donc comme le retour de l'habitat à l'état antérieur à la perturbation qui y permettait l'utilisation par le caribou et où le risque de prédation était atténué (Antoniuk et coll., 2012). Les mesures de protection et de restauration de l'habitat visant à assurer la présence d'un habitat propice au maintien des populations de caribous peuvent être couplées à des actions de gestion (EC, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020; Gouvernement du Québec, en préparation) et doivent se poursuivre après l'arrêt de l'application des mesures de gestion.

Des travaux ont été réalisés afin de définir la restauration de l'habitat du caribou forestier à l'échelle nationale (Ray, 2014). Les conclusions et les recommandations de ces travaux sont transposables à la réalité des populations de caribous au Québec. Ces travaux recommandent principalement la protection de grands massifs forestiers (Lesmerises et coll., 2013), la restauration de l'habitat (Lacerte et coll., 2021) et la mitigation des impacts, notamment en adaptant les modes et les régimes de coupes afin de limiter l'homogénéisation de la matrice forestière en jeunes peuplements (Courbin et coll., 2009; Ray, 2014; EC, 2008, 2012a; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a, 2013c; Nadeau Fortin et coll., 2016; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCC, 2020). Dans les secteurs où les activités de développement industriel et d'aménagement forestier sont prépondérantes, la restauration de l'habitat pour le caribou forestier doit se concentrer sur les structures linéaires (par exemple, routes, chemins forestiers, lignes sismiques) qui affectent le niveau de fragmentation et la connectivité de l'habitat, et favorise l'accès des prédateurs au caribou (voir les sections « Perturbations anthropiques de l'habitat » et « Dérangement anthropique »). Le démantèlement des structures linéaires favorise et accélère le processus de succession végétale et la croissance de la végétation, réduisant ainsi la fragmentation de l'habitat et limitant ou entravant les déplacements des prédateurs le long de ces structures (Dickie et coll., 2017b, 2021; Lacerte et coll., 2021; St-Pierre et coll., 2021).

Restauration naturelle

La restauration naturelle vise le retour aux conditions initiales de la forêt sans intervention directe et en laissant la succession écologique faire son œuvre (Vitt et Bhatti, 2012). Cette approche ne semble pas suffisante pour espérer le retour de l'habitat à l'état initial à la suite de perturbations linéaires (Lee et

Boutin, 2006; van Rensen et coll., 2015). Par exemple, près de 60 % des lignes sismiques évaluées dans l'ouest canadien ne montraient pas de signes significatifs de retour d'un couvert végétal ligneux après 35 ans, avec la majorité d'entre elles qui demeuraient dénudées avec un faible couvert en herbacés (Lee et Boutin, 2006). Au Québec, 22 % des chemins forestiers inventoriés ne montraient aucun signe significatif de retour d'un couvert végétal ligneux, notamment en raison de la compaction du sol identifiée comme étant un déterminant important de la régénération végétale sur ces perturbations (St-Pierre et coll., 2021). Une approche de restauration active (avec intervention) est donc à prioriser (Lee et Boutin, 2006; Ray, 2014; Finnegan et coll., 2019; Lacerte et coll., 2021; St-Pierre et coll., 2021).

Restauration active

Différents travaux se sont intéressés à la faisabilité de la restauration des structures linéaires, en particulier les lignes sismiques, les pipelines et les chemins forestiers (Pigeon et coll., 2016; Dickie et coll., 2017b, 2021; Dabros et coll., 2018; Finnegan et coll., 2018a, 2019; MacDonald et coll., 2020; Serrouya et coll., 2020; Tattersall et coll., 2020; Lacerte et coll., 2021). Un accroissement, même relativement mineur, du couvert végétal sur les structures linéaires entraîne une diminution substantielle de la vitesse de déplacement et de l'utilisation de ces structures par les prédateurs du caribou, en particulier le loup (Dickie et coll., 2017b, 2021; Finnegan et coll., 2018b; Spangenberg et coll., 2019; Serrouya et coll., 2020). À titre d'exemple, une strate de végétation dépassant 0,5 m de hauteur sur des structures linéaires (lignes sismiques, pipelines, lignes de transport d'énergie ou chemins forestiers) était suffisante pour y diminuer le taux de déplacement du loup (Dickie et coll., 2017b; Keim et coll., 2021). De plus, la vitesse de déplacement du loup devenait similaire à celle observée en milieu non perturbé lorsque les structures linéaires étaient recouvertes d'une végétation dense excédant 4,1 m de hauteur en été et 2,4 m en hiver (Dickie et coll., 2017b). En Alberta, en Saskatchewan et en Colombie-Britannique, les structures linéaires ayant fait l'objet d'un traitement de sylviculture ayant pour objectif d'y accélérer le retour d'un couvert forestier étaient significativement moins utilisées par le loup et l'ours noir en comparaison de celles non traitées (Dickie et coll., 2021; Keim et coll., 2021). La restauration des structures linéaires peut ainsi contribuer à atténuer les impacts négatifs de la prédation sur le caribou (Spangenberg et coll., 2019). Toutefois, cette mesure ne peut pas être considérée comme la solution unique à l'augmentation du taux de prédation occasionnée par les perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »).

Diverses approches de restauration active sont également possibles. À titre d'exemple, en Alberta, la préparation mécanique des sols couplée à la plantation de semis sur des lignes sismiques réduit, à fine échelle, les impacts de ce type de dérangement sur l'habitat du caribou (Filicetti et coll., 2019). Au Québec, la rétention d'arbres matures à proximité des chemins forestiers couplée à la décompaction du sol et à la plantation de semis est utilisée comme approche active de restauration des chemins forestiers. En forêt boréale, cette approche a un potentiel élevé d'atténuation des impacts de ce type de perturbation sur l'habitat du caribou (Lacerte et coll., 2021). L'utilisation de chemins forestiers hivernaux qui limitent la compaction du sol et les dommages à la végétation en raison de la protection offerte par la neige et le recours à moins de travaux d'excavation sont également des approches à prioriser (St-Pierre et coll., 2021). Le développement de techniques de restauration des composantes d'habitats du caribou, en particulier la présence et l'abondance de lichens terricoles (*Cladonia* spp., *Cladina* spp.), est une autre avenue de restauration explorée. Parmi ces techniques, la transplantation de lichens terricoles dans les sites perturbés (par exemple, mines désaffectées, remblais miniers, chemins forestiers; Rapai et coll.,

2018) a été testée. Ces techniques, complexes à mettre en application (conservation des transplants, préparation des substrats de plantation, amendement des sols), ont, jusqu'à maintenant, eu peu de succès dans leur tentative de rétablir une biomasse de lichens dans les sites perturbés (Rapai et coll., 2017, 2018).

L'application de mesures de restauration de l'habitat peut contribuer à réduire les impacts des structures linéaires. L'empreinte des structures linéaires sur l'habitat, et particulièrement sur la répartition spatiale des espèces prédatrices, perdure toutefois dans le temps, généralement pendant des décennies (Robinson et coll., 2010; Ray, 2014; Finnegan et coll., 2018a; Tattersall et coll., 2020). Pour être efficaces, les mesures de restauration visant les structures linéaires doivent être conduites sur de grandes superficies et faire l'objet d'un suivi dans le temps (Schneider et coll., 2010; Ray, 2014; Dabros et coll., 2018; Filicetti et coll., 2019; Finnegan et coll., 2018a; Serrouya et coll., 2020). Considérant les coûts importants liés à la restauration d'habitats sur de vastes superficies, il importe de prioriser les secteurs dont la restauration a le plus fort potentiel de diminution de la fragmentation de l'habitat et d'assurer le suivi des mesures de restauration (Ray, 2014; van Rensen et coll., 2015; Lacerte et coll., 2021; St-Pierre et coll., 2021).

La restauration de l'habitat du caribou s'avère une approche logistiquement complexe et coûteuse à déployer et est donc généralement applicable sur de petites superficies. Dans les secteurs déjà perturbés, la restauration active de l'habitat ciblée apparaît toutefois incontournable à court et à moyen termes pour favoriser un retour à un habitat de qualité. À plus large échelle, la protection de massifs forestiers intacts de grande taille s'avère une approche essentielle au maintien des populations de caribous (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013c; Lesmerises et coll., 2013; Ray, 2014). Lesmerises et coll. (2013) ont montré que la probabilité que des massifs de forêt de 100 km² soient utilisés était inférieure à 20 %, les massifs où la probabilité d'occurrence de caribous était élevée ayant plutôt une taille supérieure à 800 km².

Mesures de gestion des populations

Plusieurs mesures de gestion peuvent contribuer à atténuer les effets des différents facteurs limitants et menaces agissant sur les populations de caribous. L'applicabilité et l'efficacité potentielle des mesures de gestion varient selon le contexte et les conditions propres à chacune des populations. Aucune de ces approches ne doit être considérée comme une solution unique au déclin des populations de caribous. En ce sens, une approche de restauration et de conservation des habitats est indispensable, mais peut être complétée par la mise en place de mesures de gestion des populations afin d'améliorer ses chances de succès. Les mesures de gestion sont des mesures temporaires qui peuvent retarder le moment de l'extinction des populations et permettre à ces dernières de perdurer le temps que les conditions de l'habitat redeviennent favorables à leur maintien. En ce sens, les mesures de gestion des populations doivent être accompagnées de mesures de protection et d'aménagement de l'habitat efficaces et ciblées (Nagy-Reis et coll., 2021).

Cette section décrit brièvement les mesures de gestion pouvant être utilisées et résume les enjeux de l'applicabilité de ces dernières. Une analyse complète de ces mesures de gestion, notamment de leurs avantages et de leurs inconvénients respectifs, de leur applicabilité (logistique et financière) et de leur

efficacité potentielle, a été réalisée à partir des études menées sur le sujet et est présentée dans un rapport en préparation (Tableau 6; Gouvernement du Québec, en préparation).

Contrôle des prédateurs

Le contrôle des prédateurs consiste à réduire le nombre de prédateurs dans l'environnement, de manière létale (abattage ou trappage) ou non létale (contrôle de la fertilité), afin de réduire la pression de prédation et de favoriser la survie des adultes et des faons (NRC, 1997; Smith et Doucet, 2008; Russell, 2010). Au Québec, le contrôle de prédateurs peut s'appliquer au loup, à l'ours noir et au coyote, les principaux prédateurs du caribou. Le contrôle létal requiert des efforts intensifs et constants pour noter des effets positifs sur le caribou. Pour maximiser l'efficacité de cette mesure, le prélèvement doit cibler, dans le secteur d'intérêt, au moins 80 % de la population de canidés (loup ou coyote) et plus de 80 % de la population d'ours noirs (NRC, 1997; Hayes et coll., 2003; Wilson, 2009; Gouvernement du Québec, en préparation). Les effets peuvent s'estomper rapidement lorsque le contrôle est interrompu (Mosnier et coll., 2005; Beauchesne et coll., 2014a). Le contrôle de prédateurs à lui seul ne permet pas d'atteindre les objectifs de conservation des populations de caribous à long terme. Il constitue une approche applicable à court terme, sur des superficies limitées et qui doit être combinée à d'autres mesures, particulièrement à la gestion des proies alternatives et à la restauration de l'habitat (Serrouya et coll., 2019; Spangenberg et coll., 2019).

Gestion des proies alternatives

Une autre approche visant à diminuer la densité de prédateurs du caribou est de gérer l'abondance des espèces de proies alternatives, telles que l'orignal et le cerf de Virginie (voir la section « Phénomène de compétition apparente »; Serrouya, 2013; Beauchesne et coll., 2014a). L'efficacité de cette approche est incertaine et dépend, entre autres, de l'intervalle de temps requis pour provoquer une diminution de la densité de la proie alternative qui entraînera une diminution subséquente des populations de prédateurs (Serrouya et coll., 2017). L'effet positif de cette approche s'avère notamment limitée pour des populations de caribous de faible effectif (Serrouya et coll., 2017). Une réduction de proies alternatives doit se faire de manière graduelle (horizon de 5 ans à 10 ans; Serrouya et coll., 2017), puisqu'il existe un risque que le prédateur réoriente son attention sur le caribou s'il y a une réduction soudaine du nombre de proies dans le milieu (Serrouya et coll., 2015, 2017). La gestion des proies alternatives pourrait se faire par le biais d'une libéralisation des règlements de chasse sportive. Cette mesure de gestion doit être combinée à un contrôle des prédateurs et à une restauration des conditions de l'habitat pour contribuer potentiellement au rétablissement des populations de caribous (Serrouya, 2013). Cette mesure de gestion a toutefois été peu utilisée jusqu'à aujourd'hui et les résultats demeurent incertains.

Mise en enclos

La mise en enclos vise à réduire la pression de prédation sur les caribous par l'entremise d'une barrière physique comme une enceinte clôturée (Serrouya et coll., 2015). Cette mesure de gestion requiert une bonne compréhension des mécanismes sous-jacents au déclin de la population de caribous ainsi qu'une estimation relativement précise de son abondance (Hayek et coll., 2016). Il existe deux grands types

d'approches : l'enclos de maternité et l'exclos sans prédateurs (Antoniuk et coll., 2016; Hayek et coll., 2016).

L'enclos de maternité est une mesure à court terme qui implique la capture de femelles gestantes et leur relocalisation temporaire à l'intérieur d'un enclos à l'épreuve des prédateurs. Les femelles mettent bas à l'intérieur de l'enclos et les faons, accompagnés de leur mère, y passent les premières semaines ou les premiers mois de leur vie (3 à 12 semaines) à l'abri des prédateurs. Les femelles et les faons sont relâchés lorsque ces derniers sont considérés comme assez vigoureux pour échapper aux prédateurs (Antoniuk et coll., 2016; Hayek et coll., 2016). L'enclos de maternité est une mesure permettant de répondre à un enjeu précis touchant la survie périnatale des faons. À noter que dans le cas des petites populations (< 50 individus), il devient plus risqué de transporter une proportion élevée des femelles de la population vers l'enceinte clôturée en raison des risques liés à la capture et à la relocalisation. Dans ces cas, un maximum de 50 % des femelles adultes de la population devrait être transporté vers l'enclos (Hayek et coll., 2016). À noter que plus le nombre de femelles gestantes introduites dans l'enclos de maternité est faible, plus les résultats sur la démographie de la population seront lents à observer. La mise en enclos de maternité a été peu utilisée en milieu naturel et, même dans des conditions optimales, son utilisation ne permet pas, à elle seule, le rétablissement d'une population de caribous (Gouvernement du Québec, en préparation). Cette mesure doit être réalisée conjointement à d'autres mesures de gestion (par exemple, restauration de l'habitat, contrôle des prédateurs; Smith et Pittaway, 2011; Serrouya et coll., 2015).

L'exclos sans prédateurs est une mesure à long terme impliquant la construction d'une clôture résistante aux prédateurs autour d'une vaste portion de l'aire de répartition naturelle d'une population de caribous (Antoniuk et coll., 2016; Hayek et coll., 2016). Les caribous (une partie ou la totalité de la population) sont relocalisés à l'intérieur de l'exclos, qui est exempt de prédateurs (Hayward et Kerley, 2009; Hab-Tech Environmental, 2011; Cornwall, 2016; Proulx et Brook, 2017). L'exclos est généralement de plus grande taille que l'enclos de maternité afin de fournir les ressources nécessaires à la survie des caribous sans nécessiter de soins supplémentaires. Théoriquement, lorsque la capacité de l'exclos est atteinte ou lorsque le milieu est jugé propice à la survie des caribous, ces derniers sont relâchés dans le milieu environnant (Gouvernement du Québec, en préparation). Une alternative à l'exclos sans prédateurs de grande taille est l'exclos de plus petite taille, où des soins (nourrissage, surveillance vétérinaire) sont nécessaires afin d'assurer le bien-être et la survie des caribous. Bien que l'exclos sans prédateurs soit une approche étudiée par de nombreux chercheurs, elle a été peu implantée à ce jour pour des populations de caribous forestiers en milieu naturel (Hayek et coll., 2016). Le succès d'un exclos pour le maintien ou le rétablissement d'une population de caribous n'est pas garanti, mais peut s'avérer une option intéressante, particulièrement lorsque la population atteint un très faible effectif et que les autres mesures de gestion ne permettent pas de renverser le déclin suffisamment rapidement pour éviter l'extinction de la population (Gouvernement du Québec, en préparation). Les caribous forestiers de la population de Val-d'Or sont dans un exclos sans prédateurs depuis l'hiver 2020 (voir la section « Population de Val-d'Or – Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat »).

Les approches reposant sur l'utilisation des enclos ou des exclos sans prédateurs doivent être considérées comme des mesures temporaires favorisant le maintien démographique d'une population de caribous jusqu'à ce que des actions dans l'habitat naturel amènent des conditions plus propices à l'espèce (Smith et Pittaway, 2011; Serrouya et coll., 2015; Proulx et Brook, 2017). L'utilisation de ces

mesures nécessite également l'application conjointe de mesures de contrôle des prédateurs et possiblement des proies alternatives (Serrouya et coll., 2015, 2019).

Élevage en captivité et fécondation assistée

L'élevage en captivité et la fécondation assistée visent la reproduction d'individus en milieu contrôlé. Les animaux ainsi produits sont destinés à être relâchés en milieu naturel pour augmenter l'effectif d'une espèce menacée. L'élevage en captivité et la fécondation assistée pourraient potentiellement jouer un rôle dans le rétablissement de certaines populations de caribous au Québec (Jolicoeur, 1993), mais ces mesures perdent toute leur pertinence en l'absence d'efforts pour restaurer des conditions favorables aux caribous dans les secteurs perturbés où les animaux seront relâchés (Gouvernement du Québec, en préparation).

Réintroduction, relocalisation et supplémentation

La réintroduction d'animaux consiste à restaurer une population dans un paysage où elle a été extirpée (Komers et Curman, 2000; St-Laurent et Dussault, 2012). La relocalisation vise la conservation d'une population en la relocalisant dans un paysage jugé plus propice à son maintien (Rogers, 1988). La supplémentation d'une population vise principalement les populations de très petites tailles et consiste en un apport d'individus d'une population voisine (source) du même écotype que celui de la population cible. La réintroduction, la relocalisation et la supplémentation sont des approches qui peuvent être utilisées en complémentarité avec la mise en enclos.

La mise en place de programmes de réintroduction ou de relocalisation nécessite une connaissance approfondie de la démographie, de la dynamique et de la génétique de la population ciblée ainsi que du fonctionnement de l'écosystème d'accueil. Afin de maximiser les probabilités de réussite des opérations de relocalisation et de réintroduction, la population de caribous doit être indigène au milieu ciblé et un nombre considérable d'individus doit être relâché dans un habitat de qualité dont les causes du déclin original ont été identifiées et contrôlées (IUCN, 1987; Griffith et coll., 1989; Fisher et Lindenmayer, 2000; Komers et Curman, 2000). La supplémentation d'une population est une approche à envisager lorsqu'il existe une population source qui peut tolérer le retrait et le déplacement d'individus vers une autre population (Hayek et coll., 2016). L'augmentation de l'effectif d'une population par un apport d'individus d'une population voisine (source) vise à accélérer le rétablissement de la population en danger, à réduire son risque d'extinction et à favoriser sa diversité génétique.

Nourrissage

Le nourrissage est une mesure à envisager uniquement pour les populations de caribous limitées par les ressources alimentaires disponibles dans l'habitat au point où la productivité des femelles est affectée (Milner et coll., 2014; Heard et Zimmerman, 2021). Au Québec, la disponibilité des ressources alimentaires n'est pas identifiée comme une menace au maintien des populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie (Bergerud et Mercer, 1989; Sebbane et coll., 2003). Une telle mesure serait donc peu efficace pour la conservation des populations de caribous au Québec.

Traitement antiparasitaire

L'utilisation de traitements antiparasitaires ou de médicaments vise à diminuer la charge parasitaire ou la prévalence d'une maladie afin d'améliorer la condition physique, et potentiellement la productivité des caribous. Cette mesure implique une logistique complexe nécessitant la manipulation et l'observation répétées d'individus traités et non traités, ainsi qu'un suivi exhaustif, à moyen et à long termes, d'individus traités et marqués. Cette mesure de gestion vise un facteur qui n'est pas jugé comme une menace au maintien des populations de caribous au Québec. Son efficacité est donc considérée comme limitée.

Mesures d'atténuation des accidents routiers

Les collisions routières avec le caribou sont des événements rares qui ne représentent pas un enjeu de sécurité pour les usagers de la route. La construction de clôtures est l'une des approches les plus courantes pour prévenir les collisions routières avec les ongulés (Ward, 1982; Clevenger et coll., 2001; Bouffard et coll., 2012). Pour être efficaces, les clôtures doivent être utilisées en combinaison avec d'autres infrastructures (par exemple, passages fauniques) permettant la circulation des animaux d'un côté à l'autre des routes. Considérant l'effet de barrière et la diminution de la connectivité fonctionnelle du paysage qu'elles occasionnent, les clôtures peuvent constituer une problématique de conservation pour le caribou lorsqu'elles sont installées sur de grandes distances. La réduction ou le remplacement des sels de déglçage peut aussi dissuader les animaux de s'approcher de la route (Groot Bruinderink et Hazebroek, 1996; Brown et coll., 2000). Les risques de collisions peuvent également être réduits par l'installation de panneaux de signalisation et par l'amélioration de l'éclairage des routes. Considérant que les caribous tendent à éviter les routes et que les collisions routières sont rares, la mise en place de ces mesures d'atténuation n'est pas jugée prioritaire pour le maintien des populations de caribous.

Réduction du dérangement anthropique

Plusieurs mesures d'atténuation spécifiques aux activités de développement industriel peuvent être ciblées et déployées pour minimiser leurs impacts sur le caribou et son habitat (Bentham et Coupal, 2015; Stantec Consulting, 2015). Globalement, un maximum de mesures d'atténuation doit être identifié et adopté lors de la planification initiale d'activités de développement industriel. Par exemple, les activités devraient être interdites ou restreintes dans les secteurs clés pour le caribou (aire d'hivernage, aire de mise bas...). Elles devraient également minimiser la fragmentation et favoriser le maintien de la connectivité entre les divers types de milieux (pour plus d'exemples, voir Gouvernement du Québec, en préparation). Pendant la phase d'activité, l'utilisation des voies d'accès à d'autres fins devrait être évitée, et la restauration des sites et des voies d'accès à la suite de l'arrêt des activités devrait être réalisée (Gouvernement du Québec, en préparation). La planification des activités de développement industriel doit également considérer que les impacts sur le caribou s'étendent au-delà des infrastructures établies et que les mesures d'atténuation doivent s'appliquer aux zones d'influence (voir la section « Dérangement anthropique »). Globalement, les effets des activités de développement du territoire s'ajoutent aux autres sources de dérangement et doivent être atténués pour favoriser le maintien du caribou forestier.

Établissement de collaboration avec les communautés autochtones au regard de la conservation et de la protection du caribou

Dans le cadre du suivi et de la mise en place de mesures de gestion, l'établissement et le maintien de relations harmonieuses avec les communautés autochtones, fondées sur le dialogue, la collaboration, la confiance et le respect mutuel, devraient être favorisés afin de freiner le déclin des populations de caribous et, éventuellement, de faciliter leur rétablissement. Il convient de prévoir la participation accrue des communautés autochtones dans les processus de gestion et de conservation du caribou pour contribuer au succès de ceux-ci, dans la perspective d'avoir une compréhension commune des enjeux liés à la conservation et à la protection de cette espèce (Gouvernement du Québec, en préparation).

Tableau 6. Mesures de gestion pouvant être utilisées et synthèse des principaux éléments spécifiques touchant le contexte général d'application, l'efficacité probable à renverser le déclin ou à assurer le maintien des populations et les limites d'application dans le contexte de la gestion et de la conservation des caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie. Pour une analyse complète et nuancée des éléments propres à chaque mesure de gestion, consulter le rapport Comité technique sur les mesures de gestion produit par le gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, en préparation; Tableau 7).

Mesure de gestion	Contexte d'application	Efficacité probable	Limite d'application
Contrôle des prédateurs	<p>Lorsque la principale menace au maintien de la population est la prédation</p> <p>Nécessite un effort de contrôle élevé et soutenu annuellement</p> <p>Doit être accompagné d'une gestion des proies alternatives lorsque celles-ci sont abondantes</p> <p>Pour des populations de petite à moyenne taille (< 50 caribous à < 300 individus)</p>	<p>Variable selon l'intensité, la durée et la superficie sur laquelle la mesure est déployée</p> <p>L'effet disparaît rapidement après l'arrêt de la mesure</p> <p>Faible efficacité à long terme si des mesures de protection et de restauration de l'habitat ne sont pas déployées</p>	<p>Coûts moyens à très élevés</p> <p>Difficilement applicable sur de grandes superficies</p> <p>Faible acceptabilité sociale</p> <p>Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin</p>

Mesure de gestion	Contexte d'application	Efficacité probable	Limite d'application
Gestion des proies alternatives	<p>Lorsque la principale menace au maintien de la population est la prédation via la compétition apparente</p> <p>Doit être accompagnée d'un contrôle des prédateurs</p> <p>Nécessite une réduction graduelle de la proie alternative (principalement l'orignal)</p> <p>Pour des populations de petite à moyenne taille (< 50 caribous à < 300 individus)</p>	<p>Faible efficacité à long terme si des mesures de protection et de restauration de l'habitat ne sont pas déployées et si un contrôle des prédateurs n'est pas réalisé simultanément</p>	<p>Coûts élevés</p> <p>Nécessite l'adhésion et la participation des chasseurs sportifs aux objectifs de gestion</p> <p>Faible acceptabilité sociale</p> <p>Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin</p>
Enclos de maternité	<p>Lorsque la principale menace au maintien de la population est la prédation des faons</p> <p>Doit être accompagné d'un contrôle des prédateurs</p> <p>Pour des populations de petite à moyenne taille (< 50 à < 150 caribous)</p>	<p>Faible efficacité si un contrôle des prédateurs n'est pas réalisé simultanément</p> <p>Efficacité variable si un contrôle des prédateurs est réalisé simultanément</p> <p>Efficacité dépend, entre autres, du nombre de femelles gestantes et de la durée d'application</p> <p>Efficacité à long terme de cette mesure dépend de la mise en place de mesures de protection et de restauration de l'habitat</p>	<p>Coûts élevés</p> <p>Risques associés aux opérations de capture et de mise en enclos</p> <p>Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin</p>
Exclos sans prédateurs	<p>Lorsque la principale menace au maintien de la population est la prédation des adultes et des faons</p> <p>Pour des petites populations (< 50 caribous)</p>	<p>Efficacité inconnue : jamais implanté en milieu naturel pour le caribou forestier</p> <p>Efficacité théorique dépend de l'intensité, de la durée et de la superficie sur laquelle</p>	<p>Coûts très élevés</p> <p>Risques associés aux opérations de capture et de mise en exclos</p> <p>Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin</p>

Mesure de gestion	Contexte d'application	Efficacité probable	Limite d'application
		la mesure est déployée Efficacité compromise à long terme si des mesures de protection et de restauration de l'habitat ne sont pas déployées	
Élevage en captivité et fécondation assistée	Peut s'appliquer à plus d'un facteur de mortalité Idéalement, doit être accompagné d'un contrôle des prédateurs Pour des petites populations (< 50 caribous)	Faible efficacité si des mesures de restauration de l'habitat et un contrôle des prédateurs ne sont pas réalisés dans l'habitat où les animaux seront relâchés	Coûts élevés Risques associés aux opérations de capture et de mise en enclos Risque de familiarisation Difficulté à établir une population captive autosuffisante Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin
Réintroduction, relocalisation et supplémentation	Peut s'appliquer à plus d'un facteur de mortalité Idéalement, doit être accompagné d'un contrôle des prédateurs Peut être envisagé pour une petite population dans une aire de répartition restreinte	Efficacité généralement faible	Coûts élevés à très élevés Logistique complexe Peut ou doit être utilisé en complément avec la mise en enclos Nécessite l'élimination préalable des facteurs ayant mené au déclin
Nourrissage	Lorsque les ressources alimentaires sont limitantes Peut être envisagé pour une petite population dans une aire de répartition restreinte	Efficacité inconnue : peu utilisé en milieu naturel et à au niveau populationnel La disponibilité des ressources alimentaires n'est actuellement pas une menace au maintien des populations de caribous	Coûts faibles à moyens Non applicable sur de grands territoires

Mesure de gestion	Contexte d'application	Efficacité probable	Limite d'application
Traitement antiparasitaire	<p>Lorsque les maladies et parasites menacent le maintien de la population</p> <p>Pour des petites populations (< 50 caribous)</p>	<p>Efficacité inconnue : jamais testé en milieu naturel sur le caribou forestier</p> <p>La présence de parasites et de maladies n'est actuellement pas une menace au maintien des populations de caribous</p>	<p>Coûts élevés à très élevés</p> <p>Logistique complexe sans résultats garantis</p> <p>Nécessite la mise en place d'un design expérimental (animaux traités par rapport aux animaux témoins)</p> <p>Non applicable sur de grands territoires</p>
Mesure d'atténuation des accidents routiers	<p>Lorsque les accidents routiers sont une menace au maintien de la population</p> <p>Actions ciblées dans les secteurs où se produisent les accidents</p>	<p>Efficacité élevée pour les clôtures et passages fauniques</p> <p>Efficacité inconnue concernant le remplacement des produits de déglacage</p> <p>Efficacité jugée faible pour le déploiement de signalisation</p> <p>Les accidents routiers ne sont actuellement pas une menace au maintien des populations de caribous</p>	<p>Coûts faibles (par exemple, signalisation) à très élevés (par exemple, clôtures)</p> <p>L'utilisation de clôtures peut générer un effet de barrière et nuire à la connectivité entre les divers types de milieux</p>
Réduction du dérangement anthropique	<p>Lorsque le dérangement anthropique relié au développement industriel et aux activités récréotouristiques est une menace au maintien de la population</p>	<p>Efficacité élevée</p> <p>Efficacité maximisée en priorisant les secteurs critiques utilisés par le caribou et les zones problématiques</p>	<p>Coûts faibles à élevés</p> <p>Nécessite l'adhésion de toutes les parties prenantes aux objectifs de gestion</p>
Établissement d'une collaboration avec les communautés autochtones	<p>En tout temps</p> <p>Sensibilisation et engagement des communautés particulièrement importantes lorsque la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales menace le maintien de la population</p>	<p>Efficacité potentiellement élevée</p>	<p>Coûts faibles à moyens</p> <p>Nécessite l'adhésion et la participation des communautés autochtones aux objectifs de gestion</p>

Gestion adaptative

L'habitat et les conditions dans lesquels évoluent les populations de caribous sont dynamiques. Les facteurs limitants et les menaces influençant les caribous sont également sujets à changer dans le temps et dans l'espace. Afin de réagir adéquatement et rapidement à ces changements, le suivi et la gestion des populations de caribous doivent se faire de façon adaptative. La mise en place d'une approche de gestion adaptative nécessite un examen régulier de l'état des populations de caribous et des connaissances sur les divers facteurs limitants et menaces. Les mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat peuvent alors être adaptées en fonction du succès des mesures implantées précédemment sur les populations. Cette rétroaction permet d'ajuster les mesures en place et d'identifier rapidement des problématiques émergentes. En ce sens, le suivi actuel des populations de caribous forestiers au Québec et montagnards de la Gaspésie vise à alimenter le cycle de gestion adaptative (Gouvernement du Québec, 2021) et à orienter la prise de décision concernant les mesures de gestion et d'aménagement à mettre en place.

Situation des populations de caribous forestiers au Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie

Principaux éléments à retenir

- Le MFFP suit les variations de différents indicateurs de l'état des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie depuis quelques décennies. Ce suivi permet de dresser un portrait à jour de l'état de la situation des populations de caribous au Québec. Les indicateurs biologiques suivis sont la répartition géographique, l'abondance, la structure des populations, la mortalité, la productivité, la condition physique, les maladies et les parasites, la tendance démographique des populations et le taux de perturbations au sein des aires de répartition des populations.
- **Répartition géographique** : Le caribou forestier au Québec occupe une bande de forêt boréale située entre le 49^e et le 55^e parallèle de latitude. Deux populations isolées de caribous forestiers, la population de Val-d'Or et la population de Charlevoix, et une population de caribous montagnards, la population de la Gaspésie, subsistent au sud du 49^e parallèle. Les données télémétriques permettent de distinguer 11 populations de caribous à l'heure actuelle. Le MFFP poursuit également l'acquisition de connaissances dans deux secteurs, le secteur Baie-James, où aucune population ne peut être identifiée et délimitée pour l'instant, et le secteur Basse-Côte-Nord, où la délimitation de la population reste à préciser.
- **Abondance** : Depuis les années 1990, plus de 100 inventaires aériens de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie ont été réalisés au Québec. L'abondance totale au Québec est estimée entre 5 635 et 9 981 caribous forestiers pour la période de 2005 à 2016. Un cycle d'inventaires aériens visant à couvrir la majorité de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec est en cours et permettra de mettre à jour l'évaluation de l'abondance totale de caribous sous peu. Des estimations récentes de la taille des populations sont d'ailleurs disponibles pour plusieurs populations et sont présentées.

- **Structure des populations** : Les données récentes (2017-2020) indiquent que le rapport des sexes chez les adultes de l'ensemble des populations ou des secteurs du Québec se situe autour de 66,8 mâles/100 femelles et varie grandement d'une population à l'autre. Les rapports des sexes documentés ne suggèrent pas de problématique pouvant affecter la démographie du caribou à l'échelle du Québec et chez la majorité des populations. Le taux de recrutement à l'échelle du Québec et des populations est toutefois faible et préoccupant. Chez les populations de caribous forestiers de l'aire de répartition continue, le recrutement était en moyenne de 14,4 % de faons (2019-2020). Le recrutement varie grandement entre les populations et les secteurs, et d'une année à l'autre. Le recrutement observé au cours de la période récente n'est pas suffisant chez plusieurs populations pour espérer un maintien ou une croissance de celles-ci.
- **Mortalité** : Le taux de survie moyen observé chez les femelles adultes à l'échelle du Québec pour la période de 2017-2019 est de 79 %. Il était de 80 % pour les femelles adultes de la population de caribous montagnards de la Gaspésie pour la période de 2013-2015. Ces taux de survie sont insuffisants, considérant les taux de recrutement observés, pour espérer un maintien ou une croissance des populations. Chez les populations isolées de Charlevoix et de Val-d'Or, les taux de survie sont encore plus préoccupants : 60 % chez les adultes de Charlevoix (mâles et femelles) pour la période de 2017-2019 et 68 % chez les adultes de Val-d'Or (mâles et femelles) pour la période de 2015-2019. Ces taux ne permettent pas d'assurer le maintien des populations de caribous forestiers à long terme. La prédation par le loup était l'une des principales sources de mortalité chez le caribou forestier au Québec entre 2017 et 2019 (57,1 % des causes connues de mortalité).
- **Productivité** : Les taux de gestation observés pour les femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) entre 2018 et 2020 était de 92,9 % à l'échelle du Québec. Ce taux est relativement élevé et se situe dans l'étendue de valeurs généralement observées chez les écotypes de caribous forestiers et montagnards. Basé sur ces analyses, les enjeux démographiques auxquels font face plusieurs populations du Québec ne peuvent pas être associés à une diminution de la fertilité des caribous. Chez les populations isolées, toutefois, le faible nombre de caribous testés ne permet pas de dresser un portrait concluant. L'acquisition de connaissances se poursuit afin d'évaluer la possibilité d'une baisse de productivité et d'enjeux de consanguinité chez ces populations.
- **Condition physique, maladies et parasites** : La masse moyenne des caribous capturés entre 2017 et 2020 était de 124,6 kg chez les mâles et de 104,0 kg chez les femelles. La longueur moyenne des caribous capturés était de 221,5 cm chez les mâles et de 207,4 cm chez les femelles. Les mâles étaient donc, en moyenne, 20 % plus lourds et 6,8 % plus longs que les femelles. La présence de tiques d'hiver est jugée rare et elle a uniquement été rapportée pour les populations de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie. La prévalence du protozoaire *Besnoitia tarandi* chez les populations et les secteurs semble également rare. À l'échelle du Québec, la condition physique, les parasites et les maladies ne constituent pas des menaces au maintien des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Le MFFP poursuit toutefois le suivi de ces indicateurs afin de détecter l'émergence de nouvelles problématiques.
- **Tendance démographique** : La majorité des populations de caribous forestiers sont en déclin et affichent des taux vitaux ne permettant pas l'autosuffisance des populations. Parmi les 11 populations du Québec pour lesquelles une évaluation récente des taux vitaux est

disponible, 10 montrent un taux de survie des adultes inférieur à 85 % et 7 montrent un taux de recrutement inférieur à 15 %. Sur ces 11 populations, 10 sont considérées comme en déclin. La population de caribous montagnards de la Gaspésie montre également un déclin soutenu depuis plusieurs décennies.

- **Taux de perturbations** : Parmi les 11 populations et le secteur pour lesquels une évaluation récente du taux de perturbations est disponible, 7 occupent des aires de répartition dont les taux de perturbations dépassent les 35 %. Ces taux élevés de perturbations contribuent à l'altération des caractéristiques de l'habitat essentiel au caribou, ce qui contribuerait à l'augmentation de la vulnérabilité du caribou à la prédation.

Le MFFP suit les variations de différents indicateurs de l'état des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie depuis quelques décennies. La variété des indicateurs mesurés, la durée, la qualité et l'étendue géographique des suivis dépendent des différentes problématiques et des besoins d'acquisition de connaissances qui ont émergé au cours des années. Depuis 2017, le MFFP a bonifié le suivi des populations de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie afin d'obtenir un portrait à jour et complet de leur état. Pour ce faire, les indicateurs de suivi identifiés sont les suivants :

- La répartition géographique historique et actuelle du caribou forestier et montagnard de la Gaspésie ainsi que l'aire de répartition de chacune des populations;
- L'abondance de caribous au sein des populations;
- La structure des populations : rapport des sexes et recrutement;
- La mortalité : taux de survie, contribution des différentes causes de mortalité et distribution de la mortalité annuelle;
- La productivité : taux de gestation des femelles;
- La condition physique, les maladies et les parasites;
- La tendance démographique et la probabilité d'autosuffisance des populations;
- Le taux de perturbations au sein des aires de répartition des populations.

Cette section vise à présenter l'état de la situation des populations, via l'analyse des indicateurs mentionnés ci-dessus, à l'échelle du Québec et pour chacune des populations. Pour certains indicateurs, l'analyse à l'échelle provinciale s'impose puisque les données récoltées par population sont incomplètes et ne permettent pas d'obtenir un portrait représentatif de l'indicateur d'intérêt. Le traitement des données à l'échelle provinciale permet alors d'extraire le maximum d'information en minimisant l'incertitude associée à ces indicateurs. À l'inverse, certains indicateurs peuvent être très variables d'une population à l'autre, et cette variabilité peut être masquée lorsque les indicateurs sont analysés à l'échelle du Québec. En ce sens, les résultats présentés dans cette section doivent être en association avec les résultats au niveau des populations.

État de la situation au Québec

Cette section dresse un portrait global de la situation du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie. Ce portrait se concentre principalement sur la période récente, soit 2017-

2020, lorsque les données disponibles le permettaient. En cas contraire, les données disponibles les plus récentes sont présentées. L'état de la situation est dans certains cas présenté à la fois pour l'écotype forestier et pour l'écotype montagnard (population de la Gaspésie), lorsque les données le permettent, puisqu'ils partagent des caractéristiques écologiques communes.

Répartition du caribou forestier au Québec

Répartition historique et actuelle

Avant l'arrivée des colons en Amérique du Nord, le caribou forestier occupait une zone couvrant tout le sud du Québec, les provinces de l'Atlantique, le nord des États américains du Maine, du New Hampshire, du Vermont et de New York (Moisan, 1956; Courtois et coll., 2001b, 2003b). La modification et la perte de l'habitat à la suite de la colonisation du territoire, la prédation accrue et la chasse excessive ont mené à la diminution de l'abondance de caribous dans cette zone. Cette situation a entraîné une régression de l'aire de répartition du caribou vers le nord. Dès le milieu du 20^e siècle, l'aire de répartition du caribou avait régressé jusqu'au nord du fjord du Saguenay, ne laissant que quelques groupes de caribous subsistant plus au sud. La population de caribous montagnards de la Gaspésie et les populations de caribous forestiers de Charlevoix et de Val-d'Or se sont ainsi trouvées progressivement isolées des autres populations de caribous. La population de caribous montagnards de la Gaspésie et la population de caribous forestiers de Val-d'Or représentent aujourd'hui des reliques de la répartition historique du caribou au Québec, tandis que la population de caribous forestiers de Charlevoix a été réintroduite à la fin des années 1960 après s'être éteinte dans les années 1920 (Jolicoeur, 1993; St-Laurent et Dussault, 2012).

La répartition actuelle du caribou forestier au Québec s'étend sur une bande de forêt boréale d'environ 500 km de largeur entre le 49^e et le 55^e parallèle de latitude (Figure 4). Cette zone, également appelée « l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec », couvre près de 667 000 km². La limite nord de cette aire de répartition continue, qui est actuellement définie au 55^e parallèle, doit cependant faire l'objet d'une révision. La compilation de mentions d'observations de caribous forestiers réalisées par les communautés crie d'Eeyou Istchee Baie-James en 2019 a permis d'établir la limite nordique plus contemporaine au sud de laquelle la présence de caribous forestiers a été confirmée (Figure 4, Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2020). Les résultats des inventaires aériens de la population Caniapiscau et du secteur Baie-James réalisés en 2018 et en 2020, respectivement, suggèrent que le caribou forestier est très peu abondant, voire absent, dans certains secteurs au nord du 54^e parallèle (Heppell, 2019; Szor et Gingras, 2020), même si l'habitat disponible correspond à celui pouvant être utilisé par cette espèce. La faible densité de caribous forestiers au nord du 54^e parallèle pourrait être expliquée par une combinaison de plusieurs facteurs, tels que la chasse accidentelle de caribous forestiers dans les zones de chasse au caribou migrateur, la compétition historique et actuelle (directe et apparente) avec les troupeaux de caribous migrants, l'accumulation de feux de grande envergure au cours des dernières décennies et la faible productivité de l'habitat dans ce secteur (Schaefer et coll., 2001; Courtois et coll., 2007; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Heppell, 2019; Szor et Gingras, 2020). La révision de la limite nord de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec est donc à envisager. Le chevauchement du caribou forestier avec l'aire de répartition hivernale du troupeau de caribous migrants de la rivière aux Feuilles rend toutefois difficile la validation de la limite nord de l'aire de répartition continue.

En plus de l'aire de répartition continue, deux populations isolées de caribous forestiers, la population de Val-d'Or et la population de Charlevoix, subsistent au sud du 49^e parallèle. Leurs aires de répartition respectives sont restreintes et isolées, et aucun échange démographique (déplacements de caribous, immigration-émigration) n'est possible avec les autres populations de caribous forestiers. Le caribou montagnard de la Gaspésie constitue également une population isolée au sud du 49^e parallèle. Il s'agit de la seule population de caribous subsistant au sud du fleuve Saint-Laurent (Figure 4).



Figure 4. Aire de répartition actuelle du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie

Description des populations et de leurs aires de répartition

Une population de caribous est définie comme un groupe d'individus qui occupe le même secteur durant une partie ou la totalité de l'année. Les individus d'une même population ont le potentiel de se reproduire entre eux et sont affectés par les mêmes conditions écologiques (par exemple, conditions climatiques) et démographiques (par exemple, taux de survie, causes de mortalité). Une population peut être une unité relativement fermée présentant peu d'échanges ou aucuns avec des populations voisines. Selon l'importance des échanges démographiques avec les populations avoisinantes (immigration et émigration d'individus), l'état de la situation d'une population donnée peut également être influencé par la tendance démographique d'autres populations locales (COSEPAC, 2000b). Chez le caribou forestier, le terme « harde » a souvent été utilisé comme synonyme de « population » ou pour désigner un sous-groupe de caribous au sein d'une même population (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a). Le terme « population » est privilégié par le MFFP et il est utilisé dans ce document pour décrire l'état de la situation des différents groupes distincts de caribous forestiers au Québec.

Au cours des dernières décennies, le suivi télémétrique de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie a permis d'acquérir des données précises sur la localisation des caribous et sur les patrons de regroupement et d'utilisation du territoire. Ces données ont permis de distinguer les différentes populations et de délimiter géographiquement leur aire de répartition (Plante et coll., données non publiées)². En utilisant les données télémétriques acquises au Québec entre 2004 et 2020, 8 populations distinctes dans l'aire de répartition continue et 3 populations isolées ont été définies (Figure 5). De plus, le MFFP poursuit l'acquisition de connaissances dans les secteurs Baie-James et Basse-Côte-Nord afin d'évaluer la présence d'une ou de plusieurs populations distinctes dans ces secteurs, et le cas échéant, de délimiter une ou plusieurs populations. La délimitation actuelle des populations est jugée préliminaire puisque l'ajout de données télémétriques issues du suivi en cours (par exemple, les secteurs Baie-James et Basse-Côte-Nord, la population Caniapiscau) et provenant de travaux réalisés par les partenaires et les provinces limitrophes pourrait la modifier. Par exemple, l'acquisition de données en cours dans le secteur Baie-James pourrait permettre de raffiner la délimitation de la population Caniapiscau. De façon similaire, l'intégration des données provenant des populations adjacentes de caribous forestiers du Labrador permettra de raffiner la délimitation de la population ou des populations occupant la Basse-Côte-Nord.

Les populations actuellement identifiées sont les suivantes :

- Detour (Kasagami; Ontario et Nord-du-Québec)
- Nottaway (Nord-du-Québec)
- Assinica (Nord-du-Québec)
- Témiscamie (Nord-du-Québec et Saguenay–Lac-Saint-Jean)
- Pipmuacan (Saguenay–Lac-Saint-Jean et Côte-Nord)
- Outardes (Saguenay–Lac-Saint-Jean et Côte-Nord)
- Caniapiscau (Côte-Nord et Nord-du-Québec)

² Les aires de répartition ont été identifiées en assignant les caribous suivis par télémétrie à une population avec la méthode d'assignation de la délimitation floue (*c-mean fuzzy clustering*; Schaefer et coll., 2001; Schaefer et Wilson, 2002). Cette méthode regroupe les individus en groupes de façon à maximiser la distance entre les groupes et à minimiser la distance entre les membres d'un même groupe. Ensuite, un polygone convexe minimum incluant 100 % des localisations GPS des individus d'un même groupe est tracé (MCP 100 %).

- Manicouagan (Côte-Nord)
- Val-d'Or (Abitibi-Témiscamingue)
- Charlevoix (Capitale-Nationale)
- Gaspésie (Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine)

L'acquisition de connaissances est en cours dans deux secteurs :

- Baie-James (Nord-du-Québec)
- Basse-Côte-Nord (Côte-Nord et Labrador)

Il est important de noter que le secteur Basse-Côte-Nord chevauche partiellement les aires de répartition des populations de caribous forestiers identifiées au Labrador, soit celles du Lac Joseph, de Red Wine et de Mealy Mountain (Schmelzer et coll., 2020). En ce sens, le MFFP planifie de raffiner la délimitation de la population ou des populations présentes dans le secteur et d'arrimer le suivi des populations transfrontalières (dont celle du Lac Joseph) avec le gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador.

Le taux d'échanges démographique et génétique (partage du bagage génétique lors de la reproduction) entre les populations de l'aire de répartition continue est méconnu pour le moment. Seules les populations isolées de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie se distinguent génétiquement de façon évidente des autres populations de caribous forestiers. Au sein de l'aire de répartition continue, les différences génétiques sont considérées comme limitées (Yannic et coll., 2016, 2018).

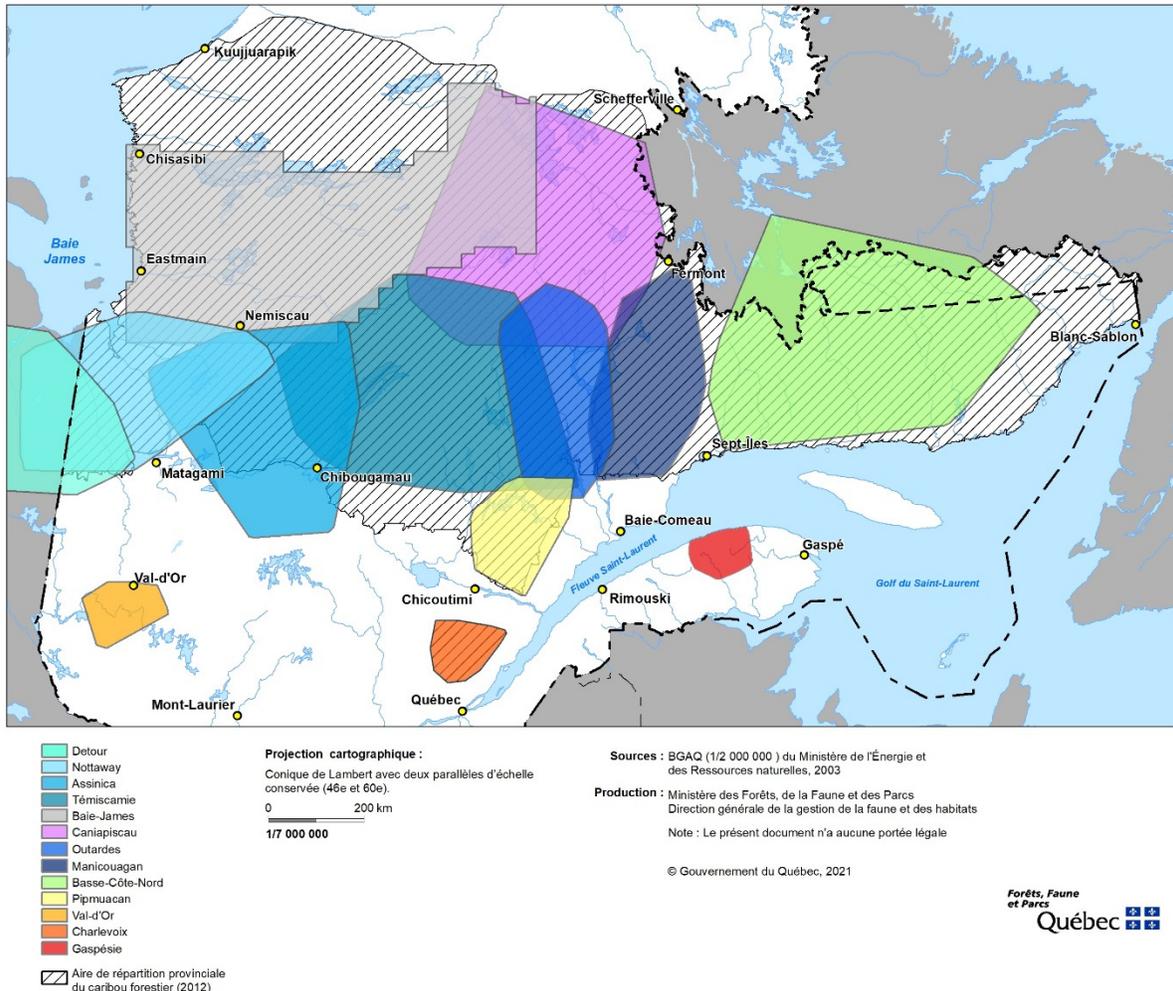


Figure 5. Aires de répartition des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie (polygones convexes minimaux (MCP) 100 %), ainsi que les secteurs Baie-James et Basse-Côte-Nord. Les aires de répartition ont été mises à jour en 2020, en incluant les données télémétriques disponibles, au Québec, entre 2004 et 2020. La délimitation du secteur Baie-James est basée sur l'aire inventoriée à l'hiver 2020. La délimitation du secteur Basse-Côte-Nord est basée sur l'analyse des données télémétriques récentes (MCP 100 %), mais doit être raffinée avec l'ajout de données télémétriques des populations adjacentes (par exemple, populations de caribous du Labrador). La délimitation des populations est sujette à changement avec la poursuite du suivi télémétrique et l'ajout de données des populations limitrophes à celles actuellement définies.

Abondance

Depuis le début des années 1990, plus de 100 inventaires aériens de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie ont été réalisés au Québec (Annexe 1). Les inventaires réalisés avaient pour objectif de répondre à des questions ponctuelles sur l'abondance et la répartition du caribou dans certains secteurs, par exemple dans le cadre de projets d'acquisition de connaissances et d'évaluations environnementales. Conséquemment, les inventaires couvraient rarement les mêmes secteurs et superficies, et ils étaient rarement répliqués dans le temps. De plus, la couverture du suivi télémétrique

ne permettait pas, jusqu'à tout récemment, d'identifier et de délimiter adéquatement les différentes populations de caribous forestiers dans l'aire de répartition continue. La majorité des inventaires ne couvrait donc que partiellement les aires occupées par les populations et ne permet pas de documenter précisément l'abondance au sein des populations de caribous forestiers et la variation de cette abondance dans le temps. Les inventaires réalisés au cours des dernières décennies permettent tout de même d'évaluer l'abondance dans les différents secteurs de l'aire de répartition continue du caribou forestier. Pour les populations isolées de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie, le suivi de l'abondance par des inventaires aériens est réalisé annuellement et de façon plus systématique depuis les années 1970 et 1980.

L'abondance de caribous forestiers à l'échelle du Québec est difficile à évaluer puisque leur aire de répartition n'a jamais été inventoriée dans sa totalité. Toutefois, en juxtaposant les différents inventaires réalisés et en extrapolant les résultats aux secteurs non inventoriés, l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2008, 2013a, 2020) estimait l'abondance entre 6 000 et 12 000 caribous forestiers au début des années 2000, entre 4 471 et 9 737 pour la période de 2001 à 2012 et entre 5 635 et 9 981 pour la période de 2005 à 2016.

Entre 2018 et 2022, une série d'inventaires aériens ont été planifiés par le MFFP afin de couvrir la majorité de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec (Figure 6). Ces inventaires visaient à couvrir près de 514 500 km² de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec (soit 79 % de la superficie totale de cette aire), ainsi que la totalité de l'aire de répartition historique des populations isolées de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie (superficie totale de 6 100 km²). Certains secteurs n'étaient pas visés par la série d'inventaires aériens puisque la présence du caribou y est peu probable ou la densité attendue de caribous y est extrêmement faible (par exemple, secteur au nord des réservoirs La Grande au Nord-du-Québec). Entre 2013 et 2020, plus de 439 300 km² de l'aire de répartition continue ont été inventoriés, ce qui représente 85 % de l'objectif initial (Figure 6). Deux inventaires aériens doivent encore être réalisés afin de compléter la série d'inventaires initialement prévue : Outardes à l'hiver 2022 et Detour, dont l'année de réalisation reste à confirmer. À la suite de la réalisation et de l'analyse des résultats des inventaires prévus à l'hiver 2021 et 2022, il sera possible de mettre à jour l'estimation d'abondance de caribous forestiers à l'échelle du Québec. Toutefois, en combinant uniquement les résultats pour les secteurs inventoriés entre 2011 et 2020, l'estimation de l'abondance minimale actuelle s'élève à 4 950 caribous forestiers (Tableau 7).

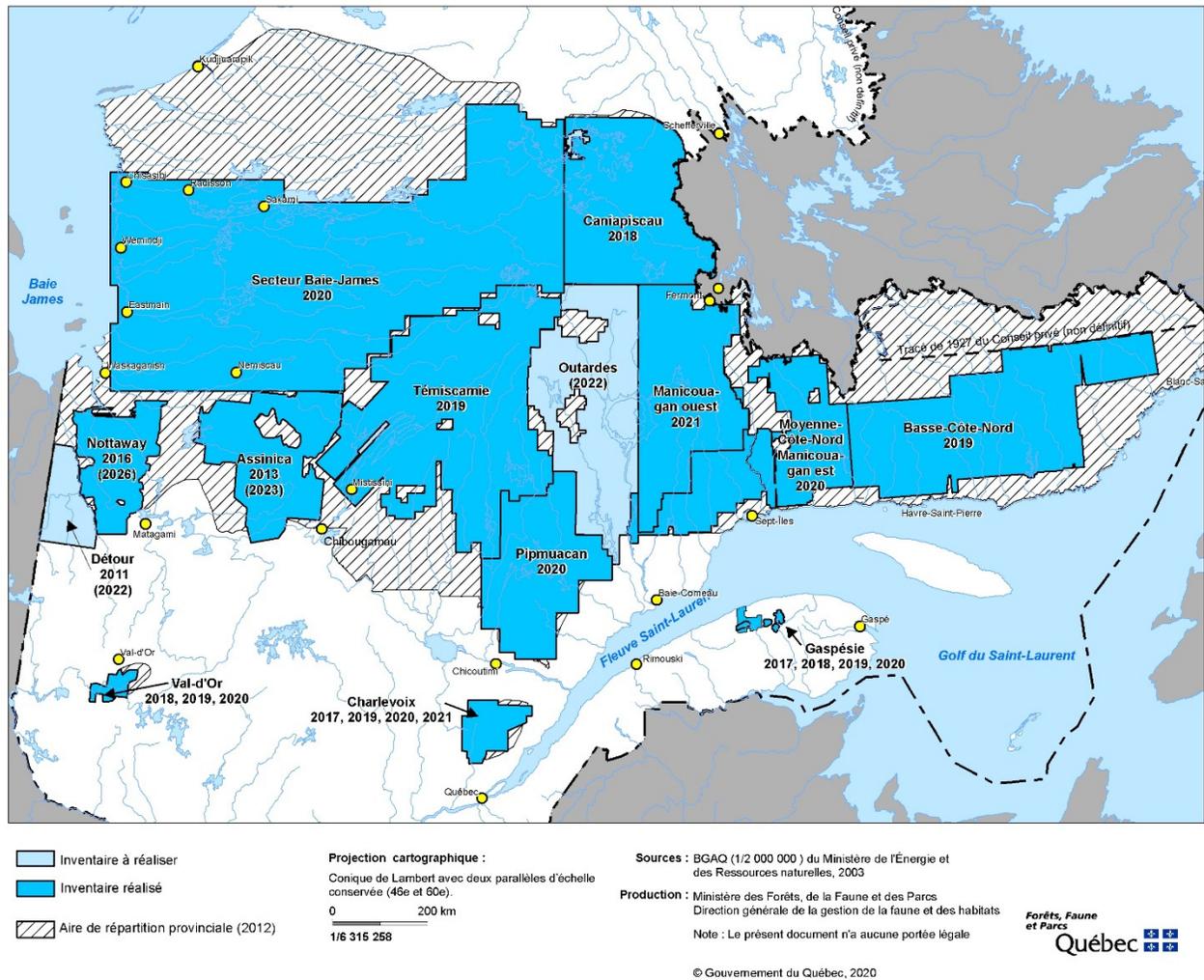


Figure 6. Secteurs d'inventaire du caribou forestier et du caribou montagnard de la Gaspésie planifiés ou réalisés entre 2017 et 2022. Pour les secteurs où aucun inventaire n'a été réalisé au cours de cette période, l'année de l'inventaire le plus récent est indiquée. L'année du prochain inventaire prévu est indiquée entre parenthèses.

Tableau 7. Abondance minimale de caribous forestiers observée dans les différents secteurs inventoriés et taille de population totale estimée entre 2011 et 2020. L'abondance minimale correspond au nombre de caribous observés et non corrigé en fonction du taux de détection des caribous lors des inventaires. Pour cette raison, l'abondance présentée constitue la limite inférieure probable de l'abondance de caribous forestiers au Québec pour les différents secteurs et populations. Pour plus d'information sur ces résultats, il est possible de se référer à l'Annexe 1 ou aux rapports d'inventaires disponibles sur le site web du MFFP (<https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/habitats-et-biodiversite/amenagement-habitat-caribou-forestier/>).

Population/Secteur	Année du dernier inventaire	Abondance minimale	Population totale estimée ^A
Detour	2011	63 ^B	Non-disponible
Nottaway	2016	262	308
Assinica	2013	509	580
Témiscamie	2019	2 201	2 511
Baie-James	2020	430	798 [IC 95 % : 606-989]
Pipmuacan	2020	177	225
Outardes	Inventaire à venir (2022)	Non-disponible	Non-disponible
Manicouagan (sud-est)	2020	253	253-434 (IC 95 %)
Manicouagan (ouest)	2021	À venir	À venir
Caniapiscau	2018	476	560
Moyenne-Côte-Nord	2020	102	102-175 (IC 95 %)
Basse-Côte-Nord	2019	452	569
Val-d'Or	2020	6	Non applicable
Charlevoix	2020	19	23
Abondance minimale partielle		4 950	---

^A Estimation réalisée en appliquant un facteur de correction selon un taux de visibilité qui varie entre 58 % et 97 % selon le secteur.

^B Abondance minimale observée seulement sur la partie québécoise de l'aire de répartition de la population Detour, qui chevauche le Québec et l'Ontario.

Structure des populations

La structure d'une population correspond à sa composition, en nombre d'individus adultes de chaque sexe (mâle et femelle) et de chaque classe d'âge (adulte de $\geq 1,5$ an et faon de $< 1,5$ an). La structure d'une population est établie lors des inventaires aériens, où un survol à basse altitude permet de classer les caribous observés en fonction de leur sexe et de leur classe d'âge. La structure peut également être évaluée entre les inventaires aériens, lors de classifications opportunistes, lorsque des travaux de terrain sont réalisés (par exemple, captures de caribous). Dans ce cas, un nombre minimal de groupes et de caribous doit être classifié et ces classifications doivent être bien réparties sur le territoire afin d'obtenir des résultats fiables et représentatifs de la population d'intérêt. Ces données sont ensuite traduites en indicateurs couramment utilisés pour décrire la composition des populations, soit le rapport des sexes, généralement exprimé en nombre de mâles adultes par 100 femelles adultes, et le recrutement, exprimé comme la proportion (%) de faons au sein de la population ou le nombre de faons par 100 femelles

adultes. Pour décrire l'état de ces indicateurs, les données récoltées lors des plus récents inventaires (2006 à 2020) ont été compilées (se référer à l'Annexe 1 pour la liste des inventaires récents réalisés dans les différents secteurs de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie). Il est à noter que la série d'inventaires prévus entre 2018 et 2022 n'est pas terminée. Ainsi, les résultats présentés dressent un portrait partiel de l'état de la situation pour ces indicateurs. De plus, étant donné la variabilité notable de ces indicateurs entre les populations et d'une année à l'autre, ces résultats doivent être interprétés avec précaution et à la lumière des résultats spécifiques à chacune des populations.

Rapport des sexes

Les données récentes indiquent que le rapport moyen des sexes pour la période de 2006-2020 était de 66,8 mâles adultes par 100 femelles adultes et variait grandement d'une population à l'autre (IC 95 % : 57,0 %-76,6 %; Figure 7). Chez les espèces ayant un système de reproduction polygame, comme chez le caribou, un mâle peut s'accoupler avec plusieurs femelles. Ainsi, le nombre de mâles au sein d'une population peut être plus faible que le nombre de femelles sans qu'il y ait d'impact sur la démographie. Il n'est pas rare d'observer une proportion plus faible de mâles chez les adultes chez le caribou (Edmonds, 1988; EC, 2008). Typiquement, on s'attend à ce que le ratio se trouve entre 30 et 70 mâles adultes par 100 femelles adultes (EC, 2008). À la lumière de ces éléments, le nombre de mâles adultes par 100 femelles adultes observé à l'échelle du Québec n'est donc pas préoccupant. Le MFFP poursuivra toutefois le suivi de cet indicateur afin d'identifier rapidement une problématique émergente qui pourrait affecter plus fortement un sexe plutôt que l'autre.

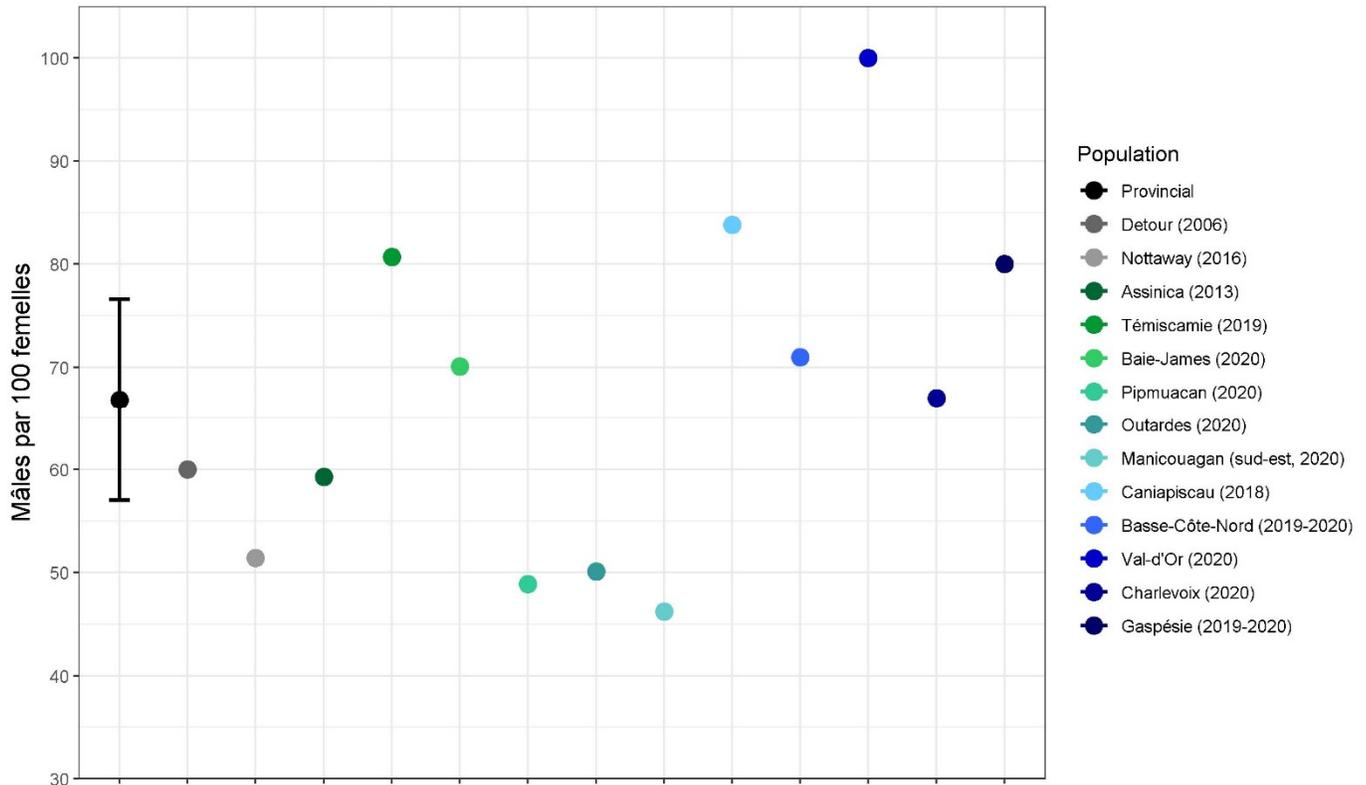


Figure 7. Rapport des sexes chez les caribous adultes (mâles par 100 femelles) à l'échelle du Québec (moyenne et intervalle de confiance 95 %) et pour les différentes populations et secteurs de caribous forestiers et la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Les valeurs représentent le rapport des sexes observé lors du dernier inventaire réalisé ou, dans certains cas où aucun inventaire n'a encore couvert la totalité de la population (Outardes), de la dernière classification opportuniste réalisée. Il est à noter que pour la population Manicouagan, le rapport des sexes repose uniquement sur les données récoltées lors d'un inventaire partiel, touchant le secteur sud-est seulement de l'aire de répartition de cette population.

Recrutement

Le recrutement peut être exprimé selon deux indicateurs, soit la proportion de faons au sein des populations ou le nombre de faons par 100 femelles adultes. Ces indicateurs sont généralement estimés lors de classifications opportunistes ou au cours des inventaires aériens qui sont généralement réalisés entre la fin janvier et la fin mars. À cette période, les faons sont âgés de 7 à 9 mois et sont moins vulnérables à la prédation qu'au cours des premiers mois de leur vie. L'évaluation du recrutement annuel permet d'estimer la capacité de maintien ou de croissance d'une population en estimant le nombre de faons qui deviendront adultes sous peu. Pour qu'une population se maintienne ou croisse, le recrutement doit être équivalent (population stable) ou supérieur (population en croissance) à la mortalité du segment adulte de la population. Pour la population de caribous forestiers de Val-d'Or et de caribous montagnards de la Gaspésie, les inventaires aériens sont généralement réalisés à l'automne afin de maximiser la détectabilité des caribous dans les tourbières et sur les sommets des massifs montagneux, respectivement (Pellerin et Naud, 2020; Morin et Lesmerises, 2020). Pour ces populations, le

recrutement est donc évalué lorsque les faons sont âgés de 5 à 6 mois. Les faons étant plus jeunes et plus loin d'atteindre l'âge adulte, le recrutement évalué pour ces populations est donc difficilement comparable au recrutement évalué chez les autres populations de caribous forestiers. Pour cette raison, l'estimation du recrutement pour ces populations a été exclue du calcul de la moyenne provinciale.

Au Québec, les classifications opportunistes et les inventaires réalisés en 2019 ou en 2020 indiquent qu'en moyenne, les populations de caribous forestiers montrent un taux de recrutement de 14,4 % de faons (IC 95 % : 10,6 %-18,2 %; Figure 8). Le recrutement varie grandement entre les populations et d'une année à l'autre. En ce sens, il est suggéré d'interpréter ce résultat avec précaution et à la lumière des résultats spécifiques à chacune des populations et des variations interannuelles du recrutement pour chacune d'entre elles, lorsqu'un suivi récurrent du recrutement est disponible pour celles-ci. La proportion de faons observée à l'échelle du Québec et chez plus de la moitié des populations est inférieure au seuil de 15 % de faons identifié par Environnement Canada pour espérer l'autosuffisance des populations (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008). Cet indicateur est donc préoccupant chez plusieurs populations de caribous forestiers au Québec.

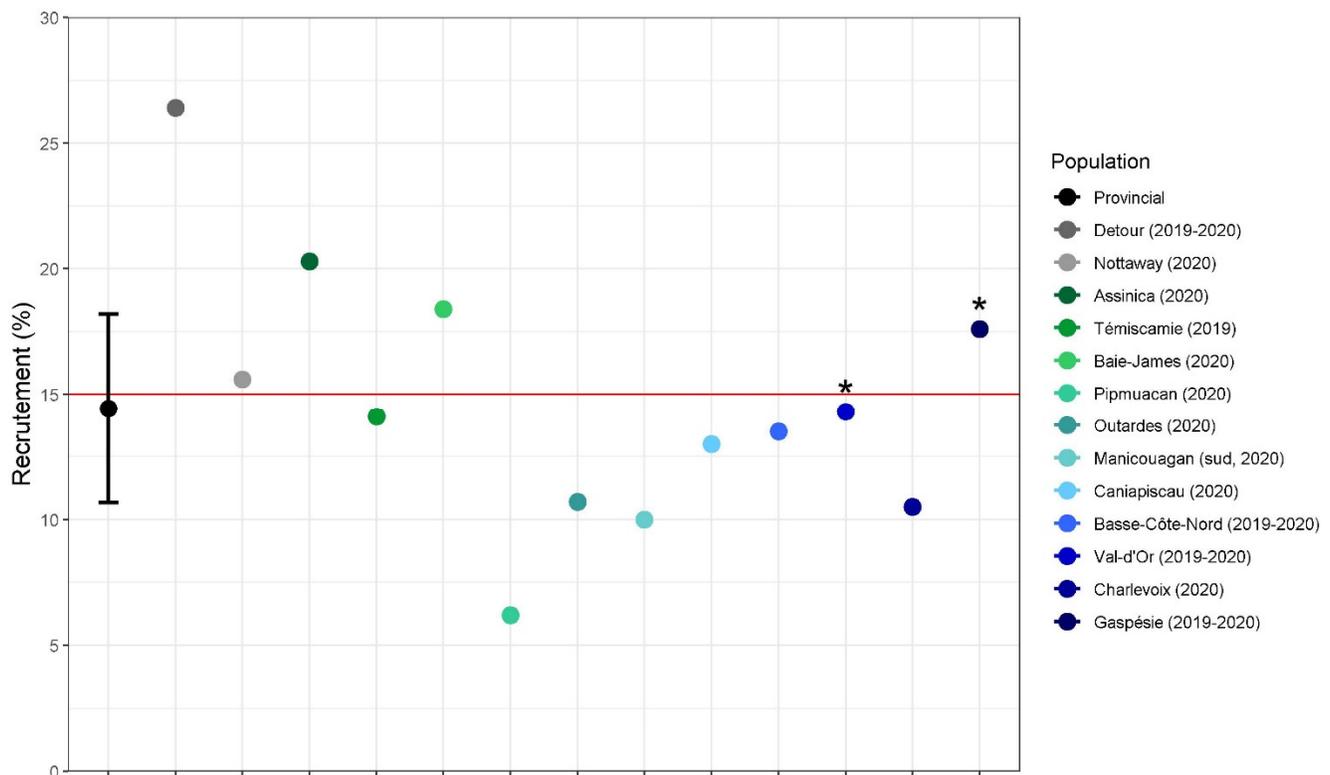


Figure 8. Recrutement (proportion de faons au sein de la population, en %) à l'échelle du Québec (estimation moyenne excluant les populations de la Gaspésie et de Val-d'Or, et intervalle de confiance 95 %) et pour les différentes populations et secteurs de caribous forestiers et la population de caribous montagnards de la Gaspésie pour la période 2019-2020. Le seuil de 15 % de faons identifié pour espérer l'autosuffisance des populations est présenté par la ligne rouge (supposant un taux de survie de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008). Les valeurs représentent le recrutement observé lors de la dernière classification opportuniste ou du dernier inventaire réalisé pour chacune des populations, pour lesquelles l'année d'estimation est spécifiée pour chacune des populations dans la légende. (*) Le recrutement pour les populations de Val-d'Or et de la Gaspésie est évalué de 2 mois à 3 mois plus tôt que chez les autres

populations. Il est donc attendu que le recrutement dans ces populations soit plus élevé que pour les autres populations.

Mortalité

La mortalité peut être quantifiée en estimant les taux de survie des individus au sein d'une population ou d'un secteur sur une base annuelle afin d'évaluer si l'apport de nouveaux individus (naissances et recrutement) est suffisant pour compenser la mortalité des adultes. Le taux de survie des adultes est un indicateur essentiel pour évaluer et interpréter la tendance démographique d'une population. Le suivi des mortalités permet également d'évaluer la contribution relative des différentes causes de mortalité et d'identifier les enjeux de conservation pour une population ou une espèce. Finalement, l'étude de la répartition annuelle des mortalités permet d'identifier les périodes au cours desquelles une population ou une espèce semble plus vulnérable à certaines causes de mortalité.

Cet indicateur est évalué grâce au suivi télémétrique de caribous forestiers au Québec réalisé par le MFFP et ses collaborateurs autochtones, industriels ou universitaires, qui permet de décrire différentes facettes de l'écologie du caribou. Les colliers télémétriques utilisés sont munis d'un capteur de l'activité qui permet de déterminer, en temps réel, si l'individu bouge régulièrement et d'évaluer s'il est toujours en vie. Lorsqu'un caribou meurt, les données transmises par le collier permettent d'identifier le moment précis et l'emplacement de l'événement. Le suivi télémétrique du MFFP est bonifié depuis 2017 afin d'obtenir un portrait représentatif de la mortalité au sein de l'aire de répartition continue du caribou forestier. Afin de dresser un portrait à jour, les indicateurs relatifs à la mortalité sont présentés pour la période de 2017-2019.

Taux de survie

Les taux de survie des caribous forestiers et des caribous montagnards de la Gaspésie adultes ont été estimés à l'aide de l'estimateur de Kaplan-Meier (Pollock et coll., 1989a, 1989b). Les taux de survie annuels sont estimés au cours d'une « année caribou », c'est-à-dire entre le 1^{er} avril et le 31 mars de l'année suivante (par exemple, la période 2017 s'étend du 1^{er} avril 2017 au 31 mars 2018). Ils ont été estimés annuellement entre 2017 et 2019, et globalement pour la totalité de la période. Ils ont également été estimés selon le sexe et le type de population (isolée ou dans l'aire de répartition continue). Deux populations (Assinica, Témiscamie) et un secteur (Basse-Côte-Nord) sont sujets à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Il est important de noter que le choix des chasseurs de récolter ou d'éviter de récolter des caribous munis de colliers télémétriques pourrait biaiser légèrement les taux de survie estimés. À l'échelle du Québec, la mortalité liée à la récolte a été incluse dans le calcul du taux de survie. Les taux de survie avec et sans récolte sont présentés dans les sections spécifiques aux populations Assinica et Témiscamie et au secteur Basse-Côte-Nord.

Pour le caribou forestier uniquement, le taux de survie moyen des adultes pour la période de 2017-2019 était de 79 % (n=502 caribous-années, IC 95 % : 75 %-82 %) lorsque toutes les populations ou secteurs et les deux sexes sont considérés (Figure 9). Les taux de survie sont toutefois significativement plus faibles pour les populations isolées, soit de 63 % (IC 95 % : 51 %-78 %, 49 caribous-années), comparativement à 80 % pour les populations de l'aire de répartition continue (IC 95 % : 77 %-84 %,

453 caribous-années, test de log-rank, $p=0,004$). Pour le caribou montagnard de la Gaspésie, le dernier suivi télémétrique a été réalisé entre 2013 et 2015. Cette population a donc été exclue du calcul du taux de survie moyen pour la période de 2017-2019. Entre 2013 et 2015, le taux de survie de cette population a été estimé à 72 % (IC 95 % : 62 %-83 %; Figure 9). Pour plus de détails, se référer aux sections spécifiques à chacune des populations ou secteurs.

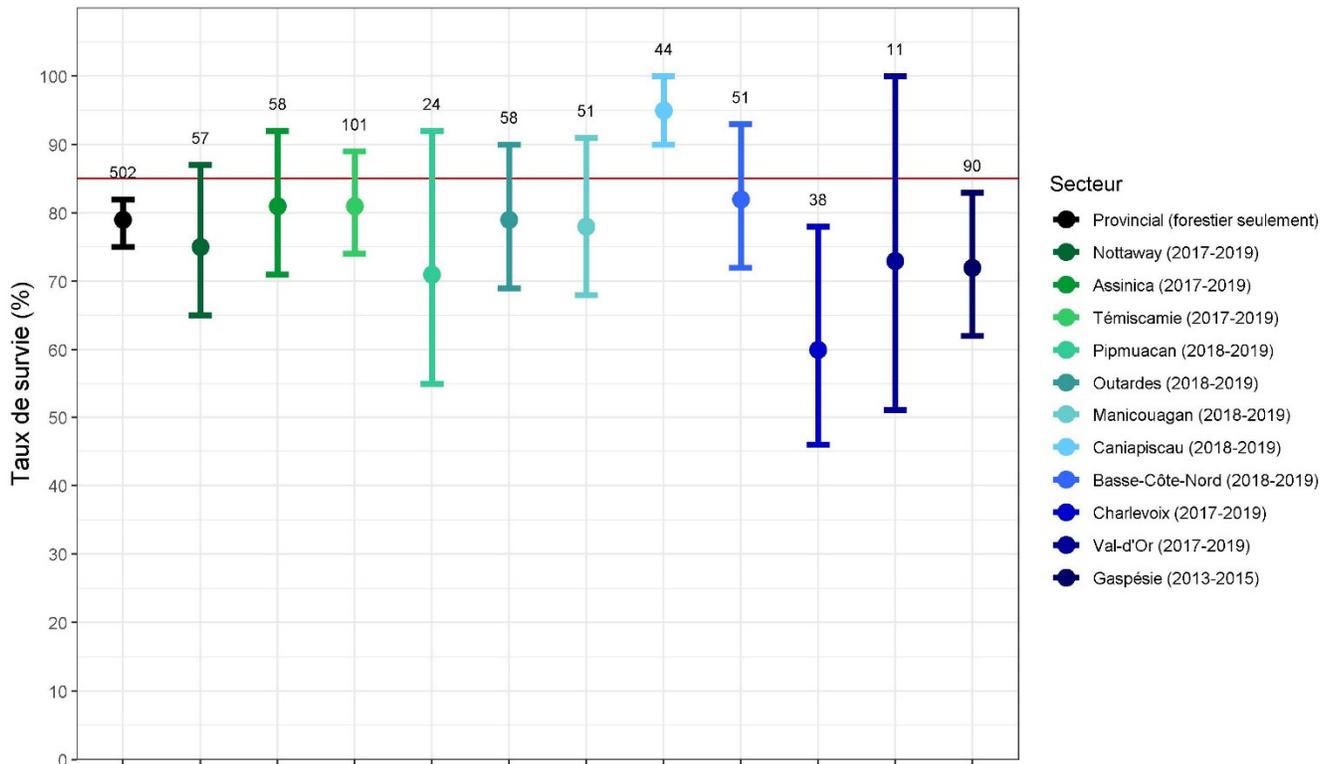


Figure 9. Taux de survie moyen (et intervalles de confiance 95 %) des caribous forestiers adultes (femelles et mâles confondus) munis de colliers télémétriques pour la période 2017-2019. La moyenne provinciale exclut la population de caribous montagnards de la Gaspésie, pour laquelle l'évaluation la plus récente du taux de survie remonte à 2013-2015. Le nombre de caribous-années utilisés pour estimer le taux de survie annuel moyen est indiqué au-dessus des barres d'erreur. La période de suivi utilisée pour l'estimation est spécifiée pour chacune des populations ou le secteur dans la légende. La ligne rouge indique le seuil identifié par Environnement Canada, 2008, dans le taux de survie minimal des adultes pour espérer l'autosuffisance des populations (supposant un recrutement de 15 %; EC, 2008). Le nombre de caribous suivis dans la population Detour est insuffisant pour estimer le taux de survie pour la période récente ($n_{2017-2019}=9$ caribous-années).

Dans l'aire de répartition continue, le taux de survie moyen des femelles adultes pour la période de 2017-2019 (80 %, IC 95 % : 76 %-85 %, 353 caribous-années) était similaire à celui des mâles adultes (80 %, IC 95 % : 72 %-88 %, 100 caribous-années; test de log-rank, $p=0,96$). Contrairement à ce qui est observé chez les mâles adultes, le taux de survie des femelles adultes était significativement différent entre les années (Figure 10). Plus particulièrement, le taux de survie observé en 2018 (76 %, IC 95 % : 69 %-83 %, 137 caribous-années) chez les femelles adultes de l'aire de répartition continue était significativement plus faible que celui observé en 2019 (87 %, IC 95 % : 82 %-92 %, 163 caribous-années; test de log-rank, $p=0,01$). Il est encore trop tôt pour conclure que les taux de survie chez les

femelles s'améliorent à l'échelle du Québec. Seule la poursuite de suivi de cet indicateur dans le temps permettra de décrire les variations interannuelles et de statuer sur la tendance à long terme du taux de survie chez les femelles.

Le taux de survie moyen des femelles adultes observé pour la période de 2017-2019 chez le caribou forestier (80 %) est inférieur au taux de survie annuel moyen des femelles chez le caribou forestier au Canada, estimé à 85 % par Environnement Canada (2008). Les taux de survie actuellement observés chez les femelles adultes à l'échelle du Québec sont donc préoccupants et ne permettent pas d'assurer le maintien des populations de caribous forestiers à long terme (supposant un recrutement de 15 %; EC, 2008). Cette situation est d'autant plus préoccupante lorsqu'on considère les faibles taux de recrutement actuellement observés chez plusieurs populations (voir la section « Recrutement »). Du côté provincial, les taux de survie des adultes caribous forestiers (2 sexes confondus) se trouvent également sous ce seuil. En effet, le taux de survie annuel moyen est inférieur à ce seuil chez 9 des 10 populations et dans le secteur pour lesquels le taux de survie a été évalué, cela malgré l'étendue de la variabilité pour cet indicateur biologique. Une seule population de caribous forestiers, celle de Caniapiscau, montre un taux de survie des adultes supérieur à 85 %. Les taux de survie observés sont donc préoccupants dans la majorité de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec et pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie.

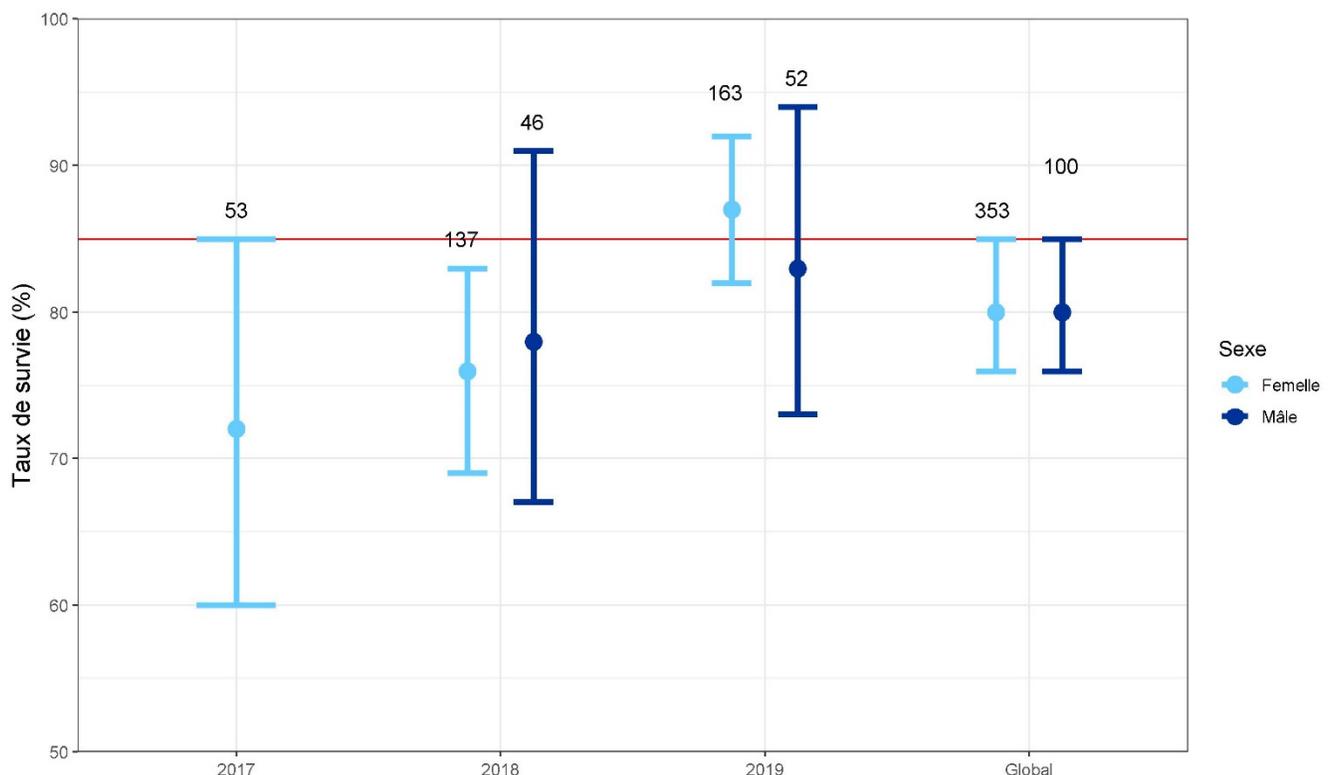


Figure 10. Taux de survie annuel moyen (intervalles de confiance 95 %) des femelles et des mâles caribous forestiers munis de colliers télémétriques dans l'aire de répartition continue au Québec entre 2017 et 2019. Le nombre de caribous-années utilisés pour estimer le taux de survie annuel moyen est indiqué au-dessus des barres d'erreur. La ligne rouge indique le seuil identifié par Environnement Canada (2008) dans le taux de survie minimal des adultes pour espérer l'autosuffisance des populations

(supposant un recrutement de 15 %; EC, 2008). En 2017-2018, un nombre insuffisant de mâles étaient suivis pour estimer le taux de suivi (n=2).

Contribution des causes de mortalité

Les causes de mortalité sont déterminées par la visite rapide des sites de mortalité des caribous forestiers munis de colliers télémétriques. Des indices aux sites de mortalité permettent d'identifier la cause de la mort du caribou (par exemple, morsure sur le collier, traces et excréments de prédateurs autour de la carcasse). Lorsque la carcasse ne peut être visitée rapidement, ces indices disparaissent graduellement ou sont masqués par la visite de charognards et la cause de la mort doit généralement être classée comme inconnue. Les causes potentielles de mortalité chez le caribou forestier et le caribou montagnard de la Gaspésie sont la prédation (par le loup, le coyote ou l'ours noir), la mortalité naturelle (par exemple, maladie, blessure, vieillesse), le prélèvement et les accidents (par exemple, collisions routières).

Entre 2017 et 2019, les causes inconnues de la mort représentaient 46,2 % de la mortalité enregistrée (n=117; Figure 11). Parmi les causes connues de la mort, 57,1 % sont attribuables à la prédation par le loup, 3,2 % à la prédation par l'ours noir, 25,4 % à des causes naturelles autres que la prédation et 14,3 % à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones ou au braconnage. Ces résultats suggèrent que la prédation par le loup est l'une des principales sources de mortalité chez le caribou forestier au Québec entre 2017 et 2019.

Bien que la prédation de caribous adultes par l'ours noir soit possible, elle demeure très rare puisque les ours favorisent généralement la prédation de faons. Entre 2017 et 2019, seulement 2 caribous adultes suivis par télémétrie sont morts d'un événement de prédation par l'ours noir (population Assinica, Nord-du-Québec). Les faons ne faisant pas l'objet d'un suivi télémétrique, il est impossible de déterminer, sur la base des données récentes, l'importance de la prédation des faons par l'ours noir. Une étude réalisée au Québec a toutefois permis d'évaluer l'importance relative des causes de mortalité potentielles chez les faons. Dans la région de Charlevoix, les causes les plus communes de mortalité répertoriées chez les faons entre 2004 et 2007 étaient la prédation (61,5 %), la mortalité naturelle (22,8 %) et les causes inconnues (15,8 %; Pinard et coll., 2012). Parmi les événements de prédation observés au cours de cette étude, l'ours noir était responsable de 93,7 % des événements de prédation comparativement à 6,3 % pour le loup. La situation était similaire au Saguenay–Lac-Saint-Jean entre 2009 et 2011, où 52,9 % des faons sont morts de prédation par l'ours noir, 0 % de prédation par le loup, 17,6 % de prédateurs inconnus et 29,4 % de causes naturelles ou inconnues (Leclerc et coll., 2014).

Le suivi récent des causes de mortalité n'indique pas de problématique particulière associée à une maladie, à un parasite ou à une mauvaise condition physique généralisée des caribous forestiers. Le MFFP poursuit toutefois le suivi de ces indicateurs afin d'identifier rapidement l'émergence d'une problématique. Le MFFP travaille également à réduire le nombre de caribous morts à la suite du prélèvement en collaborant avec les nations autochtones et en travaillant de pair avec les agents de la faune. De plus, 4 caribous, parmi les 284 captures réalisées entre 2017 et 2019, sont morts à la suite d'un accident ou de blessures lors de la capture (1,4 % des captures). Bien que ce nombre soit faible, le MFFP travaille à réduire au maximum la mortalité survenant pendant la capture, en suivant étroitement

les recommandations des vétérinaires et du Comité de bons soins ainsi qu'en améliorant de façon continue ses protocoles de capture.

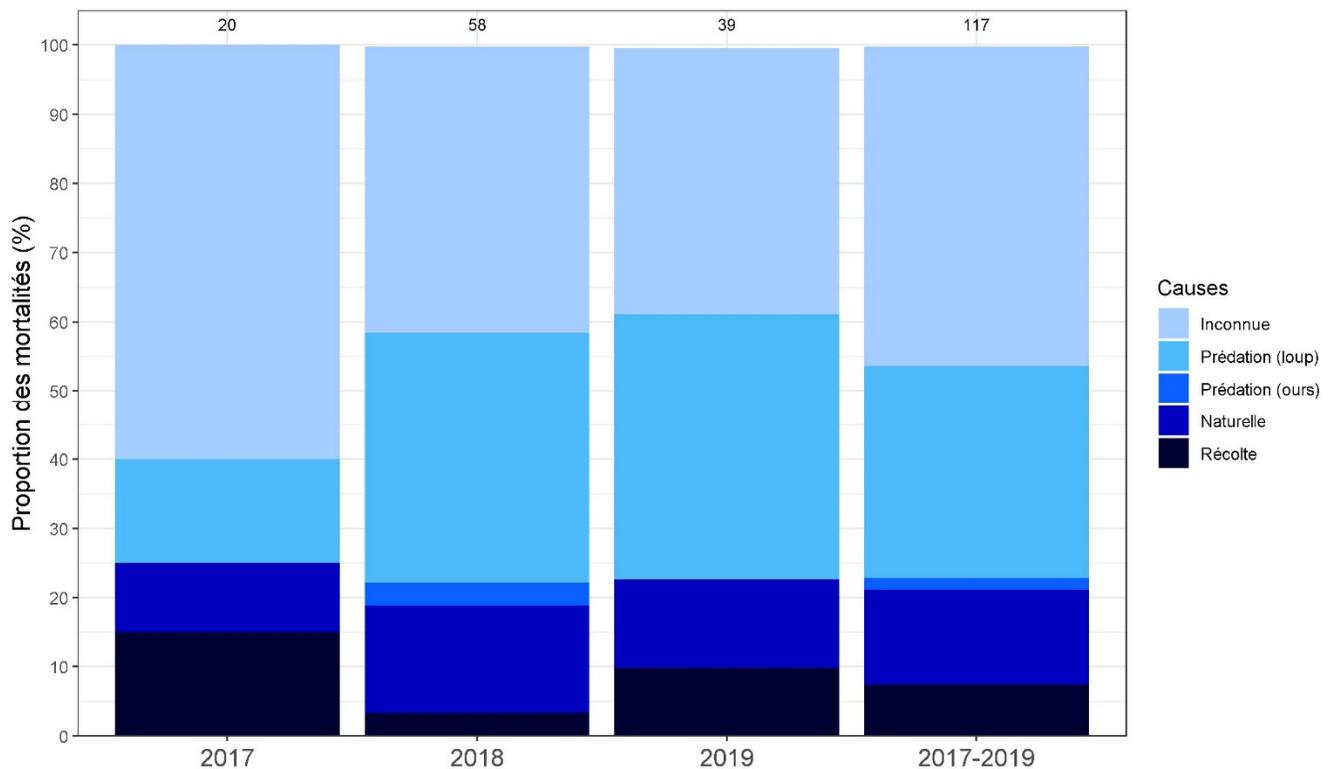


Figure 11. Proportion des mortalités connues (%) attribuées aux différentes causes identifiées chez les caribous forestiers capturés et munis de colliers télémétriques entre 2017 et 2019 au Québec. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de mortalités enregistrées pour la période correspondante.

Productivité

La productivité d'une population animale réfère au gain de nouveaux individus au sein d'une population à la suite des évènements de reproduction et de naissance. Chez le caribou forestier et montagnard de la Gaspésie, la productivité est généralement évaluée en utilisant des indicateurs tels que le taux de gestation des femelles (proportion de femelles gestantes au sein de la population) et le recrutement (pourcentage de faons de 5 à 9 mois au sein de la population). L'état de la situation du recrutement au sein des populations de caribous est présenté à la section « Structure des populations ». Cette section se concentre donc uniquement sur le taux de gestation des femelles.

Taux de gestation des femelles

Le taux de gestation est généralement évalué à partir d'échantillons récoltés lors des captures de caribous par le dosage de la progestérone, une hormone de gestation, dans des échantillons de fèces ou par la présence d'une protéine spécifique à la gestation dans le sang (PSPB : pregnancy-specific protein B). Ces analyses permettent de déterminer le statut de gestation des femelles capturées (gestantes ou non gestantes) et d'évaluer le taux de gestation des femelles à l'échelle du Québec ou des

populations. Des études sur les écotypes forestiers et montagnards se sont intéressées à quantifier le taux de gestation des femelles afin d'évaluer le potentiel de productivité des populations. Le taux de gestation des femelles adultes caribous forestiers ou montagnards ($\geq 2,5$ ans) répertorié au Québec et ailleurs au Canada est généralement élevé et varie entre 80 % et 100 % (McLoughlin et coll., 2003; Wittmer et coll., 2005b; Courtois et coll., 2007; Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013a; Culling et Culling, 2016).

Depuis 2018, le MFFP déploie des efforts supplémentaires de récolte d'échantillons afin d'évaluer le taux de gestation des femelles au sein des populations. Ainsi, une récolte des fèces a été effectuée sur la majorité des femelles capturées dans le cadre du suivi télémétrique. Entre 2018 et 2020, 272 échantillons de fèces ont été récoltés lors de captures de femelles dans les 12 populations et le secteur Baie-James. En parallèle, le MFFP récolte depuis l'hiver 2020 des fèces de façon aléatoire lors des travaux hivernaux de terrain. Cet échantillonnage vise à estimer le taux de gestation au niveau des populations, sans nécessiter la capture de caribous. Bien que les fèces récoltées de façon aléatoire ne puissent être associées à un caribou en particulier, il est possible de discriminer les fèces provenant de femelles et de mâles à partir du matériel génétique présent dans le mucus à la surface des fèces. Le dosage de la progestérone permet ensuite d'établir le statut gestationnel des fèces provenant de femelles. Les 648 échantillons de fèces récoltés de manière aléatoire en 2020 (Nord-du-Québec : 121, Saguenay–Lac-Saint-Jean : 184, Côte-Nord : 324, Gaspésie : 19) sont en cours d'analyse.

Pour l'écotype forestier, le taux de gestation des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans³) a été estimé à 95,4 % (87 femelles testées) en 2018, à 95,2 % (62 femelles testées) en 2019 et à 89 % (91 femelles testées) en 2020 (Figure 12). Le taux de gestation moyen pour la période de 2018 à 2020 pour les femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) était de 92,9 %. Les taux de gestation observés récemment pour les femelles adultes à l'échelle du Québec sont relativement élevés et se situent dans l'étendue de valeurs généralement observées chez les écotypes de caribous forestiers et montagnards. Basés sur ces analyses, les enjeux démographiques auxquels font face plusieurs populations du Québec ne peuvent pas être associés à une diminution de la fertilité des caribous. Chez les populations isolées, toutefois, le faible nombre de caribous testés ne permet pas de dresser un portrait concluant. L'acquisition de connaissances se poursuit afin d'évaluer la possibilité d'une baisse de productivité et d'enjeux de consanguinité chez ces populations.

Le taux de gestation peut varier en fonction de la classe d'âge des caribous (Couturier et coll., 1990; McLoughlin et coll., 2003). La majorité des femelles commencent à se reproduire lorsqu'elles ont entre 2,5 ans et 3,5 ans. Certaines femelles peuvent exceptionnellement se reproduire dès l'âge de 1,5 an. Le taux de gestation des femelles de 1,5 an et 2,5 ans est généralement plus faible et variable que celui des femelles de plus de 2,5 ans (Messier et coll., 1988). Chez les femelles vieillissantes, il est aussi possible d'appréhender une sénescence reproductive, soit une baisse de la fécondité et de la productivité (Adams et Dale, 1998; Adams et coll., 2019). Au Québec, les données récoltées entre 2018 et 2020 indiquent que le taux de gestation est effectivement plus faible chez les femelles dont l'âge est estimé à 2,5 ans ou moins. Entre 2018 et 2020, le taux de gestation des jeunes femelles (1,5 an-2,5 ans) était de 50 % (32 femelles testées), comparativement à 92,9 % pour les femelles dont l'âge est estimé à 3,5 ans et

³ L'âge des individus a été évalué lors de leur capture, par l'examen des patrons de remplacement des incisives et d'usure des dents. Les caribous ont ensuite été regroupés en classes d'âge : 1,5-2,5 ans; 3,5-9,5 ans et 10,5 ans et plus. Malgré ses limites, cette méthode permet de dégager des constats généraux pour trois principales classes d'âge.

plus (238 femelles testées; Figure 12). En se basant sur les données récoltées entre 2018 et 2020, il ne semble pas y avoir de baisse de la fécondité et de la productivité pour les femelles âgées de 10,5 ans et plus. En effet, le taux de gestation des femelles de 10,5 ans et plus étaient de 90,5 % entre 2018 et 2020 (42 femelles testées; Figure 13), ce qui est similaire au taux de gestation observé pour les femelles âgées de 3,5 ans à 9,5 ans qui est de 93,4 % (196 femelles testées; Figure 13).

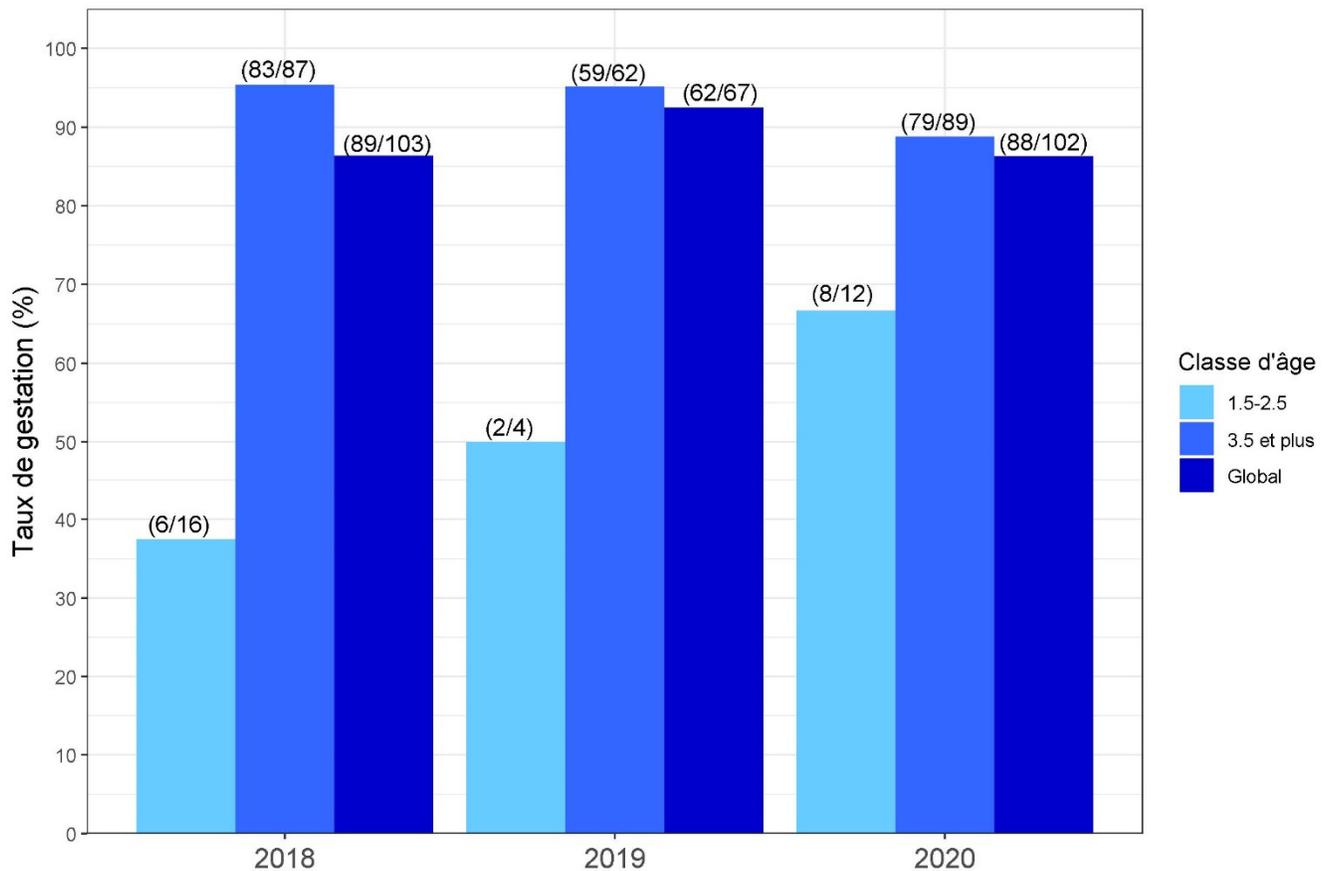


Figure 12. Taux de gestation des femelles caribous forestiers au Québec en 2018 et en 2019, selon la classe d'âge évaluée lors de la capture ou pour toutes les classes d'âge confondues (global). Les nombres entre parenthèses représentent le nombre de femelles gestantes par rapport au nombre de femelles testées.

Le taux de gestation chez les femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) est élevé chez toutes les populations (≥ 85 %), sauf pour la population de Val-d'Or (Figure 13). Les résultats pour les populations de Charlevoix et de Val-d'Or doivent toutefois être interprétés avec précaution puisque peu de femelles ont été testées (Charlevoix : 2 femelles; Val-d'Or : 7 femelles). De plus, les résultats pour le secteur Baie-James reposent sur une seule année d'échantillonnage. Pour plus de détails sur les taux de gestation, se référer à la section « État de la situation des populations – Productivité » propre à chacune des populations.

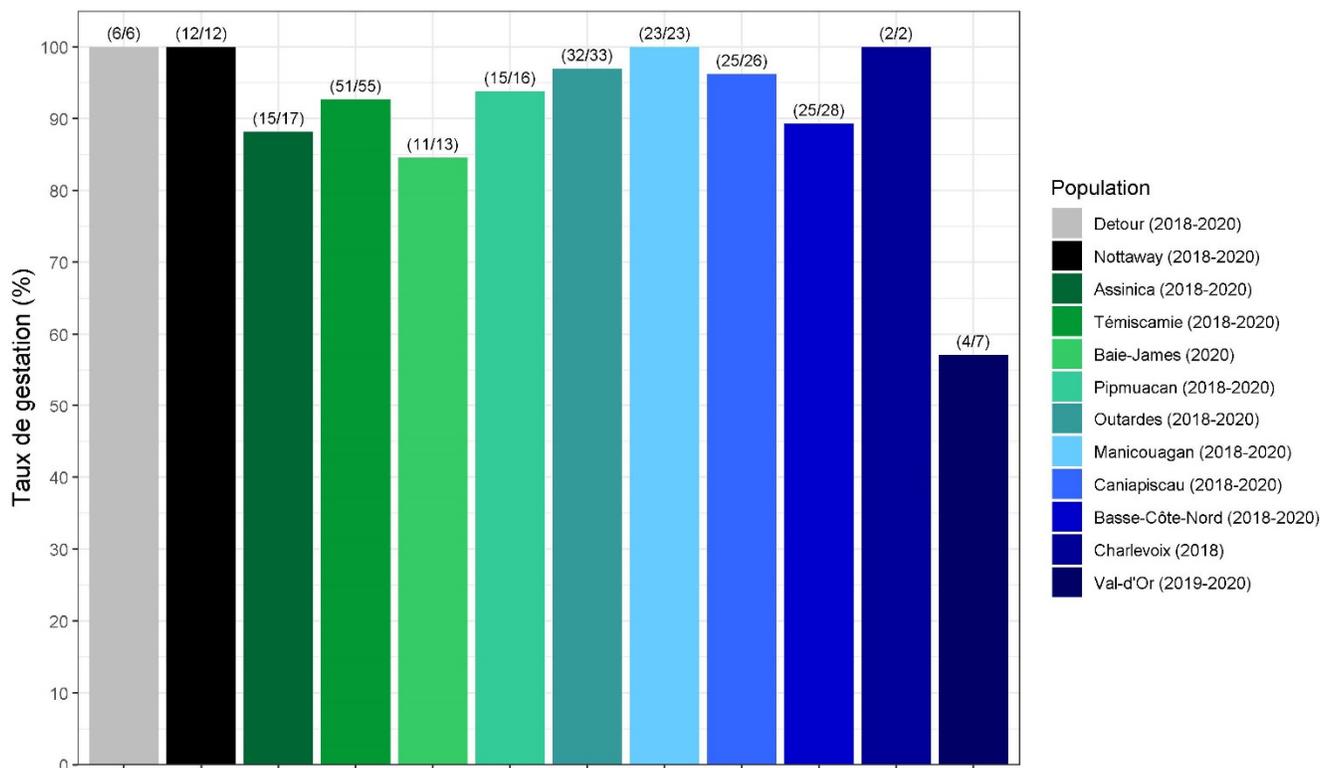


Figure 13. Taux de gestation des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) caribous forestiers au Québec entre 2018 et 2020 selon les populations ou secteurs. Les nombres entre parenthèses représentent le nombre de femelles gestantes par rapport au nombre de femelles testées.

Condition physique, maladies et parasites

Durant les captures, différentes mesures de la morphologie et des observations sur l'état général des caribous et sur la présence de maladies et de parasites sont effectuées. Par exemple, les caribous sont pesés et mesurés et, dans certains cas, des échantillons sont récoltés afin de détecter la présence de parasites et de maladies. Le MFFP planifie et effectue un échantillonnage le plus représentatif des caribous présents dans une population. Les résultats des indicateurs sur la condition physique et sur les maladies et les parasites représentent donc l'état de la situation jugé représentatif des populations.

Masse

En l'absence de données récentes sur le caribou montagnard de la Gaspésie, l'état de la situation de cet indicateur pour la période de 2017-2020 a été réalisé seulement pour le caribou forestier. À l'échelle du Québec, la masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) capturées entre 2017 et 2020 était de 104,0 kg (198 caribous pesés; IC 95 % : 102,4 kg-105,5 kg; Figure 14). Chez les mâles adultes ($\geq 3,5$ ans), la masse moyenne pour cette période était de 124,9 kg (51 caribous pesés; IC 95 % : 117,8 kg-132,0 kg). La masse moyenne observée était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p < 0,001$), les mâles capturés étant 20 % plus lourds que les femelles capturées. Ce résultat est cohérent avec le dimorphisme sexuel observé chez le caribou (Miller, 2003).

La masse des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) capturées entre 2017 et 2020 est similaire d'une population ou d'un secteur à l'autre. Le MFFP poursuit ses efforts d'acquisition de données sur cet indicateur, ce qui permettra de raffiner les résultats et les comparaisons entre les populations.

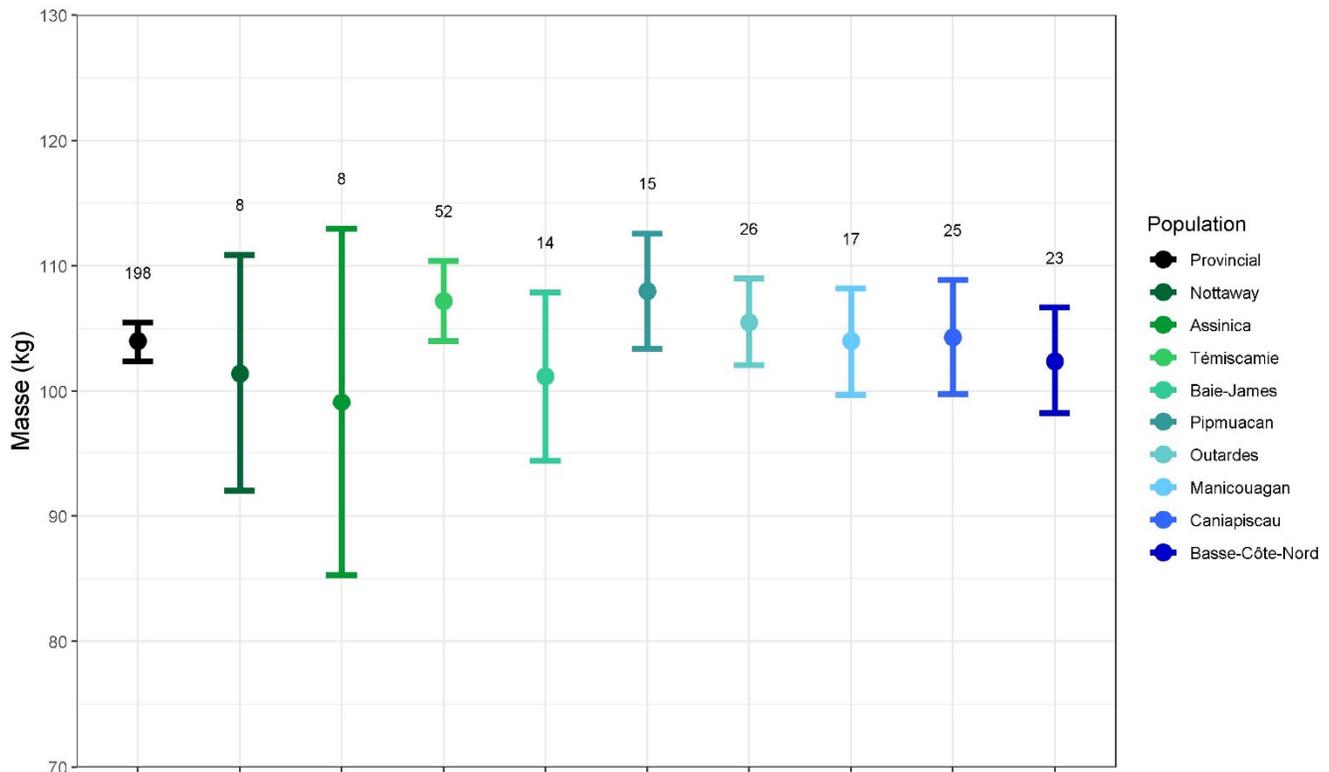


Figure 14. Masse moyenne (en kg) des caribous forestiers femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) capturés entre 2017 et 2020 au Québec. Les valeurs sont présentées pour l'ensemble du Québec et pour chacun des secteurs et des populations. Pour la population Detour, le nombre de femelles capturées et pesées était insuffisant pour calculer la moyenne et sa variance (2 femelles). De plus, les résultats sont présentés seulement pour les femelles puisque le nombre de mâles capturés et pesés est insuffisant pour calculer la moyenne et sa variance chez la majorité des populations et des secteurs.

Taille

Lors des captures, plusieurs mesures corporelles de la taille sont prises, telles que la longueur corporelle totale et la taille du pied. Dans le cadre de cette revue, seulement la longueur corporelle, correspondant à la longueur (en cm) entre la lèvre supérieure, en passant par le museau, la tête et le corps en suivant la colonne vertébrale jusqu'à la dernière vertèbre, est présentée. Cette mesure jumelée avec d'autres mesures morphométriques permet d'évaluer la condition corporelle globale de l'animal. L'état de la situation de cet indicateur pour la période de 2017-2020 est présenté seulement pour le caribou forestier puisqu'aucune donnée récente n'est disponible pour le caribou montagnard de la Gaspésie.

Chez les caribous forestiers capturés entre 2017 et 2020, la longueur totale moyenne était de 207,4 cm chez les femelles adultes ($\geq 3,5$ ans; 244 caribous mesurés; IC 95 % : 206,3 cm-208,5 cm) et de 221,5 cm chez les mâles adultes ($\geq 3,5$ ans; 77 caribous mesurés; IC 95 % : 217,8 cm-225,2 cm; Figure 15). La longueur totale moyenne observée chez les caribous était significativement plus élevée chez les mâles capturés (test de Wilcoxon, $p < 0,001$), ces derniers étant 6,8 % plus longs que les femelles capturées. Ce résultat est cohérent avec le dimorphisme sexuel observé chez le caribou (Miller, 2003). Le MFFP poursuit ses efforts d'acquisition de données sur cet indicateur, ce qui permettra de raffiner les résultats et les comparaisons entre les populations.

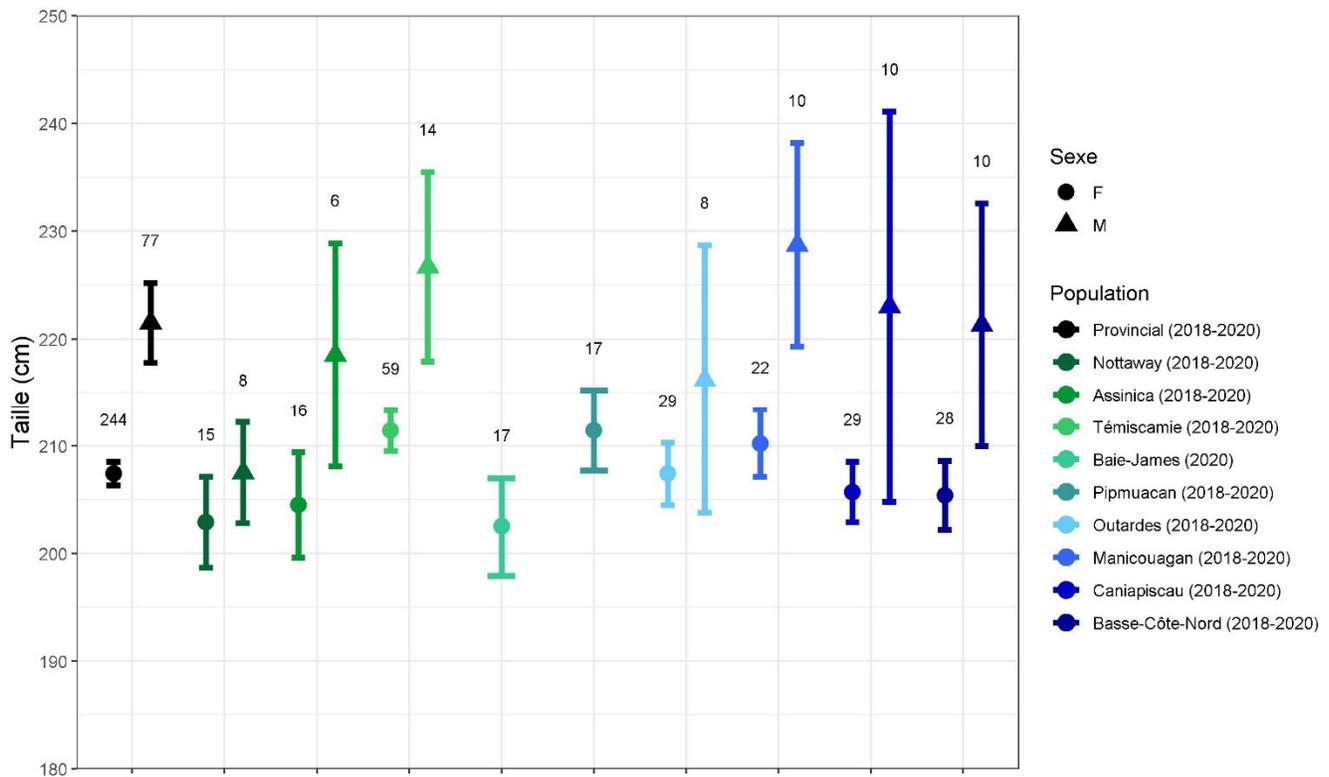


Figure 15. Longueur totale moyenne (en cm) des caribous forestiers femelles (cercles) et mâles (triangles) capturés entre 2017 et 2020 au Québec, au niveau provincial et pour chacun des secteurs et populations. Pour certains secteurs ou populations, le nombre de femelles et de mâles capturés et dont la taille a été mesurée était considéré comme insuffisant pour que la moyenne et la variance dans la taille soient présentées (< 5 caribous).

Maladies et parasites

Lors des captures de caribous, la présence de certains parasites est évaluée. Dans certains cas, des échantillons (fèces, biopsie de peau, sang) sont prélevés et analysés afin de détecter la présence de parasites ou de maladies.

Tique d'hiver

Chez le caribou forestier du Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie, la présence de tiques d'hiver est jugée rare. Parmi les 425 caribous capturés au cours des dix dernières années, seulement 15 caribous (environ 3,5 %) étaient infestés par la tique d'hiver. Les caribous infestés provenaient uniquement des populations de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie, des populations localisées dans l'extrême sud de l'aire de répartition du caribou, où l'orignal est très abondant. Dans la population de Val-d'Or, 5 des 7 caribous infestés par la tique d'hiver montraient une présence légère alors que 2 avaient une présence élevée de tiques. Dans la population de Charlevoix, sur les 8 caribous capturés et avec présence de tiques d'hiver, 2 montraient une infestation légère (entre 0-20 tiques sur le côté droit du dos) alors que 6 montraient une infestation élevée (plus de 20 tiques sur le côté droit du dos). Pour la population de la Gaspésie, les captures réalisées entre 2013 et 2015 indiquaient qu'un seul des 45 caribous capturés montrait une infestation légère par la tique d'hiver. Parmi ces populations, la tique d'hiver ne semble pas infecter plus les femelles que les mâles caribous. Considérant l'expansion nordique de l'aire de répartition de l'orignal, principal hôte de la tique d'hiver, la probabilité d'infection du caribou forestier par ce parasite risque d'augmenter. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur lors des captures de caribous.

Besnoitia tarandi

La détection de *Besnoitia tarandi* se fait principalement par l'analyse histologique de tissus, particulièrement la peau prélevée sur l'une des pattes arrière (métatarse). Toutefois, le parasite peut également être détecté lors de l'inspection visuelle de la conjonctive de l'œil (Ducrocq et coll., 2012). L'examen de la conjonctive de l'œil est par contre une mesure minimale de la présence du parasite (Ducrocq et coll., 2012), puisque certains caribous infectés peuvent ne pas présenter de kystes apparents sur ce tissu. L'examen de la conjonctive de l'œil doit également être validé par l'examen du derme du métatarse ou par un prélèvement sanguin pour confirmer la présence de ce parasite chez un caribou.

La prévalence de *Besnoitia tarandi* chez les populations de caribous forestiers au Québec semble rare. Si l'on se base sur l'examen de la conjonctive de l'œil, seulement 5 caribous forestiers sur les 425 capturés au cours des dix dernières années (environ 1,1 %) montraient des kystes potentiellement associés à la présence du parasite *Besnoitia*. Trois de ces caribous ont été capturés dans le secteur Basse-Côte-Nord, un dans la population Assinica et un dans le secteur Baie-James. Aucun des 45 caribous capturés en Gaspésie entre 2013 et 2015 ne semblait infecté par ce parasite. Les échantillons de peau et de sang seront analysés afin de valider la présence et l'intensité d'infection par ce parasite chez l'ensemble des caribous échantillonnés.

Autres maladies et parasites

Les maladies, parasites et virus suivants pourraient faire l'objet de tests ciblés afin d'en détecter la présence chez le caribou : la brucellose (*Brucella spp.*), la néosporose (*Neospora caninum*), l'érysipèle, le virus du Nil occidental (*Flavivirus sp.*), toxoplasmose (*Toxoplasma gondii*), le virus de la parainfluenza-3 (paramyxovirus), le virus-herpès bovin-1 (*Herpesviridae spp.*) et le virus respiratoire syncytial (pestivirus). Les fèces récoltées lors des captures ou de façon aléatoire au sol feront également l'objet de tests visant la détection de parasites gastro-intestinaux, tels que les nématodes, les cestodes et les

trématodes. Les échantillons de sang et de fèces récoltés chez les caribous capturés au cours des dernières années seront analysés afin de déterminer la prévalence d'anticorps associés à différentes maladies ou parasites pouvant affecter les caribous. La réalisation de l'ensemble de ces analyses est prévue sous peu. Cet effort permettra d'établir l'état de référence et de suivre les changements dans la présence de maladies et de parasites au sein des populations de caribous au Québec.

Tendance démographique et autosuffisance des populations

La tendance démographique représente la variation de l'abondance de caribous au sein d'une population dans le temps. La tendance démographique peut être évaluée en comparant les estimations d'abondance d'une année à l'autre et en mesurant le taux d'accroissement annuel de la population (Caughley, 1974). Un taux d'accroissement annuel (λ) entre 0,99 et 1,01 indique que la population est stable alors qu'un $\lambda \leq 0,98$ indique une décroissance de la population et un $\lambda \geq 1,01$, une croissance (EC, 2008). Certaines populations de caribous forestiers du Québec n'ont toutefois pas fait l'objet d'inventaires aériens assez fréquents et couvrant systématiquement le même territoire. Pour ces populations, il est donc impossible d'évaluer la tendance démographique selon cette méthodologie. Dans ces cas, il est possible d'estimer la tendance démographique en utilisant les taux vitaux des caribous, soit le taux de survie des adultes et le taux de recrutement des faons (Hatter et Bergerud, 1991; DeCesare et coll., 2012).

Les résultats présentés ci-dessous sont basés sur des taux de survie et de recrutement récoltés sur un faible nombre d'années (Tableau 8). La tendance démographique sera donc à préciser dans les années à venir pour l'ensemble des populations. Globalement, la tendance démographique évaluée au cours des dernières années suggère qu'une seule population de caribous forestiers serait potentiellement en croissance (Caniapiscau, $\lambda=1,07$; Tableau 8; Figure 16). Ce taux d'accroissement est toutefois basé sur une seule année de recrutement (hiver 2018) et l'aire de répartition de cette population est située à la limite nordique de celle de l'écotype forestier au Québec et dans un habitat relativement peu perturbé (Tableau 8; voir la section « Caniapiscau – Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat »). Considérant que le recrutement peut grandement varier d'une année à l'autre (Gaillard et coll., 1998, 2000), le MFFP compte poursuivre le suivi de cet indicateur avant de conclure à la croissance de cette population.

Le portrait global indique que la majorité des populations sont en déclin et montrent des paramètres démographiques ne permettant pas l'autosuffisance des populations (Figure 16; Tableau 8). Parmi les 11 populations ou secteurs du Québec pour lesquelles une évaluation récente des taux vitaux est disponible (toutes sauf la population Detour et le secteur Baie-James), 10 montrent un taux de survie des adultes inférieur à 85 % (voir la section « Taux de survie ») et 7 montrent un taux de recrutement inférieur à 15 % (voir la section « Recrutement »). Sur ces 11 populations ou secteurs, 10 sont donc considérées comme non autosuffisantes dans les conditions actuelles (voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »).

Lorsque le taux de perturbations (naturelles et anthropiques) de l'habitat se situe autour de 35 %, une population de caribous forestiers aurait seulement environ 60 % de probabilités d'être autosuffisante (voir la section « Paramètres de l'habitat favorisant l'autosuffisance »; EC, 2011). Le dépassement de ce taux de perturbations dans l'habitat réduit grandement les probabilités d'autosuffisance des populations. Au

Québec, le taux de perturbations⁴ dans les aires de répartition de plusieurs populations de caribous avoisine ou dépasse largement le taux de 35 % de perturbations (Tableau 8). Les populations Nottaway, Outardes, Manicouagan et Caniapiscau, ainsi que les caribous du secteur Basse-Côte-Nord occupent des aires dont le taux de perturbations de l'habitat évalué en mars 2019 se situait en deçà du seuil de 35 %. Le taux de perturbations de l'habitat n'a pas encore fait l'objet d'une évaluation dans le secteur Baie-James puisqu'aucune population n'est définie pour l'instant dans ce secteur. L'habitat dans ce secteur, au nord de la limite territoriale des forêts attribuables, est toutefois considéré comme peu touché par les activités anthropiques en comparaison des aires de répartition des populations de caribous forestiers plus méridionales. Les perturbations naturelles, principalement les feux, y sont le principal agent de perturbations de l'habitat. En comparaison, l'habitat dans l'aire de répartition des populations isolées au sud du 49^e parallèle (populations de caribous forestiers de Val-d'Or et de Charlevoix, et population de caribous montagnards de la Gaspésie) et des populations méridionales de l'aire de répartition continue (population Pimpuacan) présente des taux de perturbations très élevés, attribuables principalement aux activités anthropiques (Tableau 8).

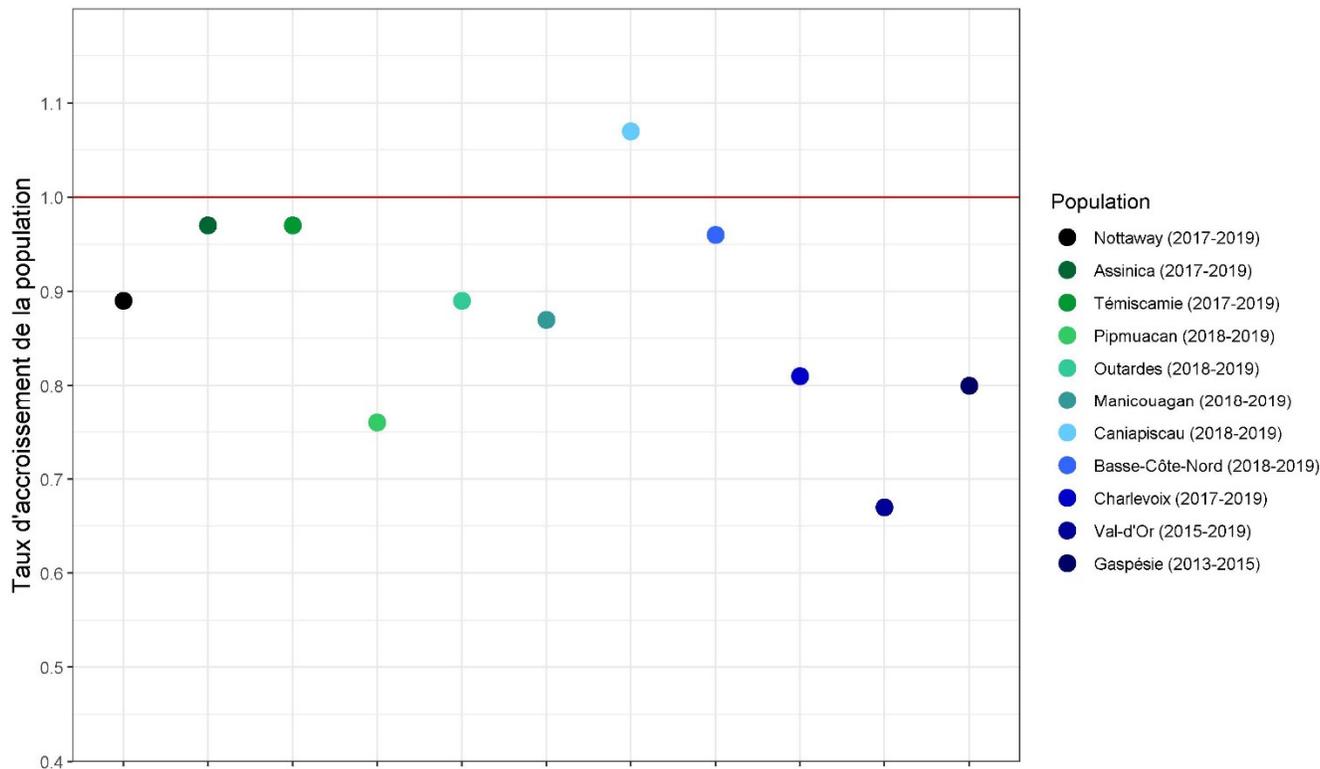


Figure 16. Tendance démographique des populations et des secteurs de caribous forestiers et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie (taux d'accroissement de la population, λ), pour la période indiquée entre parenthèses dans la légende

⁴ Les perturbations naturelles de moins de 40 ans (par exemple, feux, épidémies sévères), les coupes forestières et les chemins d'hiver de moins de 50 ans, de même que les autres infrastructures anthropiques (par exemple, chemins forestiers, mines et lignes de transport d'électricité) constituent une perturbation de l'habitat du caribou. La perturbation inclut également une zone d'influence de 500 m de part et d'autre des perturbations anthropiques (par exemple, coupes forestières et routes forestières).

Les perturbations temporaires comprennent les perturbations naturelles et les coupes forestières (et leur zone d'influence). Les perturbations à long terme réfèrent aux infrastructures anthropiques (par exemple, chemins, mines, lignes de transport d'électricité) et à leur zone d'influence. Le taux de perturbations est calculé à partir de la superficie perturbée et de la superficie totale d'un territoire sans le réseau hydrographique surfacique, selon une méthode inspirée de celle décrite par le MFFP (2015b).

Tableau 8. Tendance démographique des populations (taux d'accroissement de la population, λ) et taux de perturbations de l'habitat dans l'aire de répartition des populations ou des secteurs évalués en 2019 (MFFP, 2021, données non publiées). Les années couvertes par les estimations du taux de survie (S) et du taux de recrutement (R) sont indiquées sous la tendance démographique.

Population/Secteur	Tendance démographique (λ paramètres démographiques)	Taux de perturbations dans l'aire de répartition (mars 2019)
Detour	Non-disponible	40,0 % Perturbations naturelles : 6,4 % Perturbations anthropiques : 33,6 %
Nottaway	0,89 (S : 2017-2019, R : 2016-2018)	30,4 % Perturbations naturelles : 14,2 % Perturbations anthropiques : 16,2 %
Assinica	0,97 (S : 2017-2019, R : 2016-2018)	59,2 % Perturbations naturelles : 21,6 % Perturbations anthropiques : 37,6 %
Témiscamie	0,97 (S : 2017-2019, R : 2018)	49,7 % Perturbations naturelles : 18,0 % Perturbations anthropiques : 31,6 %
Baie-James	Non-disponible	Non-disponible
Pipmuacan	0,76 (S : 2018-2019, R : 2019)	79,8 % Perturbations naturelles : 8,1 % Perturbations anthropiques : 71,7 %
Outardes	0,89 (S : 2018-2019, R : 2019)	30,8 % Perturbations naturelles : 7,2 % Perturbations anthropiques : 23,6 %
Manicouagan	0,87 (S : 2018-2019, R : 2019)	32,7 % Perturbations naturelles : 7,7 % Perturbations anthropiques : 25,0 %
Caniapiscou	1,07 (S : 2018-2019, R : 2017)	16,3 % Perturbations naturelles : 14,7 % Perturbations anthropiques : 1,5 %
Basse-Côte-Nord	0,96 (S : 2018-2019, R : 2018)	11,1 % Perturbations naturelles : 9,3 % Perturbations anthropiques : 1,8 %
Val-d'Or	0,81 (S : 2015-2019, R : 2015-2019)	81,2 % Perturbations naturelles : 1,5 % Perturbations anthropiques : 79,7 %
Charlevoix	0,67 (S : 2017-2019, R : 2016-2018)	89,6 % Perturbations naturelles : 2,9 % Perturbations anthropiques : 86,7 %
Gaspésie	0,80 (S : 2013-2015, R : 2015-2019)	69,0 % ^A

^A Le taux de perturbations pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie a été évalué dans la zone d'habitat essentiel, une zone qui circonscrit 98 % des localisations télémétriques des caribous suivis par télémétrie.

Le taux d'accroissement des populations est fortement et négativement corrélé avec le taux de perturbations total dans l'aire de répartition (10 populations et 1 secteur, $p=0,003$, $R^2=0,61$; Figure 17). Cette relation est plus fortement influencée par la présence de perturbations anthropiques (10 populations, $p=0,002$, $R^2=0,69$) que par la présence de perturbations naturelles (9 populations et 1 secteur, $p=0,03$; $R^2=0,39$). Ces résultats doivent être interprétés avec précaution puisque la relation repose seulement sur 9 ou 10 populations et 1 secteur, et que, pour certains d'entre eux, le taux d'accroissement repose sur une à deux années de données seulement. Ces résultats montrent néanmoins qu'une relation négative existe entre le taux de perturbations de l'habitat et la tendance démographique des populations de caribous au Québec.

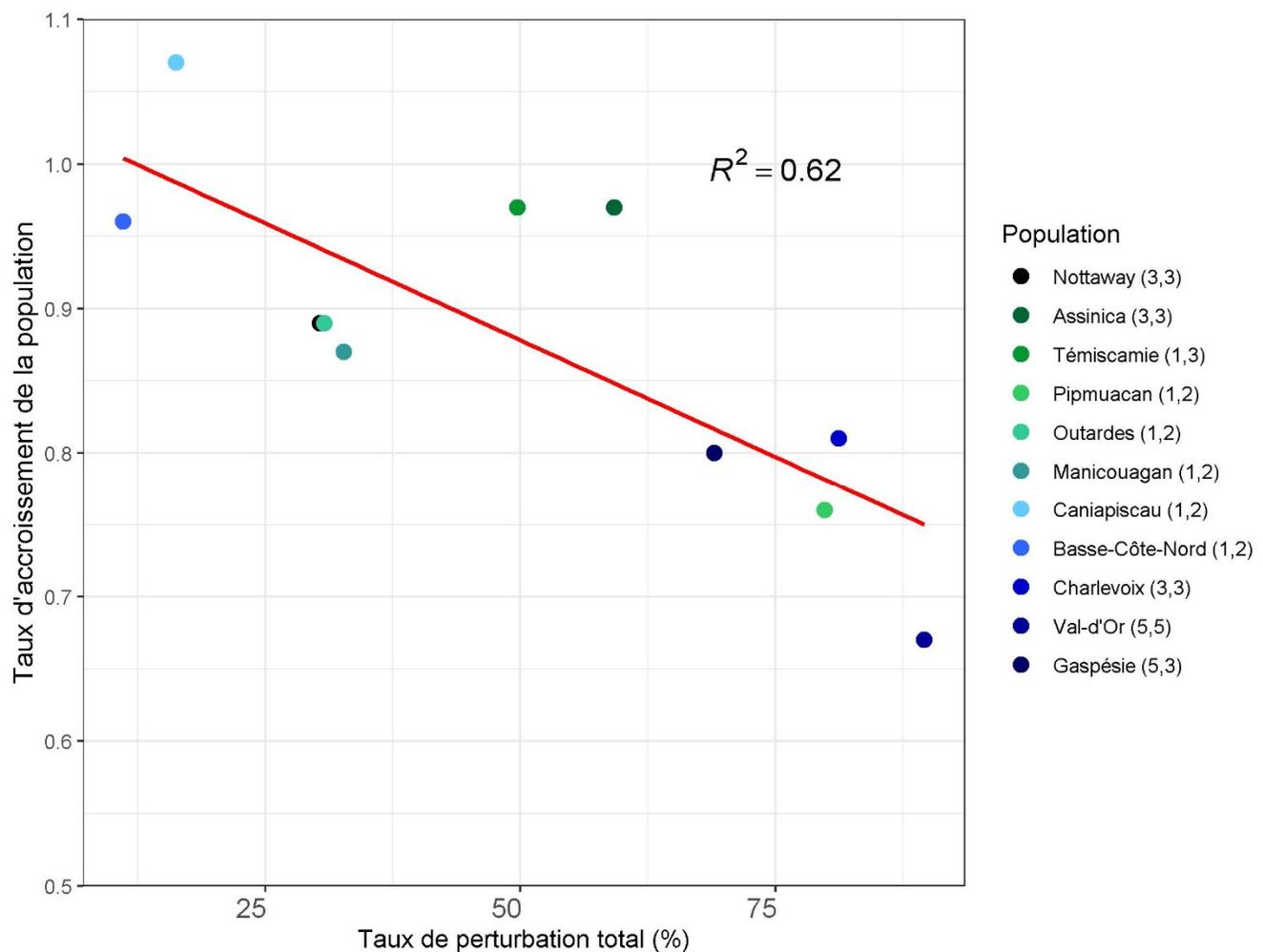


Figure 17. Relation entre le taux de perturbations total dans l'aire de répartition (en %, estimé en mars 2019) et le taux d'accroissement des populations ou du secteur (λ). Les chiffres entre parenthèses associés à chacune des populations ou au secteur correspondent au nombre d'estimations de recrutement annuel, suivi du nombre d'estimations du taux de survie annuel utilisés pour estimer le taux d'accroissement de la population.

État de la situation des populations

Plusieurs travaux, notamment le suivi réalisé par le Gouvernement du Québec, ont permis d'acquérir des connaissances sur l'écologie et l'état de la situation du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie au cours des dernières décennies. Les populations de caribous forestiers isolées de Val-d'Or et de Charlevoix font l'objet d'un suivi fréquent depuis de nombreuses années, tout comme la population de caribous montagnards de la Gaspésie. De grandes portions de l'aire de répartition continue du caribou forestier ont été inventoriées et l'état de la situation du caribou y a été évalué dans divers secteurs (Courtois et coll., 2007; Fortin et coll., 2017; Rudolf et coll., 2017). Ces connaissances ont grandement contribué à l'expertise du Québec sur cette espèce, dont font notamment état les travaux des équipes de rétablissement du caribou forestier du Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2013a, 2013b, 2020; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2004, 2014, 2018).

Les sections suivantes dressent un portrait de l'état des connaissances actuelles et de la situation des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie pour divers indicateurs entre 2017 et 2020. L'état de certains indicateurs biologiques est préoccupant chez plusieurs populations de caribous forestiers et de caribous montagnards de la Gaspésie. Le Tableau 9 constitue une synthèse de l'état des indicateurs chez les différentes populations et secteurs d'occupation du caribou au Québec pour cette période. Ceci représente un portrait à jour et simplifié de l'état des populations. Pour plus de détails sur l'état des différents indicateurs, se référer aux sections spécifiques à chacune des populations.

Tableau 9. Synthèse de l'état récent (2017-2020) des indicateurs biologiques chez les populations ou les secteurs de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Le rouge indique que l'état de l'indicateur est très préoccupant, c'est-à-dire sous les seuils identifiés pour espérer le maintien d'une population ou à l'extérieur de l'étendue de valeurs généralement observées; le jaune indique que l'état de l'indicateur est préoccupant et à surveiller puisqu'il se situe à la limite des seuils identifiés ou de l'étendue de valeurs généralement observées; le vert indique que l'état de l'indicateur n'est pas préoccupant pour le moment; le gris indique que les données disponibles ne permettent pas d'évaluer l'état récent de l'indicateur ou qu'aucune valeur de référence ou seuil n'est disponible pour comparaison. Pour la majorité des populations et des indicateurs, l'état a été évalué au cours de la période récente (2017-2020). Toutefois, pour quelques indicateurs chez certaines populations, l'évaluation de l'état de l'indicateur remonte avant 2017. Pour plus de détails, se référer aux sections spécifiques à chacune des populations.

Population/ Secteur	Indicateurs								
	Abondance A	Tendance démographique B	Rapport des sexes C	Recrutement D	Taux de survie E	Productivité F	Condition physique G	Maladies et parasites H	Taux de perturbations de l'habitat I
Val-d'Or	Rouge	Rouge	Jaune	Rouge	Rouge	Rouge	Gris	Rouge	Rouge
Charlevoix	Rouge	Rouge	Vert	Rouge	Rouge	Gris	Gris	Rouge	Rouge
Gaspésie	Rouge	Rouge	Vert	Jaune	À confirmer	À confirmer	Gris	Jaune	Rouge
Detour	Gris	Gris	Vert	À confirmer	Gris	À confirmer	Gris	Vert	Rouge
Nottaway	Jaune	Rouge	Vert	Vert	Rouge	À confirmer	Gris	Vert	Jaune
Assinica	Vert	Rouge	Vert	Vert	Rouge	Jaune	Gris	À confirmer	Rouge
Témiscamie	Vert	Rouge	Vert	À confirmer	Jaune	Vert	Gris	Vert	Rouge
Baie-James	Vert	Gris	Vert	À confirmer	Gris	À confirmer	Gris	À confirmer	Gris
Pipmuacan	Jaune	Rouge	Vert	Rouge	Rouge	Rouge	Gris	Vert	Rouge
Outardes	Gris	À confirmer	Vert	À confirmer	Rouge	Vert	Gris	Vert	Jaune
Manicouagan	Gris	À confirmer	Vert	À confirmer	Rouge	Vert	Gris	Vert	Jaune
Caniapiscau	Vert	À confirmer	Jaune	À confirmer	Vert	Vert	Gris	Vert	Vert
Basse-Côte-Nord	Vert	Rouge	Vert	À confirmer	Jaune	Jaune	Gris	À confirmer	Vert

^A Abondance minimale de caribous observée lors du plus récent inventaire de la population ou du secteur. Vert : > 300 caribous; Jaune : < 300 et > 150 caribous; Rouge : < 50 caribous. Seuils établis en fonction de la probabilité de persistance d'une population (capacité à faire face à des événements démographiques et stochastiques; EC, 2008; Gouvernement du Québec, en préparation).

^B Tendance démographique (taux d'accroissement; λ) calculée à partir des indicateurs démographiques ou de la variation temporelle de l'abondance observée lors des inventaires aériens. Vert : $\lambda \geq 1,01$; Jaune : $\lambda > 0,99$ et $< 1,01$; Rouge : $\lambda \leq 0,99$. La tendance démographique pour les populations Outardes, Manicouagan et Caniapiscau reste à confirmer puisqu'elle repose actuellement sur une seule évaluation du taux de recrutement (évaluation ponctuelle de la tendance démographique).

^C Rapport des sexes évalué lors des inventaires aériens ou des classifications opportunistes, en nombre de mâles par 100 femelles. Vert : > 30 et ≤ 80 mâles/100 femelles; Jaune : > 80 mâles/100 femelles. Seuils établis en fonction de l'étendue des valeurs généralement observées chez le caribou boréa au Canada (EC, 2008).

^D Taux de recrutement, en % de faons au sein de la population. Vert : ≥ 15 %; Jaune : > 14 % et < 15 %; Rouge : ≤ 14 %. Seuil de 15 % identifié par Environnement Canada (2008) pour espérer le maintien d'une population de caribous, en assumant que le taux de survie des femelles est ≥ 85 %. Le recrutement pour plusieurs populations reste à confirmer puisqu'il peut être très variable d'une année à l'autre et repose actuellement sur une ou quelques évaluations récentes.

^E Taux de survie des femelles caribous (en %). Vert ≥ 85 %; Jaune : > 80 % et < 85 %; Rouge : ≤ 80 %. Un taux de survie de 85 % des femelles adultes correspond à la moyenne identifiée à l'échelle du Canada chez le caribou forestier (EC, 2008) et à la limite inférieure du taux de survie requis pour espérer le maintien d'une population en assumant un taux de recrutement de 15 %. Le taux de survie récent des femelles adultes de la population de la Gaspésie reste à confirmer puisque la dernière évaluation remonte à 2013-2015.

^F Productivité des femelles caribous (taux de gestation) en %. Vert : ≥ 90 %; Jaune : > 80 % et < 90 %; Rouge : ≤ 80 %. Le taux de gestation récent des femelles adultes de la population de la Gaspésie reste à confirmer puisque la dernière évaluation remonte à 2013-2015. Les taux restent également à confirmer pour les populations Detour et Nottaway, ainsi que pour le secteur Baie-James, puisque le nombre de femelles testées est faible et le taux évalué pourrait ne pas être représentatif de la population.

^G Condition physique des individus (masse et taille corporelles). Bien que l'étude de ces indicateurs ne suggère aucune problématique particulière, il n'existe, à l'heure actuelle, aucune valeur de référence. La poursuite du suivi de ces indicateurs dans le temps permettra d'établir un état de référence et d'identifier des problématiques émergentes.

^H Maladies et parasites : présence de tiques d'hiver ou d'infection par le protozoaire *Besnoitia tarandi*. Vert : aucune présence de tiques ou de *Besnoitia*; Jaune : présence légère de tiques ou de *Besnoitia*; Rouge : présence importante de tiques. La présence de *Besnoitia tarandi* reste à confirmer chez la population Assinica ainsi que dans les secteurs Baie-James et Basse-Côte-Nord à la suite de la réalisation d'analyses histologiques.

^I Taux de perturbations (naturelles et anthropiques) dans l'aire de répartition des populations (secteurs situés au Québec seulement) : Vert : ≤ 35 %; Jaune : > 35 % et < 45 %; Rouge : ≥ 45 %. Seuil établi selon la relation décrite par Environnement Canada (2011) entre la probabilité d'autosuffisance des populations et le taux de perturbations dans leur aire de répartition (voir la section « Paramètres de l'habitat favorisant l'autosuffisance »).

Population de Val-d'Or

Caractéristiques de la population

La population de Val-d'Or constitue l'une des deux populations de caribous forestiers isolées, avec celle de Charlevoix, qui subsistent au sud du 49^e parallèle au Québec (Paré et Brassard, 1994). Elle constitue un reliquat d'une population qui occupait un plus vaste territoire en Abitibi-Témiscamingue au début du 20^e siècle, qui s'étendait au nord de La Sarre jusqu'au centre de la réserve faunique de la Vérendrye vers le sud (M. Paré, communication personnelle). Le développement anthropique aurait mené à la rétraction de son aire de répartition et à son isolement des autres populations de caribous vers les années 1950.

Le suivi télémétrique de caribous au sein de la population entre 1989 et 2020 a permis d'estimer que l'aire de répartition s'étendait sur 8 500 km² (Pellerin et Naud, 2020). La répartition récente de la population de Val-d'Or est localisée au sud de la municipalité de Val-d'Or, près du lac Sabourin, et elle est entièrement localisée dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Bellehumeur et coll., 1985; Ducruc et coll., 1988; Figure 5). En 2020, étant donné leur abondance extrêmement faible, les caribous de la population de Val-d'Or ont été déplacés dans un enclos afin de les mettre à l'abri des prédateurs (enclos sans prédateurs, voir la section « Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat » pour cette population).

L'isolement géographique de la population de Val-d'Or fait en sorte qu'il ne subsistait aucun échange démographique et génétique avec les autres populations de caribous forestiers du Québec avant sa mise en enclos. L'isolement, combiné au faible nombre de caribous au sein de la population, fait en sorte que la population de Val-d'Or est moins diversifiée génétiquement que la majorité des populations de caribous forestiers du Québec (Courtois et coll., 2003a; Yannic et coll., 2016). La population de Val-d'Or se distingue également de la majorité de ces populations sur le plan génétique, mais demeure tout de même similaire aux populations à proximité (populations Detour, Nottaway et Assinica; Courtois et coll., 2003a; Yannic et coll., 2016, 2018).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Étant donné sa faible abondance historique et actuelle, la population de caribous de Val-d'Or fait l'objet d'un suivi depuis les années 1950, qui s'est intensifié depuis 1986. L'habitat dans lequel se trouve le caribou de Val-d'Or est constitué de forêt boréale dense, ce qui rend la détection des caribous difficile lors des inventaires aériens. Plusieurs approches méthodologiques ont été développées afin de maximiser la détection des caribous de Val-d'Or (par exemple, survol des tourbières où se réunissent des groupes de caribous au moment du rut, survols en hiver lorsque les réseaux de traces de caribous dans la neige favorisent la détection, suivi télémétrique). Malgré ces efforts, certains caribous peuvent échapper aux observations lors des survols. En ce sens, l'abondance de caribous forestiers de la population de Val-d'Or est présentée comme une abondance minimale.

Les premières évaluations de l'abondance de caribous dans la population de Val-d'Or en 1952 et en 1955 ont permis de dénombrer 77 et 75 caribous, respectivement (Paré et Brassard, 1994). Un suivi

annuel de l'abondance a été instauré en 1985, ce qui a permis de documenter plus précisément la variation de l'abondance pour cette population. Au cours des premières décennies de suivi, l'abondance minimale de caribous dans la population de Val-d'Or a décliné pour atteindre 23 caribous à l'automne 1989 (Figure 18). Depuis, l'abondance de caribous au sein de cette population a oscillé, mais a globalement diminué. Le dernier inventaire de la population, réalisé à l'hiver 2020 (Pellerin et Naud, 2020), a permis d'observer seulement 7 caribous (3 mâles, 3 femelles et 1 faon) et de confirmer que la population poursuit son déclin. L'abondance actuelle rend la population très vulnérable à l'extinction à court terme.

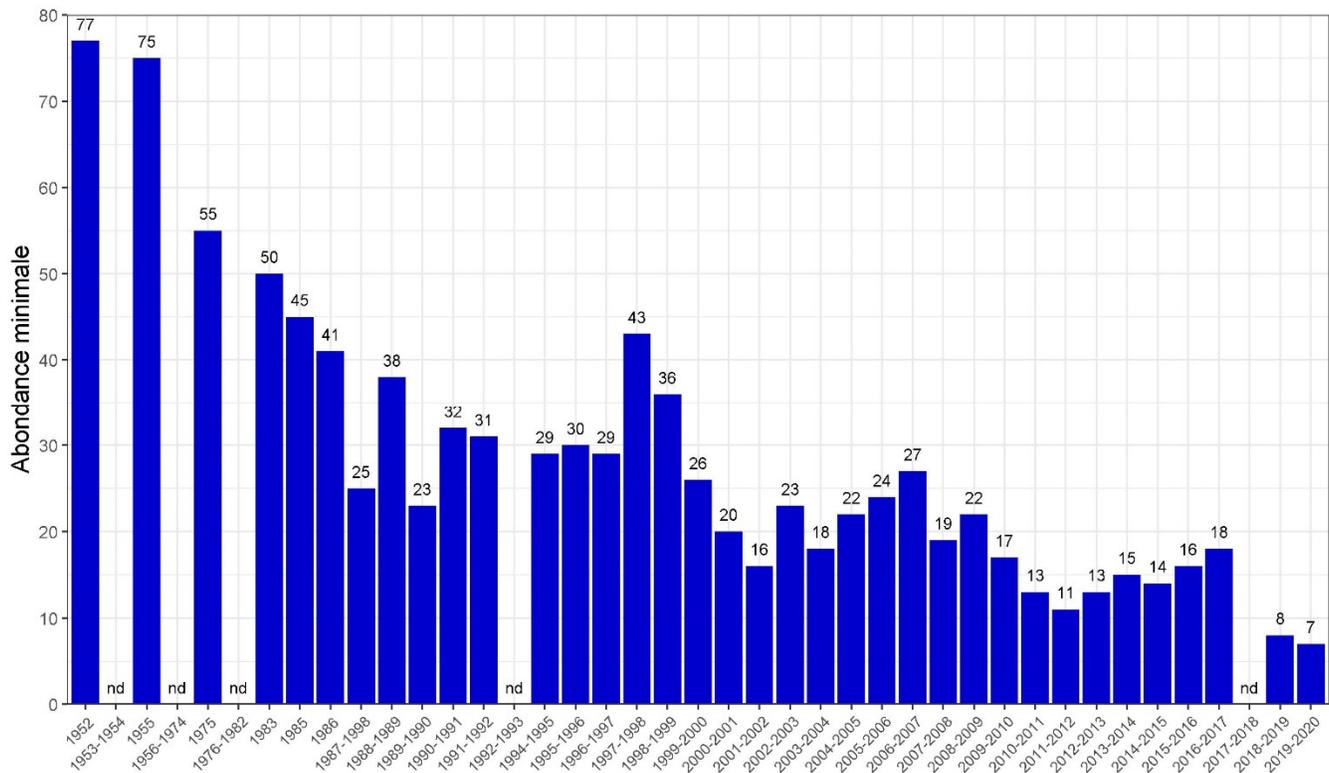


Figure 18. Variation de l'abondance minimale de caribous forestiers de la population Val-d'Or entre 1952 et 2020. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation de l'abondance n'est disponible pour la période désignée.

La population a perdu près de 90 % de son effectif entre 1955 et 2019. Le taux d'accroissement annuel de la population basé sur l'abondance est de 0,96 pour la période de 1955-2020, indiquant une décroissance de la population. Pour la période récente (2015-2019), le taux d'accroissement basé sur l'abondance est plus faible, soit de 0,84, ce qui signifie que la population perd 16 % de son effectif chaque année. Le taux d'accroissement annuel basé sur les paramètres démographiques (taux de survie des adultes et taux de recrutement) pour la même période (2015-2019) est de 0,81. Cette légère différence dans le taux d'accroissement de la population selon la méthode de calcul s'explique par l'incertitude associée aux indicateurs (taux de survie et taux de recrutement) lorsque l'abondance est faible et que peu d'individus font l'objet d'un suivi télémétrique. En ce sens, l'estimation du taux d'accroissement basé sur l'abondance apparaît plus fiable.

La composition de la population a été évaluée à de nombreuses reprises au cours des dernières décennies. Le rapport des sexes chez les adultes ne semble pas avoir subi un déséquilibre important au cours de la période de 1987-2020 pouvant affecter la démographie de la population (Figure 19). Au cours du dernier inventaire aérien à l'hiver 2020 (Pellerin et Naud, 2020), 3 femelles et 3 mâles adultes ont été observés, suggérant un rapport des sexes de 100 mâles/100 femelles. Toutefois, étant donné le faible nombre de caribous au sein de la population, il est difficile de tirer des conclusions probantes sur cet indicateur.

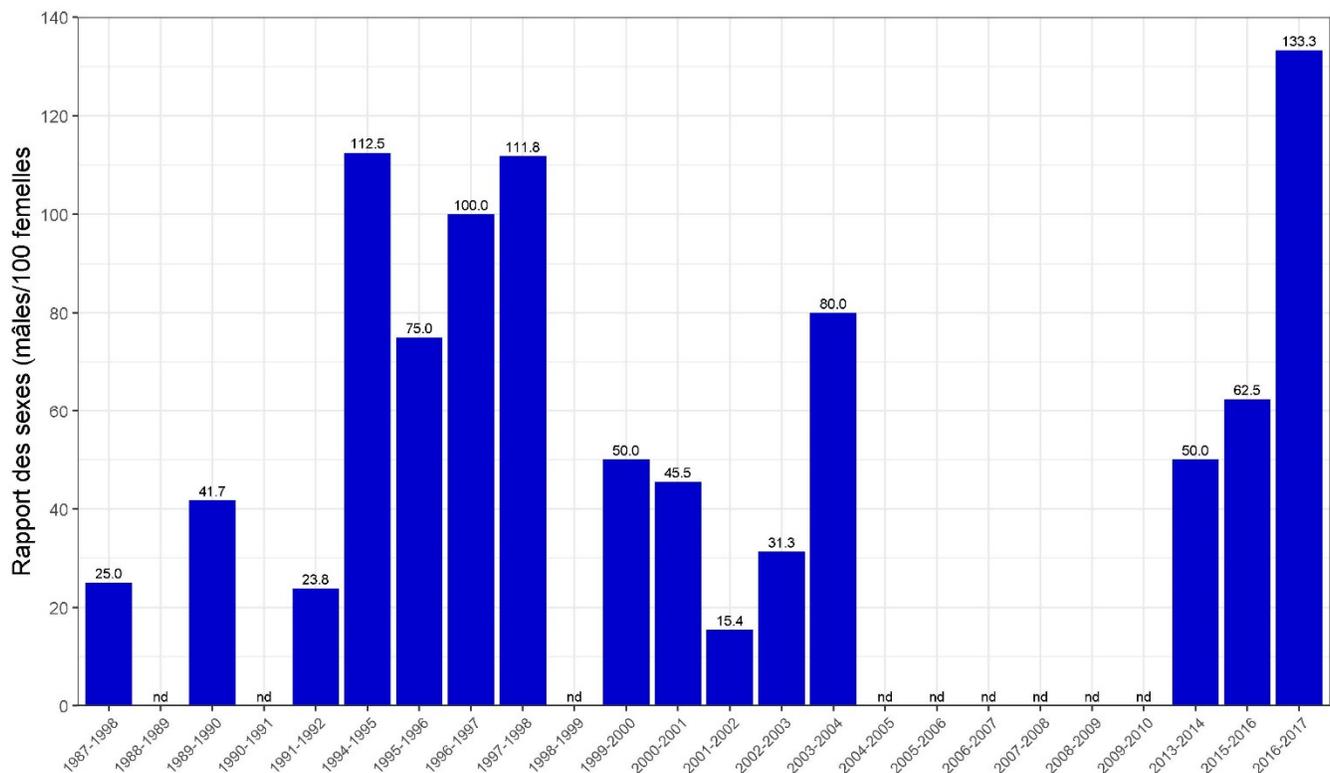


Figure 19. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous forestiers de la population de Val-d'Or entre 1987 et 2017. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du rapport des sexes n'est disponible pour la période désignée. Seuls les rapports des sexes estimés à partir d'une abondance minimale de 15 individus ou plus sont présentés.

Le recrutement est faible depuis les vingt dernières années (Figure 20). Au cours de la période récente (2014-2020), le recrutement moyen avoisine les 15 % et a varié entre 12,5 % (2018-2019) et 18,8 % (2015-2016). Il est à noter que le recrutement pour la majorité des années a été évalué à l'automne, soit 2 à 3 mois plus tôt que chez les autres populations de caribous forestiers. Ceci peut entraîner une surévaluation du recrutement, puisque des faons peuvent mourir entre le moment où le recrutement est évalué chez cette population (automne) et le moment où les faons sont recrutés au segment adulte (printemps suivant). Cette approche est toutefois utilisée depuis le début du suivi de la population de Val-d'Or et permet d'évaluer les variations interannuelles dans le recrutement. Considérant cette surestimation, le taux de recrutement observé est insuffisant pour remplacer la mortalité des adultes et espérer l'autosuffisance de la population. Entre 2014 et 2020, entre 1 et 3 faons seulement atteignaient l'âge de 5 à 6 mois au sein de la population, un nombre insuffisant pour espérer renverser, à court terme,

le déclin de la population. L'évaluation du statut gestationnel indiquait qu'aucune femelle n'était gestante à l'hiver 2019-2020. De fait, aucun faon n'est né en 2020. À l'hiver 2020-2021, 2 des 3 femelles ont été identifiées comme gestantes.

Les indicateurs d'abondance, de tendance démographique et de recrutement indiquent que la population de Val-d'Or fait face à un risque extrêmement élevé d'extinction à court terme. Devant cette situation, les 7 caribous observés à l'hiver 2020 ont été relocalisés dans un enclos de petite taille (exclus sans prédateurs) près du lac Sabourin afin de les mettre à l'abri de la prédation (voir la section « Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat »). À l'hiver 2020-2021, la population de Val-d'Or ne comptait plus que 6 caribous.

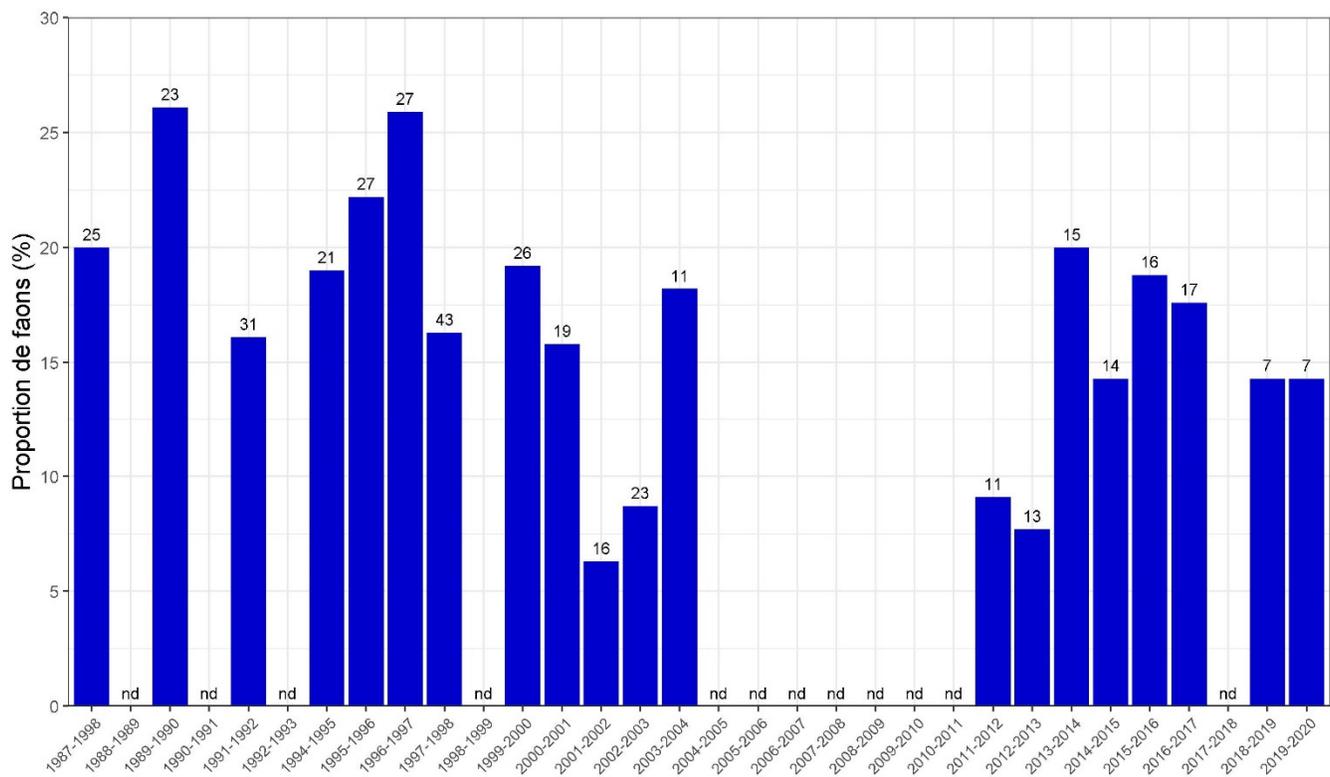


Figure 20. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers de Val-d'Or entre 1987 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Au cours de la période de 2017-2019, sur les 7 caribous suivis par télémétrie (5 femelles et 2 mâles, 11 caribous-années), 3 sont morts. Le taux de survie annuel estimé pour la période de 2017-2019 était de 73 % (Tableau 10). Le faible nombre de caribous suivis durant cette période ne permet pas d'estimer précisément le taux de survie chez cette population. Le taux de survie annuel estimé pour la période de 2015-2019 est également très faible (68 %, n = 11 caribous, 19 caribous-années). Malgré la grande incertitude entourant le calcul du taux de survie chez cette population, ce dernier était trop faible au cours des cinq dernières années pour permettre à la population de se maintenir dans les conditions actuelles.

Tableau 10. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers (femelles et mâles confondus) suivis par télémétrie dans la population de Val-d'Or entre 2010 et 2019

Période	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
			Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2010-2019	11	59	81	71	92
2015-2019	6	19	68	50	93
2017-2019	3	11	73	51	100

Causes de mortalité

La chasse illégale qui a eu cours dans le passé ainsi que la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (aménagement forestier et développement minier) constituent les principales menaces pour cette population. Entre 1971 et 2011, les 55 mortalités enregistrées ont des causes liées aux accidents routiers, à la prédation, au braconnage et à des causes indéterminées (M. Paré, données non publiées; Tableau 11).

Pour la période de 2010-2019, 11 caribous sont morts dont 6 durant la période 2015-2019 et 3 durant la période de 2017-2019 (Tableau 11). Les observations lors des survols de dénombrement ont également permis de détecter deux mortalités par prédation par le loup sur des caribous non marqués en 2019 (1 mâle, 1 faon).

Aucune mortalité n'est survenue en 2017 parmi les caribous suivis. Trois mortalités sont survenues en 2019, 2 femelles étant mortes à la suite des événements de prédation par le loup et une femelle étant morte de cause naturelle. Étant donné le faible nombre de caribous suivis dans cette population, il est difficile de dresser un portrait précis de la contribution des différentes causes de mortalité pour la période récente. Le braconnage ne semble toutefois plus être une menace pour cette population dans les dernières années, et les collisions routières demeurent des événements très rares.

Tableau 11. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis dans la population de Val-d’Or entre 1971 et 2019.

Cause de mortalité	1971-2011	2010-2019	2015-2019	2017-2019
Inconnue	11	5	1	0
Prédation	22	3	2	2
Collision routière	5	1	1	0
Prélèvement^A	17	0	0	0
Naturelle	0	2	2	1
Total	55	11	6	3

^A Réfère à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones, ou au braconnage.

Productivité

La récolte d'échantillons biologiques (sang et fèces) est réalisée depuis 1995 de façon intermittente dans la population de Val-d’Or afin d'évaluer le taux de gestation des femelles caribous (Figure 21). Entre 1995 et 2020, le taux moyen de gestation était de 70 %, ce qui est inférieur à la moyenne provinciale (moyenne provinciale pour 2018-2020 : 87,5 %, toutes classes d'âge confondues). Entre 1995 et 2001, le taux de gestation était évalué à 69 % (M. Paré, données non publiées). Ce taux est légèrement supérieur à celui de la dernière décennie (2010, 2019, 2020 : 61,1 %).

À l'hiver 2020, aucune des 3 femelles de population n'était gestante (Figure 21). Considérant qu'il ne reste que 6 caribous dans cette population, une année sans reproduction peut avoir un impact négatif majeur sur la tendance démographique de la population et ses chances de persistance. Les causes de l'absence de gestation chez ces femelles restent inconnues. Les analyses génétiques réalisées au début des années 2000 indiquaient que la variabilité génétique était suffisamment importante pour ne pas nuire à la diversité génétique de la population (Courtois et coll., 2003a). Toutefois, la poursuite du déclin de la population et la faible abondance actuelle pourraient avoir fait diminuer la diversité génétique au sein de la population depuis. Le MFFP poursuivra le suivi du taux de gestation dans les années à venir et étudiera les causes potentielles associées au taux de gestation généralement faible pour cette population (par exemple, consanguinité, âge des femelles).

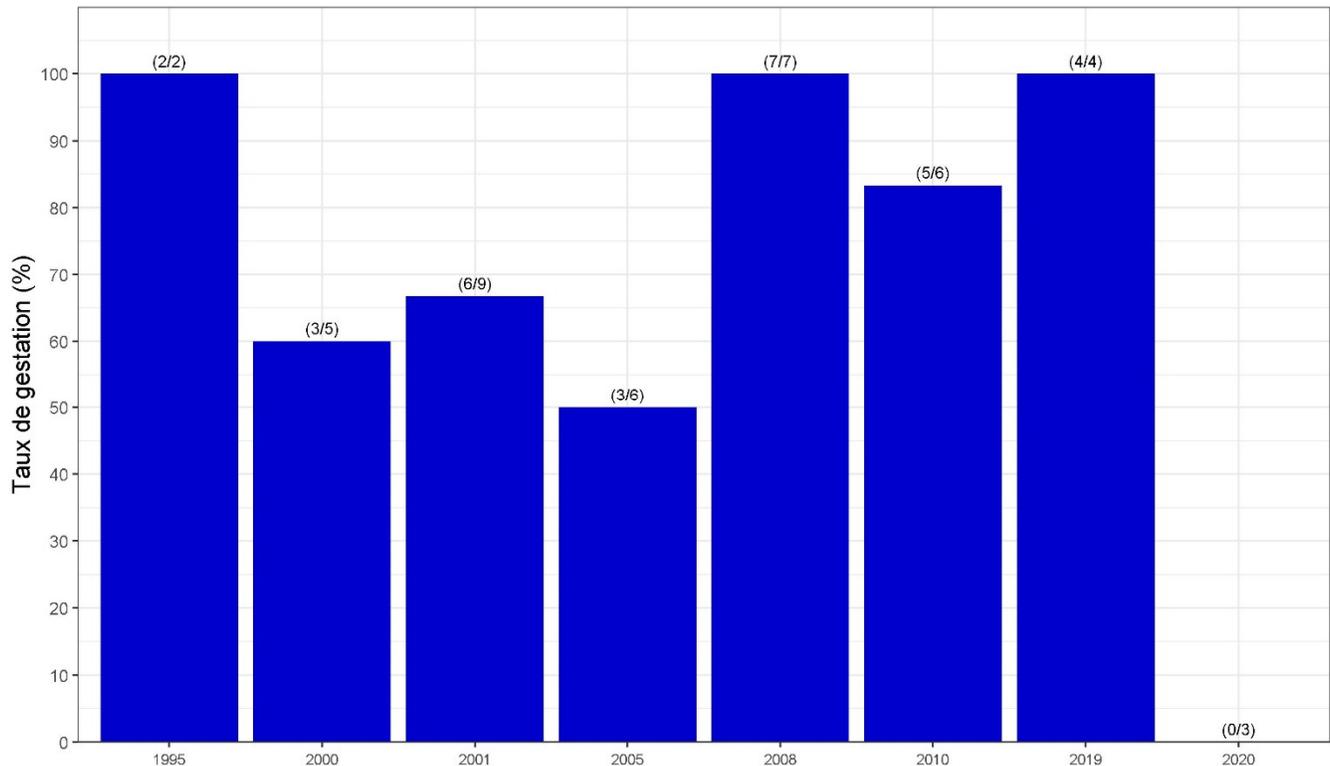


Figure 21. Taux de gestation annuel des femelles de la population de caribous forestiers de Val-d'Or entre 1995 et 2020. Les nombres entre parenthèses au-dessus des barres représentent le nombre de femelles gestantes sur le nombre de femelles testées.

Condition physique, maladies et parasites

La masse et la taille corporelles mesurées lors des captures sont utilisées à titre d'indicateurs de la condition physique des caribous. En raison du faible nombre d'individus restants au sein de la population de Val-d'Or, ces indicateurs ne peuvent être calculés séparément pour chaque sexe et sont donc présentés au niveau de la population pour la période de 2019-2020. La masse moyenne des caribous adultes ($\geq 3,5$ ans, femelles et mâles regroupés) entre 2019 et 2020 était de 84,4 kg ($n=8$ caribous; IC 95 % : 76,5 kg-92,3 kg). Pour cette même période, la longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes était de 189,5 cm (6 caribous; IC 95 % : 180,4 cm-198,6 cm).

Les analyses réalisées sur les échantillons de sang avant 2011 n'ont pas révélé de signe particulier lié à la présence d'une maladie ou d'un déséquilibre métabolique (M. Paré, communication personnelle). Les autres échantillons biologiques récoltés au cours des dernières années sont en cours d'analyse.

La majorité des caribous de cette population semblent affectés par la tique d'hiver, mais chez plusieurs individus, la charge parasitaire semble légère. La cooccurrence avec l'original, qui est abondant dans la région, pourrait expliquer la présence de cette tique dans la population. La présence d'autres parasites chez cette population n'a pas encore pu être vérifiée. La présence et la prévalence de parasites peuvent être affectées par le niveau de proximité des caribous. En ce sens, les 6 caribous de la population de Val-d'Or gardés en captivité depuis le printemps 2020 ont reçu à l'hiver 2021 un traitement antiparasitaire.

Aucune maladie n'a été détectée dans la population à l'état naturel et en captivité. Le MFFP poursuit un suivi serré de la condition physique et de la présence de maladies ou de parasites chez les individus dans l'exclos.

Des échantillons de tissus ont été prélevés en 2019 et en 2020. Le MFFP prévoit réaliser, au cours des prochaines années, des analyses génétiques afin d'établir le génotype de chacun des caribous de la population, de reconstruire la généalogie des individus, d'établir les liens de parenté et d'évaluer la diversité génétique actuelle ainsi que la présence de consanguinité.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Les données acquises via le suivi télémétrique de 86 caribous entre 1986 et 2020 ont permis de décrire les patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat par les caribous de Val-d'Or. Les caribous de Val-d'Or utilisent les secteurs d'affleurements rocheux et les tourbières. Comme les autres populations de caribous, ils fréquentent les secteurs riches en lichens (Ducruc et coll., 1988; Paré et Brassard, 1994). Du printemps à l'hiver, les caribous de Val-d'Or utilisaient principalement le secteur de la réserve de biodiversité (Gouvernement du Québec, 2009). En hiver, les caribous utilisaient le secteur sud du réservoir Decelles et, de façon plus marginale, le secteur au sud du lac Crémazie où des coupes partielles étaient effectuées. De la mi-avril jusqu'à la mi-septembre, les caribous de Val-d'Or vivent seuls ou en petits groupes. Au cours du mois d'octobre et novembre, les caribous se regroupent pour le rut. Les groupes formés durant le rut peuvent se maintenir jusqu'à la fin de l'hiver. Les femelles donnent naissance à leur faon au mois de juin, généralement dans les tourbières ou les parcelles forestières adjacentes (Paré et Brassard, 1994). Entre 2008 et 2013, la majorité (85 %) des localisations de caribous acquises dans le cadre du suivi télémétrique se trouvaient dans des secteurs exempts d'aménagement forestier.

Les données récoltées avant 2011 indiquent que les domaines vitaux des caribous de Val-d'Or s'étendaient, en moyenne, sur 668 km² (136-1 895 km²; M. Paré, données non publiées). Une analyse plus récente, utilisant les données télémétriques récoltées entre 2011 et 2017, a permis d'estimer la taille moyenne des domaines vitaux à 1 194 km² (écart type = 1 188 km², 9 caribous suivis, 26 caribous-années; St-Laurent et Gosselin, 2020). La taille moyenne des domaines vitaux des caribous de Val-d'Or semble plus grande que celle observée chez les caribous de Charlevoix et du Saguenay, mais plus petite que celle observée chez les caribous de la Côte-Nord. Pour la même période, des analyses de sélection d'habitat ont montré que les caribous de Val-d'Or évitaient fortement les routes et les chemins forestiers. Ils évitaient également les perturbations de 0 an à 20 ans ainsi que les parterres en régénération de 20 ans à 50 ans. Les caribous sélectionnaient finalement les peuplements ouverts non régénérés, les dénudés secs, les peuplements de résineux de 50 ans à 70 ans et ceux de 90 ans à 120 ans (St-Laurent et Gosselin, 2020).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

La population de Val-d'Or fait face, depuis plusieurs décennies, à un risque d'extinction accru. Une proportion très importante de l'habitat du caribou de Val-d'Or est considérée comme perturbée (81,2 % en mars 2019; perturbations naturelles : 1,2 %, perturbations anthropiques : 80,0 %) et cette population semble très vulnérable à la prédation. Plusieurs mesures visant à limiter ce déclin ont été mises en place

au fil des années. Dès 1950, la chasse au caribou dans le secteur a été interdite. En 1989, un premier plan quinquennal d'aménagement forestier visant à favoriser la protection du caribou forestier de Val-d'Or a été mis en place. Depuis, ce plan a été mis à jour à quelques reprises, le dernier plan à jour couvrant la période de 2013-2018 et s'étendant sur une superficie de 2 160 km² (MRN, 2013b). Ces plans ont inclus des modalités d'aménagement forestier et des interventions particulières sur le territoire. En 2009, la réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or (434 km²) a été créée. Les activités d'exploitation des ressources naturelles y sont interdites (Gouvernement du Québec, 2009; MRNF, 2009). Un moratoire sur la récolte forestière est en place depuis 2018 dans ce secteur (MRN, 2013b; MFFP, 2020b).

Malgré les mesures de protection de l'habitat déployées dans différentes parties de l'aire de répartition, cette petite population demeure très vulnérable aux prédateurs. En ce sens, le MFFP déploie des efforts afin de réduire ce facteur de risque et de suivre l'état de la situation de la population dans le temps. Depuis 1985, quelques caribous sont suivis annuellement à l'aide de colliers GPS afin de documenter les patrons d'utilisation de l'habitat, d'aider à planifier les inventaires et d'évaluer le taux de survie et la cause de mortalité des individus. Depuis 2011, un contrôle des prédateurs (loups et ours noirs) est effectué à proximité de la population. Le nombre de prédateurs prélevés annuellement, jusqu'à maintenant, n'a pas suffi à renverser le déclin de la population. La mise en place d'un enclos de maternité a aussi été testée en 2014 et en 2015, mais l'effet positif escompté sur le rétablissement ne s'est pas concrétisé étant donné le faible nombre de femelles ayant participé à l'expérimentation et la courte durée du projet. En 2018, un suivi télémétrique de quelques loups répartis dans différentes meutes avoisinant la population de caribous de Val-d'Or a été amorcé. Le but de ce suivi était de documenter les patrons d'utilisation du territoire par les différentes meutes et de mieux orienter le contrôle de loups.

Les probabilités de persistance de cette population sont extrêmement faibles si on laisse la nature suivre son cours. À la suite de l'inventaire de l'hiver 2020, lors duquel seulement 7 caribous ont été observés, des mesures exceptionnelles pour mettre à l'abri ces caribous ont été déployées. Une opération de capture en mars 2020 a permis de placer les caribous dans un enclos de petite taille (exclos sans prédateurs, voir la section « Mesures de gestion – Mise en enclos ») près du Lac Sabourin, à l'abri des prédateurs. Les caribous s'y trouvent depuis et des soins leur sont offerts en continu afin d'assurer leur bien-être. Un caribou est mort à l'été 2020. La cause de mortalité n'a pu être établie avec certitude. Il reste donc désormais 6 caribous gardés en captivité. Les caribous sont nourris de façon journalière, avec une nourriture spécialisée pour le caribou et tous s'alimentent adéquatement. Une supplémentation en eau et en lichens leur est également fournie. Du foin a aussi été ajouté à leur alimentation pour la période hivernale. Après quelques mois en captivité, les caribous semblaient s'être habitués à leur nouvel environnement. Les comportements et la condition générale des caribous sont évalués régulièrement par l'équipe sur place. De plus, un réseau de caméras automatisées permet de suivre les faits et gestes des caribous à divers endroits dans l'exclos. À l'automne 2020, durant le rut, les mâles ont entamé des combats afin d'établir la hiérarchie, comme en milieu naturel, et le mâle dominant s'est accouplé avec les femelles. Des démarches visant l'agrandissement de l'exclos sont en cours pour offrir de meilleures conditions aux caribous et de meilleures infrastructures de soins au personnel responsable. Différents scénarios sont présentement à l'étude pour assurer le bien-être et la santé des caribous en captivité à court terme et assurer la croissance de cette population à moyen et à long termes.

Population de Charlevoix

Caractéristiques de la population

Tout comme la population de caribous forestiers de Val-d'Or, la population de Charlevoix se trouve isolée des autres populations de caribous forestiers au sud du 49^e parallèle. Au début du 20^e siècle, on estimait que près de 10 000 caribous occupaient la région de Charlevoix (Potvin, 1945). La prédation accrue par le loup découlant des perturbations anthropiques de l'habitat, le prélèvement excessif, les feux et des épidémies auraient mené au déclin de cette population jusqu'à son extinction dans les années 1920 (Gaudreault et Fortin, 1988; Jolicoeur, 1993; Sebbane et coll., 2003). De 1965 à 1973, un projet de réintroduction du caribou forestier dans Charlevoix a été mis sur pied. Le projet a permis de relocaliser 40 caribous forestiers provenant de la Côte-Nord dans un enclos temporaire dans le secteur de l'actuel parc national des Grands-Jardins. Au cours de cette période, 83 caribous ont été relâchés dans ce secteur (Jolicoeur, 1993). La population de Charlevoix est considérée comme la seule population de caribous forestiers à avoir été réintroduite avec succès au Canada. En effet, les caribous réintroduits ont été en mesure de survivre et de se reproduire au point où la population a atteint un pic d'abondance de près de 126 caribous au début des années 1990 (Bergerud et Mercer, 1989). Toutefois, ce succès a été de courte durée et la population décline depuis cette période, remettant ainsi en question l'efficacité de cette approche pour la conservation à long terme d'une population lorsque les conditions de l'habitat ne sont pas favorables au maintien de celle-ci (St-Laurent et Dussault, 2012).

Dans les années 1980, on estimait que les caribous de Charlevoix occupaient uniquement le secteur de l'actuel parc national des Grands-Jardins sur une superficie d'environ 1 443 km² (Gaudreault et Fortin, 1988). L'aire de répartition des caribous de Charlevoix s'est agrandi dans les années 1990, où des secteurs en périphérie du parc étaient utilisés par les caribous. Les observations réalisées entre 1996 et 1999 ont permis d'évaluer que l'aire de répartition de la population de caribous forestiers de Charlevoix couvrait 2 660 km² (Duchesne et Piedboeuf, 1999). L'aire de répartition contemporaine s'étend actuellement sur environ 7 248 km² (données télémétriques de 2004-2020) et se situe principalement dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est (Figure 5). Elle couvre la totalité du parc national des Grands-Jardins, une partie des parcs nationaux de la Jacques-Cartier et des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie, une grande proportion de la réserve faunique des Laurentides, ainsi qu'une partie de la forêt Montmorency et de la Zec des Martres (Hins et Rochette, 2020). La délimitation est sujette à changement avec la poursuite du suivi télémétrique.

Étant donné son isolement géographique, il n'existe aucun échange démographique et génétique entre la population de Charlevoix et les autres populations de caribous forestiers. Cet isolement fait en sorte que la population de caribous forestiers de Charlevoix est moins diversifiée et se distingue génétiquement des autres populations de caribous forestiers de l'aire de répartition continue (Courtois et coll., 2003a; Yannic et coll., 2016).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

La population de caribous forestiers de Charlevoix fait l'objet d'un suivi depuis sa réintroduction au début des années 1970. Entre 1973 et 2020, 27 survols ou inventaires aériens ont été réalisés (Figure 22). Depuis 1992, ce suivi a permis de constater un déclin soutenu de l'abondance de caribous au sein de la

population de caribous forestiers de Charlevoix au cours de cette période (Figure 22). L'abondance de caribous a atteint un sommet en 1992, avec 126 caribous dénombrés lors de l'inventaire. En 2004, 70 caribous ont été dénombrés dans la population de Charlevoix (Banville et Bastien, 2004). En 2008 et en 2013, l'abondance minimale de la population était de 78 et de 66 caribous, respectivement (Frenette, 2008; Giroux et Langevin, 2016). Lors de l'inventaire réalisé à l'hiver 2020, seulement 19 caribous ont pu être observés (Hins et Rochette, 2020).

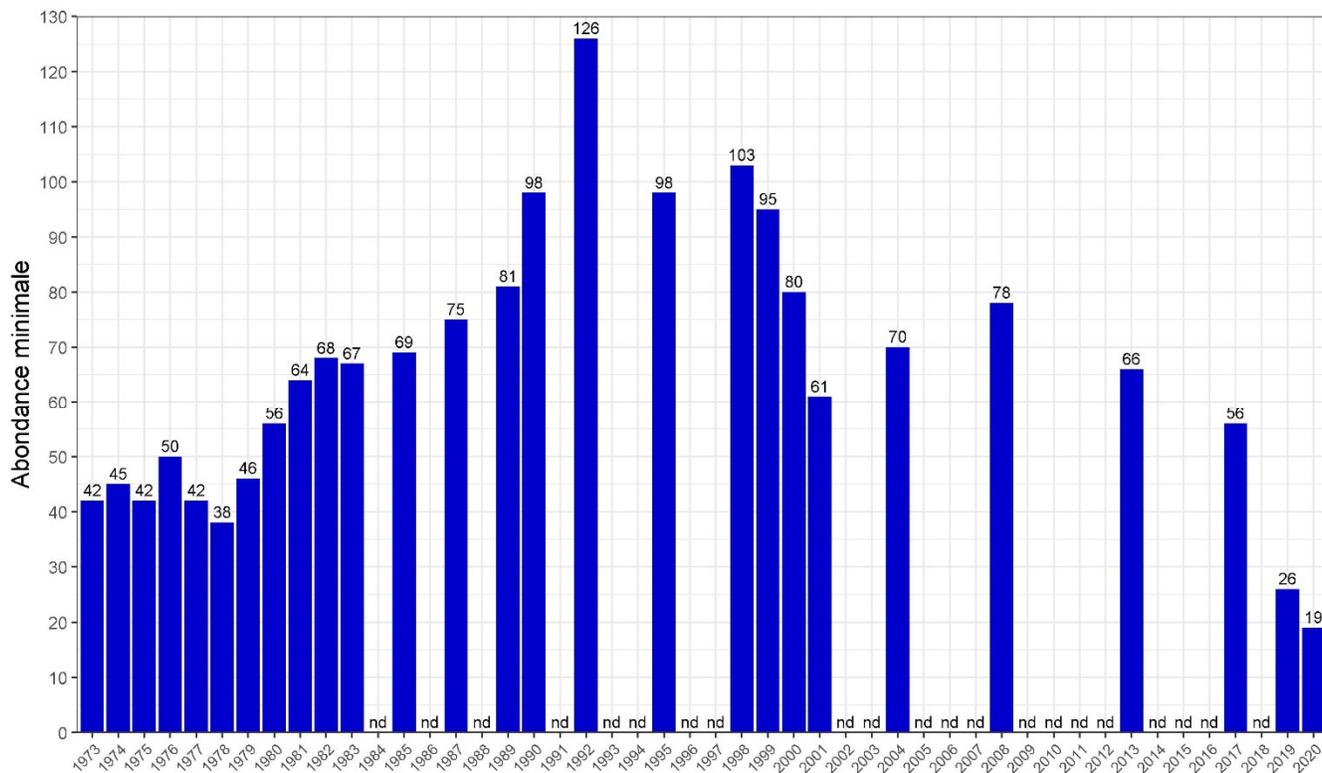


Figure 22. Variation de l'abondance minimale de caribous forestiers de la population de Charlevoix entre 1973 et 2020. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation de l'abondance n'est disponible pour la période désignée.

Entre 1973 et 1992, la population de Charlevoix augmentait en moyenne de 6 % par année (taux d'accroissement reposant sur l'abondance = 1,06). Lors de la période de décroissance de la population, entre 1992 et 2020, la population a subi une baisse de près de 85 % de son effectif et elle diminuait en moyenne de 7 % par année (taux de croissance reposant sur l'abondance = 0,93). Le déclin de la population s'est accéléré au cours de la période récente (2017-2020), avec une décroissance de 30 % en moyenne par année (taux d'accroissement reposant sur l'abondance = 0,70). Le taux d'accroissement reposant sur les paramètres démographiques (taux de survie et taux de recrutement) est très similaire à celui reposant sur les changements dans l'abondance (0,67), et suggère une perte moyenne de 33 % de cet effectif annuellement. Ce constat est inquiétant, considérant le faible taux de survie des adultes et de recrutement au cours des dernières années (voir la section « Mortalité »). Cette situation démographique place la population de caribous de Charlevoix dans une situation très précaire et à risque d'extinction à court ou à moyen terme si aucune attention n'est portée aux causes proximales et ultimes du déclin.

La composition de la population de Charlevoix a été évaluée à plusieurs reprises dans les dernières décennies. Les données ne suggèrent pas un déséquilibre dans le rapport des sexes chez cette population (Figure 23). Lors de l'inventaire aérien réalisé à l'hiver 2017, le rapport des sexes a été estimé entre 75 à 88 mâles/100 femelles (Déry et Rochette, 2018). En 2019, ce rapport était estimé entre 50 à 71 mâles/100 femelles (Hins et Rochette, 2019). En 2020, étant donné le faible nombre de caribous dénombrés ($n = 19$), le rapport des sexes varie grandement selon la redistribution des individus de sexe indéterminé selon un sexe ou l'autre ($n = 4$ indéterminés, 21 % des individus observés). Le rapport des sexes pour 2020 est estimé entre 33 à 100 mâles/100 femelles (Hins et Rochette, 2020). Le rapport des sexes chez les populations de caribous forestiers à travers le Canada est typiquement de 30 à 70 mâles/100 femelles (EC, 2008). Le rapport des sexes observés au cours de la période récente chez cette population ne semble donc pas préoccupant.

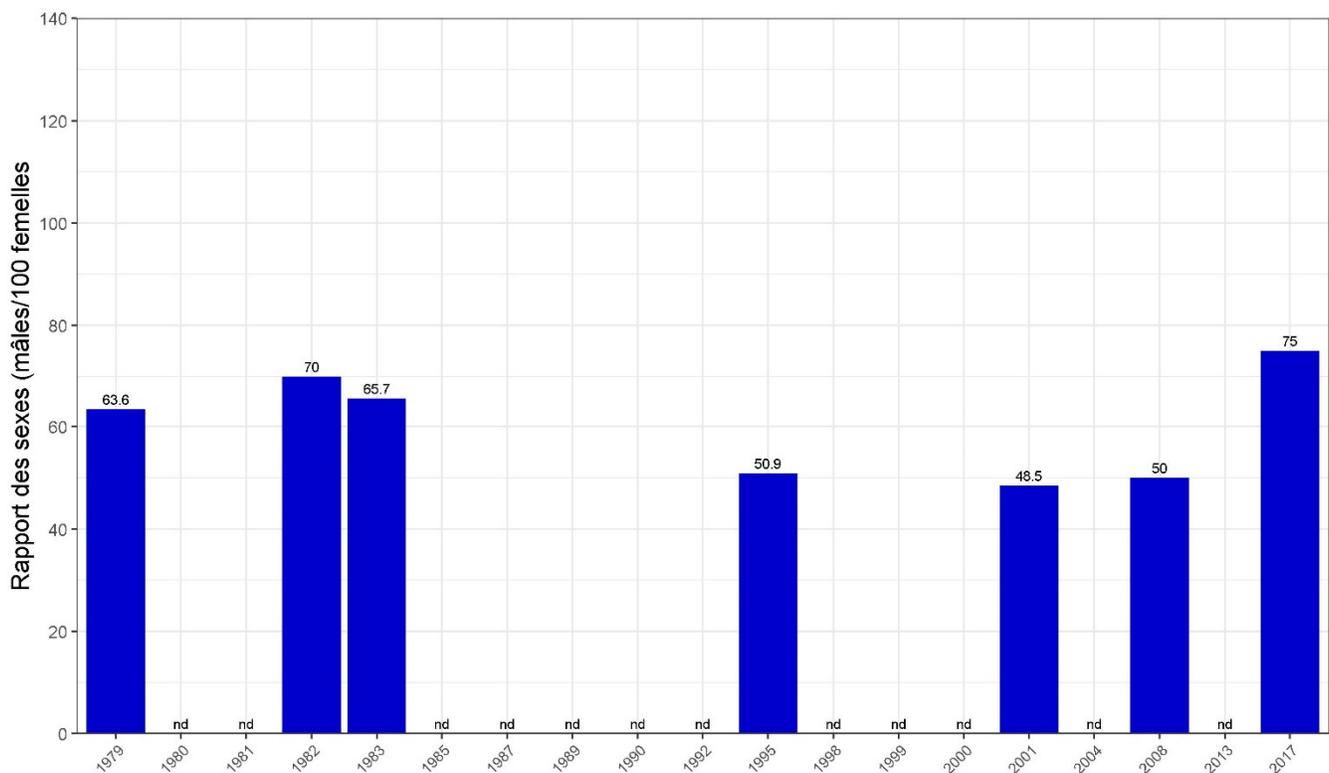


Figure 23. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous forestiers de la population de Charlevoix entre 1979 et 2017. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du rapport des sexes n'est disponible pour la période désignée. Seulement les rapports des sexes estimés à partir d'une abondance minimale de 15 individus ou plus sont présentés.

Le recrutement dans la population de Charlevoix a été évalué à plusieurs reprises depuis les années 1970 (Figure 24; Sebbane et coll., 2002; Banville et Bastien, 2004; Giroux et Langevin, 2016; Déry et Rochette, 2018; Hins et Rochette, 2019, 2020). La proportion de faons au sein de la population semble être en décroissance depuis le début des années 2000. Le nombre de faons par 100 femelles observé au cours de la période récente (2017-2020) a varié entre 12,5 et 27 faons/100 femelles, ce qui correspond à une proportion de faons au sein de la population variant entre 7,7 % et 12,5 % (Déry et Rochette, 2018; Hins et Rochette, 2019, 2020). La proportion de faons observée au cours de la période

récente chez cette population est sous le seuil de 15 % de faons nécessaire pour espérer le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008 ; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »).

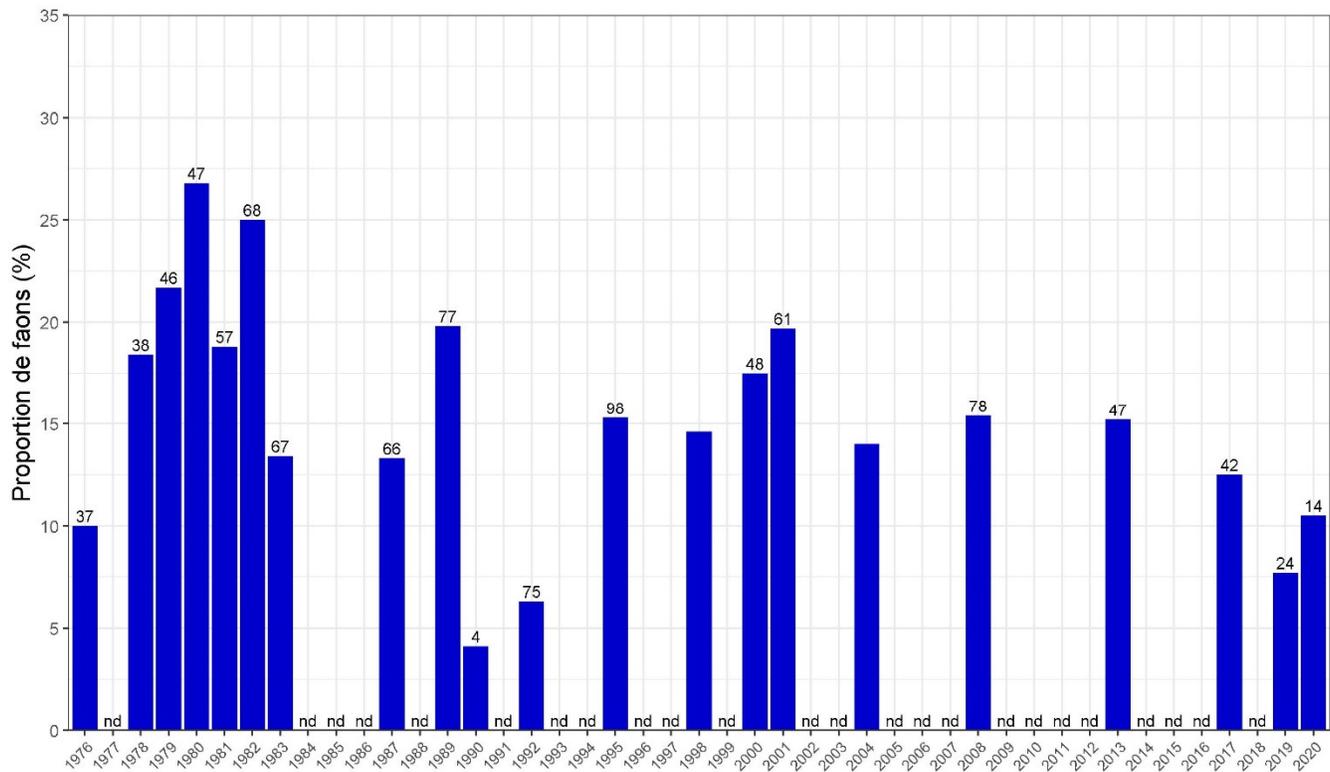


Figure 24. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers de Charlevoix entre 1976 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Entre 2017 et 2019, 21 caribous ont été suivis par télémétrie dans la population de Charlevoix. Quinze sont morts au cours de ce suivi (8 femelles et 7 mâles, 38 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen pour la période de 2017-2019 est estimé à 60 % (Tableau 12). Le taux de survie observé au cours de la période récente est nettement insuffisant pour espérer un maintien de la population de Charlevoix dans le temps (voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »; EC, 2008). Les taux de survie des adultes dans cette population semblent avoir diminué au cours des quinze dernières années. En effet, le taux de survie des femelles était estimé à 87 % pour la période de 2007-2011, comparativement à 61 % pour la période de 2017-2019. Chez les mâles, le taux de survie pour 2007-2011 était estimé à 73 %, comparativement à 56 % pour la période de 2017-2019.

Tableau 12. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population de Charlevoix entre 1999 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
1999-2011	2 sexes	nd	nd	nd	nd	nd
	Femelle	38	300	87	65	100
	Mâle	14	48	73	42	100
2017-2019	2 sexes	15	38	60	46	78
	Femelle	8	21	61	43	86
	Mâle	7	16	56	36	87

Causes de mortalité

La prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat, le développement industriel et le dérangement anthropique (par exemple, le dérangement lié à la motoneige hors-piste) sont les principales menaces identifiées pour la population de caribous de Charlevoix (Gouvernement du Québec, en préparation). Les mortalités de causes inconnues représentaient la majorité des mortalités enregistrées chez les caribous suivis par télémétrie au cours de la période de 2017-2019 (14/15, 93,3 %; Tableau 13). Entre 2017 et 2019, sur les 15 mortalités rapportées, une seule a pu être déterminée comme résultant d'une cause naturelle. Compte tenu de la proportion élevée de mortalité pour lesquelles la cause est de nature inconnue, il est difficile de dresser un portrait précis de la contribution des différentes causes de mortalité pour la population de caribous forestiers de Charlevoix.

Le suivi télémétrique récent ne couvre que les caribous adultes et ne permet pas d'évaluer les taux de survie et les causes de mortalité chez les faons. Une étude récente réalisée chez la population de Charlevoix a toutefois montré que les faons étaient très vulnérables à la prédation par l'ours noir dans les premiers mois de leur vie (Dussault et coll., 2012). Près de 58 % des faons seulement ont survécu aux premiers mois de leur vie et parmi les mortalités, 95 % étaient attribuables à un événement de prédation par l'ours noir (Dussault et coll., 2012). La prédation constitue un enjeu important pour cette population, à la fois chez les faons et chez les adultes (Leclerc et coll., 2014; Leblond et coll., 2016).

Le MFFP poursuit le suivi télémétrique minimal au sein de cette population afin de ne pas perdre la trace des groupes utilisant différents secteurs de l'aire de répartition. L'évaluation du taux de survie et de la contribution des causes de mortalité pourra être raffinée.

Tableau 13. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population de Charlevoix de 2017 à 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	14
Naturelle	1
Total	15

Productivité

Entre 2017 et 2019, 13 femelles ont été capturées au sein de la population de Charlevoix. Un échantillon de fèces a été récolté chez 2 de ces femelles en 2018. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que les 2 femelles étaient gestantes en 2018. Étant donné le faible nombre d'échantillons prélevés chez cette population au cours de la période récente, il est impossible d'évaluer précisément le taux de gestation des femelles. Une étude réalisée entre 2004 et 2007 a montré que, bien que la majorité des femelles de la population de Charlevoix suivies par télémétrie donnaient naissance à des faons (78,5 % des femelles), seulement 46,3 % des faons ont survécu aux premiers 50 jours de leur vie (Pinard et coll., 2012). Les résultats de cette étude suggèrent que la mortalité postnatale serait un facteur de risque plus important que la productivité des femelles. Toutefois, les données disponibles sur la productivité des femelles ne permettent pas de valider cette hypothèse. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

En raison du faible nombre d'individus restants dans la population et capturés au cours des dernières années, il s'avère impossible d'évaluer la masse corporelle moyenne des femelles et des mâles caribous forestiers de la population de Charlevoix dans les récentes années (3 individus pesés). En 2018, la longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes (6 caribous; $\geq 3,5$ ans, femelles et mâles regroupés) de la population de Charlevoix était de 220,2 cm (IC 95 % : 204,7 cm-235,6 cm). Le faible nombre d'individus de chaque sexe (2 mâles et 4 femelles) mesurés ne permet pas de comparaison pour la taille corporelle entre les sexes en 2018.

À l'hiver 1979-1980, l'analyse de 51 échantillons de fèces et de 5 prélèvements sanguins provenant de caribous forestiers de la population de Charlevoix révélait une faible prévalence de certains parasites gastro-intestinaux (principalement des nématodes; Patenaude, 1981). Ce type de parasites est considéré comme commun chez le caribou et n'est généralement pas associé à une baisse de la condition physique (voir la section « Maladies et parasites »; Kutz et coll., 2012; Tryland et Kutz, 2018). Les tests sérologiques n'ont quant à eux révélé la présence d'aucun pathogène sanguin chez les caribous testés (Patenaude, 1981). Plus récemment, la population de Charlevoix semble touchée par la tique d'hiver, tout comme la population de Val-d'Or. Les captures ou les visites des carcasses à la suite de la mort des individus suivis par télémétrie ont permis de constater que certains caribous présentaient en 2017-2018 une charge en tiques d'hiver relativement élevée. Sur les 8 caribous capturés et avec présence de tiques

d'hiver, 2 caribous montraient une infestation légère (entre 0-20 tiques sur le côté droit du dos) alors que 6 montraient une infestation élevée (plus de 20 tiques sur le côté droit du dos). Toutefois, aucune étude n'a été réalisée sur l'impact de ce parasite sur la survie des caribous de Charlevoix. Aucun signe d'infection par *Besnoitia tarandi* n'a été observé chez les caribous pour cette période. L'information sur la charge parasitaire des caribous de la population de Charlevoix pour les années 1990 et 2000 n'est pas disponible. Le MFFP poursuit ses efforts d'acquisition de données sur les indicateurs de condition physique, de maladies et de parasites, ce qui permettra d'établir un état de référence pour cette population et d'évaluer les variations de ces indicateurs dans le temps.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

La structure et la composition de la forêt dans l'aire de répartition de la population de caribous de Charlevoix ont été grandement modifiées depuis sa réintroduction au début des années 1970. Les modifications de l'habitat ont entraîné l'expansion de l'aire de répartition de cette population qui a presque doublé entre les années 1970 et 2000, passant de 1 185 km² à 3 127 km² (Sebbane et coll., 2008). Le suivi télémétrique instauré en 2004 a montré que l'aire de répartition de la population de Charlevoix a continué de s'élargir pour atteindre 6 500 km² quelques années plus tard (St-Laurent et Dussault, 2012).

Les caribous de Charlevoix affichent une préférence pour les peuplements résineux matures fermés et ouverts, ainsi que pour les dénudés secs riches en lichens terricoles (Sebbane et coll., 2008; Leblond et coll., 2011; Larue et coll., 2018). Bien que 16 % de l'aire de répartition de la population de Charlevoix se trouvent dans des zones protégées (parc national de la Jacques-Cartier, parc national des Grands-Jardins, parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie), la majeure partie de l'aire de répartition de la population chevauche la réserve faunique des Laurentides où l'aménagement forestier est permis et a lieu. L'aire de répartition des caribous de Charlevoix est donc essentiellement dominée par une matrice forestière perturbée dans laquelle les massifs forestiers recherchés par les caribous sont très fragmentés par l'aménagement forestier et les chemins forestiers. Par conséquent, l'aire de répartition de la population et les domaines vitaux individuels incluent des forêts ouvertes de conifères et d'autres types de milieux ouverts, notamment des sites récemment perturbés (Sebbane et coll., 2008; St-Laurent et Dussault, 2012). Différents travaux sur la population de caribous de Charlevoix ont d'ailleurs noté une sélection pour des parterres de coupes récents (≥ 5 ans; Charbonneau, 2011; Dussault et coll., 2012; Pinard et coll., 2012; Larue et coll., 2018). Ce comportement pourrait être associé à une stratégie antiprédatrice, particulièrement pour les femelles gestantes ou accompagnées de faons durant la période estivale et celle de la mise bas (Charbonneau, 2011; Pinard et coll., 2012). Inversement, il a été suggéré que la sélection de ces parterres découle d'un comportement résultant d'une fidélité à des sites autrefois convenables qui se trouvent maintenant perturbés, pour lesquels les femelles ne connaissent ni la distribution des ressources ni celle des prédateurs (Faille et coll., 2010; Dussault et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014). Les femelles montrant un tel comportement de sélection pour des parterres de coupes récentes présentent une probabilité plus élevée de perdre leur faon (Leclerc et coll., 2014; Lafontaine et coll., 2019).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

Au début du 20^e siècle, les trouées et les chablis étaient les principaux facteurs qui régissaient la dynamique naturelle de renouvellement de la forêt en haute latitude (Couillard, 2011; Boucher et Grondin,

2012). Depuis la fin du 20^e siècle, l'aménagement forestier a contribué à rajeunir la mosaïque forestière de l'habitat des caribous de Charlevoix. Entre 1930 et 2005, le taux de remplacement des peuplements a été 40 fois plus rapide que le taux associé aux perturbations naturelles du début du 20^e siècle (récurrence globale de 65 ans au lieu de 800 ans; Boucher et Grondin, 2012). Le passage d'une épidémie sévère de tordeuses des bourgeons d'épinettes en 1985 et de deux feux successifs (1991 et 1999), brûlant 25 % du parc national des Grands-Jardins, a aussi marqué le paysage forestier régional (Perron, 1994).

L'aire fréquentée par la population de caribous forestiers de Charlevoix est aujourd'hui fortement perturbée par diverses activités anthropiques (Hins et Rochette, 2020). En 2019, le taux de perturbations total sur le territoire fréquenté par le caribou de Charlevoix était évalué à 89,6 % (perturbations naturelles : 2,9 %, perturbations anthropiques : 86,7 %). Les perturbations anthropiques sont surtout attribuables à la présence d'un imposant réseau de chemins forestiers secondaires, tertiaires et abandonnés. La densité moyenne de chemins sur l'aire de répartition du territoire est estimée à 1,5 km linéaire/km². En ne tenant pas compte du chevauchement des chemins forestiers (et de leur zone tampon de 500 m) et d'autres types de perturbations, les chemins couvrent près de 70 % du territoire. En 2020, l'inventaire de l'état des chemins forestiers dans la réserve faunique des Laurentides et dans le parc national des Grands-Jardins réalisé par le MFFP, en collaboration avec la Nation huronne-wendat et la SEPAQ, a montré que 62 % des 700 km de chemins inventoriés étaient soit refermés naturellement ou en voie de l'être, 21 % étaient utilisables en camion et 17 % pouvaient être utilisés en véhicule-tout-terrain ou à pied (MFFP, communication interne). Des travaux de fermeture ont été entamés en novembre 2020 et se poursuivent dans le parc national des Grands-Jardins.

En 2000, le territoire fréquenté par la population de caribous forestiers de Charlevoix a été désigné comme un habitat faunique de type « aire de fréquentation du caribou au sud du 52^e parallèle », en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (RLRQ, c. C-61.1). Un plan d'aménagement forestier spécifique à une partie du territoire public couverte par cet habitat faunique a été élaboré pour la période de 2006-2011 (Lafleur et coll., 2006). Un deuxième plan, actuellement en vigueur, inclut des modalités visant à restaurer des massifs forestiers de 50 ans et de 80 ans et plus (*Plan d'aménagement forestier du territoire fréquenté par le caribou forestier de Charlevoix – 2013-2023*). Depuis 2019, des mesures intérimaires visant la protection de massifs de peuplements de plus de 7 m ont été ajoutées. L'ajout de ces mesures permet de couvrir une partie importante (1 634 km²) des secteurs fréquentés intensivement par le caribou. Ces derniers ne sont pas compris dans le plan de 2013-2023. Ce plan et les mesures intérimaires visent à moduler les stratégies d'aménagement forestier de manière à maintenir et à assurer une restauration rapide de l'habitat dans les secteurs d'importance pour le caribou tout en veillant à minimiser les impacts sur la possibilité forestière.

En plus des actions visant à rétablir l'habitat, des mesures de gestion sont déployées afin de freiner le déclin de la population de caribous de Charlevoix. Ces mesures ont pour objectif de diminuer la pression de prédation sur les caribous. Entre 1967 et 1979, un contrôle du loup a été appliqué dans les secteurs fréquentés par les caribous réintroduits (Jolicoeur et coll., 2005). Par la suite, des programmes d'encouragement et de formation auprès des trappeurs pour récolter le loup ont été mis en place (Banville, 1998; Sebbane et coll., 2008) Depuis 2014, un projet de contrôle des ours noirs a été mis en place par le Conseil de la Nation huronne-wendat en collaboration avec le MFFP dans les principales aires de mise bas du caribou. Depuis 2019, le MFFP déploie des efforts pour former des trappeurs

sportifs au piégeage et à la gestion des canidés de manière à accentuer la pression de piégeage sur les loups dans l'habitat des caribous forestiers de Charlevoix. À l'hiver 2020-2021, le MFFP a mis sur pied, en collaboration avec la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec et l'Association régionale des piégeurs de la Capitale-Nationale, un projet d'intensification et de mise en valeur de piégeage du loup dans les milieux fréquentés par la population de Charlevoix. Des démarches pour construire un enclos de maternité et de protection (exclos sans prédateurs) pour mettre temporairement à l'abri de la prédation l'ensemble des caribous de la population de Charlevoix sont en cours (voir la section « Mesures de gestion – Mise en enclos »).

En 2019, le MFFP a instauré un suivi télémétrique du loup dans l'aire de répartition des caribous de Charlevoix afin de documenter l'abondance et la structure de la population, ainsi que l'utilisation de l'espace de ce prédateur. En 2019 et en 2020, 17 loups ont été munis d'un collier télémétrique permettant, entre autres, de suivre leurs déplacements et, par conséquent, leurs interactions potentielles avec les caribous forestiers de la population de Charlevoix.

Population de la Gaspésie

Caractéristiques de la population

La population de caribous de la Gaspésie est une relique des populations de caribous qui peuplaient autrefois toute la péninsule gaspésienne et qui s'étendaient jusqu'au nord du New Hampshire (Moisan, 1956). À la suite de la colonisation humaine et de la perturbation de leur habitat, les caribous se sont graduellement retranchés au centre de la péninsule gaspésienne et finalement dans les montagnes des Chic-Chocs (Moisan, 1956). La population de caribous de la Gaspésie est la seule population de caribous des bois qui subsiste actuellement au sud du fleuve Saint-Laurent.

La répartition actuelle de la population de caribous de la Gaspésie est essentiellement concentrée sur les plus hauts plateaux du parc national de la Gaspésie (Figure 5). Les caribous se trouvent surtout en périphérie des monts Chic-Chocs, dont les monts Albert et Logan font partie, et des monts McGerrigle, qui comprennent les monts Jacques-Cartier et Vallières-de-Saint-Réal, ainsi que dans une zone d'environ dix kilomètres autour de ce parc. Cependant, des observations de caribous sont rapportées régulièrement jusqu'à 100 km des limites du parc. Étant donné cette distribution concentrée aux massifs montagneux et les comportements particuliers associés à l'utilisation de ce type de milieu, le caribou de la Gaspésie fait partie de l'écotype montagnard du caribou des bois (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018; ECCG, 2020).

Au cours des années 1950, Moisan (1956) affirmait que les troupeaux des monts Logan, Albert et McGerrigle pouvaient représenter des entités plutôt indépendantes. Des observations dans le secteur du mont Albert en 1959 laissent toutefois croire qu'à cette époque, il y avait des échanges d'individus entre les groupes des monts Albert et Logan ainsi qu'entre ceux des monts Albert et McGerrigle (Rivard, 1978). En 1975, des déplacements de caribous ont été observés entre les différents sommets (Georges et coll., 1975; Rivard, 1978). Malgré quelques déplacements ponctuels de quelques individus, très peu d'échanges ont été notés entre les groupes des différents secteurs (Logan, Albert, McGerrigle) depuis la fin des années 1970. Ces groupes sont maintenant considérés comme trois unités, ou sous-populations, relativement indépendantes les unes des autres et formant néanmoins une métapopulation (Ouellet et

coll., 1996; Mosnier et coll., 2003). L'analyse récente de la structure génétique suggère toutefois que la population est passée d'un groupe de caribous à deux sous-groupes génétiquement différenciés, soit le sous-groupe des monts Logan et Albert, à l'ouest, et celui des monts McGerrigle, à l'est (Pelletier et coll., 2019). Ce résultat suggère que la population de caribous montagnards de la Gaspésie devrait être gérée comme deux populations distinctes plutôt que comme une métapopulation composée de trois sous-populations puisque les échanges sont insuffisants pour permettre un mélange du patrimoine génétique. La population de caribous montagnards de la Gaspésie est également moins diversifiée et génétiquement distincte des autres populations de caribous au Québec (Courtois et coll., 2003a; Yannic et coll., 2016).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Il existe peu d'information sur l'état de la population de caribous montagnards de la Gaspésie avant les premiers travaux menés dans les années 1950 (Moisan, 1956, 1957). Les milieux alpins, subalpins et montagnards utilisés par le caribou montagnard de la Gaspésie et sa répartition spatiale entre les monts Logan, Albert et McGerrigle complexifient sa détection et la réalisation d'inventaires. Des inventaires aériens de cette population sont réalisés depuis les années 1960 (Brassard, 1967; Vézina, 1971; Potvin, 1974; Rivard, 1978). Depuis 1990, ces inventaires sont réalisés annuellement et dans les mêmes secteurs afin d'évaluer la variation de l'abondance de caribous et la tendance démographique de cette population. Ces inventaires sont généralement réalisés à l'automne, au moment du rut, moment durant lequel les caribous ont tendance à se regrouper sur les sommets dénudés. Cette stratégie d'inventaire facilite la détection des caribous. En plus des inventaires aériens, l'utilisation de pièges photographiques a été ajoutée comme outil complémentaire de détection dans le secteur du mont Logan en 2019-2020 (Morin et Lesmerises, 2020).

Dans les années 1950, la taille de la population de caribous montagnards de la Gaspésie était évaluée entre 700 et 1 500 caribous, la limite inférieure de cette estimation étant la plus probable (Moisan, 1957). Entre 1966 et 1971, des inventaires ciblés ont été réalisés au mont Albert et au mont Jacques-Cartier résultant en l'observation de 57 à 108 caribous répartis entre ces deux monts (Brassard, 1967; Vézina, 1971; Figure 25). Depuis 1983, un inventaire aérien de la population est réalisé annuellement. En 1983, 191 caribous ont été observés lors de l'inventaire (Desrosiers, 1984), un pic d'abondance qui n'a pas été observé depuis. Depuis 2007, la population semble subir un déclin soutenu de l'abondance. L'inventaire réalisé en 2019-2020 a permis d'observer seulement 34 caribous (Morin et Lesmerises, 2020), les individus étant principalement répartis entre les monts Albert (15 caribous) et McGerrigle (19 caribous). Cet inventaire aérien n'a pas permis l'observation de caribous dans le secteur du mont Logan (Morin et Lesmerises, 2020). L'utilisation de pièges photographiques sur une superficie de 25 km² dans le secteur Logan a toutefois permis d'observer 6 caribous distincts, dont le sexe et la classe d'âge n'ont pu être déterminés (Morin et Lesmerises, 2020). L'abondance minimale dans la population de la Gaspésie était donc de 40 caribous en 2019-2020.

Le taux d'accroissement annuel moyen de la population basé sur l'abondance est estimé à 0,91 pour la période de 2015-2019. Ce taux, inférieur à 1, indique que la population est en déclin et a perdu en moyenne 9 % de son effectif au cours des quatre dernières années. Le taux d'accroissement annuel basé sur les paramètres démographiques pour cette même période est quant à lui estimé à 0,80 (taux de survie de 2013-2015 : 72 %; taux de recrutement de 2015-2019 : 10 % de faons).

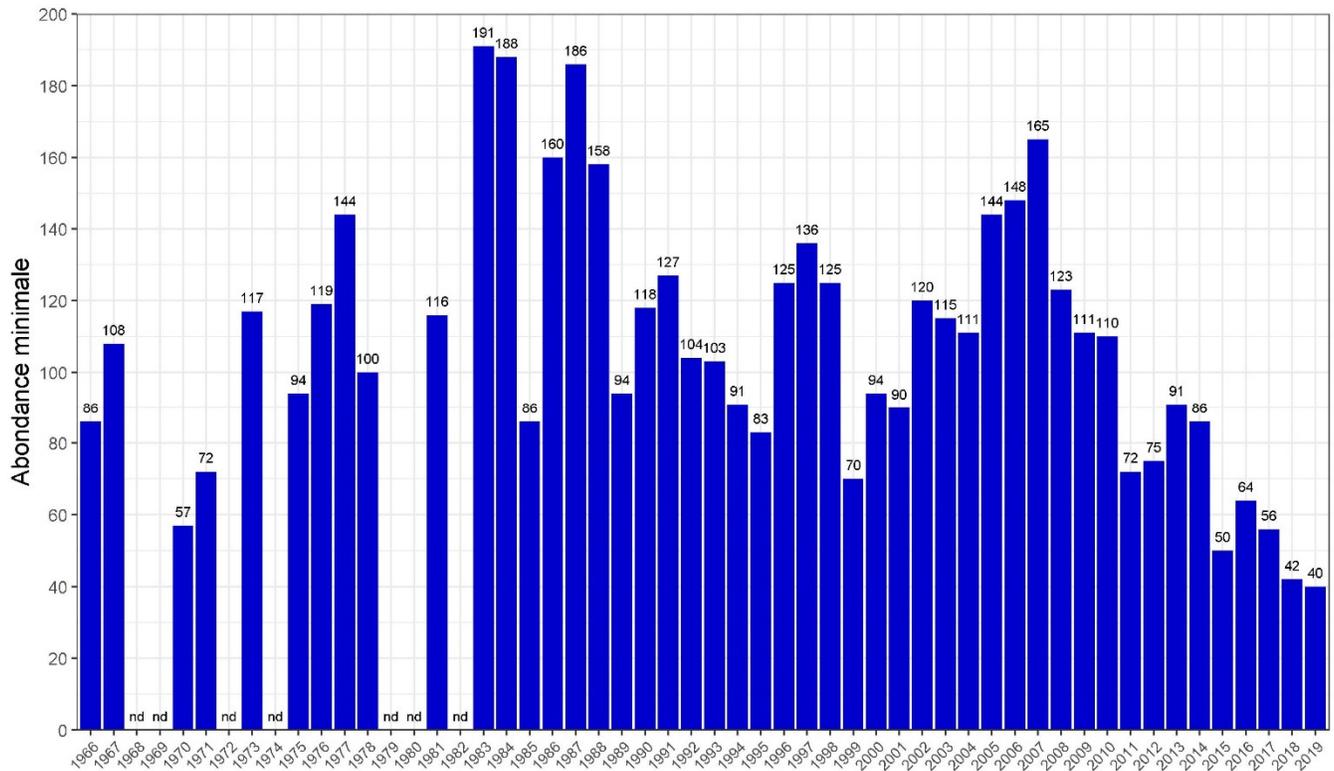


Figure 25. Variation de l’abondance minimale de caribous montagnards de la population de la Gaspésie entre 1966 et 2020. La valeur « nd » signifie qu’aucune évaluation de l’abondance n’est disponible pour la période désignée.

Grâce aux nombreux inventaires aériens et aux classifications réalisées lors de ces inventaires, le rapport des sexes a pu être évalué pour la période de 1984 à 2019 pour la population de la Gaspésie (Figure 26). Cette population montre un rapport des sexes (exprimé en nombre de mâles par 100 femelles) en moyenne supérieur à ce qui est observé chez les populations de caribous forestiers au Québec (moyenne provinciale pour 2017-2020 : 68,2 mâles/100 femelles). À l’échelle canadienne, le rapport des sexes se situe typiquement entre 30 et 70 mâles adultes par 100 femelles adultes (EC, 2008). La population de caribous montagnards de la Gaspésie comportait donc, pour plusieurs années entre 1984 et 2019, une proportion de mâles plus élevée que ce qui est généralement observé. Les mâles pouvant se reproduire avec plus d’une femelle lors de la période du rut, leur nombre affecte moins la démographie d’une population que le nombre de femelles. Il est difficile toutefois d’évaluer l’effet d’un déséquilibre du rapport des sexes en faveur des mâles sur la démographie de la population de caribous montagnards de la Gaspésie. Au cours de l’inventaire de 2019-2020, le rapport des sexes était estimé à 80 mâles/100 femelles (Morin et Lesmerises, 2020), une valeur plus près des valeurs généralement observées chez l’espèce. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur afin d’identifier une problématique touchant plus fortement un sexe que l’autre.

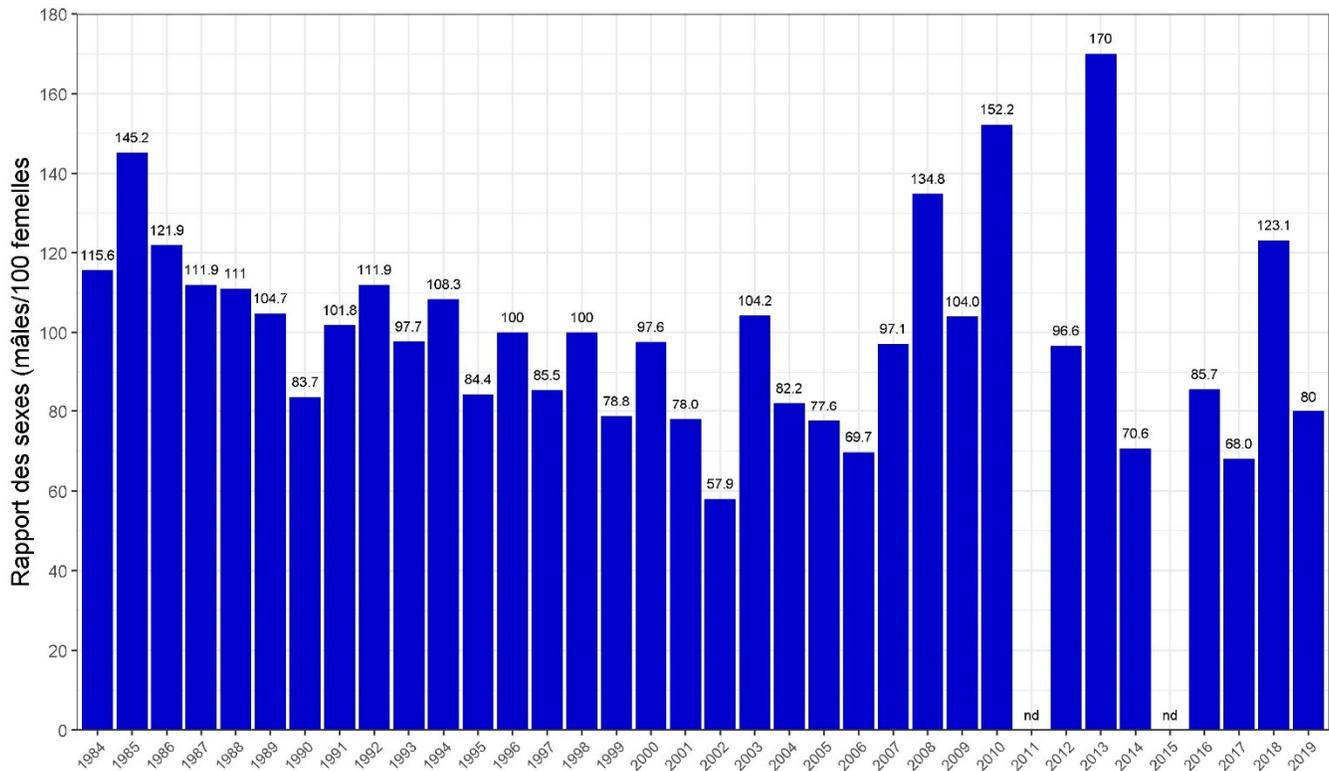


Figure 26. Variation du rapport des sexes (mâles par 100 femelles) de caribous montagnards de la population de la Gaspésie entre 1984 et 2019. La valeur « nd » signifie qu’aucune évaluation du rapport des sexes n’est disponible pour la période désignée.

L’Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2004, 2018) a estimé que le recrutement des faons devrait être minimalement de 17 % pour assurer le maintien de la population de caribous montagnards de la Gaspésie en présence d’un taux de survie élevé des adultes. Considérant le taux de mortalité élevé des adultes au cours des années 2010 (voir la section « Mortalité »), ce seuil devrait toutefois se situer entre 20 % et 27 % (soit de 37 à 48 faons/100 femelles; Lesmerises, 2012b; Frenette, 2017, Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018) pour permettre à la population de se maintenir. Le recrutement (proportion de faons au sein de la population) a pu être évalué pour la période de 1984 à 2019 (Figure 27). Il est à noter que le recrutement est évalué à l’automne, soit 2 à 3 mois plus tôt que chez les populations de caribous forestiers (sauf Val-d’Or). Le recrutement rapporté pour cette population peut donc être légèrement supérieur à celui observé chez les autres populations puisque des faons peuvent mourir entre le moment où le recrutement est évalué chez cette population (automne) et le moment où les faons sont recrutés au segment adulte (printemps suivant). Toutefois, comme cette approche est utilisée depuis plus de 40 ans, elle permet de comparer les estimations annuelles entre elles et de décrire les variations temporelles de cet indicateur. Le recrutement était très variable d’une année à l’autre, variant de 2,2 % à 25,0 %. Lors du dernier inventaire de 2019-2020, le recrutement était estimé à 17,6 % (40 faons/100 femelles; Morin et Lesmerises, 2020). Bien que cette valeur représente une augmentation par rapport aux dernières années (recrutement variant entre 2,4 % et 14,3 % pour la période de 2013 à 2018), elle demeure insuffisante pour assurer le maintien de la population (voir la section « Paramètres démographiques favorisant l’autosuffisance »; EC, 2008).

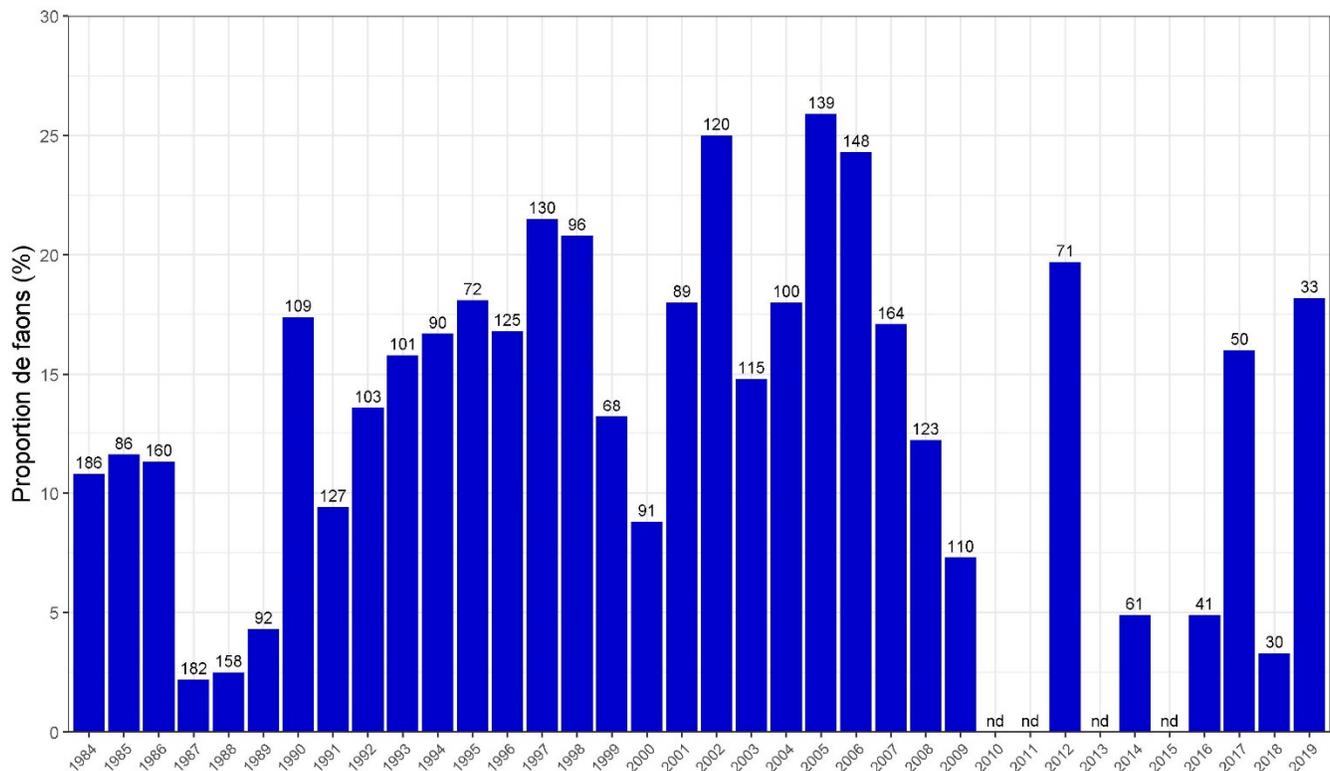


Figure 27. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous montagnards de la Gaspésie entre 1984 et 2019. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale).

Les indicateurs d'abondance, de tendance démographique et de recrutement indiquent tous que la population de caribous montagnards de la Gaspésie est en déclin et fait face à un risque élevé d'extinction à court terme.

Mortalité

Taux de survie

Entre 2013 et 2015, parmi les 42 caribous suivis par télémétrie, 20 sont morts (10 femelles et 10 mâles, 90 caribous-années); un mâle est mort entre la capture et le début de l'année caribou (1^{er} avril). Le taux de survie annuel pour la période de 2013-2015 est donc estimé à 72 % (Tableau 14). Ce taux de survie est inférieur à ceux observés entre 1988 et 1991 ainsi qu'entre 1999 et 2009 chez cette population et il est insuffisant pour espérer le maintien de la population (voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Aucun suivi télémétrique n'a eu cours depuis. Il est donc impossible d'évaluer si le taux de survie estimé entre 2013 et 2015 s'applique toujours aujourd'hui.

Tableau 14. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous suivis par télémétrie dans la population de caribous montagnards de la Gaspésie entre 1988 et 2015. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
1988-1991 ^A	Femelle	nd	73	96	94	98
	Mâle	nd	nd	nd	nd	nd
1999-2009 ^A	Femelle	nd	138	88	83	93
	Mâle	nd	43	91	85	97
2013-2015	2 sexes	20	90	72	62	83
	Femelle	10	64	80	69	92
	Mâle	10	26	55	38	81

^A Taux de survie issus de Frenette, 2017.

Causes de mortalité

La prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat et le dérangement anthropique (par exemple, dérangement lié aux activités récréotouristiques) sont les principales menaces identifiées pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018). Le loup étant absent au sud du fleuve Saint-Laurent, l'ours noir et le coyote constituent les principaux prédateurs des caribous chez cette population (Crête et Desrosiers, 1995; Boisjoly et coll., 2010). Malgré l'absence du loup, le phénomène de compétition apparente est tout de même observable chez cette population (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2018).

Entre 2013 et 2015, la mortalité dont la cause la plus probable était la prédation représentait la majorité des mortalités enregistrées (10/21, 47,6 %) et la mortalité due à des causes naturelles était également fréquente parmi les caribous suivis (7/21, 33,3 %; Tableau 15).

Tableau 15. Causes de mortalité des caribous suivis par télémétrie dans la population de la Gaspésie de 2013 à 2015.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	4
Prédation par le coyote	10
Naturelle	7
Total	21

Productivité

Le taux de gestation des femelles caribous dans la population de la Gaspésie n'a pas été évalué de façon systématique dans le passé. Des taux de gestation ont été évalués en 2013 et en 2014, lors de la

capture d'un certain nombre de femelles dans le cadre du dernier suivi télémétrique. Les taux estimés étaient de 88,9 % (8/9) et de 60,0 % (6/10), respectivement. Depuis l'hiver 2020, des fèces sont récoltées de façon aléatoire au sol lors des travaux hivernaux de terrain. À l'hiver 2020, 19 échantillons de fèces ont été récoltés et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces de manière aléatoire dans les années à venir afin de mettre à jour l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

Aucune donnée récente n'est disponible concernant la masse et la taille corporelles des caribous montagnards de la Gaspésie. Les dernières évaluations de la longueur totale des caribous pour cette population ont été effectuées en 2013, lors des captures en lien avec le dernier suivi télémétrique de la population. La longueur totale moyenne des caribous forestiers adultes a été évaluée à 208,2 cm (12 caribous; IC 95 % : 200,9 cm-215,4 cm) pour les femelles et de 229,5 cm (10 caribous; IC 95 % : 220,7 cm-238,3 cm) pour les mâles. La longueur totale moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,002$), les mâles capturés étant 9,3 % plus longs que les femelles capturées.

La population de caribous montagnards de la Gaspésie a fait l'objet de travaux visant à documenter la diversité, la prévalence et la charge de parasites gastro-intestinaux des caribous (Turgeon et coll., 2018). L'analyse d'échantillons de fèces provenant de 32 caribous échantillonnés en 2013-2014 a mené à la détection de nématodes (*Strongylida* et *Trichocephalida*), de cestodes et de protozoaires (Turgeon et coll., 2018). Ces parasites sont considérés comme étant communs chez le genre *Rangifer* en Amérique du Nord (Kutz et coll., 2012). En 2013 et en 2014, l'examen de 42 caribous de la population de la Gaspésie n'a pas révélé de signes d'infection par *Besnoitia tarandi* (Turgeon et coll., 2018). Aucun décompte de tiques d'hiver n'a été réalisé sur les caribous montagnards de la Gaspésie pour cette période. À l'époque, un seul des caribous capturés montrait une infestation légère par la tique d'hiver. Des tiques ont été observées en plus ou moins grande abondance lors des captures ou de nécropsies subséquentes (F. Lesmerises, communication personnelle). Le chevauchement entre l'aire de répartition du caribou de la Gaspésie et celle de l'orignal, principal hôte de la tique d'hiver, suggère que les caribous sont sujets à être infectés par ce parasite en Gaspésie. Sans négliger l'importance d'un suivi de l'état de santé des individus, notamment l'évaluation de l'infection par divers parasites, la charge parasitaire faible et relativement commune détectée suggère que les parasites ne constituent pas une menace à court terme pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie (Turgeon et coll., 2018).

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

De 1987 à 1990, un suivi télémétrique a permis de décrire les patrons d'utilisation de l'habitat des caribous montagnards de la Gaspésie (Ouellet et coll., 1996). Près de 95 % des localisations des caribous se situaient alors à l'intérieur d'une zone couvrant 881 km², majoritairement dans les limites du parc national de la Gaspésie. Les caribous concentrent leurs activités dans les forêts résineuses matures en haute altitude et les dénudés alpins des monts McGerrigle et du massif des Chic-Chocs (Ouellet et coll., 1996; Mosnier et coll., 2003; Lesmerises et coll., 2018). Les peuplements résineux matures avec une forte abondance de lichens arboricoles sont fortement recherchés pendant l'hiver (Mosnier et coll. 2003), alors que les plateaux alpins sont davantage utilisés pendant la période sans neige et en début

d'hiver (F. Lesmerises, communication personnelle). Plusieurs études ont montré que les caribous de la Gaspésie évitent les secteurs avec une forte activité humaine (Dumont, 1993; Gaudry, 2013; Lesmerises et coll., 2017, 2018). La présence humaine sur les sommets peut également forcer les caribous à utiliser des secteurs à plus faible altitude affichant un risque de prédation accru et ce changement d'utilisation de l'espace peut se répercuter au cours des quelques jours suivant le dérangement (Lesmerises et coll., 2018). Les peuplements propices aux prédateurs et aux proies alternatives, comme les parterres de coupes en régénération, sont également évités par les caribous pour diminuer leurs risques de prédation (Boisjoly et coll., 2010; Gaudry, 2013).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

La création du parc national de la Gaspésie en 1937 et l'interdiction de la chasse au caribou en Gaspésie en 1949 constituent les premières mesures importantes de protection de la population de caribous de la Gaspésie. Par la suite, avec l'adoption de la Loi sur les parcs (RLRQ, c. P-9) en 1977, les travaux forestiers et miniers menés dans le parc de la Gaspésie ont cessé définitivement. Le mont Logan a été inclus dans les limites du parc en 1978. Depuis 2001, une portion de l'habitat du caribou de la Gaspésie est protégée par l'entremise de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (LCMVF) et du Règlement sur les habitats fauniques (RLRQ, c. C-61.1, r. 18) par la désignation « habitat d'une espèce faunique menacée ou vulnérable ». Alors que la LCMVF interdit toute activité susceptible de modifier l'habitat, ce règlement permet de concilier l'utilisation du territoire avec la protection de l'habitat désigné pour le caribou de la Gaspésie en autorisant et en encadrant certaines activités, notamment l'aménagement forestier, le récréotourisme ou l'exploration minière. L'habitat essentiel du caribou montagnard de la Gaspésie a ainsi été désigné dans le programme de rétablissement fédéral (EC, 2007), ce qui lui confère une protection légale en vertu de la LEP (L.C. 2002, ch. 29). En plus des mesures légales qui permettent de protéger le caribou et son habitat, il existe un certain nombre de mesures administratives qui contribuent à la protection de l'espèce. La gestion des activités récréotouristiques dans le parc national de la Gaspésie et les réserves fauniques adjacentes vise à réduire le dérangement des caribous durant des périodes critiques telles que le rut et la mise bas.

Depuis 1999, trois plans d'aménagement forestier successifs prévoyant des modalités considérant davantage les besoins du caribou ont été réalisés (Champagne et coll., 1999; Turcotte et coll., 2007; Chouinard et coll., 2013). Le plan en vigueur depuis septembre 2013 couvre 2 056 km² et entoure le parc national de la Gaspésie (Chouinard et coll., 2013). Dans ce plan, la stratégie forestière s'appuie sur l'aménagement écosystémique des forêts et se décline en deux zones principales, soit une zone de conservation et une zone d'aménagement (Lalonde et coll., 2013), dont les modalités diffèrent selon l'altitude. Les mesures intérimaires d'aménagement forestier adoptées en 2020 reprennent essentiellement les modalités du plan de 2013, mais la zone soustraite à la récolte est élargie afin d'inclure le cœur de l'aire de répartition de la population de caribous montagnards de la Gaspésie, couvrant ainsi 2 033 km². Malgré ces mesures de protection de l'habitat, près de 69 % de l'aire de répartition de la population de caribous de la Gaspésie sont considérés comme perturbés à l'heure actuelle.

En plus des mesures de protection de l'habitat du caribou, un contrôle des prédateurs est également effectué depuis plusieurs décennies et consiste principalement en un piégeage au sol. Une première phase de contrôle des prédateurs (coyotes et ours noirs) a débuté en 1990 et s'est conclue en 1996.

Bien que ce programme semble avoir eu des effets positifs sur la population, la proportion de faons dans cette dernière a de nouveau décliné deux ans après l'arrêt du programme, ce qui a justifié sa reprise et son intensification en 2001 jusqu'à ce jour. Des démarches pour construire deux enclos de maternité afin de mettre temporairement à l'abri de la prédation des femelles gestantes et leur progéniture sont en cours (voir la section « Mesures de gestion – Mise en enclos »).

L'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie a produit trois plans de rétablissement identifiant les menaces au maintien de la population de caribous montagnards de la Gaspésie et proposant des actions pour le rétablissement de la population (Crête et coll., 1990; Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2004, 2018). Deux programmes de rétablissement et plans d'action ont également été produits au niveau fédéral pour la population de caribous montagnards de la Gaspésie (EC, 2007; ECCC, 2020).

Population Detour

Caractéristiques de la population

La population de caribous forestiers Detour se situe à l'extrémité ouest de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec. Elle se situe dans la région administrative du Nord-du-Québec et son aire de répartition chevauche les provinces du Québec et de l'Ontario (Figure 5). La rivière Harricana représente une certaine barrière physique limitant la connectivité entre les populations Nottaway et Detour au Québec. La dénomination et la délimitation de l'aire de répartition de cette population ont évolué au fil des ans et, encore aujourd'hui, le suivi partiel réalisé au sein de cette population de chaque côté de la frontière permet difficilement d'en avoir un portrait précis. Selon les données télémétriques récoltées au cours des dernières années, il semble qu'un peu moins du quart de l'aire de répartition de cette population se trouve au Québec, le reste se trouvant en Ontario. L'aire de répartition de cette population se situe majoritairement dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse. Au Québec, cette population a parfois été dénommée la « harde de La Sarre » ou la « harde frontalière ». En Ontario, où la gestion du caribou forestier est plutôt réalisée à l'échelle de secteurs géographiques, la population Detour semble être la principale population occupant le secteur Kesagami (MRNF, 2014). L'habitat occupé par la population Detour de part et d'autre de la frontière est similaire et il est composé de forêts de conifères et de forêts mixtes parsemées de tourbières (MRNF, 2014).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Quelques inventaires ont été réalisés au cours des années 2000 et 2010 et couvraient différentes parties de l'aire de répartition contemporaine de la population Detour au Québec. Les résultats de ces inventaires sont difficilement comparables entre eux puisqu'ils recoupent des secteurs fréquentés à la fois par les populations Nottaway et Detour. De plus, seule la partie de l'aire de répartition de la population Detour située au Québec a été survolée lors de ces inventaires, ce qui fournit uniquement un portrait partiel de l'état de la population.

En 2001, un inventaire de 6 500 km² couvrant une partie des aires de répartition suspectées des populations Detour et Nottaway a permis d'observer 196 caribous et d'estimer l'abondance à 233 caribous dans le secteur (Paré et Jourdain, 2002). En 2006, un inventaire couvrant 5 200 km² dans

un secteur chevauchant partiellement celui inventorié en 2001 a permis de dénombrer 142 caribous, ce qui correspond à une abondance estimée de 167 caribous dans le secteur (Paré et coll., 2009). En 2011, un inventaire de 6 839 km² couvrant principalement un secteur au sud de la rivière Harricana et chevauchant en grande partie la superficie inventoriée en 2006 a permis de dénombrer 63 caribous (abondance estimée à 72 caribous), ce qui correspondait à une densité de 1,1 caribou/100 km² (V. Brodeur, communication personnelle). La densité de caribous observée en 2011 apparaît plus faible que celles estimées lors des inventaires de 2001 (3,5 caribous/100 km²) et de 2006 (3,2 caribous/100 km²). Aucun inventaire n'a été réalisé dans ce secteur depuis 2011. Néanmoins, un survol exhaustif réalisé en 2019 du même secteur inventorié en 2011 a permis d'estimer la densité à environ 1,3 caribous/100 km² (G. Szor, communication personnelle). Un inventaire de la portion québécoise de l'aire de répartition de cette population est prévu dans les prochaines années. Du côté ontarien, des travaux aériens réalisés en 2010 dans le secteur Kesagami (principalement occupé par la population Detour) ont permis de dénombrer 178 caribous (MRNF, 2014). Au cours des hivers 2011, 2012 et 2013, 86, 278 et 109 caribous ont été observés respectivement dans le secteur Kesagami, lors des inventaires de recrutement ciblant uniquement les femelles adultes munies d'un collier émetteur (MRNF, 2014).

La faible étendue spatiale et temporelle du suivi pour la population de caribous Detour ne permet pas de déterminer avec certitude la tendance démographique de la population. Néanmoins, la baisse de densité observable au cours des vingt dernières années suggère une décroissance de cette population. Les indicateurs démographiques estimés dans le secteur Kesagami (Ontario) au début des années 2010 suggéraient également un déclin de la population. En effet, le taux annuel de croissance de la population estimé à partir des paramètres démographiques (taux de survie et taux de recrutement) était de 0,94 pour la période de 2009-2012, ce qui suggère que la population de caribous occupant le secteur Kesagami perdait 6 % de son effectif annuellement (MRNF, 2014).

La structure de la population Detour a été évaluée à trois reprises entre 2001 et 2011, lors des inventaires aériens (Paré et Jourdin, 2002; Paré et coll., 2009). Elle a également été évaluée entre 2018 et 2020 lors de classifications opportunistes réalisées au cours de travaux aériens dans le secteur. En 2018, toutefois, seulement 16 caribous ont pu être classifiés, un nombre trop faible pour obtenir un taux de recrutement représentatif de la population. En 2006, le rapport des sexes a été évalué à 60 mâles/100 femelles (Paré et coll., 2009). Entre 2001 et 2020, la proportion de faons au sein de la population a varié entre 1,6 % (2011) et 31,1 % (2020; Figure 28). Étant donné le faible nombre d'estimations du recrutement au cours des vingt dernières années et la grande variabilité de ces dernières, il est difficile de dégager une tendance claire pour cet indicateur. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur. En Ontario, des survols réalisés en 2005, en 2006 et en 2010 dans le secteur Kesagami ont permis d'estimer le taux de recrutement à 10,8 %, à 11,8 % et à 9,0 % de faons respectivement (MRNF, 2014).

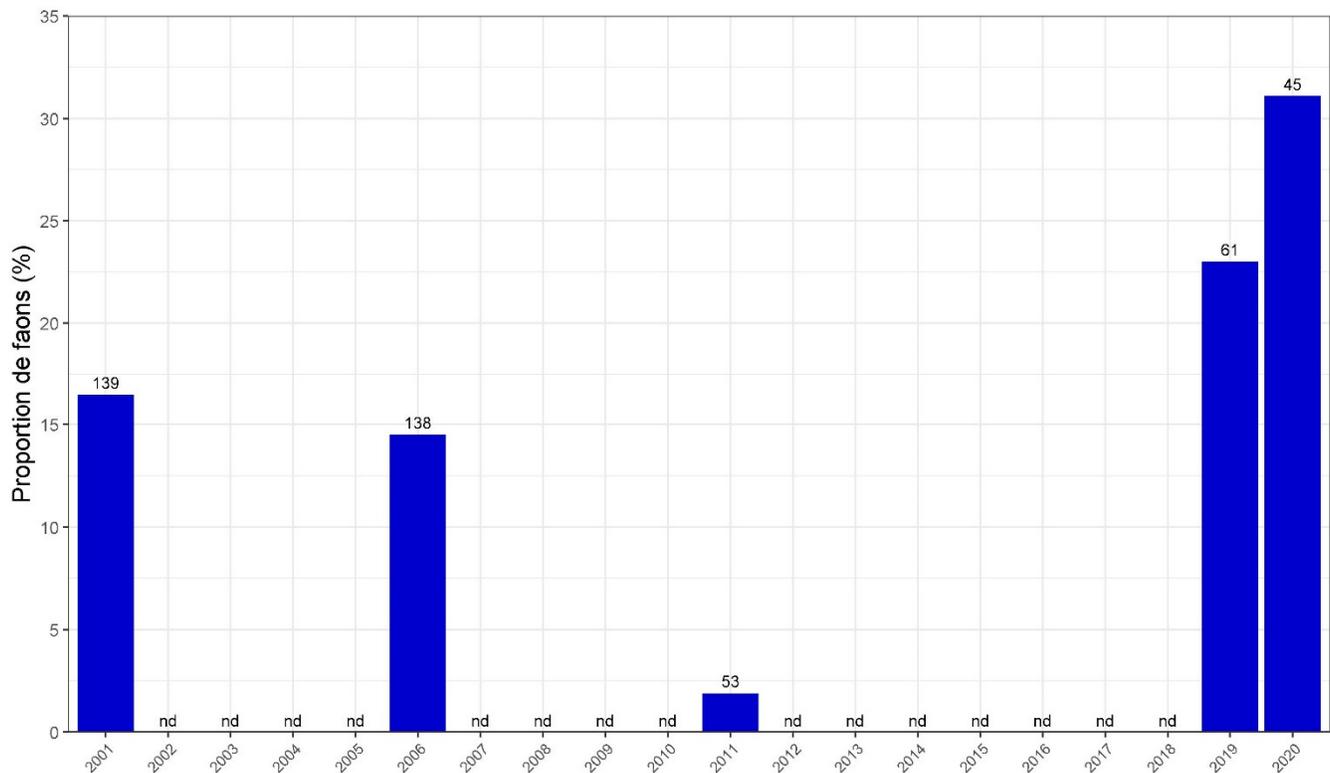


Figure 28. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers Detour (portion québécoise de son aire de répartition) entre 2001 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu’aucune évaluation du recrutement n’est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d’indéterminés selon la classe d’âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l’abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Le suivi télémétrique déployé par le MRNF de l’Ontario a permis de déterminer que les taux de survie entre 2010 et 2012 des femelles adultes marquées au sein du secteur Kesagami (Ontario) étaient similaires entre les femelles ayant résidé majoritairement en Ontario (88 %) et les femelles ayant résidé la majorité de l’année dans la portion québécoise de leur aire de répartition (87 %; MRNF, 2014). Le MFFP a entamé un suivi télémétrique dans la portion québécoise de cette population en 2018. En 2018 et en 2019, parmi les 8 caribous suivis par télémétrie, 4 sont morts (3 femelles, 1 mâle, 9 caribous-années). Le faible nombre de caribous suivis durant cette période fait en sorte que le taux de survie ne peut être estimé de façon précise (< 10 caribous-années).

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l’aire de répartition continue, les principales menaces identifiées pour la population Detour sont la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques

de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Parmi les 4 mortalités enregistrées chez les caribous adultes suivis par télémétrie au cours de la période 2018-2019, 2 sont attribuables à la prédation par le loup, 1 est de cause inconnue et 1 est de cause naturelle autre que la prédation (Tableau 16). Étant donné le faible nombre de mortalités enregistrées parmi les caribous suivis par télémétrie, il est impossible de dresser un portrait fiable de la contribution des différentes causes de mortalité chez cette population. Le MFFP poursuit le suivi télémétrique au sein de cette population et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur.

Tableau 16. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Detour (portion québécoise de son aire de répartition) de 2018 à 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	1
Prédation par le loup	2
Naturelle	1
Total	4

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 10 femelles. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 9 femelles étaient gestantes (90 %). La récolte de fèces de façon aléatoire est prévue au cours des prochaines années, lorsque des travaux de terrain seront prévus pour cette population afin d'établir plus précisément l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

Le nombre de caribous adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Detour capturés, pesés et mesurés (2 femelles et 1 mâle) pour la période 2017-2020 est insuffisant pour évaluer l'état des indicateurs de masse et de tailles corporelles au niveau de la population. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Detour en raison du caractère récent du suivi. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Detour.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

La portion québécoise de la population de caribous forestiers Detour n'a pas fait l'objet d'analyses spécifiques d'utilisation et de sélection d'habitat. La poursuite du suivi télémétrique permettra d'approfondir l'état des connaissances sur ces aspects pour cette population. Du côté ontarien, les modèles d'occupation du territoire indiquent que les caribous évitent les secteurs perturbés et privilégient les secteurs composés de forêts de conifères matures et de tourbières (MRFN, 2014). Le suivi télémétrique réalisé par le MFFP et le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario

confirme que plusieurs individus se déplacent d'une province à l'autre (MRNF, 2014). Une étude visant 30 femelles munies de colliers télémétriques entre 1998 et 2001 indiquait que la taille moyenne des domaines vitaux annuels était de 4 026 km² (Brown et coll., 2003).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, la portion québécoise de l'aire de répartition de la population Detour présentait un taux de perturbations de 40,0 % (perturbations naturelles : 6,4 %; perturbations anthropiques : 33,6 %). Un premier plan d'aménagement de l'habitat du caribou forestier au nord de La Sarre a été mis en place en 2009 (Paré et coll., 2007). L'objectif de ce plan d'aménagement était de maintenir ou augmenter la qualité d'habitat pour le caribou forestier au nord de La Sarre en privilégiant des activités forestières assujetties à l'aménagement écosystémique et en limitant la récolte forestière dans 31 massifs d'intérêt pour le caribou forestier dont la superficie variait entre 87 et 8 170 ha et couvrant une superficie totale d'environ 27 500 ha. Ce plan d'aménagement a été révisé en 2015 à la suite, entre autres, de la constatation que la taille restreinte des massifs protégés en vertu du plan initial ne constituait pas un noyau de conservation efficace pour le caribou forestier. Ainsi, le nouveau plan d'aménagement élaboré conjointement par le MFFP, la compagnie forestière Tembec et la communauté algonquine de Pikogan met en place des mesures de protection sur 7 massifs de 586 à 27 488 ha et totalisant 73 341 ha, en plus d'établir des zones supplémentaires où les modalités d'aménagement forestier sont adaptées afin de répondre aux critères de la certification forestière FSC (FSC, 2015). Ces mesures d'aménagement, toujours effectives, ont permis de maintenir de larges secteurs de qualité pour le caribou forestier, en plus d'assurer une certaine connectivité entre les massifs protégés. Depuis 2019, des massifs forestiers supplémentaires (165 762 ha) ont été ajoutés aux protections existantes sur le territoire par le biais des mesures intérimaires pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier. La population Detour ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Nottaway

Caractéristiques de la population

Des travaux d'inventaire dans le secteur nord de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec, au début des années 2000, ont permis d'y confirmer la présence de groupes de caribous forestiers et d'entamer le suivi télémétrique allant mener à la délimitation des aires de répartition de différentes populations dans la région du Nord-du-Québec. La population de caribous forestiers Nottaway est l'une de ces populations. La population de caribous forestiers Nottaway se situe dans la portion ouest de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec. Elle est localisée entre la population Detour à l'ouest et la population Assinica à l'est (Figure 5). L'aire de répartition de cette population se situe majoritairement dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse. La rivière Harricana représente une certaine barrière physique limitant la connectivité entre les populations Nottaway et Detour sur une bonne partie de la zone de chevauchement des aires de répartition de ces deux populations. Le secteur du lac Grasset, au sud de l'aire de répartition de la population Nottaway, semble représenter un secteur d'importance pour la connectivité entre ces deux populations. La connectivité entre les populations Nottaway et Assinica est quant à elle limitée au secteur du lac Evans. La présence

de perturbations forestières au sud du lac Evans limite la qualité de l'habitat pour le caribou forestier, qui semble quasi absent du reste de la zone séparant ces deux populations.

Près de 65 % de l'aire de répartition de la population située au Québec sont localisés au nord de la limite territoriale des forêts attribuables, dans la région écologique des plaines du lac Matagami. Cette région très peu perturbée constitue une immense plaine parsemée de quelques buttes rocheuses. Les peuplements d'épinettes noires qu'on y trouve sont généralement moins denses que dans l'est et sont entrecoupés de nombreux et de vastes milieux humides. L'habitat dans lequel évolue la population Nottaway diffère donc passablement de celui où l'on trouve la majorité des autres populations de caribous forestiers du Québec. Depuis l'instauration du suivi télémétrique de cette population en 2003, l'emplacement géographique de son aire de répartition semble avoir peu évolué. Il est impossible de déterminer si cette population a toujours été restreinte au territoire utilisé actuellement ou si son aire de répartition incluait une plus grande partie de la forêt boréale au sud, lorsque les perturbations liées à l'aménagement forestier y étaient moins abondantes.

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Le premier inventaire couvrant la totalité de l'aire de répartition de la population Nottaway a été réalisé à l'hiver 2016. Lors de cet inventaire, 262 caribous ont été observés, ce qui a permis d'estimer la population à 308 caribous (Szor et Brodeur, 2017). Selon les recommandations du *Système de suivi* mis en place par le MFFP (Gouvernement du Québec, 2021), le prochain inventaire de cette population devrait être réalisé vers 2026, ou plus tôt si une problématique démographique particulière nécessite un suivi plus serré de l'abondance au sein de cette population.

L'information disponible actuellement sur l'abondance de la population Nottaway ne permet pas d'évaluer sa tendance démographique. Toutefois, le suivi télémétrique et les classifications opportunistes réalisés au cours des dernières années permettent d'estimer la tendance démographique récente de la population à partir des paramètres démographiques (taux de survie et taux de recrutement). Le taux d'accroissement annuel moyen pour la période 2017-2019 est estimé à 0,89, ce qui suggère que la population est en déclin et perd en moyenne près de 11 % de son effectif annuellement. Le taux d'accroissement annuel est toutefois variable d'une année à l'autre (2017 = 0,79; 2018 = 0,86; 2019 = 1,04), étant donné une grande variation dans le taux de survie des adultes au cours de cette période (voir la section « Taux de survie »). Bien que l'estimation de la tendance démographique pour 2019 suggère une croissance de la population, cette estimation demeure ponctuelle et doit être interprétée avec prudence. Afin de raffiner cet indicateur, le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de la population Nottaway et effectuera des évaluations répétées du recrutement.

Le rapport des sexes de la population Nottaway a été évalué en 2016 à 51,4 mâles/100 femelles (Szor et Brodeur, 2017). Entre 2017 et 2019, les classifications opportunistes ont permis de déterminer que le rapport des sexes a varié entre 33,9 et 56,5 mâles/100 femelles. Ces valeurs ne suggèrent pas de problématique liée au rapport des sexes pour la population Nottaway. À l'hiver 2016, le taux de recrutement était évalué à 15,9 % de faons dans la population, ce qui correspond à 28,6 faons/100 femelles (Szor et Brodeur, 2017). Entre 2017 et 2019, la proportion de faons au sein de la population a varié entre 15,1 et 17,7 % (Figure 29). Le recrutement moyen pour la période 2017-2019 est évalué à 16,2 %, une valeur légèrement au-dessus de la valeur seuil de 15 % identifiée pour espérer

le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur.

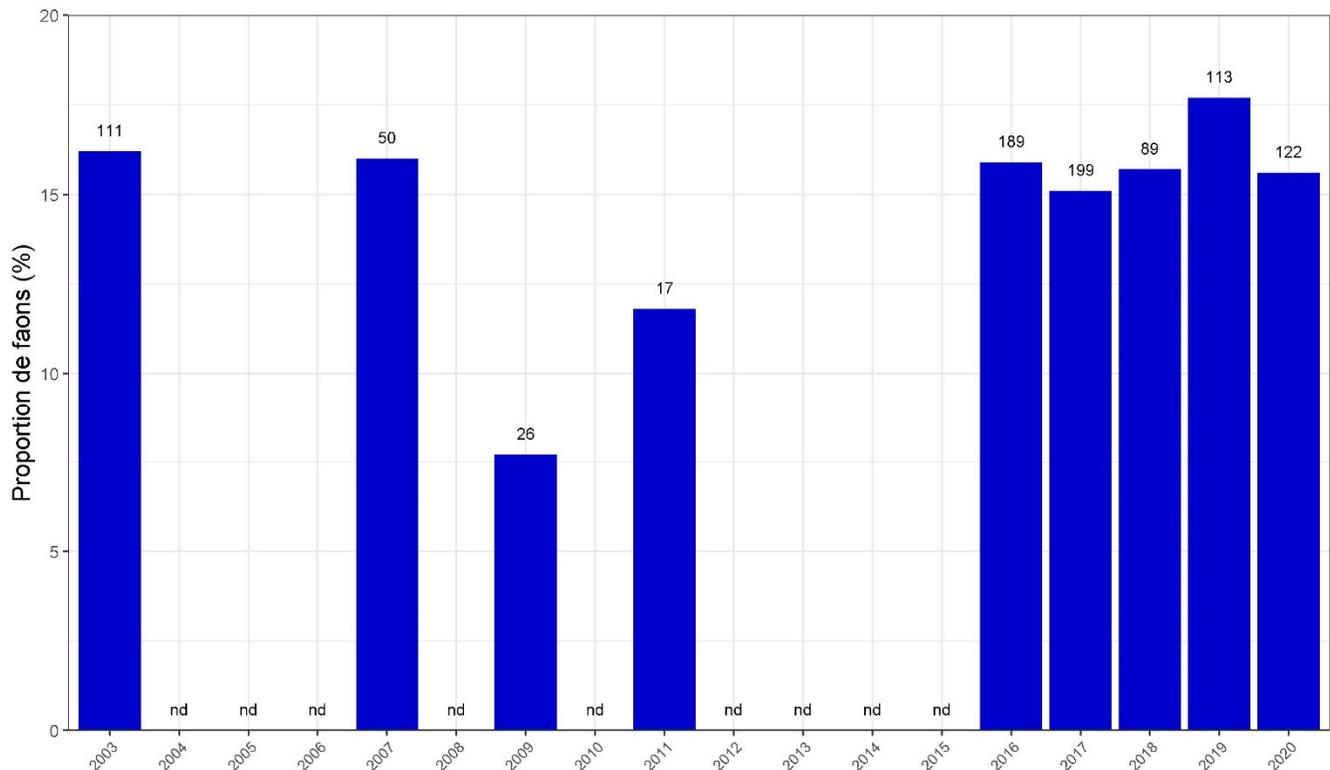


Figure 29. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population de caribous forestiers Nottaway entre 2003 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Entre 2016 et 2019, parmi les 36 caribous suivis par télémétrie, 16 sont morts (13 femelles, 3 mâles, 74 caribous-années) et un mâle est mort entre la capture et le début de l'année caribou (1^{er} avril). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2016-2019 est estimé à 78 % (Tableau 17). Entre 2017 et 2019, parmi les 34 caribous suivis par télémétrie, 14 sont morts (11 femelles, 3 mâles, 57 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2017-2019 est estimé à 75 % (Tableau 17). Les taux de survie estimés entre 2016 et 2019 étaient très variables d'une année à l'autre (étendue : 67 %-93 %). La poursuite du suivi télémétrique chez cette population permettra de suivre l'état de cet indicateur et sa variabilité dans le temps.

Tableau 17. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Nottaway entre 2016 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2016	2 sexes	2	17	88	74	100
	Femelle	2	17	88	74	100
	Mâle	0	0	nd	nd	nd
2017	2 sexes	6	18	67	48	92
	Femelle	6	18	67	48	92
	Mâle	0	0	nd	nd	nd
2018	2 sexes	6	21	71	54	94
	Femelle	4	17	76	59	99
	Mâle	2	4	nd	nd	nd
2019	2 sexes	2	18	89	75	100
	Femelle	1	14	93	80	100
	Mâle	1	4	nd	nd	nd
2016-2019	2 sexes	16	74	78	69	88
	Femelle	13	66	80	71	90
	Mâle	3	8	nd	nd	nd
2017-2019	2 sexes	14	57	75	65	87
	Femelle	11	49	78	67	90
	Mâle	3	8	nd	nd	nd

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Nottaway est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Aucune mortalité associée à une récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones n'a été enregistrée parmi les caribous suivis par télémétrie au cours des cinq dernières années. Entre 2017 et 2019, 17 mortalités ont été enregistrées parmi les caribous adultes suivis par télémétrie (Tableau 18). La cause n'a pu être déterminée pour près de la moitié des mortalités enregistrées (8/17, 47,1 %; Tableau 18). Parmi les causes identifiées, 88,9 % étaient attribuables à la prédation (8/9), en faisant la cause la plus probable de mortalité chez cette population. Le MFFP poursuit le suivi télémétrique au sein de cette population et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur.

Tableau 18. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Nottaway entre 2016 et 2019.

Cause de mortalité	2016-2019
Inconnue	8
Prédation par le loup	8
Naturelle	1
Total	17

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 15 femelles capturées. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que ces 15 femelles étaient gestantes (100 %). À l'hiver 2020, 22 échantillons de fèces ont été récoltés de façon aléatoire dans le secteur survolé lors des captures et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra également ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Nottaway mesurée entre 2017 et 2020 était de 101,4 kg (8 caribous; IC 95 % : 92,0 kg-110,9 kg). Pour cette même période, seulement 3 caribous mâles de plus de 3,5 ans ont été pesés. Ce faible nombre de mâles pesés ne permet pas de déterminer la masse corporelle moyenne pour ce segment de la population ni d'effectuer des comparaisons entre les sexes. Pour la période 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes de la population Nottaway était de 202,9 cm (15 caribous; IC 95 % : 198,7 cm-207,1 cm) et de 207,5 cm pour les mâles (8 caribous; IC 95 % : 202,8 cm-212,2 cm). La longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes était similaire entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,1$). Globalement, le suivi de la masse et de la taille corporelles ne suggère pas de problématique liée à la condition physique chez les caribous de la population Nottaway. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Nottaway en raison du caractère récent du suivi. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période 2018-2020 (20 caribous) n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Nottaway.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Différentes études ont été réalisées sur les patrons d'utilisation ou de sélection d'habitat des populations de caribous forestiers de la Jamésie (Bastille-Rousseau et coll., 2012, Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012). Puisque ces populations utilisent des aires de répartition aux composantes similaires, les études réalisées dans ce secteur ont souvent analysé les patrons d'utilisation de l'habitat de l'ensemble des caribous de la Jamésie sans distinction spécifique des populations.

Entre 2004 et 2008, la taille moyenne du domaine vital annuel du caribou forestier dans le secteur Jamésie était évaluée à 2 796 km² (Bastille-Rousseau et coll., 2012). La superficie des domaines vitaux variait de manière saisonnière et selon les périodes du cycle vital des caribous (hiver : 733 km² ± 74 [moyenne ± erreur type], mise bas : 345 km² ± 68, rut : 234 km² ± 23; Bastille-Rousseau et coll., 2012). Les caribous du secteur Jamésie avaient des domaines vitaux annuels plus grands que ceux des caribous de secteurs plus au sud (par exemple, Manicouagan et Saguenay–Lac-Saint-Jean, voir les sections « Population Manicouagan – Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat » et « Population Outardes – Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat »; Bastille-Rousseau et coll., 2012). La taille du domaine vital des caribous était influencée de manière positive par la proportion de coupes récentes (0 an-20 ans) dans l'habitat et influencée de manière négative par la proportion de peuplements de résineux matures (Bastille-Rousseau et coll., 2012).

Sur une base annuelle, les caribous de la Jamésie sélectionnent fortement les sapinières et les pessières ouvertes (> 40 ans), ainsi que les dénudés secs et les milieux humides (par exemple, tourbières) et évitent les brûlis récents (6 ans-20 ans), les coupes (0 an-50 ans) et les jeunes peuplements (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Rudolph et coll., 2012). Les caribous forestiers au Nord-du-Québec évitent également les routes et les chemins forestiers, cet évitement pouvant s'étendre jusqu'à 10 km de l'infrastructure (Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012). L'expansion du réseau routier du sud vers le nord est donc susceptible d'entraîner une perte d'habitat fonctionnel pour le caribou. La poursuite du suivi télémétrique de caribous de la population Nottaway et des populations adjacentes permettra d'approfondir l'état des connaissances sur les comportements d'utilisation et de sélection d'habitat dans ce secteur.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, l'aire de répartition de la population Nottaway présentait un taux de perturbations relativement faible de 30,4 % (perturbations naturelles : 14,2 %; perturbations anthropiques : 16,2 %). L'aménagement forestier dans le territoire occupé par cette population est encadré par le régime forestier adapté du chapitre 3 de la Paix des braves. Depuis 2013, plus de 8 000 km² de massifs forestiers sur le territoire soumis au régime forestier adapté sont soustraits à toute activité de récolte et de construction ou d'amélioration de chemins dans le cadre de l'approche de précaution mise en place sur ce territoire. De plus, les mesures intérimaires mises en œuvre en 2019 portent à environ 9 800 km² la superficie totale des territoires soustraits à l'aménagement forestier, en complément du vaste réseau régional d'aires protégées bien établies sur le territoire.

Hormis de la sensibilisation auprès de la Nation crie pour limiter la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales, la population de caribous forestiers Nottaway ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Assinica

Caractéristiques de la population

Le suivi télémétrique du caribou forestier au Nord-du-Québec effectué dans les années 2000 a permis de situer l'aire de répartition de la population Assinica entre la population Nottaway à l'ouest et la population Témiscamie à l'est (Figure 5). L'aire de répartition de la population Assinica chevauche à la fois la limite nordique des forêts attribuables et la limite sud de l'aire de répartition continue du caribou forestier dans l'ouest du Québec. La connectivité entre les populations Assinica et Témiscamie est limitée par les grands plans d'eau et survient principalement lorsqu'il y a un chevauchement des aires de répartition de ces deux populations au nord-ouest du lac Mistassini (Rudolph et coll., 2012). Bien que son aire de répartition s'étende jusqu'aux limites des régions administratives de la Mauricie et du Saguenay–Lac-Saint-Jean, la majeure partie de la population Assinica se trouve actuellement au sein de la réserve du parc national Assinica ainsi que dans les secteurs de la rivière Broadback et des lacs Troilus et Avranches. L'aire de répartition de la population se situe dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse dominé par l'épinette noire, le pin gris (*Pinus banksiana*) et un vaste réseau de tourbières. L'habitat fréquenté par la population Assinica présente un régime de feux très court (~50-100 ans) comparativement à celui des autres populations de caribous forestiers de l'aire de répartition continue au Québec (Bergeron et coll., 2001; MFFP, 2015a).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Le premier inventaire couvrant en partie l'aire de répartition de la population Assinica remonte à 2003. Considérant que les différentes populations de caribous forestiers sur le territoire étaient encore mal connues à cette époque, l'inventaire réalisé couvrait à la fois des portions des aires de répartition des populations Assinica et Nottaway. Il est donc impossible d'estimer la taille de la population Assinica en 2003, puisque cette dernière a seulement été inventoriée en partie. Les données permettent toutefois d'estimer la densité de caribous à 1,5 caribou/100km² sur le territoire inventorié en 2003 (Brodeur et coll., 2013). Le premier inventaire exhaustif de la population Assinica a été réalisé à l'hiver 2013, lors duquel 509 caribous avaient été observés (Brodeur et coll., 2017). La taille de la population Assinica était estimée à 580 caribous, ce qui représente une densité d'environ 2,4 caribous/100 km² (Brodeur et coll., 2017).

L'information disponible sur l'abondance et la structure de la population Assinica établie d'après l'inventaire de 2013 constitue un point de référence fiable pour le suivi de la tendance démographique de cette population. Le taux d'accroissement annuel moyen de la population Assinica pour la période 2013-2019 basé sur les paramètres démographiques (taux de survie et de recrutement) était de 1,02, indiquant une certaine stabilité dans la tendance démographique de cette population. Cependant, d'importantes variations interannuelles ont été observées au cours des dernières années, avec un taux d'accroissement annuel variant de 0,84 à 1,19 pour la période 2017-2019 (moyenne = 0,96). Cette variation est attribuable à une grande variabilité du taux de survie des adultes au cours de cette période (2017 : 74 %; 2018 : 70 %; 2019 : 95 %). La poursuite du suivi télémétrique ainsi que la réalisation d'un nouvel inventaire prévu en 2023 permettront de confirmer les tendances observées à partir des indicateurs de suivi compilés au cours des dernières années.

En 2013, le rapport des sexes de la population Assinica était de 59,3 mâles/100 femelles (Brodeur et coll., 2013). Cette valeur ne suggère pas de problématique liée au rapport des sexes pour la population Assinica. Lors de l'inventaire de 2013, le taux de recrutement a été estimé à 15,3 % de faons au sein de la population (28,7 faons/100 femelles, Brodeur et coll., 2013). Entre 2017 et 2019, la proportion de faons au sein de la population a varié entre 12,9 et 18,7 % (Figure 30). Le recrutement moyen pour la période 2017-2019 est évalué à 16,3 %, une valeur légèrement au-dessus de la valeur seuil de 15 % identifiée pour espérer le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur.

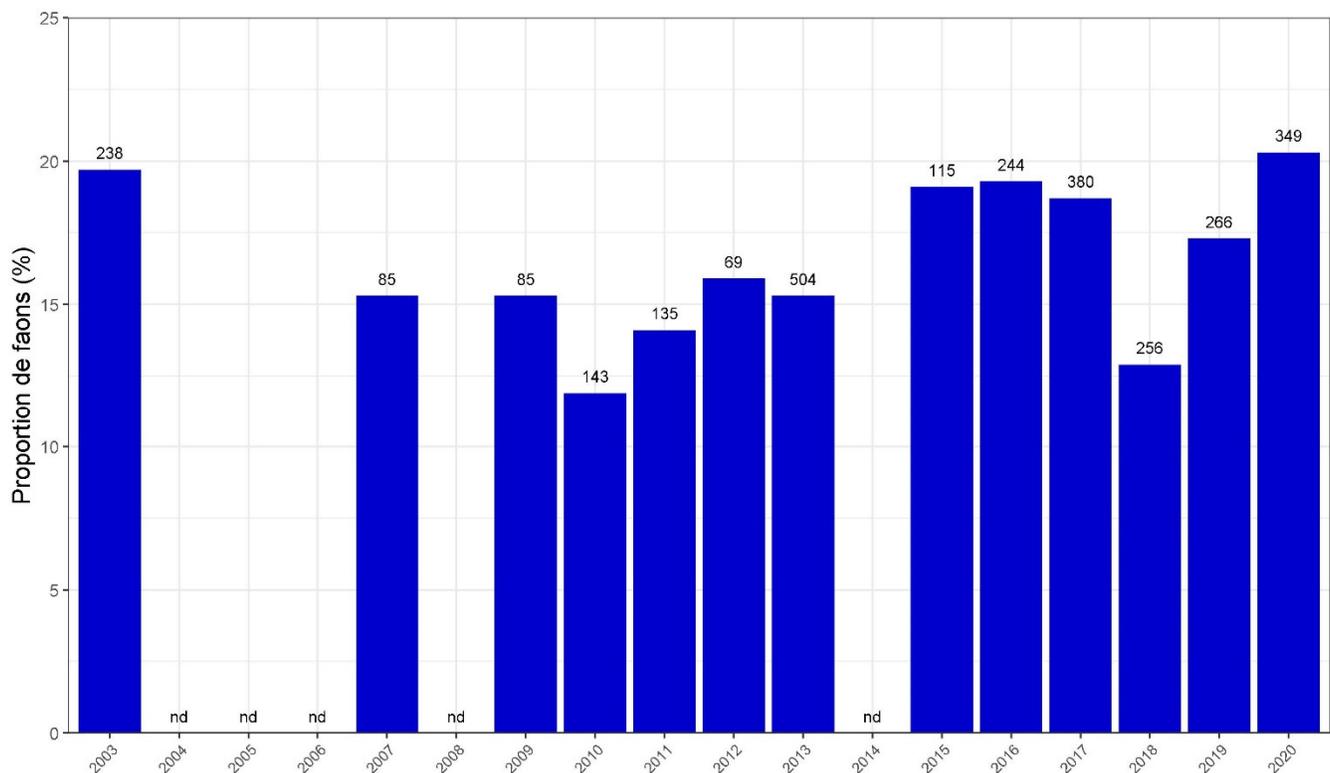


Figure 30. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population Assinica entre 2003 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu'aucune évaluation du recrutement n'est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d'indéterminés selon la classe d'âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l'abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Entre 2013 et 2019, parmi les 44 individus suivis par télémétrie, 19 caribous sont morts (17 femelles, 2 mâles, 123 caribous-années). Les taux de survie incluant et excluant les mortalités survenues à la suite d'un prélèvement pour la période 2017-2019 sont présentés au Tableau 19. Cette population est sujette

à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Il est important de noter que le choix des chasseurs autochtones de récolter ou d'éviter de récolter des caribous munis de colliers pourrait biaiser légèrement les taux de survie estimés.

Le taux de survie annuel moyen était de 84 % (Tableau 19) pour l'ensemble de la période. Entre 2013 et 2016, 34 individus ont été suivis par télémétrie et 8 caribous sont morts (8 femelles, 65 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen était de 88 % (Tableau 19) pour l'ensemble de la période. Entre 2017 et 2019, 36 individus ont été suivis par télémétrie et 11 caribous sont morts (9 femelles, 2 mâles, 58 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen était de 81 % (Tableau 19) pour l'ensemble de la période. Les taux de survie annuels moyens ne différaient pas entre les périodes 2013-2016 et 2017-2019 (test de log-rank, $p=0,32$). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population afin d'évaluer les changements temporels dans cet indicateur.

Tableau 19. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Assinica entre 2013 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2013	Femelle (avec prélèvement)	0	15	100	nd	nd
2014	Femelle (avec prélèvement)	5	15	67	47	95
2015	Femelle (avec prélèvement)	1	16	94	83	100
2016	Femelle (avec prélèvement)	2	19	90	77	100
2017	Femelle (avec prélèvement)	5	19	74	56	96
2018	2 sexes (avec prélèvement)	5	17	70	51	96
	Femelle	4	13	69	46	87
	Mâle	1	4	nd	nd	nd
2019	2 sexes (avec prélèvement)	1	22	95	87	100
	Femelle	0	19	100	nd	nd
	Mâle	1	3	nd	nd	nd

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2013-2016	2 sexes (avec prélèvement)	8	65	88	80	96
	Femelle	8	65	88	80	96
	Mâle	0	0	nd	nd	Nd
2013-2019	2 sexes (avec prélèvement)	19	123	84	78	91
	Femelle	17	116	85	79	92
	Mâle	2	7	71	45	100
2017-2019	2 sexes (avec prélèvement)	11	58	81	71	92
	Femelle	9	51	82	72	93
	Mâle	2	7	nd	nd	nd
	2 sexes (sans prélèvement)	10	57	82	73	93

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Assinica est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Cette population est également sujette à une récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Pendant la période 2013-2019, 23 mortalités ont été enregistrées parmi les caribous adultes suivis par télémétrie, dont 14 mortalités pendant la période 2017-2019 (Tableau 20). La cause de mortalité n'a pu être identifiée pour 25,0 % (n=5/20) des mortalités enregistrées entre 2013 et 2019 chez les caribous munis de colliers. Parmi les causes connues, 46,7 % (7/15) des mortalités sont attribuables à la prédation par le loup, 13,3 % (2/15) à la prédation par l'ours noir, 20,0 % (3/15) à des causes naturelles autres que la prédation et 20,0 % (3/15) au prélèvement (Tableau 20). Le MFFP poursuit le suivi télémétrique au sein de cette population et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur. La répartition des mortalités selon les différentes causes est, somme toute, similaire pour les périodes 2013-2019 et 2017-2019.

Tableau 20. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Assinica entre 2013 et 2019.

Cause de mortalité	Période	
	2013-2019	2017-2019
Inconnue	5	3
Prédation par le loup	7	3
Prédation par l'ours noir	2	2
Prélèvement ^A	3	1
Naturelle	3	2
Total	20	11

^A Réfère à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones ou au braconnage.

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez des femelles capturées. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 16 femelles sur les 19 testées au cours de ces trois années étaient gestantes (84,2 %). En 2020, 22 fèces ont été récoltées de façon aléatoire dans le secteur survolé lors des captures et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra également ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Assinica mesurée entre 2018 et 2020 était de 99,1 kg (8 caribous; IC 95 % : 85,3 kg-113,0 kg). Pour cette même période, seulement 1 caribou mâle de plus de 3,5 ans a été pesé. Ce faible nombre ne permet pas de déterminer la masse corporelle moyenne et l'intervalle de confiance à 95 % de cet indicateur pour ce segment de la population ni d'effectuer des comparaisons entre les sexes. Pour la période 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes de la population Assinica était de 204,5 cm (16 caribous; IC 95 % : 199,6 cm-209,4 cm) et de 218,5 cm (6 caribous; IC 95 % : 208,1 cm-228,9 cm) pour les mâles. La longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,01$), les mâles capturés étant en moyenne 6,8 % plus longs que les femelles. Globalement, le suivi de la masse et de la taille corporelles ne suggère pas de problèmes liés à la condition physique chez les caribous de la population Assinica. L'examen des caribous de la population Assinica réalisé lors des captures depuis 2018 n'a pas révélé la présence de tiques. À l'hiver 2018, des signes d'infection par *Besnoitia tarandi* ont été observés chez une des femelles adultes capturées. Cette infection potentielle n'a pas fait l'objet d'une confirmation via des analyses histologiques. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Assinica.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Différentes études ont été réalisées sur les patrons d'utilisation ou de sélection d'habitat des populations de caribous forestiers de la Jamésie (Bastille-Rousseau et coll., 2012, Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012). Puisque ces populations utilisent des aires de répartition aux composantes similaires, les études réalisées dans ce secteur ont souvent analysé les patrons d'utilisation de l'habitat de l'ensemble des caribous de la Jamésie sans distinction spécifique des populations. Les résultats en lien avec ces études (Bastille-Rousseau et coll., 2012, Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012) sont présentés dans la section « Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat » de la population Nottaway. La poursuite du suivi télémétrique au sein de la population Assinica permettra d'approfondir l'état des connaissances sur les comportements d'utilisation et de sélection d'habitat.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, l'aire de répartition de la population Assinica présentait un taux de perturbations de 59,2 % (perturbations naturelles : 21,6 %; perturbations anthropiques : 37,6 %). L'aménagement forestier dans le territoire occupé par cette population est encadré par le régime forestier adapté du chapitre 3 de la Paix des braves. Depuis 2013, plus de 8 000 km² de massifs forestiers sur le territoire soumis au régime forestier adapté sont soustraits à toute activité de récolte et de construction ou d'amélioration de chemins dans le cadre de l'approche de précaution mise en place sur ce territoire. De plus, les mesures intérimaires mises en œuvre en 2019 portent à environ 9 800 km² la superficie totale des territoires soustraits à l'aménagement forestier, en complément du vaste réseau régional d'aires protégées bien établies sur le territoire. En 1961, la réserve faunique Assinica, couvrant 8 885 km² de territoire à l'ouest du lac Mistassini, a été créée. En mai 2011, le gouvernement du Québec officialisait la création de la réserve du parc national Assinica, un parc couvrant 3 193 km², dont près de 63 % se trouvaient dans la réserve faunique Assinica (MFFP, 2015a). La fonction principale de ce parc est de protéger l'habitat d'espèces fauniques et floristiques rares, endémiques à la région, ou menacées ou vulnérables, incluant le caribou forestier. L'aménagement forestier avait cours depuis 1980 à l'intérieur des limites de l'actuel parc, mais il a été interdit à la création du parc en 2011. L'octroi de titres miniers est également suspendu à l'intérieur du secteur de l'actuel parc depuis 2007. Deux pourvoiries offrent des services de villégiature au sein du parc (MFFP, 2015a).

Hormis de la sensibilisation auprès de la Nation crie pour limiter la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales, la population de caribous forestiers Assinica ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Témiscamie

Caractéristiques de la population

Les travaux d'inventaire et le suivi télémétrique du caribou forestier au Nord-du-Québec se sont amorcés au début des années 2000 et ont permis de délimiter l'aire de répartition préliminaire de la population Témiscamie. L'aire de répartition de cette population se situe dans les régions administratives du Nord-du-Québec et du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Cette aire est localisée majoritairement dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse et une portion s'étend au nord de la limite territoriale des forêts

attribuables. La population Témiscamie se situe entre la population Outardes à l'est, la population Pipmuacan au sud-est, la population Assinica à l'ouest et la population Caniapiscau au nord-est (Figure 5). Le réservoir Manouane ainsi que les Montagnes Blanches constituent une zone de chevauchement avec la population Outardes tandis que le secteur au nord-ouest du lac Mistassini représente une zone de chevauchement avec la population Assinica. Selon le suivi télémétrique réalisé depuis les années 2000, il y aurait peu d'échanges avec la population Pipmuacan.

La partie sud de l'aire de répartition de la population (au Saguenay–Lac-Saint-Jean) est plus affectée par les perturbations naturelles et anthropiques que la partie nord (au Nord-du-Québec; Szor et coll., 2019). Ces perturbations limitent la présence du caribou forestier à certains endroits non perturbés (Szor et coll., 2019). Au sud de la limite territoriale des forêts attribuables, en plus de l'aménagement forestier et du réseau routier, plusieurs incendies forestiers notables datant des années 2000 sont survenus au nord-ouest du réservoir Manouane. Les secteurs du réservoir Manouane, du lac Piraupe et à l'est de la jonction des rivières Savane et Péribonka constituent des milieux d'intérêt pour le caribou forestier. En hiver, des groupes d'une centaine d'individus se réunissent dans les secteurs non perturbés. Au nord de la limite territoriale des forêts attribuables, où le taux de perturbations dans le paysage est plus faible, les groupes de caribous de la population Témiscamie y sont plus dispersés et la densité de caribous y est plus faible (Szor et coll., 2019).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Le premier inventaire couvrant l'ensemble de l'aire de répartition contemporaine de la population Témiscamie a été réalisé à l'hiver 2019 et couvrait 67 518 km². En raison des différences marquées entre le secteur sud (Saguenay–Lac-Saint-Jean) et le secteur nord (Nord-du-Québec), l'abondance et la structure de la population Témiscamie sont présentées au niveau populationnel ainsi que par secteurs afin de refléter l'hétérogénéité des conditions d'habitats et la répartition spatiale du caribou (Szor et coll., 2019). Néanmoins, les résultats par secteurs doivent être interprétés avec prudence et conjointement avec les résultats au niveau populationnel, puisqu'il existe des échanges démographiques entre ces deux secteurs. Au Nord-du-Québec, 900 caribous ont été dénombrés lors de l'inventaire de 2013 (superficie : 35 623 km²; densité : 2,9 caribous/100 km²), alors qu'au Saguenay–Lac-Saint-Jean, 1 301 caribous ont été dénombrés (superficie : 31 895 km²; densité : 4,7 caribous/100 km²). Au total, ce sont donc 2 201 caribous qui ont été observés lors de cet inventaire (taille estimée de la population : 2 511 caribous; Szor et coll., 2019).

Pour la période 2015-2019, le taux d'accroissement annuel moyen de la population basé sur les paramètres démographiques (taux de survie et taux de recrutement) était de 0,95 (étendue : 0,90-1,18). Entre 2018-2019, le taux d'accroissement annuel moyen de la population était estimé à 0,97 (étendue : 0,90-0,96). Ces résultats suggèrent que la population serait en léger déclin, ayant perdu de 3 % à 5 % de son effectif annuellement. Ces taux d'accroissement doivent toutefois être interprétés avec précaution, puisque le calcul repose sur les taux de survie estimés pour la totalité de la population, alors que les taux de recrutement ont été estimés seulement pour la partie nord de l'aire de répartition de la population, où des classifications opportunistes étaient fréquemment réalisées.

En 2019, le rapport des sexes était de 66,9 mâles/100 femelles dans le secteur Nord-du-Québec, et de 103,1 mâles/100 femelles dans le secteur du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Szor et coll., 2019). Au niveau

de la population, ce rapport était estimé à 80,7 mâles/100 femelles (Szor et coll., 2019). La population de caribous forestiers Témiscamie dans le secteur sud (Saguenay–Lac-Saint-Jean) comportait plus de mâles que ce qui est généralement observé à l'échelle du Québec chez les populations de caribous forestiers (moyenne provinciale pour 2017-2020 : 68,2 mâles/100 femelles). Compte tenu que ceci constitue une évaluation ponctuelle, il est difficile d'évaluer l'effet d'un débalancement du rapport des sexes en faveur des mâles sur la démographie de la population dans ce secteur. Au niveau populationnel, toutefois, le résultat ne suggère pas de problématique liée au rapport des sexes. Le MFFP poursuit le suivi de cet indicateur.

Lors de l'inventaire de 2019, le secteur nord (Nord-du-Québec) comptait 17,2 % de faons dans la population (34,7 faons/100 femelles), alors que le secteur au Saguenay–Lac-Saint-Jean comportait 11,4 % de faons (24,3 faons/100 femelles; Szor et coll., 2019). La proportion de faons était donc moins importante dans le secteur sud de l'aire de répartition de cette population. Au niveau populationnel, le taux de recrutement est estimé à 14,1 % (29,2 faons/100 femelles). Les résultats de l'inventaire de 2019 suggèrent que le taux de recrutement dans le secteur nord est supérieur aux valeurs seuils identifiées pour espérer la stabilité d'une population de caribous forestiers, mais que le faible recrutement observé dans le secteur sud pourrait compromettre le maintien ou la croissance de la population (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le secteur nord a fait l'objet de 11 classifications entre 2002 et 2020, la majorité étant des classifications opportunistes réalisées lors de travaux de terrain dans le secteur (Figure 31). Pour l'ensemble de la période 2002-2020, le taux moyen de recrutement est estimé à 13,1 % de faons (étendue : 9,8 %-20,0 %).

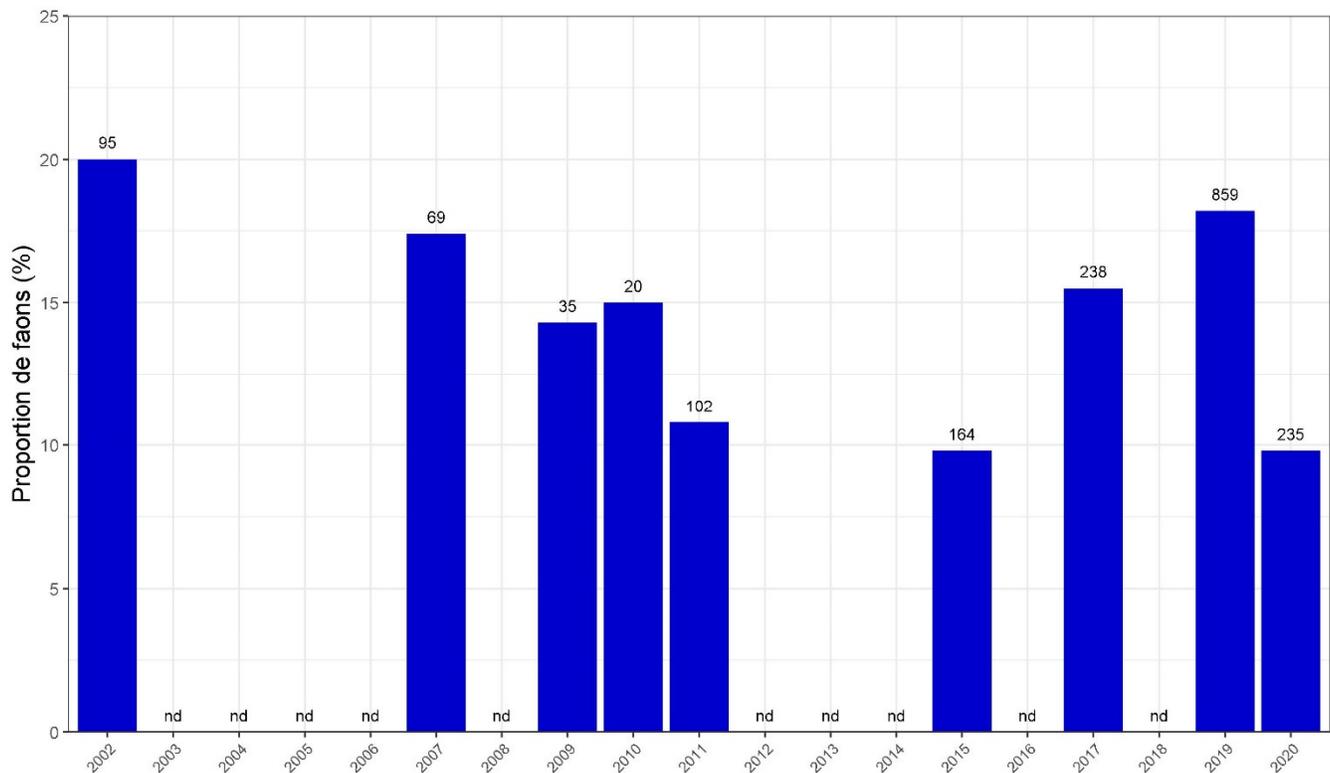


Figure 31. Variation du taux de recrutement (proportion de faons) au sein de la population Témiscamie, secteur nord (Nord-du-Québec) seulement, entre 2002 et 2020. Les nombres au-dessus des barres correspondent au nombre total de caribous classifiés et utilisés pour estimer le taux de recrutement. La valeur « nd » signifie qu’aucune évaluation du recrutement n’est disponible pour la période désignée (aucune classification ou proportion trop importante d’indéterminées selon la classe d’âge ou le sexe pour estimer le taux de recrutement, *i. e.* > 40 % de l’abondance minimale).

Mortalité

Taux de survie

Entre 2015 et 2019, parmi les 66 caribous suivis par télémétrie, 22 sont morts (19 femelles, 3 mâles, 132 caribous-années). Les taux de survie incluant et excluant les mortalités survenues à la suite d’un prélèvement pour la période 2017-2019 sont présentés au Tableau 21. Cette population est sujette à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Il est important de noter que le choix des chasseurs autochtones de récolter ou d’éviter de récolter des caribous munis de colliers peut biaiser légèrement les taux de survie estimés.

Le taux de survie annuel moyen pour cette période est estimé à 81 % (Tableau 21). Entre 2017 et 2019, parmi les 63 caribous suivis par télémétrie, 19 sont morts (18 femelles, 1 mâle, 101 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2017-2019 est également estimé à 81 % (IC 95 % : 74 %-89 %; Tableau 21). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population afin d’évaluer les changements temporels dans cet indicateur.

Tableau 21. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Témiscamie entre 2015 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2015	2 sexes (avec prélèvement)	3	14	82	66	100
	Femelle	1	14	93	80	100
	Mâle	2	3	nd	nd	nd
2016	Femelle (avec prélèvement)	0	10	100	nd	nd
2017	2 sexes (avec prélèvement)	4	16	75	56	99
	Femelle	3	15	80	62	100
	Mâle	1	1	nd	nd	nd
2018	2 sexes (avec prélèvement)	9	40	77	65	91
	Femelle	9	34	73	60	90
	Mâle	0	6	nd	nd	nd
2019	2 sexes (avec prélèvement)	6	45	87	77	97
	Femelle	6	36	83	72	96
	Mâle	0	9	nd	nd	nd
2015-2019	2 sexes (avec prélèvement)	22	132	83	77	90
	Femelle	19	112	83	76	90
	Mâle	3	20	85	71	100
2017-2019	2 sexes (avec prélèvement)	19	101	81	74	89
	Femelle	18	85	79	70	88
	Mâle	1	16	94	83	100
	2 sexes (sans prélèvement)	16	95	83	76	91

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Témiscamie est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Cette population est également sujette à une récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de

communautés autochtones dans la portion nord de son aire de répartition. La cause n'a pu être identifiée pour 44,0 % (11/25) des mortalités enregistrées entre 2015 et 2019 chez les caribous munis de colliers (Tableau 22). Parmi les causes connues, 50,0 % (7/14) sont attribuables à la prédation par le loup, 7,1 % (1/14) à des causes naturelles autres que la prédation et 42,9 % (6/14) au prélèvement.

Tableau 22. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Témiscamie entre 2015 et 2019.

Cause de mortalité	Période	
	2015-2019	2017-2019
Inconnue	11	9
Prédation par le loup	7	7
Naturelle	1	1
Prélèvement ^A	6	5
Total	25	22

^A Réfère à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones ou au braconnage.

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 61 femelles capturées. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 54 des 61 femelles étaient gestantes au cours de ces trois années (88,5 %). Le taux de gestation des femelles de 3,5 ans et plus était de 92,7 % pour cette même période, alors que celui des femelles de 1,5 an à 2,5 ans était de 40 %. Le taux de gestation chez cette population au cours de la période récente est considéré comme bon. À l'hiver 2020, 17 fèces ont été récoltées de façon aléatoire dans l'aire de répartition de la population et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Témiscamie mesurée entre 2018 et 2020 était de 107,2 kg (52 caribous; IC 95 % : 104,0 kg-110,4 kg). Pour cette même période, la masse moyenne des mâles adultes était de 129,3 kg (13 caribous; IC 95 % : 112,4 kg-146,2 kg). La masse moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,004$), les mâles étant en moyenne 20,7 % plus lourds que les femelles. Ce résultat est cohérent avec le dimorphisme sexuel observé chez le caribou (Miller, 2003). Pour la période 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes de la population Témiscamie était de 211,4 cm (59 caribous; IC 95 % : 209,5 cm-213,3 cm) et de 226,7 cm (14 caribous; IC 95 % : 217,9 cm-235,5 cm) pour les mâles. La longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p<0,001$), les mâles capturés étant 6,8 % plus longs que les femelles. Globalement, le suivi de la masse et de la taille corporelles ne suggère pas de problèmes liés à la condition physique chez les caribous de la population Témiscamie. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Témiscamie. Les observations réalisées sur les individus

capturés pour la période 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Témiscamie.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Quelques études se sont intéressées à documenter les patrons d'utilisation et de sélection d'habitat présents en Jamésie (Nord-du-Québec) et au Saguenay–Lac-Saint-Jean (Bastille-Rousseau et coll., 2012, Leclerc et coll., 2014, Rudolph, 2011; Rudolph et coll. 2012). Considérant que ces populations utilisent des aires de répartition aux composantes similaires, les études réalisées dans ce secteur ont souvent analysé les patrons d'utilisation de l'habitat de l'ensemble des caribous de la Jamésie sans distinction spécifique des populations, soit les populations Nottaway, Assinica et Témiscamie (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012). Les résultats en lien avec ces études (Bastille-Rousseau et coll., 2012, Rudolph, 2011; Rudolph et coll., 2012) sont présentés dans la section « Patrons d'utilisation et de sélection d'habitat » de la population Nottaway. Les résultats spécifiques à la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean sont présentés ci-dessous.

La taille des domaines vitaux des caribous était en moyenne de 1 036 km² pour la période 2004-2008 dans le secteur du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Bastille-Rousseau et coll., 2012). Le caribou forestier dans ce secteur tend à éviter les routes et les chemins forestiers, ainsi que les coupes récentes (≤ 5 ans; Leclerc et coll., 2014). Lors de la mise bas, les femelles dans le secteur nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean évitent les peuplements mixtes, les coupes (0 an-40 ans) et sélectionnent les milieux ouverts avec lichens, ainsi que les milieux présentant une élévation plus élevée (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014). Bien que ces travaux ne portent pas spécifiquement sur les comportements observés chez les caribous de la population Témiscamie, ils sont néanmoins indicatifs des patrons d'utilisation et de sélection d'habitat des caribous forestiers au Saguenay–Lac-Saint-Jean, où se trouve une partie de l'aire de répartition de la population Témiscamie. La poursuite du suivi télémétrique permettra d'approfondir l'état des connaissances sur les comportements d'utilisation et de sélection d'habitat de la population de caribous forestiers Témiscamie.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, le taux de perturbations dans l'aire de répartition de la population Témiscamie était relativement élevé, soit de 49,7 % (perturbations naturelles : 18,0 %; perturbations anthropiques : 31,6 %). Dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, un plan d'aménagement de l'habitat du caribou forestier a été publié en 2012 (MRNF, 2012). Ce plan s'appuie en partie sur les recommandations du Plan de rétablissement du caribou forestier 2005-2012 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008) et propose une stratégie intégrée d'aménagement visant à limiter les effets associés à l'aménagement forestier et au dérangement anthropique (par exemple, activités récréotouristiques et industrielles). Des massifs de protection procurant un habitat de qualité, soit des peuplements résineux matures et interconnectés fournissant abri et nourriture au caribou, d'une superficie minimale de 100 km², ont été identifiés et l'absence d'aménagement forestier dans ces massifs est préconisé (MRNF, 2012). Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. Des massifs de remplacement issus de perturbations plus ou moins récentes destinés à offrir un habitat de qualité au

caribou à moyen et à long termes ont également été identifiés (MRNF, 2012). La protection des lichens terricoles est préconisée dans les massifs de protection et de remplacement (MRNF, 2012). Depuis 2019, les mesures intérimaires pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, d'une superficie de 4 047 km² à l'échelle régionale, viennent bonifier les massifs de protection issus du plan d'aménagement. Dans la portion nord de l'aire de répartition de la population Témiscamie située dans la région du Nord-du-Québec, le régime forestier adapté, l'approche de précaution et les mesures intérimaires établies en 2019 sont appliqués (voir les sections « Population Nottaway – Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat » et « Population Assinica – Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat »). De plus, la réserve de biodiversité projetée Albanel-Témiscamie-Otish, couvrant une superficie de plus de 11 000 km², assure une protection importante de l'aire de répartition de cette population.

Hormis de la sensibilisation auprès de la Nation crie pour limiter la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales, la population de caribous forestiers Témiscamie ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Secteur Baie-James

Caractéristiques du secteur

La limite nordique de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec a été établie en fonction de la limite du domaine bioclimatique de la pessière à lichens et en raison de la présence confirmée de caribous forestiers dans les secteurs du lac Bienville et du lac Caniapiscou au cours des années 1970 (Hayeur, 1979; Le Henaff et Martineau, 1981; Brown et coll., 1986). La présence de caribous forestiers dans les secteurs au nord des populations Detour, Nottaway, Assinica et Témiscamie a été peu documentée depuis et les connaissances sur l'état des populations de caribous forestiers qui s'y trouvent s'avèrent donc limitées. Dans les années 1990 et 2000, l'augmentation de l'abondance des troupeaux de caribous migrants de la rivière aux Feuilles et de la rivière George a mené à l'expansion d'une partie de leur aire d'hivernage au sud des grands réservoirs du complexe hydroélectrique La Grande. Ceci a entraîné une augmentation importante du chevauchement des aires de répartition des écotypes forestier et migrant dans le secteur. Considérant qu'il est très difficile de distinguer les deux écotypes, il s'avère complexe d'obtenir un état précis de la population de caribous forestiers occupant ce secteur. À l'hiver 2020, profitant de l'absence de caribous migrants au sud des réservoirs La Grande, des travaux de reconnaissance ont été réalisés dans un grand secteur situé entièrement dans la région administrative du Nord-du-Québec (Figure 5). Le suivi du caribou forestier dans le secteur Baie-James a débuté à l'hiver 2020 seulement, avec la pose de 21 colliers télémétriques sur des caribous (Szor et Gingras, 2020). Il est donc trop tôt pour déterminer si les caribous présents dans ce secteur forment une population ou plusieurs, ou si certains individus appartiennent à des populations adjacentes.

Une grande partie de l'habitat située dans le secteur Baie-James se situe dans le domaine bioclimatique de la pessière à lichens, dominé par l'épinette noire, le sapin baumier et de vastes landes à lichens. Cet habitat est largement perturbé par des feux. Un feu de plus de 500 000 ha a notamment eu cours dans le secteur de la communauté d'Eastmain en 2013 (SOPFEU, 2013). Ces perturbations y ont fortement altéré la qualité de l'habitat pour le caribou forestier. Selon des entrevues réalisées auprès de membres de communautés autochtones (Cree Regional Authority, 2010; FaunENord, 2016), ce secteur semble relativement peu fréquenté par le caribou forestier. L'habitat au nord de la limite territoriale des forêts

attribuables est peu perturbé par l'aménagement forestier, les activités de développement industrielles et les activités récréotouristiques. Néanmoins, certains projets hydroélectriques d'envergure sont présents (par exemple, les réservoirs LG 2 et LG 3, la centrale hydroélectrique Eastmain-1-A) et des titres miniers sont octroyés dans le secteur Baie-James et y modifient la structure et la composition de l'habitat.

Abondance, structure de la population et tendance démographique

À l'hiver 2020, le MFFP a réalisé un inventaire de reconnaissance dans le secteur Baie-James, d'une superficie de 144 700 km² (Szor et Gingras, 2020). Étant donné la grande superficie à couvrir, la méthodologie généralement utilisée pour les inventaires de caribous forestiers (Courtois et coll., 2001c) a été adaptée et un inventaire stratifié a été réalisé (Szor et Gingras, 2020). Lors de cet inventaire, 430 caribous ont été observés et l'abondance totale de caribous dans le secteur inventorié a été estimée à 798 caribous (IC 95 % : 606-989). La densité observée variait entre 0,05 caribou/100 km², dans les parcelles où l'habitat était considéré comme étant de faible qualité pour le caribou; à 1,95 caribou/100 km², dans les parcelles où l'habitat était caractérisé comme étant de bonne qualité. La majorité des caribous observés dans l'est de l'aire d'étude semblaient appartenir à la population de caribous forestiers établie dans le secteur du réservoir Caniapiscou. Peu de caribous forestiers ont été observés dans l'ouest du secteur inventorié, où seulement de petits groupes isolés ont été observés. De plus, très peu de caribous forestiers ont été observés au nord du 54^e parallèle (Szor et Gingras, 2020).

La classification réalisée lors de cet inventaire a permis d'établir le rapport des sexes à 70,1 mâles/100 femelles (Szor et Gingras, 2020). Ce rapport ne suggère pas de problématique touchant plus fortement l'un des sexes. Le taux de recrutement était de 18,4 % de faons (38,2 faons/100 femelles). Ce taux de recrutement est supérieur au seuil identifié pour espérer le maintien ou la croissance d'une population (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le MFFP poursuivra le suivi des indicateurs d'abondance et de structure de la population ou des populations dans ce secteur.

Le suivi du caribou forestier dans le secteur Baie-James ayant débuté en 2020, il est impossible de déterminer la tendance démographique du caribou dans ce secteur pour le moment. Cette évaluation sera rendue possible principalement par le maintien du suivi télémétrique des caribous présents dans ce secteur.

Mortalité

Le suivi télémétrique a été amorcé au cours de l'hiver 2020, lors des travaux de terrain associés à l'inventaire de caribous forestiers dans ce secteur. À l'heure actuelle, les données sont insuffisantes pour évaluer le taux de survie des caribous occupant ce secteur et la contribution des causes de mortalité. Les caribous du secteur peuvent être sujets à une récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones par leur proximité avec l'aire d'hivernage des troupeaux de caribous migrants de la rivière aux Feuilles et de la rivière George. Le MFFP poursuit le suivi télémétrique et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur.

Productivité

Le taux de gestation des femelles caribous dans le secteur Baie-James a été évalué pour la première fois à l'hiver 2020. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 14 des 18 femelles testées étaient gestantes (77,8 %). De plus, 26 échantillons de fèces ont été récoltés de façon aléatoire au sol lors des travaux de terrain et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons dans les années à venir, lorsque des travaux de terrain seront prévus dans ce secteur, afin de suivre la variation de cet indicateur dans le temps.

Condition physique, maladies et parasites

La masse et la longueur moyennes des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) du secteur Baie-James mesurées en 2020 étaient de 101,2 kg (14 caribous; IC 95 % : 94,4 kg-107,9 kg) et de 202,5 cm (17 caribous; IC 95 % : 197,9 cm-207,0 cm), respectivement. Pour cette même année, seulement 1 caribou mâle de plus de 3,5 ans a été pesé et mesuré. Ce faible nombre ne permet pas de déterminer la masse et la longueur corporelles moyennes pour ce segment de la population ni de réaliser des comparaisons entre les sexes. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous forestiers dans le secteur Baie-James. Les observations réalisées sur les caribous capturés à l'hiver 2020 n'ont pas révélé la présence de tiques. Des signes d'une potentielle infection par *Besnoitia tarandi* ont été observés chez 1 femelle adulte. Des analyses histologiques seront réalisées afin de confirmer la présence réelle du parasite chez cet individu. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers du secteur Baie-James.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Aucune analyse des patrons d'utilisation et de sélection d'habitat n'a été réalisée depuis le début du suivi télémétrique à l'hiver 2020 dans ce secteur. La poursuite du suivi télémétrique permettra de récolter suffisamment de données pour alimenter ces analyses et approfondir l'état des connaissances sur les comportements des individus occupant ce secteur.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

Aucune mesure spécifique d'aménagement de l'habitat du caribou forestier n'est actuellement en place dans le secteur Baie-James. La totalité du secteur est localisée au nord de la limite territoriale des forêts attribuables, où aucun aménagement forestier n'a cours. Les feux et les perturbations anthropiques, telles que les routes, le développement minier et les infrastructures hydroélectriques, sont les principales sources d'altération de l'habitat du caribou dans le secteur. Le caribou forestier dans le secteur Baie-James ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Pipmuacan

Caractéristiques de la population

La population de caribous forestiers Pipmuacan se situe à l'extrême sud de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec. Elle se situe majoritairement dans la région administrative du Saguenay–Lac-Saint-Jean, avec une portion à l'est située dans la région de la Côte-Nord. L'aire de répartition de cette population se trouve dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse ainsi que de la sapinière à bouleau blanc. La délimitation préliminaire de l'aire de répartition de la population Pipmuacan inclut les caribous qui fréquentent actuellement ou fréquentaient historiquement le secteur des Monts-Valin, la réserve de biodiversité Akumunan, la rivière Portneuf, la rivière aux Brochets et le réservoir Pipmuacan. Plus au nord, dans le secteur de la rivière Praslin, l'aire de répartition de la population Pipmuacan chevauche celles des populations Témiscamie et Outardes (Figure 5). La rivière Péribonka représenterait une certaine barrière physique limitant les échanges vers le secteur des lacs Manouane et Péribonka principalement fréquentés par les caribous forestiers de la population Témiscamie. Le suivi télémétrique du caribou forestier dans ces secteurs depuis les années 2000 suggère peu d'échanges entre les populations Témiscamie et Pipmuacan.

L'aire de répartition de cette population est particulièrement perturbée par l'aménagement forestier. Les chemins forestiers ont également fortement fragmenté ce secteur (St-Pierre et coll., 2021). Le réservoir Pipmuacan représente le cœur de l'aire utilisée par la population Pipmuacan, qui utilise particulièrement les forêts intactes situées autour du réservoir. Au sud du réservoir Pipmuacan, la forte densité de perturbations semble limiter la présence du caribou forestier (Barnier et coll., 2017). Les activités et les infrastructures de villégiature sont abondantes dans la partie sud de l'aire de répartition. La forte densité de perturbations dans le secteur des Monts-Valin y limite la qualité de l'habitat pour le caribou forestier (Barnier et coll., 2017; St-Pierre et coll., 2021).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Le plus récent inventaire aérien de caribous forestiers de la population Pipmuacan a été réalisé à l'hiver 2020 et couvrait 28 841 km² au nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean et à l'ouest de la Côte-Nord (Plourde et coll., 2020). Les travaux d'inventaire qui ont été menés dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean en 1999 (Courtois, 1999), en 2004 (Dussault, 2004), en 2005 (Dussault, 2005) et en 2012 (Dussault, 2013) avaient permis d'établir un portrait de l'abondance et de la structure dans certains secteurs de l'aire de répartition de la population Pipmuacan. L'inventaire réalisé en 2020 est le premier à couvrir la totalité de l'aire de répartition probable de la population Pipmuacan.

L'inventaire réalisé à l'hiver 2012 a permis d'observer 253 caribous et d'estimer la population à 298 caribous (Dussault, 2013). Les résultats de cet inventaire suggéraient une augmentation de l'abondance dans le secteur Pipmuacan en comparaison des travaux menés en 1999. Cette augmentation semble s'expliquer par une immigration et une concentration des groupes de caribous vers les massifs forestiers résiduels matures et de grande taille situés aux abords du réservoir Pipmuacan plutôt que par une croissance de la population (MFFP, données non publiées). À l'hiver 2020, 177 caribous ont été observés, ce qui a permis d'estimer la population à 225 caribous forestiers (Plourde et coll., 2020).

Les inventaires réalisés en 2012 et en 2020 suggèrent que la population Pipmuacan aurait subi une baisse d'au moins 21 % de son effectif au cours de cette période. Ce résultat doit toutefois être interprété avec prudence puisque les superficies et les secteurs inventoriés différaient entre ces deux inventaires. Les taux de survie estimés à partir des données télémétriques récoltées au cours des dernières années et l'évaluation du recrutement lors de l'inventaire de l'hiver 2020 permettent d'évaluer la tendance démographique probable de la population Pipmuacan. Pour la période 2018-2019, le taux d'accroissement annuel basé sur les paramètres démographiques est estimé à 0,76, suggérant une perte annuelle de 14 % de l'effectif de cette population. Ces résultats montrent que la situation du caribou forestier dans le secteur Pipmuacan est préoccupante. Toutefois, ce taux d'accroissement annuel repose uniquement sur les taux de survie de deux années et sur une estimation de recrutement. En ce sens, ce résultat doit être interprété avec prudence. Afin de raffiner cet indicateur, le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population et effectuera des évaluations répétées du recrutement.

Lors de l'inventaire de 2020, le rapport des sexes a été estimé à 48,9 mâles/100 femelles, un rapport qui ne suggère aucune problématique affectant plus fortement un sexe que l'autre (EC, 2008; Plourde et coll., 2020). Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur afin de documenter son état.

En 2003, le recrutement de la population Pipmuacan était évalué à 22 % de faons (Dussault, 2003). À l'hiver 2012, le recrutement avait chuté à près de 11 % de faons (Dussault, 2013). Lors du dernier inventaire à l'hiver 2020, le recrutement avait poursuivi son déclin pour atteindre 6,2 % de faons (9,9 faons/100 femelles; Plourde et coll., 2020). Ce recrutement est inférieur au seuil identifié pour espérer l'autosuffisance d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Ce faible recrutement couplé à un faible taux de survie annuel dans les dernières années (voir la section « Mortalité ») suggère que la population Pipmuacan est dans une situation précaire. La poursuite du suivi télémétrique en parallèle avec l'évaluation de l'abondance et de la composition de la population s'avère essentielle afin d'évaluer l'état de cette population.

Mortalité

Taux de survie

En 2018 et en 2019, parmi les 17 caribous suivis par télémétrie, 7 sont morts (5 femelles, 2 mâles, 24 caribous-années) et un mâle est mort entre la capture et le début de l'année caribou (1^{er} avril). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2018-2019 est estimé à 71 % (Tableau 23). Le faible nombre de caribous suivis durant cette période fait en sorte que le taux de survie estimé est imprécis. Ce taux apparaît toutefois insuffisant pour espérer le maintien de la population Pipmuacan dans le temps. Le nombre de caribous suivis par télémétrie était trop faible en 2019 (n=10 caribous-années) pour pouvoir comparer le taux de survie annuel avec celui de 2018 (n=14 caribous-années). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique des caribous au sein de cette population afin de documenter l'état de cet indicateur dans le temps.

Tableau 23. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Pipmuacan en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2018	2 sexes	7	14	50	30	84
	Femelle	5	10	50	27	93
	Mâle	2	4	nd	nd	nd
2019	2 sexes	0	10	100	--	--
	Femelle	0	7	nd	nd	nd
	Mâle	0	3	nd	nd	nd
2018-2019	2 sexes	7	24	71	55	92
	Femelle	5	17	71	52	96
	Mâle	2	7	nd	nd	nd

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Pipmuacan est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). En 2018, parmi les 9 mortalités enregistrées chez les caribous suivis par télémétrie, la cause n'a pu être identifiée pour 11,1 % (1/9) des mortalités (Tableau 24). Parmi les causes connues, 87,5 % (7/8) étaient attribuables à la prédation par le loup et 12,5 % (1/8) à des causes naturelles autres que la prédation (Tableau 24). Le nombre d'individus suivis par télémétrie au cours de la période récente est faible et donc le nombre de mortalités enregistrées l'est également. En ce sens, il est impossible de dresser un portrait plus précis de la contribution des différentes causes de mortalité pour le moment. Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique au sein de cette population afin de raffiner l'évaluation de cet indicateur.

Tableau 24. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Pipmuacan en 2018.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	1
Prédation par le loup	7
Naturelle	1
Total	9

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 20 femelles capturées. Le dosage de la progesterone dans les fèces a permis de déterminer que 15 des 20 femelles capturées, toutes classes d'âge confondues, étaient gestantes (75 %). Le taux de gestation des femelles de 3,5 ans et plus était quant à lui estimé à 93,8 % entre 2018 et 2020 (15/16). À l'hiver 2020, 184 échantillons de fèces ont été récoltés de façon aléatoire dans la région administrative du Saguenay–Lac-Saint-Jean et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse et la longueur totale moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Pipmuacan mesurée entre 2018 et 2020 étaient respectivement de 108,0 kg (26 caribous; IC 95 % : 103,4 kg-112,6 kg) et de 211,4 cm (17 caribous; IC 95 % : 207,7 cm-215,2 cm). Pour cette même période seulement, 5 caribous mâles de plus de 3,5 ans ont été pesés et mesurés. Ce faible nombre ne permet pas de déterminer précisément la moyenne des indicateurs pour ce segment ni de réaliser des comparaisons entre les sexes. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Pipmuacan. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. L'information sur la charge parasitaire des caribous capturés à la fin des années 1990 et en 2000 n'est pas disponible. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Pipmuacan.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

Les patrons d'utilisation et de sélection d'habitat par les caribous de la population Pipmuacan ont fait l'objet de plusieurs études (par exemple, Hins et coll., 2009; Faille et coll., 2010; Bastille-Rousseau et coll., 2012). La taille des domaines vitaux annuels moyens des caribous dans le secteur Saguenay-Sud a été évaluée à 776 km², alors que les caribous présents dans le secteur Saguenay-Nord présentaient une taille de domaine annuel moyenne de 1 409 km² (Bastille-Rousseau et coll., 2012). La taille moyenne du domaine vital saisonnier variait entre 166 km² à l'hiver, 154 km² lors de la mise bas et 81 km² pendant le rut (Bastille-Rousseau et coll., 2012). Les domaines vitaux observés dans cette population sont plus petits que ceux observés dans des secteurs moins perturbés par les activités anthropiques (par exemple, Côte-Nord, Faille et coll., 2010; Manicouagan et Nord-du-Québec, Bastille-Rousseau et coll., 2012). Le taux élevé de perturbations dans l'habitat des caribous de la population Pipmuacan pourrait les contraindre à utiliser de plus petits domaines vitaux afin d'éviter ces perturbations (Beauchesne et coll., 2014b).

Les caribous de la population Pipmuacan éviteraient les milieux dégradés et trouveraient refuge dans les derniers fragments d'habitat de qualité (Bastille-Rousseau et coll., 2012). Les caribous rechercheraient les peuplements âgés de 90 ans-120 ans et les peuplements ouverts dominés par les lichens (Hins et coll., 2009). Cette sélection d'habitat s'expliquerait par une stratégie antiprédatrice visant à éviter des

rencontres possibles avec le loup, dont la présence est plus probable dans les peuplements perturbés ou en régénération (Hins et coll., 2009). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de cette population, ce qui permettra d'approfondir l'état des connaissances sur les comportements d'utilisation et de sélection d'habitat.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, l'aire de répartition de la population Pipmuacan présentait un taux de perturbations très élevé, soit de 79,8 % (perturbations naturelles : 8,1 %; perturbations anthropiques : 71,7 %). Le plan d'aménagement de l'habitat du caribou forestier du Saguenay–Lac-Saint-Jean, publié en 2012 (MRNF, 2012), s'appuie en partie sur les recommandations émises dans le plan de rétablissement du caribou forestier 2005-2012 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008). Il est appliqué depuis 2013 dans les secteurs fréquentés par les caribous forestiers de la population Pipmuacan. Ce plan propose une stratégie intégrée d'aménagement visant à limiter les effets associés à l'aménagement forestier et au dérangement anthropique (par exemple, activités récréotouristiques et industrielles) sur le caribou. Des massifs de protection procurant un habitat de qualité, soit des peuplements résineux matures interconnectés fournissant abri et nourriture au caribou, d'une superficie minimale de 100 km², ont été identifiés et l'absence d'aménagement forestier dans ces massifs est préconisée (MRNF, 2012). Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. Des massifs de remplacement issus de perturbations plus ou moins récentes (> 60 ans) destinés à offrir un habitat de qualité au caribou à moyen et à long termes ont également été identifiés. La protection des lichens terricoles est également préconisée dans les massifs de protection et de remplacement (MRNF, 2012). Depuis 2019, les mesures intérimaires pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier viennent bonifier les massifs de protection issus du plan d'aménagement d'une superficie de 4 047 km² pour la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean et d'une superficie de 3 952 km² pour la région de la Côte-Nord. La population Pipmuacan ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Outardes

Caractéristiques de la population

Les données du suivi télémétrique de caribous acquises depuis 2004 ont permis d'établir une délimitation préliminaire de l'aire de répartition de la population Outardes. Cette population chevauche les régions administratives du Saguenay–Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord. Son aire de répartition chevauche celles de la population Pipmuacan au sud-ouest, de la population Témiscamie à l'ouest, de la population Caniapiscau au nord et de la population Manicouagan à l'est (Figure 5). Elle se situe majoritairement dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse. Environ 75 % de l'aire de répartition de la population Outardes est située au sud de la limite nordique des forêts attribuables. La rivière Manicouagan, dans l'est de l'aire de répartition, agit comme une barrière semi-perméable qui limite les déplacements des caribous entre la population Outardes et la population Manicouagan. La chaîne des Montagnes Blanches à l'ouest limite également les déplacements des caribous entre la population Outardes et la population Témiscamie.

Abondance, structure de la population et tendance démographique

La population Outardes n'a jamais été inventoriée en totalité, de sorte que l'abondance totale de caribous et la structure de cette population ne sont pas connues. Des inventaires couvrant une partie de l'aire de répartition de cette population ont cependant été réalisés en 2001 (Rochette et Gingras, 2001), en 2007 (Rochette, 2007) et en 2014 (Heppell, 2015). Ainsi, les données d'abondance et de structure de la population présentées dans cette section doivent être interprétées avec prudence, considérant qu'elles réfèrent à un état de la situation pour une portion seulement de la population Outardes et qui doit être mis à jour. Un inventaire complet de la population Outardes est prévu au cours de l'hiver 2022.

À l'hiver 2001, l'inventaire de l'île René-Levasseur a mené à l'observation de 6 caribous, dont 1 faon (densité : 0,03 caribou/100 km²; Rochette et Gingras, 2001). À l'hiver 2007, 155 caribous ont été observés dans le secteur des réservoirs Outardes 4 et Manic 5, ce qui a permis d'estimer l'abondance à 182 caribous dans ces secteurs (Rochette, 2007). Toutefois, l'aire inventoriée débordait légèrement de l'aire de répartition de la population Outardes, telle qu'elle est présentement définie. En considérant uniquement les caribous dénombrés au cours de cet inventaire à l'intérieur des limites de l'aire de répartition contemporaine de la population Outardes, le nombre de caribous estimés était de 162. À l'hiver 2014, un inventaire couvrant le nord des populations Outardes et Manicouagan et le sud-ouest du réservoir Manicouagan a été réalisé (Heppell, 2015). En considérant uniquement les portions inventoriées comprises dans les limites de l'aire de répartition de la population Outardes, le nombre de caribous estimé était de 979.

Sur la base des données de recrutement issues des inventaires réalisés de 2004 à 2014 et du taux de survie annuel des caribous suivis par télémétrie au cours de cette période, la tendance de la population Outardes aurait été en légère croissance (Barnier et coll., 2017). La tendance démographique reposant sur les taux vitaux récents (recrutement de l'hiver 2020 et taux de survie de 2018-2019) est estimée à 0,89, ce qui suggère que la population perdait 11 % de son effectif annuellement au cours de la période récente. Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population et la réalisation de classifications, ce qui permettra de raffiner et de suivre l'état de cet indicateur.

À l'hiver 2020, lors de travaux de terrain visant le remplacement et la récupération de colliers télémétriques, une classification a été réalisée sur 9 groupes comptant 225 caribous appartenant à la population Outardes. Parmi ces 9 groupes, bien répartis dans l'aire de répartition et de tailles variées, le rapport des sexes était de 50,1 mâles/100 femelles. Cette valeur ne témoigne pas d'une problématique particulière associée au rapport des sexes. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur, entre autres lors de l'inventaire aérien prévu en 2022 et d'évaluations fréquentes de la structure de la population dans les années subséquentes.

Lors de l'inventaire de 2007, le recrutement était évalué à 25 % de faons (Rochette, 2007). Toutefois, si l'on considère uniquement les caribous présents à l'intérieur des limites de la population Outardes, le recrutement était de 22 %. À l'hiver 2014, en considérant uniquement les portions inventoriées comprises dans les limites de l'aire de répartition de la population Outardes, le recrutement était évalué à 17 % de faons dans la population (Heppell, 2015). À l'hiver 2020, le recrutement était évalué à 10,7 % (18 faons/100 femelles). Ce faible recrutement est inférieur au seuil identifié de 15 % de faons pour espérer le maintien d'une population de caribous (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les

femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le MFFP pourra mettre à jour l'état de cet indicateur à la suite de l'inventaire prévu en 2022 et poursuivra le suivi de cet indicateur subséquemment.

Mortalité

Taux de survie

Entre 2017 et 2019, parmi les 34 caribous suivis par télémétrie, 12 sont morts durant le suivi (3 mâles, 9 femelles, 58 caribous-années) et un mâle est mort entre la capture et le début de l'année caribou (1^{er} avril). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2017-2019 est estimé à 79 % (Tableau 25). Les taux de survie annuels moyens ne différaient pas entre 2018 (80 %) et 2019 (81 %, test de log-rank, $p=0,86$). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique des caribous au sein de cette population afin d'évaluer les changements temporels de cet indicateur.

Tableau 25. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Outardes entre 2017 et 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2017	2 sexes	1	1	nd	nd	nd
	Femelle	1	1	nd	Nd	nd
	Mâle	0	0	nd	nd	nd
2018	2 sexes	6	30	80	67	96
	Femelle	6	22	73	56	94
	Mâle	0	8	nd	nd	nd
2019	2 sexes	5	27	81	68	97
	Femelle	2	19	89	77	100
	Mâle	3	8	nd	nd	nd
2017-2019	2 sexes	12	58	79	69	90
	Femelle	9	42	79	67	92
	Mâle	3	16	81	64	100

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Outardes est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). Cette population serait peu sujette à un prélèvement à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. La cause n'a pu être identifiée pour 61,5 % (8/13) des mortalités enregistrées entre 2017 et 2019 chez les caribous munis de colliers (Tableau 26). Parmi les causes connues, 60 % (3/5) sont attribuables à la prédation par le loup et 40 % (2/5) à des causes naturelles autres que la prédation (Tableau 26). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique au sein de cette population et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur.

Tableau 26. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Outardes de 2017 à 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	8
Prédation par le loup	3
Naturelle	2
Total	13

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 34 femelles capturées. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 32 des 34 femelles étaient gestantes (94,1 %). Le taux de gestation des femelles de 3,5 ans et plus était de 97,0 % pour cette même période (32/33). Le taux de gestation chez cette population au cours de la période récente est considéré comme bon. À l'hiver 2020, 132 fèces ont été récoltées de façon aléatoire et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Outardes mesurée entre 2018 et 2020 était de 105,5 kg (26 caribous; IC 95 % : 102,1 kg-109,0 kg). Pour cette même période, la masse moyenne des mâles adultes de plus de 3,5 ans était de 114,5 kg (6 caribous; IC 95 % : 94,5 kg-134,5 kg). Le faible nombre de mâles pesés ne permet pas de comparaison entre les sexes au cours de cette période. Pour la période 2018-2020, la longueur totale moyenne des caribous forestiers adultes de la population Outardes était de 207,4 cm (29 caribous; IC 95 % : 204,5 cm-210,3 cm) pour les femelles et de 216,2 cm (8 caribous; IC 95 % : 203,8 cm-228,7 cm) pour les mâles. La longueur totale moyenne observée chez les caribous adultes n'était pas significativement différente entre les mâles et les femelles (test de Wilcoxon, $p=0,10$). Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Outardes. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Outardes.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

L'utilisation et la sélection d'habitat du caribou forestier au nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean et sur la Côte-Nord ont fait l'objet de nombreux travaux depuis le milieu des années 2000 (Fortin et coll., 2008, 2013; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014; Leblond et coll., 2015; Losier et coll., 2015). Tout au long de l'année, le caribou forestier montre généralement un évitement des milieux perturbés et des secteurs présentant un réseau routier dense (Fortin et coll., 2008; Leclerc et

coll., 2014; Leblond et coll., 2015; Losier et coll., 2015). En hiver, le caribou forestier évite les forêts en début de succession, les brûlis et les forêts mixtes et feuillues en faveur d'une sélection pour les peuplements matures de conifères (sapinières et pessières) ouverts ou fermés avec lichens (Fortin et coll., 2008; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Losier et coll., 2015). Ce patron d'utilisation et de sélection d'habitat était également observable au cours de la mise bas et en été chez les femelles (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014; Leblond et coll., 2015), bien que l'utilisation de coupes récentes (< 5 ans) ait été observée chez certaines femelles accompagnées de leurs faons en été (Leclerc et coll., 2014). Ce comportement, potentiellement associé à la sélection de ces milieux présentant une abondance de ressources alimentaires, ou attribuable à la fidélité aux sites (Faille et coll., 2010), est toutefois considéré comme risqué, voire mal adaptatif, les femelles fréquentant les coupes récentes s'exposant à un plus grand risque de prédation pour leurs faons (Leclerc et coll., 2014).

La superficie du domaine vital du caribou forestier dans le secteur de l'aire de répartition de la population Outardes varie en fonction de la proportion de l'habitat soumise à l'aménagement forestier (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Losier et coll., 2015). La proportion croissante de coupes avait tendance à entraîner un accroissement de la taille du domaine vital du caribou, alors que les individus utilisant des secteurs avec une proportion élevée de peuplements résineux matures présentaient des domaines vitaux de plus petite superficie (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Beauchesne et coll., 2014b). La taille du domaine vital des femelles variait également de manière temporelle et saisonnière, les superficies les plus faibles étant alors observées au cours de la mise bas (Bastille-Rousseau et coll., 2012).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, le taux de perturbations dans l'aire de répartition de la population Outardes atteignait 30,8 % (perturbations naturelles : 7,2 %; perturbations anthropiques : 23,6 %). Depuis le début des années 2000, un plan d'aménagement de l'habitat du caribou est appliqué dans la portion sous aménagement de l'aire de répartition de la population Outardes. Suivant les lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013c), ce plan d'aménagement est constitué de zones de protection de taille variant de 100 à 250 km² à l'intérieur desquelles est appliqué un moratoire sur les activités d'aménagement forestier pour une période de 70 ans et de zones d'atténuation des perturbations anthropiques, appelées à devenir des zones de protection lorsque les caractéristiques de l'habitat y redeviendraient propices au caribou (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013c). Un moratoire sur l'attribution de baux de villégiature privée est également appliqué à l'intérieur des zones de protection et des zones d'atténuation des perturbations anthropiques (MRNF, 2012; MFFP, 2018a). Depuis 2019, les mesures intérimaires pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier viennent bonifier les zones de protection issues du plan d'aménagement d'une superficie de 3 952 km² à l'échelle régionale. L'aire protégée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan annoncée en 2017 et approuvée en 2020 d'une superficie de 10 200 km² se trouve en majorité dans la portion nord de l'aire de répartition de la population Outardes (MELCC, 2017; Gouvernement du Québec, 2020). L'absence d'aménagement forestier dans ce secteur est préconisée. Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. La population Outardes ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Manicouagan

Caractéristiques de la population

La population de caribous forestiers Manicouagan se situe à l'est de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec. L'aire de répartition de cette population est localisée au centre de la région administrative Côte-Nord, majoritairement dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse dominé par l'épinette noire et en moindre partie par le sapin baumier. L'aire de répartition chevauche légèrement celles des populations Outardes à l'ouest et Caniapiscau au nord (Figure 5). Les caribous de la population Manicouagan utilisent principalement le territoire situé entre les rivières Manicouagan et Moisie et entre les 49^e et 53^e parallèles. Ces rivières agissent comme des barrières semi-perméables qui limitent les déplacements des caribous entre la population Manicouagan et les populations situées de part et d'autre. Environ 70 % de l'aire de répartition de la population Manicouagan sont situés au sud de la limite territoriale des forêts attribuables.

Abondance, structure de la population et tendance démographique

La population Manicouagan n'a jamais été inventoriée en totalité de sorte que l'abondance totale de caribous et la structure de cette population ne sont pas connues. Ainsi, les données d'abondance et de structure de la population présentées dans cette section doivent être interprétées avec prudence, considérant qu'elles réfèrent à un état de la situation pour une portion seulement de la population Manicouagan.

À l'hiver 2014, un inventaire couvrant le nord des populations Outardes et Manicouagan d'une superficie de 20 398 km² a été réalisé (Heppell, 2015). Si l'on considère uniquement la portion de cet inventaire compris dans les limites de l'aire de répartition de la population Manicouagan, l'abondance de caribous était estimée à 419 caribous. Le plus récent inventaire visant à couvrir l'ensemble de l'aire de répartition de la population Manicouagan a été entamé à l'hiver 2020, mais en raison des contraintes engendrées par la pandémie de la COVID-19, il n'a pu être complété, de sorte qu'environ la moitié sud de l'aire de répartition a été couverte (Heppell, 2020). Il en résulte qu'aucune estimation de la taille de la population totale pour l'ensemble de l'aire de répartition de la population Manicouagan n'est disponible à ce jour. Toutefois, la complétion de l'inventaire de cette population a été réalisée à l'hiver 2021, ce qui permettra d'établir l'abondance de caribous au sein de cette population lorsque l'analyse des résultats sera terminée. Pour la portion sud de l'aire inventoriée en 2020, 253 caribous ont été observés (Heppell, 2020).

Pour la période 2004-2014, la tendance de la population était jugée en légère croissance (Barnier et coll., 2017). La tendance démographique reposant sur les taux vitaux récents (recrutement de l'hiver 2020 et taux de survie de 2018-2019) est estimée à 0,87, ce qui suggère que la population perdait 13 % de son effectif annuellement. Ce résultat doit toutefois être interprété avec prudence puisqu'il repose sur une estimation du recrutement dans la portion sud seulement de l'aire de répartition de la population. Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population et la réalisation de classifications, ce qui permettra de raffiner et de suivre l'état de cet indicateur.

Il existe peu d'information quant à la structure de la population Manicouagan. À l'hiver 2020, pour la portion sud de l'aire de répartition de la population, le rapport des sexes était évalué à 46,2 mâles/100 femelles (Heppell, 2020). Ce rapport ne témoigne pas d'une problématique particulière associée au rapport des sexes chez cette population. Lors de ce même inventaire, le recrutement était évalué à 10 % de faons dans la population (16 faons/100 femelles; Heppell, 2020). Ce faible recrutement est en deçà du seuil identifié pour espérer le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Bien que les secteurs inventoriés dans les années 2000 et à l'hiver 2020 ne soient pas comparables spatialement, les résultats de l'inventaire de 2020 semblent indiquer une baisse du recrutement dans le secteur sud de l'aire de répartition de la population Manicouagan. En effet, les taux de recrutement observés en 2003, en 2004 et en 2009 variaient entre 20 % et 22 % de faons (Rochette et Gingras, 2003, 2004; Bourbonnais et Rochette, 2012). Ce constat doit néanmoins être traité avec prudence étant donné la disparité dans les aires inventoriées entre ces années. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur pour en documenter les variations.

Mortalité

Taux de survie

En 2018 et en 2019, parmi les 28 caribous suivis par télémétrie, 11 sont morts (5 femelles, 6 mâles, 51 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen pour la période 2018-2019 est estimé à 78 % (Tableau 27). Les taux de survie annuels ne différaient pas entre 2018 (79 %) et 2019 (78 %, test de log-rank, $p=0,97$) lorsque les deux sexes étaient considérés. Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique de caribous au sein de cette population afin d'évaluer les changements temporels dans cet indicateur.

Tableau 27. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Manicouagan en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2018	2 sexes	6	28	79	65	95
	Femelle	2	19	89	77	100
	Mâle	4	9	nd	nd	nd
2019	2 sexes	5	23	78	63	97
	Femelle	3	17	82	66	100
	Mâle	2	6	nd	nd	nd
2018-2019	2 sexes	11	51	78	68	91
	Femelle	5	36	86	75	98
	Mâle	6	15	60	40	91

Causes de mortalité

Comme pour la majorité des autres populations de l'aire de répartition continue, la principale menace identifiée pour la population Manicouagan est la prédation accrue découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente »). La cause n'a pu être identifiée pour 54,5 % (6/11) des mortalités enregistrées entre 2018 et 2019 chez les caribous munis de colliers (Tableau 28). Parmi les causes connues, 60,0 % (3/5) sont attribuables à la prédation par le loup et 40,0 % (2/5) à des causes naturelles autres que la prédation (Tableau 28). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique au sein de cette population et sera en mesure de raffiner l'évaluation de cet indicateur dans le futur.

Tableau 28. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Manicouagan en 2018 et en 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	6
Prédation par le loup	3
Naturelle	2
Total	11

Productivité

En 2018 et en 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 30 femelles capturées. Aucune capture de femelle n'a été effectuée en 2019 au sein de cette population. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 27 des 30 femelles étaient gestantes (90 %). Le taux de gestation des femelles de 3,5 ans et plus était de 100 % pour la période 2018 et 2020 (23 femelles testées). Le taux de gestation chez cette population au cours de la période récente est considéré comme bon. À l'hiver 2020, 29 fèces ont été récoltées de façon aléatoire et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Manicouagan capturées entre 2018 et 2020 était de 104,0 kg (17 caribous; IC 95 % : 99,7 kg-108,2 kg). Pour cette même période seulement, 5 caribous mâles de plus de 3,5 ans ont été pesés. Le faible nombre de mâles pesés ne permet pas d'estimer précisément la masse moyenne pour ce segment de la population, ni de comparer la masse moyenne entre les sexes au cours de cette période. Pour la période 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Manicouagan était de 210,2 cm (22 caribous; IC 95 % : 207,1 cm-213,4 cm) et de 228,7 cm (10 caribous; IC 95 % : 219,3 cm-238,2 cm) pour les mâles adultes ($\geq 3,5$ ans). La longueur totale moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p < 0,001$), les mâles capturés étant 8,8 % plus longs que les femelles. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la

population Manicouagan. Les observations réalisées sur les individus capturés en 2018 et en 2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Manicouagan.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

L'utilisation et la sélection d'habitat du caribou forestier sur la Côte-Nord ont fait l'objet de nombreux travaux depuis le milieu des années 2000 (Fortin et coll., 2008, 2013; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leblond et coll., 2015; Losier et coll., 2015). L'ensemble de ces travaux a rapporté un fort évitement des perturbations anthropiques, principalement l'aménagement forestier et le réseau routier, par le caribou tout au long de l'année et en particulier lors de la mise bas (Fortin et coll., 2008, 2013; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leblond et coll., 2015; Losier et coll., 2015). En hiver sur la Côte-Nord, le caribou forestier sélectionne des peuplements de conifères matures ouverts avec lichens et les tourbières, et tend à éviter les milieux perturbés par les activités anthropiques (par exemple, les coupes récentes et en régénération, le réseau routier), les brûlis et les peuplements mixtes et feuillus (Fortin et coll., 2008, 2013; Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leblond et coll., 2015; Losier et coll., 2015). Dans le secteur du réservoir Manicouagan, les caribous évitaient les secteurs à proximité d'une coupe récente ou d'un important réseau routier (< 2,5 km) et relocalisaient leurs activités à plus de 5 km des zones perturbées (Fortin et coll., 2013). Ce patron d'utilisation et de sélection d'habitat était également observable au cours de la mise bas et en été chez les femelles (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Leclerc et coll., 2014; Leblond et coll., 2015).

La superficie du domaine vital du caribou forestier dans le secteur de l'aire de répartition de la population Manicouagan varie en fonction de la proportion de l'habitat soumise à l'aménagement forestier (Bastille-Rousseau et coll., 2012; Moreau et coll., 2012; Losier et coll., 2015). La superficie des domaines vitaux des caribous augmentait dans les secteurs présentant une proportion élevée de coupes récentes ou en régénération et diminuait avec l'augmentation de la proportion de peuplements matures (> 40 ans) de conifères ouverts ou fermés (Bastille-Rousseau et coll., 2012). Pour établir leur domaine vital, les caribous sélectionnent également des milieux plus élevés en altitude et présentant une faible pente (Bastille-Rousseau et coll., 2012). Dans le secteur de l'aire de répartition de la population Manicouagan, la superficie moyenne du domaine vital annuel des femelles était évaluée à 1 346 km² au cours des années 2000 (Bastille-Rousseau et coll., 2012). La taille du domaine vital des femelles variait également de manière temporelle et saisonnière, les superficies les plus faibles étant observées au cours des périodes de mise bas et de reproduction (Bastille-Rousseau et coll., 2012).

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

En 2019, le taux de perturbations dans l'aire de répartition de la population Manicouagan atteignait 32,7 % (perturbations naturelles : 7,7 %; perturbations anthropiques : 25,0 %). Depuis le début des années 2000, un plan d'aménagement de l'habitat du caribou est appliqué dans la portion sous aménagement de l'aire de répartition de la population Manicouagan. Suivant les lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013c), ce plan d'aménagement est constitué de zones de protection de taille variant de 100 à 250 km² à l'intérieur desquelles est appliqué un moratoire sur les activités d'aménagement forestier pour

une période de 70 ans et comprend des zones d'atténuation des perturbations anthropiques appelées à devenir des zones de protection lorsque les caractéristiques de l'habitat y redeviendraient propices au caribou. Un moratoire sur l'attribution de baux de villégiature privée est également appliqué à l'intérieur des zones de protection et des zones d'atténuation des perturbations anthropiques (MFFP, 2018b). Depuis 2019, les mesures intérimaires pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier viennent bonifier les zones de protection issues du plan d'aménagement d'une superficie de 3 952 km² à l'échelle régionale. Cinq aires protégées de plus de 100 km² sont réparties à l'intérieur des limites de l'aire de répartition de la population Manicouagan, soit les réserves de biodiversité projetée Paul-Provencher au sud, du Lac-Berté près du réservoir Manicouagan, du Lac-Pasteur au sud-est, la réserve de biodiversité Uapishka dans les monts Groulx ainsi que la réserve aquatique projetée de la Rivière-Moisie au nord-est (MELCC, 2021). L'absence d'aménagement forestier dans ces secteurs est préconisée. Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. La population Manicouagan ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Population Caniapiscau

Caractéristiques de la population

Il existe peu d'information sur la répartition du caribou forestier au nord du 53^e parallèle dans la région de la Côte-Nord. Des travaux ont été réalisés dans les années 1970 et 1980 dans ce secteur, préalablement à la mise en eau du réservoir Caniapiscau (Le Henaff et Martineau, 1981; Paré et Huot, 1985). À l'hiver 2018, des travaux de reconnaissance et de capture ont été réalisés afin de documenter l'abondance et la répartition du caribou dans le secteur du réservoir Caniapiscau (Heppell, 2019). Le suivi télémétrique réalisé depuis 2012 et bonifié depuis 2018 a permis de définir préliminairement une population dans ce secteur, la population Caniapiscau. L'aire de répartition de cette population, telle qu'elle est actuellement délimitée, se situe au nord de l'aire de répartition continue du caribou forestier au Québec, dans les régions administratives de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec. Elle est bordée au sud par les aires de répartition des populations Témiscamie, Outardes et Manicouagan (Figure 5). Les caribous de cette population utilisent principalement les secteurs entre l'ouest des lacs Nichicun et Naococane et le Labrador à l'est et entre les 52^e et 55^e parallèles. L'aire de répartition de cette population inclut le réservoir hydroélectrique Caniapiscau. Cette aire est localisée dans le domaine bioclimatique de la pessière à lichens, à la limite de la taïga et de la toundra. Le paysage est dominé par l'épinette noire, les landes à lichens et les tourbières. Environ 96 % de l'aire de répartition de la population Caniapiscau est située au nord de la limite territoriale des forêts attribuables. L'aménagement forestier y est donc peu présent. La majorité des perturbations de l'habitat dans ce secteur sont d'origine naturelle (feux).

Abondance, structure de la population et tendance démographique

En 1977, un inventaire d'une superficie de 56 000 km² a été réalisé dans le secteur Caniapiscau-Laforge-Opiscotéo. À l'époque, l'abondance dans le secteur avait été estimée à 926 caribous (Le Henaff et Martineau, 1981). Avant les années 2010, la présence simultanée de caribous migrants dans le secteur rendait toutefois les décomptes de caribous forestiers incertains (Paré et Huot, 1985). Dans les années 1980, un suivi télémétrique dans ce secteur a confirmé la présence de caribous appartenant à l'écotype forestier (Le Henaff et Martineau, 1981). Au début des années 2010, la rétraction de l'aire de répartition

du caribou migrateur de la rivière George vers le nord a permis de mieux documenter l'état de la situation des caribous forestiers présents dans le secteur du réservoir Caniapiscou.

Les plus récentes évaluations de l'abondance de caribous forestiers au sein de cette population dans les régions administratives de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec ont été réalisées aux hivers 2018 (Heppell, 2019) et 2020 (Szor et Gingras, 2020). En plus de confirmer la présence de caribous forestiers au nord du 53^e parallèle dans la région de la Côte-Nord, l'inventaire de 2018, d'une superficie de 36 161 km², a mené à l'observation de 476 caribous, pour une taille de population totale estimée dans le secteur inventorié de 560 caribous (Heppell, 2019). Cet inventaire a permis de constater que le caribou était moins abondant dans le nord de son aire de répartition, avec seulement 16 caribous ayant été observés au nord du 54^e parallèle. En 2020, au cours de l'inventaire du secteur Baie-James, une présence plus marquée de caribous dans la partie est a été observée, correspondant à un territoire tout juste à l'ouest de l'aire de répartition de la population Caniapiscou. Le nombre de caribous y a été estimé entre 476 et 788 (Szor et Gingras, 2020). Les caribous occupant ce territoire feraient probablement partie de la population Caniapiscou (Szor et Gingras, 2020). Le déploiement d'un suivi télémétrique dans ce secteur à l'hiver 2020 permettra de vérifier cette hypothèse et d'ajuster la délimitation de l'aire de répartition de la population Caniapiscou en conséquence.

Pour la période 2018-2019, le taux d'accroissement annuel basé sur les paramètres démographiques (taux de survie de 2018-2019, taux de recrutement de 2018) est estimé à 1,07, ce qui suggère un potentiel de croissance chez cette population. Cette tendance s'explique principalement par un taux de survie annuel moyen élevé pour cette population en 2018-2019 (voir la section « Mortalité »). En raison de la courte période temporelle des données démographiques utilisées, la tendance démographique estimée est une représentation ponctuelle de la situation de cette population et l'interprétation de ce résultat doit être faite avec prudence. La poursuite du suivi télémétrique et des classifications permettra de préciser l'état de cet indicateur et d'en suivre les variations.

À l'hiver 2018, le rapport des sexes était estimé à 76 mâles/100 femelles pour le secteur de l'aire de répartition de la population situé dans la région administrative de la Côte-Nord (Heppell, 2019). Pour la section est de l'aire de répartition, située dans la région administrative du Nord-du-Québec, le rapport des sexes était estimé à 81,5 mâles/100 femelles. À l'hiver 2020, lors de travaux de terrain réalisés dans l'aire de répartition de la population, une classification a été effectuée parmi 21 groupes comptant 239 caribous. Le rapport des sexes a été estimé à 83,8 mâles/100 femelles. Selon cette évaluation, la population Caniapiscou comportait donc légèrement plus de mâles que ce qui est généralement observé chez les populations de caribous forestiers au Canada (EC, 2008) et au Québec (moyenne provinciale 2017-2020 : 68,2 mâles/100 femelles). Bien qu'un léger déséquilibre du rapport des sexes en faveur des mâles ne soit pas une préoccupation à court terme, il est difficile d'en évaluer l'effet sur la démographie de la population à moyen et à long termes. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur.

À l'hiver 2018, la population Caniapiscou avait un taux de recrutement de 10,9 % de faons (22 faons/100 femelles) dans le secteur de son aire de répartition situé dans la région administrative de la Côte-Nord (Heppell, 2019). À l'hiver 2020, le taux de recrutement pour cette population était estimé à 13,0 % (27,3 faons/100 femelles) sur la Côte-Nord et à 16,9 % de faons au Nord-du-Québec (Szor et Gingras, 2020). Bien que le taux de recrutement semble variable selon les différents secteurs de l'aire de répartition de la population, il apparaît globalement en deçà du seuil de 15 % de faons identifié pour

espérer le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Les taux de survie des adultes de cette population sont considérés comme bons (voir la section « Mortalité »), ce qui pourrait expliquer la tendance démographique potentiellement stable ou à la hausse pour cette population. Le MFFP poursuivra le suivi de cet indicateur pour en documenter les variations.

Mortalité

Taux de survie

En 2018 et en 2019, parmi les 27 caribous suivis par télémétrie, 2 sont morts (1 mâle en 2019, 1 femelle en 2018, 44 caribous-années). Le taux de survie annuel moyen pour la période de 2018-2019 est estimé à 95 % (Tableau 29). Le taux de survie observé chez cette population au cours de la période récente est considéré comme bon.

Tableau 29. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Caniapiscou en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2018	2 sexes	1	18	94	84	100
	Femelle	1	12	92	77	100
	Mâle	0	6	nd	nd	Nd
2019	2 sexes	1	25	96	89	100
	Femelle	0	16	nd	nd	Nd
	Mâle	1	8	nd	nd	nd
2018-2019	2 sexes	2	43	95	90	100
	Femelle	1	28	96	90	100
	Mâle	1	15	94	83	100

Causes de mortalité

Contrairement à la majorité des populations de l'aire de répartition continue, le taux de perturbations dans l'aire de répartition de la population Caniapiscou est très faible (estimé à 14,6 % en mars 2018). La presque totalité de l'aire de répartition de cette population (~96 %) se trouve au nord de la limite territoriale des forêts attribuables et l'habitat du caribou y est très peu perturbé par l'aménagement forestier. Les perturbations présentes sont principalement attribuables aux perturbations naturelles, tels les feux. La prédation accrue par le loup découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente ») n'affecterait donc pas cette population ou peu à l'heure actuelle. Ceci se reflète dans le taux de survie élevé observé chez cette population. De plus, cette population est peu sujette à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones étant donné son éloignement géographique. Les deux mortalités

enregistrées chez les caribous suivis par télémétrie ont été attribuées à une cause naturelle (Tableau 30). Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique chez cette population afin de raffiner l'état de cet indicateur et d'en suivre les variations.

Tableau 30. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans la population Caniapiscau en 2018 et en 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Naturelle	2
Total	2

Productivité

En 2018 et en 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez 27 femelles capturées. Aucune fèce n'a été récoltée en 2019. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 26 des 27 femelles capturées étaient gestantes (96,3 %). Le taux de gestation des femelles de 3,5 ans et plus était de 96,2 % pour cette même période (25/26). Le taux de gestation chez cette population au cours de la période récente est considéré comme bon. À l'hiver 2020, 94 fèces ont été récoltées de façon aléatoire et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de préciser l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) de la population Caniapiscau capturées en 2018 et en 2020 était de 104,3 kg (25 caribous; IC 95 % : 99,8 kg-108,9 kg). Pour cette même période, seulement 5 caribous mâles ($\geq 3,5$ ans) ont été pesés. Ce faible nombre ne permet pas d'estimer précisément la masse moyenne pour ce segment de la population, ni de comparer la masse moyenne entre les sexes au cours de cette période. Pour la période de 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes de la population Caniapiscau était de 205,7 cm (29 caribous; IC 95 % : 202,9 cm-208,5 cm) et de 223,0 cm (10 caribous; IC 95 % : 204,8 cm-241,1 cm) pour les mâles. La longueur totale moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,02$), les mâles capturés étant 8,5 % plus longs que les femelles. Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous de la population Caniapiscau. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période de 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques ni de signe d'infection par *Besnoitia tarandi*. Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers de la population Caniapiscau.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

À ce jour, aucune étude ou analyse n'a été réalisée concernant les patrons d'utilisation et de sélection d'habitat spécifiques à la population Caniapiscau. Le suivi télémétrique amorcé en 2012 et bonifié depuis

2018 permettra de documenter l'utilisation du territoire et la sélection d'habitat par les caribous de cette population.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

Le taux de perturbations dans l'aire de répartition de la population Caniapiscau était estimé, en 2018, à 16,3 % (perturbations naturelles : 14,7 %, perturbations anthropiques : 1,5 %), l'un des plus bas estimé parmi les populations de caribous forestiers au Québec. Ceci est principalement imputable au fait que la grande majorité de l'aire de répartition de cette population (~96 %) se situe au nord de la limite territoriale des forêts attribuables. On compte quatre aires protégées de plus de 100 km² réparties à l'intérieur des limites de l'aire de répartition de la population Caniapiscau, soit les réserves de biodiversité projetées Albanel-Témiscamie-Otish, Hirondelle et du Lac-Gensart ainsi que l'aire protégée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan (MELCC, 2021). L'absence d'aménagement forestier dans ces secteurs est préconisée. Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. La population Caniapiscau ne fait actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Secteur Basse-Côte-Nord

Caractéristiques de la population

Les données télémétriques acquises par le MFFP et l'ISRE (Heppell et coll., 2013) de 2012 à 2016 puis par le MFFP depuis 2019 ont révélé la présence de caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord (Figure 5). Ce groupe de caribous est probablement distinct des populations connues de caribous forestiers du Labrador limitrophes au Québec (populations Joseph Lake, Red Wine, Dominion Lake, Joir River et Mealy Mountain; Schmelzer et coll., 2020). Une partie de l'aire de répartition de ces populations chevauche le Québec, en particulier les populations de Joseph Lake, de Mealy Mountain et de Red Wine. L'aire de répartition de ces populations pourrait donc chevaucher partiellement celle du caribou forestier dans le secteur Basse-Côte-Nord. Les limites contemporaines de l'aire de répartition de la population ou des populations occupant la Basse-Côte-Nord doivent être précisées et la délimitation présentée dans ce document est préliminaire. L'ajout de données télémétriques provenant des populations adjacentes situées au Labrador et de la région de la rivière Moisie au Québec aux analyses permettra de raffiner la délimitation de la population ou des populations présentes dans le secteur Basse-Côte-Nord.

L'aire de répartition préliminaire des caribous forestiers dans ce secteur, telle qu'elle est actuellement délimitée, couvre près de 115 000 km² et s'étend de la rivière Moisie à l'ouest jusqu'à la rivière Saint-Augustin à l'est, et entre le fleuve Saint-Laurent au sud et le 53^e parallèle au nord. Elle est située dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousse, qui est dominé par l'épinette noire et les mousses. Dans sa portion nord-est, l'épinette noire et les lichens sont également dominants. Les tourbières et les landes à lichens occupent également une vaste portion du paysage. La rivière Moisie agit comme une barrière semi-perméable qui limite les déplacements des caribous entre la population Manicouagan à l'ouest et le secteur Basse-Côte-Nord. La présence de nombreuses rivières fortement encaissées pourrait également contribuer à limiter les déplacements des caribous forestiers entre les différents secteurs, permettant ainsi de structurer la répartition du caribou en plusieurs populations. Les données présentées dans les prochaines sections concernent les caribous présents à travers l'aire de répartition

préliminaire des caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord, qui inclut potentiellement une partie des populations de caribous forestiers du Labrador et qui ne tient pas compte, à cette étape-ci, de la présence possible de plusieurs populations puisque le niveau d'isolement géographique n'a pas encore été évalué.

Abondance, structure de la population et tendance démographique

Les plus récents inventaires de caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord ont été réalisés au cours des hivers 2019 et 2020 (Heppell, 2019, 2020). La dissimilarité entre les superficies et les secteurs inventoriés en 2019 et en 2020 et les précédents travaux dans ce secteur (Heppell et coll., 2013; Hydro-Québec, 2010, 2013, 2016; Genivar, 2012; WSP, 2014) rend impossible la comparaison des estimations d'abondance dans le temps.

En 2012 et en 2013, des secteurs couvrant respectivement 20 922 km² et 12 955 km² ont été inventoriés sur la Basse-Côte-Nord. L'abondance minimale a été évaluée à 179 caribous en 2012, pour une abondance estimée à 211 caribous. En 2013, 109 caribous ont été dénombrés dans le secteur inventorié, pour une abondance estimée à 128 caribous (Heppell et coll., 2013). L'inventaire aérien réalisé à l'hiver 2019 a couvert une superficie de 50 094 km² entre la rivière Magpie à l'ouest et la rivière Saint-Augustin à l'est. Lors de cet inventaire, 452 caribous ont été observés, pour une abondance estimée à 558 caribous (secteur est; Heppell, 2019). À l'hiver 2020, le secteur d'inventaire couvrait une superficie de 18 829 km² entre la rivière Moisie à l'ouest et la rivière Magpie à l'est. Ce secteur n'avait jamais été inventorié en totalité auparavant. Lors de cet inventaire, 102 caribous ont été observés, pour une estimation de l'abondance entre 102 et 175 caribous dans ce secteur (secteur ouest; Heppell, 2020). Compte tenu du chevauchement des surfaces d'inventaires avec des populations présentes au Labrador, il est possible que pour certaines zones couvertes par les inventaires de 2012, 2013, 2019 et 2020, les caribous observés appartiennent à des populations adjacentes dont la majeure partie de l'aire de répartition se trouve au Labrador. La poursuite du suivi télémétrique de caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord permettra d'approfondir les connaissances sur la répartition spatiale des populations. Les inventaires réalisés dans ce secteur ont tous révélé une abondance faible de caribous relativement à la superficie des secteurs inventoriés (Heppell et coll., 2013; Heppell, 2019, 2020; Hydro-Québec, 2010, 2013, 2016).

Pour la période de 2018-2019, le taux d'accroissement annuel basé sur les paramètres démographiques (taux de survie de 2018-2019, taux de recrutement de 2019) est estimé à 0,96. Ce taux d'accroissement suggère que la population a subi un léger déclin au cours de la période récente, perdant en moyenne annuellement 4 % de son effectif. En raison de la courte période temporelle des données démographiques utilisées, la tendance démographique estimée est une représentation ponctuelle de la situation de cette population et l'interprétation de ce résultat doit être faite avec prudence d'autant plus que les mortalités attribuables au braconnage et à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres des communautés autochtones peuvent ne pas être bien captées dans l'évaluation du taux de survie utilisé dans le calcul. La poursuite du suivi télémétrique et des classifications permettra de préciser l'état de cet indicateur et d'en suivre l'évolution.

Il existe peu d'information historique quant à la structure de la population des caribous forestiers du secteur Basse-Côte-Nord. À l'hiver 2019, le rapport des sexes était estimé à 64 mâles/100 femelles dans

le secteur est de l'aire de répartition (Heppell, 2019), alors qu'il était de 78 mâles/100 femelles pour le secteur ouest de l'aire de répartition, inventorié à l'hiver 2020 (Heppell, 2020). Ces valeurs ne suggèrent pas de problématique particulière associée au rapport des sexes pour le caribou forestier dans le secteur Basse-Côte-Nord. Le taux de recrutement était estimé à 14,4 % de faons (27,6 faons/100 femelles) dans le secteur est, inventorié à l'hiver 2019 (Heppell, 2019), et à 12,7 % de faons (26,0 faons/100 femelles) dans le secteur ouest, inventorié à l'hiver 2020 (Heppell, 2020). Ce recrutement est inférieur au seuil de 15 % estimé pour espérer le maintien d'une population de caribous forestiers (supposant un taux de survie minimal de 85 % chez les femelles adultes; EC, 2008; voir la section « Paramètres démographiques favorisant l'autosuffisance »). Le MFFP poursuivra le suivi des indicateurs sur la structure des populations pour en suivre les variations.

Mortalité

Taux de survie

En 2018 et en 2019, sur les 40 caribous suivis par télémétrie, 9 sont morts (8 femelles et 1 mâle, 51 caribous-années). Cette population est sujette à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Il est important de noter que le choix des chasseurs autochtones de récolter ou d'éviter de récolter des caribous munis de colliers peut biaiser légèrement les taux de survie estimés. Bien que trois événements de récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales aient été observés sur des caribous munis de colliers au cours de la période de 2018-2019, ils se sont produits peu de temps après la capture et la pose du collier télémétrique (fin février). Ils ne sont donc pas inclus dans les calculs des taux de survie et ces derniers représentent donc les taux observés au sein de ce secteur en excluant la récolte.

Le taux de survie annuel moyen pour la période de 2018-2019 est estimé à 82 % (Tableau 31). Entre les années 2012 et 2016, le MFFP, en collaboration avec l'ISRE (Heppell et coll., 2013), a également réalisé un suivi télémétrique des caribous dans le secteur Basse-Côte-Nord. Ce suivi a révélé des taux de survie annuels variant de 40 % à 87 % au cours des trois premières années pour lesquelles 15 individus étaient suivis annuellement. Cela illustre la grande variabilité du taux de survie annuel parmi les caribous occupant le secteur Basse-Côte-Nord.

Tableau 31. Taux de survie moyen et intervalles de confiance 95 % (IC 95 %) des caribous forestiers suivis par télémétrie dans le secteur Basse-Côte-Nord en 2018 et en 2019. La valeur « nd » indique que le nombre de caribous-années était insuffisant pour estimer le taux de survie ($n < 10$ caribous-années).

Période	Sexe	Nombre de mortalités	Caribous-années	Taux de survie		
				Moyenne (%)	IC 95 % bas	IC 95 % haut
2018	2 sexes (sans récolte)	1	12	92	77	100
	Femelle	1	8	nd	nd	nd
	Mâle	0	4	nd	nd	nd
2019	2 sexes (sans récolte)	8	39	79	68	93
	Femelle	7	29	76	62	93
	Mâle	1	10	90	73	100
2018-2019	2 sexes (sans récolte)	9	51	82	72	93
	Femelle	8	37	78	66	93
	Mâle	1	14	93	80	100

Causes de mortalité

Contrairement à la majorité des populations de l'aire de répartition continue, le taux de perturbations dans l'aire de répartition des caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord est très faible (estimé à 10,6 % en mars 2018). Les perturbations présentes sont principalement attribuables aux perturbations naturelles, telles que les feux. La prédation accrue par le loup découlant des perturbations anthropiques de l'habitat (voir la section « Phénomène de compétition apparente ») affecterait donc peu le caribou dans ce secteur à l'heure actuelle, bien que des événements de prédation soient observés. Le caribou forestier dans le secteur Basse-Côte-Nord fait l'objet de récoltes à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Ce prélèvement dans certains secteurs de l'aire de répartition préliminaire de cette population est considéré comme une menace importante au maintien à long terme du caribou forestier (Gouvernement du Québec, en préparation).

La cause n'a pu être identifiée pour 33,3 % (4/12) des mortalités enregistrées entre 2018 et 2019 chez les caribous munis de colliers (Tableau 32). Parmi les causes connues, 37,5 % (3/8) sont attribuables à la prédation par le loup, 37,5 % (3/8) au prélèvement et 25,0 % (2/8) à des causes naturelles autres que la prédation (Tableau 32). Au cours du suivi qui s'est déroulé entre 2012 et 2015 (ISRE, Heppell et coll., 2013), 52,9 % (9/17) des mortalités étaient attribuables à la prédation ou de cause inconnue et 47,1 % (8/17) étaient attribuables à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones. Toutefois, l'importance relative de cette récolte dans les causes de mortalité était fortement variable d'une année à l'autre. Le MFFP poursuivra le suivi télémétrique du caribou forestier dans le secteur Basse-Côte-Nord afin de raffiner cet indicateur.

Tableau 32. Causes de mortalité des caribous forestiers suivis par télémétrie dans le secteur Basse-Côte-Nord en 2018 et en 2019.

Cause de mortalité	Nombre d'individus
Inconnue	4
Prédation par le loup	3
Prélèvement ^A	3
Naturelle	2
Total	12

^A Réfère à la récolte à des fins alimentaires, rituelles ou sociales par des membres de communautés autochtones.

Productivité

Entre 2018 et 2020, des échantillons de fèces ont été récoltés chez des femelles capturées. Le dosage de la progestérone dans les fèces a permis de déterminer que 27 des 31 femelles étaient gestantes au cours de ces trois années (87,1 %). Le taux de gestation des femelles de plus de 3,5 ans était de 89,3 % pour cette même période (25/28). Le taux de gestation chez le caribou dans le secteur Basse-Côte-Nord au cours de la période récente est considéré comme bon. En 2020, 69 échantillons de fèces ont été récoltés de manière aléatoire parmi les groupes dénombrés lors de l'inventaire et l'évaluation du taux de gestation des femelles non capturées est en cours. Le MFFP poursuivra ses efforts de récolte d'échantillons de fèces lors des captures et de façon aléatoire dans les années à venir afin de raffiner l'état de cet indicateur.

Condition physique, maladies et parasites

La masse moyenne des femelles adultes ($\geq 3,5$ ans) dans le secteur Basse-Côte-Nord capturées entre 2018 et 2020 était de 102,4 kg (23 caribous; IC 95 % : 98,2 kg-106,7 kg). Pour cette même période, la masse moyenne des mâles adultes ($\geq 3,5$ ans) était de 134,5 kg (8 caribous; IC 95 % : 115,7 kg-153,2 kg). La masse totale moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,001$), les mâles capturés étant 31,3 % plus lourds que les femelles capturées. Pour la période de 2018-2020, la longueur totale moyenne des femelles adultes du secteur Basse-Côte-Nord était de 205,4 cm (28 caribous; IC 95 % : 202,2 cm-208,6 cm) et de 221,3 cm pour les mâles (10 caribous; IC 95 % : 210,0 cm-232,6 cm). La longueur totale moyenne observée chez les caribous capturés était significativement différente entre les sexes (test de Wilcoxon, $p=0,004$), les mâles capturés étant 7,7 % plus longs que les femelles.

Il existe peu d'information sur la charge parasitaire des caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord. Les observations réalisées sur les individus capturés pour la période de 2018-2020 n'ont pas révélé la présence de tiques. Sur les 48 caribous capturés et examinés entre 2018 et 2020 dans le secteur Basse-Côte-Nord, 2 femelles adultes et 1 mâle adulte capturés à l'hiver 2019 montraient des signes d'infection par *Besnoitia tarandi*. Ces observations doivent être validées via des analyses histologiques.

Le MFFP poursuivra ses efforts d'acquisition de données afin de préciser l'état des indicateurs de la condition physique, des maladies et des parasites chez les caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord.

Patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat

À ce jour, aucune analyse portant sur les patrons d'utilisation et de sélection d'habitat spécifique aux caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord n'a été réalisée. Dans le cadre d'une analyse visant à identifier des territoires d'intérêt pour la création de grandes aires protégées pour la protection du caribou forestier, un modèle de sélection d'habitat et une carte de probabilité d'occurrence ont été développés à l'échelle du Québec en incluant les caribous suivis dans le secteur Basse-Côte-Nord entre 2012 et 2013 (Leblond et coll., 2015). Ces travaux suggèrent une probabilité d'occurrence relative élevée pour le caribou forestier dans le secteur Basse-Côte-Nord puisque l'habitat y était peu perturbé. Des secteurs d'intérêt jugés prioritaires pour la protection de l'habitat du caribou forestier ont été identifiés sur la Côte-Nord (Leblond et coll., 2015). Le suivi télémétrique enclenché en 2012 et bonifié depuis 2018 permettra de documenter l'utilisation du territoire et la sélection d'habitat par les caribous forestiers dans le secteur Basse-Côte-Nord et contribuera à y définir les limites de l'aire de répartition de ce caribou.

Mesures de gestion et d'aménagement de l'habitat

Le taux de perturbations dans l'aire de répartition préliminaire des caribous forestiers du secteur Basse-Côte-Nord s'établissait à 11,1 % en 2019 (perturbations naturelles : 9,3 %; perturbations anthropiques : 1,8 %). Avant 2018, une très faible portion de l'aire de répartition préliminaire des caribous du secteur Basse-Côte-Nord (sud-ouest de l'aire) se trouvait au sud de la limite nordique des forêts attribuables. Depuis la révision de cette limite en avril 2018 (<https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/connaissances/limite-territoriale-des-forets-attribuables>), une plus grande proportion de l'aire de répartition préliminaire des caribous du secteur Basse-Côte-Nord est susceptible d'être soumise à l'aménagement forestier. Toutefois, aucune activité d'aménagement forestier ne se déroule actuellement dans ce secteur. Six aires protégées de plus de 100 km² sont réparties à l'intérieur des limites de l'aire de répartition préliminaire des caribous forestiers du secteur Basse-Côte-Nord, soit les réserves de biodiversité projetées de la Matamec, des Méandres-de-la-Taitaipenistouc, des Massifs-des-Lacs-Belmont-et-Magpie, de la Vallée-de-la-Rivière-Natashquan, la réserve de biodiversité Katnukamat et la réserve aquatique projetée de la Rivière-Moisie (MELCC, 2021). L'absence d'aménagement forestier dans ces secteurs est préconisée. Le développement du réseau routier et de la villégiature y est également proscrit. Les caribous forestiers du secteur Basse-Côte-Nord ne font actuellement l'objet d'aucune mesure de gestion de la population.

Connaissances à parfaire et leur priorisation

Principaux éléments à retenir

- Il existe à ce jour beaucoup d'information sur la façon d'orienter la prise de décisions en ce qui regarde la gestion et la conservation du caribou et de son habitat.
- À la suite de la revue des connaissances actuelles sur les caribous forestiers et montagnards, les experts du MFFP ont identifié certaines connaissances à parfaire.
- Ces connaissances touchent différents aspects de la biologie du caribou et de ses relations actuelles et futures avec son environnement.
- L'acquisition ciblée de connaissances permet d'approfondir notre compréhension de la dynamique de population des caribous forestiers et montagnards. Ces connaissances contribuent également à identifier et à ajuster les efforts de gestion et de conservation déployés pour corriger les menaces principales au maintien des populations.
- L'acquisition des connaissances peut être priorisée (niveau élevé ou faible) selon l'apport attendu pour la gestion et la conservation des populations de caribous.

Le caribou est l'une des espèces de grands mammifères les plus étudiées, comme en témoigne l'imposante littérature recensée dans le présent document. Au Québec, le suivi du caribou forestier et du caribou montagnard de la Gaspésie s'appuie sur des connaissances acquises lors de la réalisation de plus d'une centaine d'inventaires aériens depuis le début des années 1990, sans compter les nombreux travaux de recherche qui ont été menés. Il existe à ce jour beaucoup d'information faisant consensus au sein de la communauté scientifique, tel que cela est présenté dans le document, afin d'orienter la prise de décisions éclairées pour ce qui est de la gestion et de la conservation du caribou et de son habitat. Ces décisions peuvent être soutenues et peaufinées par une démarche d'acquisition continue de connaissances. Les connaissances à parfaire identifiées dans cette section touchent des aspects de la biologie du caribou, de l'état de certains indicateurs biologiques et des relations actuelles et futures entre ce cervidé et son environnement.

Les indicateurs biologiques pertinents pour le suivi des populations, leurs méthodes d'acquisition et les analyses préconisées sont décrits dans le *Système de suivi des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie* (Gouvernement du Québec, 2021). En ciblant des indicateurs biologiques clés, le *Système de suivi* oriente la poursuite de l'acquisition de connaissances sur le caribou afin de suivre l'état des populations et de raffiner les connaissances actuelles (voir la section « Suivi et mesures de gestion des populations »). L'acquisition de ces données permet, en plus d'établir l'état de certains indicateurs clés de la situation des populations, d'alimenter l'acquisition de connaissances et les projets de recherche réalisés par le gouvernement du Québec et par les partenaires du milieu universitaire.

La présente revue de littérature et les nouveaux besoins en suivi et en gestion des populations de caribous ont permis d'identifier des connaissances à parfaire ou pour lesquelles des travaux d'acquisition doivent se poursuivre en continu. Les principales connaissances à parfaire sont énumérées ci-dessous et classées selon deux niveaux de priorité (élevé ou faible). Celles de priorité élevée ciblent directement

la poursuite de l'acquisition de connaissances sur les principaux facteurs de mortalité (facteurs limitants ou menaces) et contribuent à alimenter la prise de décisions et la mise en place d'actions de conservation ou de gestion éclairées propres à chaque population. Certains aspects peuvent déjà être documentés à l'échelle canadienne, mais l'acquisition de connaissances est jugée prioritaire afin qu'ils soient approfondis dans un contexte québécois (par exemple, la mise en place de mesures de gestion). Des éléments dont la priorité est jugée faible peuvent toucher la poursuite de l'acquisition de connaissances sur des menaces ou des facteurs limitants qui ne sont pas considérés, actuellement, comme préoccupants pour le maintien des populations de caribous du Québec (par exemple, les conséquences limitées ou s'appliquant à des échelles spatiales ou temporelles restreintes). L'identification des connaissances à parfaire ne constitue pas un engagement du MFFP ou de ses partenaires à y remédier. Toutefois, approfondir ces connaissances représente un intérêt pour la gestion et la conservation des caribous forestiers et montagnards de la Gaspésie dans une démarche continue d'acquisition de connaissances sur ces écotypes au Québec. D'ailleurs, certains des aspects présentés font déjà l'objet de projets de recherche ou sont en voie de le faire.

Priorité élevée pour la conservation et la gestion

- A. Suivre les **indicateurs biologiques clés de l'état des populations de caribous** afin de décrire leur variation dans le temps, d'identifier l'émergence de nouvelles problématiques et de concentrer les efforts de conservation et de gestion sur les principales menaces pour le maintien des populations :
 - i. Suivre l'état des indicateurs aux niveaux populationnels et individuels :
 - i. Niveau des populations : suivre l'abondance, la structure et la tendance démographique des populations et l'évolution des patrons d'utilisation et de sélection de l'habitat;
 - ii. Niveau des individus : suivre les taux de survie, les principales causes de mortalité, la condition physique, la prévalence et l'intensité de maladies et de parasites;
 - ii. Mettre à jour la délimitation des populations de caribous forestiers dans l'aire de répartition continue;
 - iii. Identifier les secteurs d'utilisation intensive par les caribous au cours des périodes critiques du cycle vital (par exemple, durant la mise bas et l'hiver);
 - iv. Décrire la dispersion des caribous et les échanges génétiques entre les populations adjacentes;
 - v. Développer l'utilisation de méthodes alternatives et non invasives pour évaluer certains indicateurs biologiques (par exemple, génomique populationnelle, drones, caméras-trappes).

- B. Raffiner les connaissances sur les **relations entre le caribou et son habitat**, plus particulièrement l'impact des perturbations naturelles et anthropiques sur les taux vitaux (recrutement et survie) et la démographie des populations afin d'ajuster les modalités d'aménagement de l'habitat :
- i. Détailler la relation entre l'autosuffisance des populations de caribous du Québec et le taux de perturbations de l'habitat, en distinguant les effets des perturbations naturelles de ceux des perturbations anthropiques dans le contexte québécois;
 - ii. Évaluer l'influence des facteurs environnementaux, climatiques ou intrinsèques au caribou sur le seuil maximal de taux de perturbations favorisant l'autosuffisance des populations de caribous;
 - iii. Identifier les attributs physiques (par exemple, structure, composition, taille des massifs) et l'horizon de temps nécessaires (en tenant compte de facteurs tels la productivité forestière) pour que l'habitat redevienne favorable au caribou à la suite d'une perturbation d'origine naturelle ou anthropique;
 - iv. Caractériser les patrons d'utilisation des chemins forestiers par le caribou, les proies alternatives (original) et les prédateurs (loup, ours noir et coyote) en fonction de la classe de chemin (emprise et achalandage);
 - v. Quantifier l'effet des tactiques de sélection d'habitat à fine échelle sur les taux vitaux (productivité et probabilité de survie) des caribous;
 - vi. Évaluer l'effet des épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette sur les composantes de l'habitat, la sélection d'habitat par le caribou, les relations entre le caribou et ses prédateurs, et sur la démographie des populations de caribous.
- C. Évaluer l'**efficacité des mesures de gestion des populations et d'aménagement et de restauration de l'habitat** afin d'ajuster, si c'est nécessaire, les modalités d'application de ces mesures :
- i. Déterminer l'importance des massifs sans perturbation anthropique (par exemple, superficie, composition) sur la sélection d'habitat des caribous, des proies alternatives et des prédateurs, et ultimement sur les taux vitaux et la démographie des populations de caribous;
 - ii. Évaluer l'impact des nouvelles modalités d'aménagement de l'habitat et des secteurs de protection de l'habitat du caribou sur les patrons de sélection d'habitat des caribous, des proies alternatives et des prédateurs, et ultimement sur les taux vitaux et la démographie des populations de caribous;
 - iii. Évaluer l'effet de la restauration active de l'habitat (par exemple, restauration des chemins forestiers) sur les patrons de sélection d'habitat des caribous, des proies alternatives et des prédateurs, et ultimement sur les taux vitaux et la démographie des populations de caribous;

- iv. Déterminer la capacité des mesures de gestion des populations mises en place à améliorer les indicateurs biologiques et à renverser la tendance démographique des populations de caribous forestiers dans le contexte québécois.
- D. Évaluer la **connectivité** et identifier les **attributs clés de la connectivité de l'habitat du caribou** (secteurs de haute et de faible connectivité) afin de cibler les mesures d'aménagement ou de restauration et les secteurs d'intervention favorisant la connectivité :
- i. Décrire et quantifier les échanges démographiques et génétiques entre les populations;
 - ii. Identifier les attributs de l'habitat favorisant sa connectivité ou nuisant à celle-ci;
 - iii. Évaluer l'efficacité des mesures d'aménagement ou de restauration à maintenir ou à restaurer la connectivité entre des secteurs de l'aire de répartition continue du caribou.
- E. Évaluer les **effets des changements climatiques sur l'habitat et les populations de caribous** afin de prévoir l'impact de ces changements sur le maintien des populations de caribous :
- i. Prédire la composition de l'habitat, selon les attributs clés pour le caribou, en fonction de différents scénarios de changements climatiques et évaluer la résilience de l'habitat futur aux perturbations naturelles et anthropiques;
 - ii. Évaluer l'évolution de la niche climatique du caribou (localisation, composition de l'habitat, proies alternatives et prédateurs) en fonction des changements attendus dans la composition de l'habitat et du régime de perturbations naturelles selon différents scénarios de changements climatiques;
 - iii. Déterminer comment les relations entre les caribous et ses prédateurs seront affectées par la modification de l'habitat et des conditions climatiques selon différents scénarios de changements climatiques et comment ceci affectera la démographie des populations de caribous.

Priorité faible pour la conservation et la gestion

- F. Évaluer l'**impact des perturbations naturelles et anthropiques sur la condition physique** des caribous :
- i. Évaluer la présence d'indicateurs de stress chronique chez les caribous plus fortement exposés aux perturbations naturelles ou anthropiques;
 - ii. Évaluer si la perte de certains attributs de l'habitat se traduit en impacts sur la condition physique et sur les taux vitaux des caribous.

- G. Évaluer les **effets des changements climatiques sur l'habitat et les populations de caribous** afin de prédire l'impact de ces changements sur le maintien des populations de caribous :
- i. Évaluer l'impact potentiel de l'augmentation du chevauchement entre le caribou et d'autres espèces (orignal et cerf de Virginie) sur la prévalence et l'intensité d'infection de certains parasites et maladies nuisibles pour le caribou.
- H. Décrire la **fidélité du caribou à certains domaines vitaux** (par exemple, les aires de mise bas pour les femelles) :
- i. Évaluer la récurrence de l'utilisation des aires de mise bas et d'hivernage par les caribous;
 - ii. Déterminer l'impact de la perte des domaines vitaux de fidélité sur la sélection d'habitat et les taux vitaux des caribous.
- I. Décrire la composition du régime alimentaire et les préférences alimentaires afin de déterminer l'**effet potentiel de l'alimentation sur la condition physique et la reproduction des caribous** :
- i. Évaluer la valeur nutritive des ressources consommées par le caribou;
 - ii. Déterminer la qualité des habitats en fonction de la valeur nutritive des ressources consommées par le caribou qui s'y trouve;
 - iii. Établir l'effet des variations dans le régime alimentaire chez les caribous sur la condition physique et la reproduction;
 - iv. Quantifier le potentiel de compétition ou d'interférence entre le caribou et les autres espèces herbivores qui partagent l'habitat actuel et futur (selon différents scénarios de changements climatiques).

Conclusion

Les populations de caribous forestiers du Québec et la population de caribous montagnards de la Gaspésie, tout comme la majorité des populations de ces deux écotypes au Canada, sont en déclin ou dans un état précaire.

Le présent document se veut un outil pour soutenir la gestion du caribou et de son habitat. Il regroupe et synthétise une large part des connaissances existantes en vue de faciliter l'accès à une base scientifique solide. Les éléments de connaissances visés sont les facteurs pouvant expliquer le déclin des caribous forestiers et montagnards, les mesures de gestion des populations existantes et les paramètres démographiques et de l'habitat nécessaires à l'autosuffisance des populations. De plus, le document présente une mise à jour de la situation des populations de caribous forestiers et montagnards du Québec.

Les populations de caribous forestiers à l'échelle canadienne sont soumises à l'effet de divers facteurs limitants et menaces, et évoluent sous des régimes différents de perturbations. L'identification et la hiérarchisation de ces facteurs et de ces menaces sont des étapes clés dans une gestion adaptée de l'espèce et des populations. En ce sens, le présent document fournit un portrait à jour des connaissances et des niveaux de préoccupation par rapport aux divers facteurs limitants et menaces à l'autosuffisance des populations de caribous forestiers et montagnards. Un consensus se dégage sur la principale menace au maintien et à l'autosuffisance des populations de caribous forestiers et montagnards, soit l'altération de l'habitat associée aux perturbations anthropiques (causées principalement par l'aménagement forestier au Québec) entraînant une prédation accrue du caribou. Des mesures de gestion peuvent contribuer à freiner temporairement le déclin des populations. Toutefois, la pérennité de ces populations nécessite le maintien, la conservation et la restauration de l'habitat du caribou.

L'analyse des données récentes portant sur les populations de caribous du Québec suggère que l'état de certains indicateurs est très préoccupant. L'abondance de caribous est extrêmement faible chez les populations isolées de Val-d'Or, de Charlevoix et de la Gaspésie. L'analyse des paramètres démographiques indique que 10 des 11 populations ou secteurs évalués (sur 13 au Québec) montrent des taux de survie des adultes et de recrutement en deçà des seuils permettant d'espérer le maintien d'une population. Une seule de ces 11 populations ou secteurs semble montrer un potentiel de croissance, alors que les 10 autres sont en déclin. Le taux de perturbations au sein des aires de répartition est élevé et dépasse 35 % chez plusieurs populations, un seuil qui offre une probabilité d'autosuffisance de 60 %. Un consensus canadien suggère que plus le taux de perturbations dans l'aire de répartition d'une population est élevé, plus sa tendance au déclin est forte. La structure de la population (rapport des sexes), la productivité (taux de gestation) ainsi que la présence de maladies et de parasites ne semblent pas constituer des menaces, à l'heure actuelle, pour les populations de caribous forestiers du Québec et montagnards de la Gaspésie. La complétion du cycle d'inventaires entrepris en 2018 permettra sous peu de dresser un bilan complet de l'état de la situation du caribou forestier au Québec. La poursuite du suivi des indicateurs clés de l'état des populations de caribous forestiers du Québec et de la population de caribous montagnards de la Gaspésie permettra de compléter l'évaluation de la tendance démographique pour certaines populations et de mettre à jour régulièrement l'état des indicateurs clés de la situation des populations.

En somme, la situation de la majorité des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie est préoccupante. La protection de ces populations nécessitera des efforts importants et soutenus afin de renverser leur déclin et d'assurer des conditions adéquates pour leur pérennité et leur autosuffisance. Différentes mesures d'aménagement de l'habitat sont envisageables et certaines sont déjà utilisées. À court terme, certaines populations pourraient nécessiter des interventions plus intensives afin de réduire les facteurs de mortalité.

Enfin, les connaissances actuelles sur le caribou s'appuient sur un pan imposant de littérature portant sur l'écologie et les interactions qu'entretient cette espèce avec son environnement. Le présent exercice de revue de la littérature illustre l'ampleur et l'éventail de connaissances disponibles sur le caribou permettant d'orienter et d'assurer la prise de décisions éclairées en matière de gestion et de conservation pour cette espèce. Il reste à approfondir les relations qu'entretient le caribou avec son habitat et les effets potentiels de certains facteurs dont l'ampleur demeure méconnue. La poursuite de l'évaluation des mesures de gestion des populations, d'aménagement d'habitats et de restauration de ces derniers est essentielle. Une acquisition continue de connaissances, que la priorisation des connaissances à parfaire oriente, permet de soutenir, de bonifier et d'adapter le suivi, la gestion et la conservation des populations de caribous au Québec.

Bibliographie

- Aas-Hansen, O., L. P. Folkow et A. S. Blix (2000) « Panting in reindeer (*Rangifer tarandus*) », *American Journal of Physiology Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, vol. 279, p. 1190-1195.
- ACIA (2005). *Arctic Climate Impact Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 1020 p.
- Adamczewski, J. Z., C. C. Gates, B. M. Soutar et R. J. Hudson (1988). « Limiting effects of snow on seasonal habitat use and diets of caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on Coats Island, Northwest Territories, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 66, p. 1986-1996.
- Adamczewski, J., 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*, Government of Northwest Territories, Yellowknife, Northwest Territories, Canada, 105 p.
- Adams, L. G., F. J. Singer et B. W. Dale (1995). « Caribou calf mortality in Denali National Park, Alaska », *Journal of Wildlife Management*, vol. 59, p. 584-594.
- Adams, L. G. et B. W. Dale (1998). « Reproductive performance of female Alaskan caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 1184-1195.
- Adams, L. G., R. Farnell, M. P. Oakley, T. S. Jung, L. L. Larocque, G. M. Lortie, J. McLelland, M. E. Reid, G. H. Roffler et D. E. Russell (2019). « Evaluation of maternal penning to improve calf survival in the Chisana caribou herd », *Wildlife Monographs*, vol. 204, p. 5-46.
- Aikio, P. et I. Kojola (2014). « Reproductive rate and calf body mass in a north-boreal reindeer herd: effects of NAO and snow conditions », *Annales Zoologici Fennici*, vol. 51, p. 507-514.
- Anderson, J. R., A. C. Nilssen et I. Folstad (1994). « Mating behavior and thermoregulation of the reindeer warble fly, *Hypoderma tarandi* L. (Diptera: Oestridae) », *Journal of Insect Behavior*, vol. 7, p. 679-706.
- Anderson, R. C. (1972). « The ecological relationships of meningeal worm and native cervids in North America », *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 8, p. 304-310.
- Anderson, R. C. et U. R. Strelive (1968). « The experimental transmission of *Pneumostrongylus tenuis* to caribou (*Rangifer tarandus terraenovae*) », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 46, p. 503-510.
- Anderson, R. M. et R. M. May (1978). « Regulation and stability of host-parasite population interactions: I. Regulatory processes », *Journal of Animal Ecology*, vol. 47, p. 219-247.
- Anderson, T. A. et C. J. Johnson (2014). « Distribution of barren-ground caribou during winter in response to fire », *Ecosphere*, vol. 5, p. 140.

- Antoniuk, T., E. Dzus et J. Nishi (2012). « A methodological framework for caribou action planning in support of the Canadian Boreal Forest Agreement », *Canadian Boreal Forest Agreement*, 49 p.
- Antoniuk, T., J. Nishi, R. Harding, L. McNeil et K. Manuel (2016). *Northeast Alberta caribou predator fencing pilot: overview*, Prepared for Canada's Oil Sands Innovation Alliance by Salmo Consulting Inc., EcoBorealis Consulting Inc., REDES Inc., McNeil Consulting Inc., and K. Manuel Consulting Inc., 150 p.
- Appiah, J. O., C. Opiyo et S. Donnelly (2020). « Measuring forest change patterns from oil and gas land use dynamics in northeastern British Columbia, 1975 to 2017 », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 192, p. 1-18.
- Apps, C. D., B. N. McLellan, T. A. Kinley et J. P. Flaa (2001). « Scale-dependent habitat selection by mountain caribou, Columbia Mountains, British Columbia », *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, p. 65-77.
- Arifin, M. I., A. Staskevicius, S. Y. Shim, Y.-H. Huang, H. Fenton, P. D. McLoughlin, G. Mitchell, C. Cullingham et S. Gilch (2020). « Large-scale prion protein genotyping in Canadian caribou populations and potential impact on chronic wasting disease susceptibility », *Molecular Ecology*, vol. 29, p. 3830-3840.
- Avalanche Québec (2020). *Informations sur les avalanches*. <https://avalanchequebec.ca/> (Consulté en décembre 2020).
- Ballard, W. B. (1992). « Bear predation on moose: A review of recent North American studies and their management implications », *Alces*, vol. 1, p. 162-176.
- Ballard, W. B. (1994). « Effects of black bear predation on caribou: A review », *Alces*, vol. 30, p. 25-35.
- Balshi, M. S., A. D. McGuire, P. Duffy, M. Flannigan, J. Walsh et J. Melillo (2009). « Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a multivariate adaptive regression splines (MARS) approach », *Global Change Biology*, vol. 15, p. 578-600.
- Banfield, A. W. F. (1961). « A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer* », *National Museum of Canada*, Bulletin n° 177, Biological Series n° 66.
- Banville, D. (1998). *Plan de gestion du caribou de Charlevoix*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec, 26 p.
- Banville, D. et H. Bastien (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier à l'hiver 2004-2005*, rapport abrégé, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, 1 p.
- Barber, Q. E., M.-A. Parisien, E. Whitman, D. Stralberg, C. J. Johnson, M.-H. St-Laurent, E. R. DeLancey, D. T. Price, D. Arseneault, X. Wang et M. D. Flannigan (2018). « Potential impacts of climate change on the habitat of boreal woodland caribou », *Ecosphere*, vol. 9, e02472.

- Barboza, P. S. et K. L. Parker (2008). « Allocating protein to reproduction in arctic reindeer and caribou », *Physiological and Biochemical Zoology*, vol. 81, p. 835-855.
- Bargmann, T., E. Wheatcroft, S. Imperio, O. R. Vetaas (2020). « Effects of weather and hunting on wild reindeer population dynamics in Hardangervidda National Park », *Population Ecology*, vol. 62, p. 91-104.
- Barnier, F., P. Drapeau, T. Duchesne, C. Dussault, S. Heppell, M.-C. Prima, M.-H. St-Laurent, G. Szor et D. Fortin (2017). *Analyse des impacts des niveaux de perturbations de l'habitat sur la démographie des populations de caribous forestiers au Québec*, rapport pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 46 p.
- Basille, M., D. Fortin, C. Dussault, G. Bastille-Rousseau, J.-P. Ouellet et R. Courtois (2015). « Plastic response of fearful prey to the spatiotemporal dynamics of predator distribution », *Ecology*, vol. 96, p. 2622-2631.
- Bastille-Rousseau, G., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet (2011). « Foraging strategies by omnivores: Are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? », *Ecography*, vol. 34, p. 588-596.
- Bastille-Rousseau, G., C. Dussault, S. Couturier, D. Fortin, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault et V. Brodeur (2012). *Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, 66 p.
- Bastille-Rousseau, G., J. R. Potts, J. A. Schaefer, M. A. Lewis, E. H. Ellington, N. D. Rayl, S. P. Mahoney et D. L. Murray (2015). « Unveiling trade-offs in resource selection of migratory caribou using a mechanistic movement model of availability », *Ecography*, vol. 38, p. 1049-1059.
- Bastille-Rousseau, G., J. A. Schaefer, K. P. Lewis, M. A. Mumma, E. H. Ellington, N. D. Ryal, S. P. Mahoney, D. Pouliot et D. L. Murray (2016). « Phase-dependant climate-predator interactions explain three decades of variation in neonatal caribou survival », *Journal of Animal Ecology*, vol. 85, p. 445-456.
- Bastille-Rousseau, G., J. A. Schaefer, M. J. L. Peers, E. H. Ellington, M. A. Mumma, N. D. Rayl, S. P. Mahoney et D. L. Murray (2018). « Climate change can alter predator-prey dynamics and population viability of prey », *Oecologia*, vol. 186, p. 141-150.
- Bauduin, S., E. J. B. McIntire, M.-H. St-Laurent et S. G. Cumming (2018). « Compensatory conservation measures for an endangered caribou population under climate change », *Scientific Reports*, vol. 8, 16438.
- Bauduin, S., S. G. Cumming, M.-H. St-Laurent et E. J. B. McIntire (2020). « Integrating functional connectivity in designing networks of protected areas under climate change: A caribou case-study », *PlosOne*, vol. 15, e0238821.

- Beauchesne, D., J. A. G. Jaeger et M.-H. St-Laurent (2013). « Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales », *Plos ONE*, vol. 8, e77514.
- Beauchesne, D., M. Cadotte, C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2014a). *Revue de littérature critique sur le contrôle des prédateurs dans un contexte de conservation du caribou forestier au Québec*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, et Université du Québec à Rimouski, 44 p.
- Beauchesne, D., J. A. G. Jaeger et M.-H. St-Laurent (2014b). « Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns », *Biological Conservation*, vol. 172, p. 190-199.
- Beever, E. A., L. E. Hall, J. Varner, A. E. Loosen, J. B. Dunham, M. K. Gahl, F. A. Smith et J. J. Lawler (2017). « Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change », *Frontiers in Ecology and Environment*, vol. 15, p. 299-308.
- Beguín, J., E. J. B. McIntire, D. Fortin, S. G. Cumming, F. Raulier, P. Racine et C. Dussault (2013). « Explaining geographic gradients in winter selection of landscapes by boreal caribou with implications under global changes in eastern Canada », *Plos ONE*, vol. 8, e78510.
- Bélanger, É. (2017). *Sélection de l'habitat, dynamique de population et utilisation de l'espace du caribou des monts Torngat*, Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec, 83 p.
- Bellehumeur, P., C. Brassard et A. Lachapelle (1985). *Répartition et habitat du caribou de la région de Val-d'Or : perspective d'avenir*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rouyn-Noranda, Québec, 50 p.
- Bentham, P. et B. Coupal (2015). « Habitat restoration as a key conservation lever for woodland caribou: A review of restoration programs and key learnings from Alberta », *Rangifer*, vol. 23, p. 123-148.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier (1999). « Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt », *The Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 55-61.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur (2001). « Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: Consequences for sustainable forestry », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 384-391.
- Bergerud, A. T. (1974). « Decline of caribou in North America following settlement », *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, p. 757-770.
- Bergerud, A. T. (1996). « Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? », *Rangifer*, vol. 9, p. 95-116.
- Bergerud, A. T. (2000). « Caribou », dans Demarais, S. et P. R. Krausman (dir.). *Ecology and management of large mammals in North America*, Prentice Hall, Upper Saddle River (New Jersey), p. 658-693.

- Bergerud, A. T. (2007). « The need for the management of wolves – an open letter », *Rangifer*, vol. 17, p. 39-50.
- Bergerud, A. T. et J. P. Elliot (1986). « Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 64, p. 1515-1529.
- Bergerud, A. T. et R. E. Page (1987). « Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 65, p. 1597-1606.
- Bergerud, A. T. et W. E. Mercer (1989). « Caribou introductions in eastern North America », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 17, p. 111-120.
- Bergerud, A. T., R. Ferguson et H. E. Butler (1990). « Spring migration and dispersion of woodland caribou at calving », *Animal Behavior*, vol. 39, p. 360-368.
- Bergerud, A. T. et S. N. Luttich (2003). « Predation risk and optimal foraging trade-off in the demography and spacing of the George River Herd, 1958 to 1993 », *Rangifer*, vol. 14, p. 169-191.
- 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.
- Blagdon, D. et C. J. Johnson (2021). « Short term, but high risk of predation for endangered mountain caribou during seasonal migration », *Biodiversity and Conservation*, vol. 30, p. 719-739.
- Blais, J. R. (1983). « Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 13, p. 539-547.
- Blix, A. S., L. Walløe et L. P. Folkow (2011). « Regulation of brain temperature in winter-acclimatized reindeer under heat stress », *Journal of Experimental Biology*, vol. 214, p. 3850-3856.
- Boan, J. J., J. R. Malcolm, M. D. Vanier, D. L. Euler et F. M. Moola (2018). « From climate to caribou: How manufactured uncertainty is affecting wildlife management », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 42, p. 366-381.
- Boileau, F. (1996). *Rapport sur la situation du caribou (Rangifer tarandus caribou) du parc de conservation de la Gaspésie*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 49 p.
- Boisjoly, D., J.-P. Ouellet et R. Courtois (2010). « Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 74, p. 3-11.
- Bondo, K. J., B. Macbeth, H. Schwantje, K. Orsel, D. Culling, B. Culling, M. Tryland, I. H. Nymo et S. Kutz (2019). « Health survey of boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in northeastern British Columbia, Canada », *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 55, p. 544-562.

- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais (2009). « Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in eastern Canada », *Landscape Ecology*, vol. 24, p. 171-184.
- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif (2011). *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*, Mémoire de recherche forestière n° 161, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 21 p.
- Boucher, Y. et P. Grondin (2012). « Impact of logging and natural stand replacing disturbances on high elevation boreal landscape dynamics (1950-2005) in eastern Canada », *Forest Ecology and Management*, vol. 263, p. 229-239.
- Boudreault, C., P. Drapeau, M. Bouchard, M.-H. St-Laurent, L. Imbeau et Y. Bergeron (2015). « Contrasting responses of epiphytic and terricolous lichens to variations in forest characteristics in northern boreal ecosystems », *Canadian Journal of Forestry Resources*, vol. 45, p. 595-606.
- Bouffard, M., Y. Leblanc, Y. Bédard et D. Martel (2012). « Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175 au Québec », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, p. 8-15.
- Boulanger, Y., D. Arseneault, H. Morin, Y. Jardon, P. Bertrand et C. Dagneau (2012). « Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 42, p. 1264-1276.
- Boulanger, Y., S. Gauthier et P. J. Burton (2014). « A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 44, p. 365-376.
- Boulet, B., M. Chabot, L. Dorais, A. Dupont, R. Gagnon et L. Morneau (2009). « Entomologie forestière », dans *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie*, 2^e édition, Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, p. 981-1012.
- 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*, vol. 16, p. 4223-4240.
- Bourbonnais, N. et B. Rochette (2012). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Manicouagan et Toulouste en mars 2009*, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'expertise de la faune, des forêts et du territoire de la Côte-Nord, 31 p.
- Bowman, J., J. C. Ray, A. J. Magoun, D. S. Johnson et F. N. Dawson (2010). « Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 88, p. 454-467.

- Boyles, J. G., F. Seebacher, B. Smit et A. E. McKechnie (2011). « Adaptive thermoregulation in endotherms may alter responses to climate change », *Integrative and Comparative Biology*, vol. 51, p. 676-690.
- Bradshaw, C. J. A., D. M. Hebert, A. B. Rippin et S. Boutin (1995). « Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 73, p. 1567-1574.
- Bradshaw, C. J. A., S. Boutin et D. M. Hebert (1997). « Effects of petroleum exploration on woodland caribou in Northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 1127-1133.
- Bradshaw, C. J. A., S. Boutin et D. M. Hebert (1998). « Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 76, p. 1319-1324.
- Brassard, J. M. (1967). *Inventaire de l'habitat hivernal et dénombrement des caribous des massifs du mont Albert et du mont Jacques-Cartier de la Gaspésie (févr. 1966-1967)*, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la Faune, Québec, 17 p.
- Briand, Y., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2009). « Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies », *Écoscience*, vol. 16, p. 330-340.
- British Columbia (2019). *Hunting & trapping 2020-2022*, 97 p.
- Brodeur, V., J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin (2008). « Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 86, p. 1307-1316.
- Brodeur, V., S. Rivard et C. Jutras (2013). *Inventaire du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs Assinica et Broadback en 2003*, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines, Territoire du Nord du Québec, 16 p.
- Brodeur, V., A. Bourbeau-Lemieux et C. Jutras (2017). *Inventaire de la population de caribous forestiers de la harde Assinica en mars 2013*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, Gouvernement de la nation crie, 22 p.
- Brodeur, V., S. Rivard, J. Pisapio et S. McCarthy (2018). *Inventaire aérien du troupeau de caribous migrants de la rivière George en juillet 2018*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, et Department of Fisheries and Land Resources of Newfoundland and Labrador, 13 p.
- Brodie, J., H. Johnson, M. Mitchell, P. Zager, K. Proffitt, M. Hebblewhite, M. Kauffman, B. Johnson, J. Bissonette, C. Bishop, J. Gude, J. Herbert, K. Hersey, M. Hurley, P. M. Lukacs, S. McCorquodale, E. McIntire, J. Nowak, H. Sawyer, D. Smith et P. J. White (2013). « Relative influence of human harvest, carnivores, and weather on adult female elk survival across western North America », *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, p. 295-305.

- Brown, W. K., J. Huot, P. Lamothe, S. Luttich, M. Paré, G. St-Martin et J. B. Theberge (1986). « The distribution and movement patterns of four woodland caribou herds in Quebec and Labrador », *Rangifer*, vol. 1, p. 43-49.
- Brown, W. K., W. K. Hall, L. R. Linton, R. E. Huenefeld et L. A. Shipley (2000). « Repellency of three compounds to caribou », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, p. 365-371.
- Brown, G. S., F. F. Mallory et W. J. Rettie (2003). « Range size and seasonal movement for female woodland caribou in the boreal forest of northeastern Ontario », *Rangifer*, vol. 14, p. 227-233.
- Burt, W. H. (1943). « Territoriality and home range concepts as applied to mammals », *Journal of mammalogy*, vol. 24, p. 346-352.
- Burton, P. J., D. D. Kneeshaw et K. D. Coates (1999). « Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests », *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 623-631.
- 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*, vol. 45, p. 338-342.
- CARMA (CircumArctic *Rangifer* Monitoring and Assessment Network) (2013). Disponible à <https://caff.is/carma>.
- Carr, N. L., A. R. Rodgers et S. C. Walshe (2007). « Caribou nursery site habitat characteristics in two northern Ontario parks », *Rangifer*, vol. 17, p. 167-179.
- Caswell, H. (2000). *Matrix population models* (vol. 1), Sunderland, MA, USA: Sinauer, 722 p.
- Caughley, G. (1974). « Bias in aerial survey », *Journal of Wildlife Management*, vol. 38, p. 921-933.
- Champagne, S., H. Falardeau, J.-M. Hardy, N. Fournier, J. Lamoureux et G. Landry (1999). *Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie*, Ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec, région de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, Québec, 20 p.
- Charbonneau, J.-A. (2011). *Sélection des milieux ouverts par le caribou forestier de Charlevoix, Québec : compromis entre risque de prédation et ressources alimentaires de nourriture*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 72 p.
- Chaumont, D. et R. D. Brown (2010). « Analysis of regional climate model simulations of transport-related climate indices over southern Quebec », *Routes/Roads*, n° 345.
- Chen, W., J. Z. Adamczewski, L. White, B. Croft, A. Gunn, A. Football, S. G. Leblanc, D. E. Russell et B. Tracz (2018). « Impacts of climate-driven habitat change on the peak calving date of the Bathurst caribou in Arctic Canada », *Polar Biology*, vol. 41, p. 953-967.

- Christopherson, V., J.-P. Tremblay, P. N. Gagné, J. Bérubé et M.-H. St-Laurent (2019). « Meeting caribou in the alpine: Do moose compete with caribou for food? », *Global Ecology and Conservation*, vol. 20, e00733.
- Chouinard, D., M. Lalonde, J. Lamoureux, F. Leblanc, L. Gagné et E. Mauri (2013). *Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie*, 3^e édition, Ministère des Ressources naturelles, Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Direction générale du Bas-Saint-Laurent et Consortium en foresterie Gaspésie-les-Îles, 25 p.
- Cichowski, D., P. Williston et S. Haeussler (2008). *The response of caribou terrestrial forage lichens to mountain pine beetles and forest harvesting in the East Ootsa and Entiako Areas: Annual Report – 2007/08 – Year 7*, A report to Morice-Lakes Innovative Forest Practices Agreement, Prince George, B.C., the Bulkley Valley Centre for Natural Resources Research and Management, Smithers, B.C., and Ministry of Environment, Prince George, B.C., 46 p.
- Cichowski, D. et S. Haeussler (2013). *The response of caribou terrestrial forage lichens to mountain pine beetles and forest harvesting in the East Ootsa and Entiako Areas: Annual Report – 2012/13 – Year 11*, A report to Morice-Lakes Innovative Forest Practices Agreement, Prince George, B.C., the Bulkley Valley Centre for Natural Resources Research and Management, Smithers, B.C., and Ministry of Environment, Prince George, B.C., 49 p.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz et K. E. Gunson (2001). « Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, p. 646-653.
- Collins, W. B., B. W. Dale, L. G. Adams, D. E. McElwain et K. Joly (2011). « Fire, grazing history, lichen abundance, and winter distribution of caribou in Alaska's Taiga », *Journal of Wildlife Management*, vol. 75, p. 369-377.
- Colman, J. E., C. Pedersen, D. Ø. Hjermand, Ø. Holand, S. R. Moe et E. Reimers (2001). « Twenty-four-hour feeding and lying patterns of wild reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in summer », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, p. 2168-2175.
- Colman, J. E., C. Pedersen, D. Ø. Hjermand, Ø. Holand, S. R. Moe et E. Reimers (2003). « Do wild reindeer exhibit grazing compensation during insect harassment? », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 11-19.
- Colman, J. E., M. S. Lilleeng, D. Tsegaye, M. D. Vigeland et E. Reimers (2012). « Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier: A model approach », *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 142, p. 82-89.
- Cornwall, W. (2016). « To save caribou, Alberta wants to fence them in », *Science*, vol. 353, p. 333.
- COSEPAC (2000a). *Espèces canadiennes en péril, novembre 2000*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 26 p.
- COSEPAC (2000b). *Processus d'évaluation, catégories et lignes directrices du COSEPAC*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 9 p.

- COSEPAC (2011). *Unités désignables du caribou (Rangifer tarandus) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 88 p.
- COSEPAC (2014a). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (Rangifer tarandus), population des montagnes du Nord, population des montagnes du Centre et population des montagnes du Sud au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 132 p.
- COSEPAC (2014b). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (Rangifer tarandus), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 144 p.
- COSEPAC (2017). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (Rangifer tarandus), population migratrice de l'Est et population des monts Torngat, au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 80 p.
- Couillard, P.-L. (2011). *Dynamique des sapinières à bouleau blanc d'altitude de la réserve faunique des Laurentides*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 122 p.
- Coulson, T., E. J. Milner-Gulland et T. Clutton-Brock (2000). « The relative roles of density and climatic variation on population dynamics and fecundity rates in three contrasting ungulate species », *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 267, p. 1771-1779.
- 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*, vol. 24, p. 1375-1388.
- Courtois, R. (1999). *Projet de recherche sur le caribou forestier : premier rapport d'étape*, Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, 44 p.
- Courtois, R. (2003). *La conservation du caribou dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*, Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 350 p.
- Courtois, R., L. Bernatchez, J.-P. Ouellet et L. Breton (2001a). *Les écotypes de caribou forment-ils des entités génétiques distinctes?*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 33 p.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J. Maltais (2001b). *Changements historiques et répartition actuelle du caribou au Québec*, Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune, 45 p.
- Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J.-P. Ouellet (2001c). *Développement d'une technique d'inventaire aérien adaptée au caribou forestier*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune, 29 p.

- Courtois, R., L. Bernatchez, J.-P. Ouellet et L. Breton (2003a). « Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint », *Conservation Genetics*, vol. 4, p. 393-404.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J. Maltais (2003b). « Historical changes and current distribution of Caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, p. 399-414.
- Courtois, R., C. Dussault, A. Gingras et G. Lamontagne (2003c). *Rapport sur la situation du caribou forestier au Québec*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Direction de l'aménagement de la faune de Jonquière et Direction de l'aménagement de la faune de Sept-Îles, 45 p.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault et A. Gingras (2004). « Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec », *Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 598-607.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault (2007). « Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou », *Écoscience*, vol. 14, p. 491-498.
- Courtois, R., A. Gingras, D. Fortin, A. Sebbane, B. Rochette et L. Breton (2008). « Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, p. 2837-2849.
- Couturier, S., J. Brunelle, D. Vandal et G. St-Martin (1990). « Changes in the population dynamics of the George River caribou herd, 1976-87 », *Arctic*, vol. 43, p. 9-20.
- Couturier, S., S. D. Côté, J. Huot et R. D. Otto (2009). « Body-condition dynamics in a northern ungulate gaining fat in winter », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 87, p. 367-378.
- Couturier, S., A. Dale, B. Wood et J. Snook (2018). *Results of a spring 2017 aerial survey of the Torngat Mountains caribou herd*, Torngat Wildlife, Plants and Fisheries Secretariat. Ser. 2018/40 + 10 p.
- Coxson, D. S. et J. Marsh (2001). « Lichen chronosequences (postfire and postharvest) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of northern interior British Columbia », *Canadian Journal of Botany*, vol. 79, p. 1449-1464.
- Cree Regional Authority (2010). *Woodland caribou (Boreal population) – A portrait of Cree knowledge in Eeyou Istchee*, 48 p. + annexes.
- Crête, M., C. Banville, F. Duchesneau, J. Ferron, J. Lévesque et H. Ross (1990). *Plan de rétablissement de la population de caribous du parc de conservation de la Gaspésie*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 20 p.
- Crête, M. et A. Desrosiers (1995). « Range expansion of coyotes, *Canis latrans* threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Quebec », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 109, p. 227-235.

- Crête, M. et M. Manseau (1996). « Natural regulation of cervidae along a 1000 km latitudinal gradient: Change in trophic dominance », *Evolutionary Ecology*, vol. 10, p. 51-62.
- Culling, D. E. et B. A. Culling (2016). *BC boreal caribou implementation plan: Year III (2014-2015) field activities progress report*, Prepared for BC Science and Community Environmental Knowledge Fund SCEK, Victoria, British Columbia, 63 p.
- D'Orangeville, L., L. Duchesne, D. Houle, D. Kneeshaw, B. Côté et N. Pederson (2016). « Northeastern North America as a potential refugium for boreal forests in a warming climate », *Science*, vol. 352, p. 1452-1455.
- Dabros, A., M. Pyper et G. Castilla (2018). « Seismic lines in the boreal and arctic ecosystems of North America: Environmental impacts, challenges, and opportunities », *Environmental Review*, vol. 26, p. 214-229.
- Dahle, B., E. Reimers et J. E. Colman (2008). « Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements », *European Journal of Wildlife Research*, vol. 54, p. 27-35.
- Dalerum, F., S. Boutin et J. S. Dunford (2007). « Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 85, p. 26-32.
- Darracq, A. K. et J. Tandy (2019). « Misuse of habitat terminology by wildlife educators, scientists, and organizations », *Journal of Wildlife Management*, vol. 83, p. 782-789.
- DeCesare, N. J., M. Hebblewhite, M. Bradley, K. G. Smith, D. Hervieux et L. Neufeld (2012). « Estimating ungulate recruitment and growth rates using age ratios », *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, p. 144-153.
- De Grandpré, L., K. Waldron, M. Bouchard, S. Gauthier, M. Beaudet, J.-C. Ruel, C. Hébert et D. D. Kneeshaw (2018). « Incorporating insect and wind disturbances in a natural disturbance-based management framework for the boreal forest », *Forests*, vol. 9, p. 471.
- DeMars, C., C. Thiessen et S. Boutin (2011). *Assessing spatial factors affecting predation risk to boreal caribou calves: Implications for management*, 2011 Annual Report, 35 p.
- DeMars, C. A. et S. Boutin (2018). « Nowhere to hide: Effects of linear features on predator-prey dynamics in a large mammal system », *Journal of Animal Ecology*, vol. 87, p. 274-284.
- DeMars, C. A., S. Gilbert, R. Serrouya, A. P. Kelly, N. C. Larter, D. Hervieux et S. Boutin (2021). « Demographic responses of a threatened, low-density ungulate to annual variation in meteorological and phenological conditions », *PLoS ONE*, vol. 16, e0258136.
- DeMars, C. A., R. Serrouya, M. A. Mumma, M. P. Gillingham, R. S. McNay et S. Boutin (2019). « Moose, caribou, and fire: Have we got it right yet? », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 97, p. 866-879.

- Denryter, K. A., R. C. Cook, J. G. Cook et K. L. Parker (2017). « Straight from caribou's (*Rangifer tarandus*) mouth: Detailed observations of tame caribou reveal new insights into summer-autumn diets », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 95, p. 81-94.
- Denryter, K., R. C. Cook, J. G. Cook, K. L. Parker et M. P. Gillingham (2020). « State-dependent foraging by caribou with different nutritional requirements », *Journal of Mammalogy*, vol. 101, p. 544-557.
- Déry, S. et B. Rochette (2018). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix en mars 2017*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 22 p.
- Desaulniers, F. (2015). *Les régimes avalancheux des Chic-Chocs, Québec, Gaspésie dans un contexte de changements climatiques*, Mémoire de maîtrise, Université Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 67 p.
- Desrosiers, A. (1984). *Inventaire automnal du caribou, parc de la Gaspésie, 1983*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-St-Laurent – Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, 12 p.
- Dickie, M., R. Serrouya, R. S. McKay et S. Boutin (2017a). « Faster and farther: Wolf movement on linear features and implications for hunting behaviour », *Journal of Applied Ecology*, vol. 54, p. 253-263.
- Dickie, M., R. Serrouya, C. DeMars, J. Cranston et S. Boutin (2017b). « Evaluating functional recovery of habitat for threatened woodland caribou », *Ecosphere*, vol. 8, e01936.
- Dickie, M., S. R. McNay, G. D. Sutherland, M. Cody et T. Avgar (2020). « Corridors or risk? Movement along, and use of, linear features varies predictably among large mammal predator and prey species », *Journal of Animal Ecology*, vol. 89, p. 623-634.
- Dickie, M., R. S. McNay, G. D. Sutherland, G. G. Sherman et M. Cody (2021). « Multiple lines of evidence for predator and prey responses to caribou habitat restoration », *Biological Conservation*, vol. 256, 109032.
- Donovan, V. M., G. S. Brown et F. F. Mallory (2017). « The impacts of forest management strategies for woodland caribou vary across biogeographic gradients », *PLoS ONE*, vol. 12, e0170759.
- Downes, C. M., J. B. Theberge et S. M. Smith (1986). « The influence of insects on the distribution, microhabitat choice, and behavior of the Burwash caribou herd », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 64, p. 622-629.
- Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron (2009). *Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes: Setting Conservation Targets in Managed Forest Landscapes* (dir. par Villard M.-A. et B.-G. Jonsson), Cambridge University Press, New York, p. 129-160.

- Droghini, A. et S. Boutin (2018). « Snow conditions influence grey wolf (*Canis lupus*) travel paths: The effect of human-created linear features », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 96, p. 39-47.
- Drolet, A., C. Dussault et S. D. Côté (2016). « Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal », *Wildlife Biology*, vol. 22, p. 284-293.
- Duchesne, M. et N. Piedboeuf (1999). *Répartition saisonnière des caribous de Charlevoix observés entre 1996 et 1999*, Tarandus-Charlevoix, Québec, 32 p.
- Duchesne, M., S. D. Côté et C. Barrette (2000). « Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada », *Biological Conservation*, vol. 96, p. 311-317.
- 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*, vol. 48, p. 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*, vol. 49, p. 29-38.
- Ducruc, J.-P., P. Dubois et G. Audet (1988). *Le troupeau de caribous de Val-d'Or : caractérisation écologique du territoire et évaluation des superficies improductives pour la forêt*, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique, 46 p.
- Dumont, A. (1993). *Impact des randonneurs sur les caribous, Rangifer tarandus caribou, du parc de conservation de la Gaspésie*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 80 p.
- Dunford, J. S., P. D. McLoughlin, F. Dalerum et S. Boutin (2006). « Lichen abundance in the peatlands of northern Alberta: Implications for boreal caribou », *Ecoscience*, vol. 13, p. 469-474.
- Dupke, C., A. Peters, N. Morellet et M. Heurich (2021). « Holling meats habitat selection: Functional response of large herbivores revisited », *Movement Ecology*, vol. 9, s40462-021-00282-6.
- Dussault, C. (2003). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2003 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.
- Dussault, C. (2004). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2004 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.
- Dussault, C. (2005). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2005 dans le parc national du Saguenay*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 7 p.

- Dussault, C. (2013). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2012 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 20 p.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin (2012). « Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: Fitness rewarding or maladaptive behaviour? », *Proceeding of the Royal Society B*, vol. 279, p. 4481-4488.
- Dwinnell, S. P. H., H. Sawyer, J. E. Randall, J. L. Beck, J. S. Forbey, G. L. Fralick et K. L. Monteith (2019). « Where to forage when afraid: Does perceived risk impair use of the foodscape? », *Ecological Applications*, vol. 29, e01972.
- 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*, vol. 65, p. 531-542.
- Dzus, E. (2001). *Status of the woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in Alberta*. Alberta Environment, Fisheries and Wildlife Management Division, and Alberta Conservation Association, Wildlife Status Report No. 30, 47 p.
- Edmonds, E. J. (1988). « Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 66, p. 817-826.
- Eftestøl, S., D. Tsegaye, K. Flydal et J. E. Colman (2016). « From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: Reindeer avoid construction activities », *Polar Biology*, vol. 39, p. 689-699.
- Eftestøl, S., D. Tsegaye, K. Flydal et J. E. Colman (2021). « Cumulative effects of infrastructure and human disturbance: A case study with reindeer », *Landscape Ecology*, s10980-021-01263-1.
- Ehlers, L. P. W., C. J. Johnson et D. R. Seip (2014). « Movement ecology of wolves across an industrial landscape supporting threatened populations of woodland caribou », *Landscape Ecology*, vol. 29, p. 451-465.
- Ellingwood, D. D., P. J. Pekins, H. Jones et A. R. Musante (2020). « Evaluating moose *Alces alces* population response to infestation level of winter ticks *Dermacentor albipictus* », *Wildlife Biology*, vol. 2, 00619.
- Environment Canada (EC) (2008). *Scientific review for the identification of critical habitat for woodland caribou (Rangifer tarandus caribou), boreal population, in Canada*, août 2008, Ottawa, Environment Canada, 72 p. + 180 p. annexes.
- Environnement Canada (EC) (2007). *Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012)*, (Rangifer tarandus caribou), Environnement Canada, Ottawa, xi + 67 p.
- Environnement Canada (EC) (2011). *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*, mise à jour 2011, 116 p. + annexes.

- Environnement Canada (EC) (2012a). *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, Environnement Canada, Ottawa, xii + 152 p.
- Environnement Canada (EC) (2012b). *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, Environnement Canada, Ottawa, viii + 91 p.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) (2017). *Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement du caribou des bois* (Rangifer tarandus caribou), *population boréale, au Canada, 2012-2017*, Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, ix + 108 p.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) (2018). *Plan d'action pour le caribou des bois* (Rangifer tarandus caribou), *population boréale, au Canada – Mesures fédérales*, Série de plans d'action de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, vii + 32 p.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) (2019). *Programme de rétablissement modifié du caribou des bois* (Rangifer tarandus caribou), *population boréale, au Canada [Proposition]*, Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, xiii + 157 p.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) (2020). *Programme de rétablissement modifié du caribou des bois* (Rangifer tarandus caribou), *population de la Gaspésie-Atlantique, au Canada [Proposition]*, Série de programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa, viii + 88 p.
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie) (2004). *Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012)* (Rangifer tarandus caribou) : *mise à jour*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 51 p.
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2006). *Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012)* (Rangifer tarandus caribou) : *mise à jour*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 65 p.
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2014). *Impact des activités récréatives et de leurs infrastructures sur le caribou : recommandations pour l'habitat légal du caribou de la Gaspésie*, 18 p.
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2018). *Plan de rétablissement de la population de caribous* (Rangifer tarandus caribou) *de la Gaspésie – 2019-2029*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 59 p.

- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2008). *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec – 2005-2012*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats, 78 p.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013a). *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, Faune Québec, 110 p.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013b). *Bilan du Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au Québec – 2005-2012*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 32 p. + 5 annexes.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2013c). *Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou)*, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 24 p. + 1 annexe.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (2020). *Bilan de mi-parcours du Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au Québec (1^{er} juin 2013 au 31 mars 2018)*, produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, 35 p.
- Ewacha, M. V. A., J. D. Roth, W. G. Anderson, D. C. Brannen et D. L. J. Dupont (2017). « Disturbance and chronic levels of cortisol in boreal woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 81, p. 1266-1275.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent et C. Dussault (2010). « Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? », *Biological Conservation*, vol. 143, p. 2840-2850.
- Fancy, S. G. et R. G. White (1985). « Energy expenditures by caribou while cratering in snow », *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, p. 987-993.
- Fahrig, L. (2003). « Effects of habitat fragmentation on biodiversity », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.
- Fauchald, P., R. Rødven, B.-J. Bårdsen, 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*, vol. 116, p. 491-499.
- FaunENord (2016). *Répartition du caribou forestier au-delà de la limite des forêts attribuables du Nord-du-Québec*, 24 p.
- Fauria, M. M. et E. A. Johnson (2008). « Climate and wildfires in the North American boreal forest », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol. 363, p. 2317-2329.

- Feldhamer, G. A., B. C. Thompson et J. A. Chapman (2003). *Wild mammals of North America : biology, management, and conservation*, Johns Hopkins University Press, 1216 p.
- Ferguson, S. H. et P. C. Elkie (2004). « Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) », *Journal of Zoological Society of London*, vol. 262, p. 125-134.
- Festa-Bianchet, M., J. C. Ray, S. Boutin, S. D. Côté et A. Gunn (2011). « Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: An uncertain future », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 89, p. 419-434.
- Filicetti, A. T., M. Cody et S. E. Nielsen (2019). « Caribou conservation: Restoring trees on seismic lines in Alberta, Canada », *Forest*, vol. 10, p. 185.
- Finnegan, L., D. MacNearney et K. E. Pigeon (2018a). « Divergent patterns of understory forage growth after seismic line exploration: Implications for caribou habitat restoration », *Forest Ecology and Management*, vol. 409, p. 634-652.
- Finnegan, L., K. E. Pigeon, J. Cranston, M. Hebblewhite, M. Musiani, L. Neufeld, F. Schmiegelow, J. Duval et G. B. Stenhouse (2018b). « Natural regeneration on seismic lines influences movement behaviour of wolves and grizzly bears », *PLoS ONE*, vol. 13, e0195480.
- Finnegan, L., K. E. Pigeon et D. MacNearney (2019). « Predicting patterns of vegetation recovery on seismic lines: Informing restoration based on understory species composition and growth », *Forest Ecology and Management*, vol. 446, p. 175-192.
- Fisher, J. et D. B. Lindenmayer (2000). « An assessment of the published results of animal relocations », *Biological Conservation*, vol. 96, p. 1-11.
- Fisher, J. T. et L. Wilkinson (2005). « The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest », *Mammal Review*, vol. 35, p. 51-81.
- Fischer, L. A. et C. C. Gates (2005). « Competition potential between sympatric woodland caribou and wood bison in southwestern Yukon, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 83, p. 1162-1173.
- Flannigan, M., A. S. Cantin, W. J. de Groot, M. Wotton, A. Newbery et L. M. Gowman (2013). « Global wildland fire season severity in the 21st century », *Forest Ecology and Management*, vol. 294, p. 54-61.
- Flydal, K., S. Eftestøl, E. Reimers et J. E. Colman (2004). « Effects of wind turbines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures », *Rangifer*, vol. 24, p. 55-66.
- Flydal, K., D. Tsegaye, S. Eftestøl, E. Reimers et J. E. Colman (2019). « *Rangifer* within areas of human influence: Understanding effects in relation to spatiotemporal scales », *Polar Biology*, vol. 42, p. 1-16.

- Folstad, I., A. C. Nilssen, O. Halvorsen et J. Andersen (1991). « Parasite avoidance: The cause of post-calving migrations in *Rangifer*? », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 69, p. 2423-2429.
- Forest Stewardship Council (FSC) (2015). *FSC principles and criteria for forest stewardship*, FSC-STD-01-001 V5-2 EN, Germany, 32 p.
- Fortin, D., R. Courtois, P. Etcheverry, C. Dussault et A. Gingras (2008). « Winter selection of landscapes by woodland caribou: Behavioural response to geographical gradients in habitat attributes », *Journal of Applied Ecology*, vol. 45, p. 1392-1400.
- Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, C. T. Gingras, P. R. Moorcroft, R. Courtois et C. Dussault (2013). « Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features », *The American Naturalist*, vol. 181, p. 827-836.
- Fortin, D., P.-L. Buono, O. J. Schmitz, N. Courbin, C. Losier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, S. Heppell, C. Dussault, V. Brodeur et J. Mainguy (2015). « A spatial theory for characterizing predator: Multiprey interactions in heterogeneous landscapes », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, rspb.2015.0973.
- Fortin, D., F. Barnier, P. Drapeau, T. Duchesne, C. Dussault, S. Heppell, M.-C. Prima, M.-H. St-Laurent et G. Szor (2017). « Forest productivity mitigates human disturbance effects on late-seral prey exposed to apparent competitors and predators », *Scientific Reports*, vol. 7, p. 6370.
- Fortin, D., P. D. McLoughlin et M. Hebblewhite (2020). « When the protection of a threatened species depends on the economy of a foreign nation », *PLoS ONE*, vol. 15, e0229555.
- Frenette, J.-G. (2008). *Rapport d'inventaire du caribou des Grands-Jardins*, 6 p.
- Frenette, J. (2017). *Démographie et viabilité de la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 100 p.
- Frenette, J., F. Pelletier et M.-H. St-Laurent (2020). « Linking habitat, predators and alternative prey to explain recruitment variations of an endangered caribou population », *Global Ecology and Conservation*, vol. 22, e00920.
- Frid, A. et L. Dill (2002). « Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk », *Conservation Ecology*, vol. 6, 11/art11.
- Friedman, S. K. et P. B. Reich (2005). « Regional legacies of logging: Departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota », *Ecological Applications*, vol. 15, p. 726-744.
- Fryxell, J. M., T. Avgar, B. Liu, J. A. Baker, A. R. Rodgers, J. Shuter, I. D. Thompson, D. E. B. Reid, A. M. Kittle, A. Mosser, S. G. Newmaster, T. D. Nudds, G. M. Street, G. S. Brown et B. Patterson (2020). « Anthropogenic disturbance and population viability of woodland caribou in Ontario », *Journal of Wildlife Management*, vol. 84, p. 636-650.

- Fuller, T. K. (1991). « Effect of snow depth on wolf activity and prey selection in north central Minnesota », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 69, p. 283-287.
- Gaillard, J.-M., M. Festa-Bianchet et N. G. Yoccoz (1998). « Population dynamics of large herbivores: Variable recruitment with constant adult survival », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 13, p. 58-63.
- Gaillard, J.-M., M. Festa-Bianchet, N. G. Yoccoz, A. Loison et C. Toïgo (2000). « Temporal variations in fitness components and population dynamics of large herbivores », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 31, p. 367-393.
- Gamache, I. et S. Payette (2005). « Latitudinal response of subarctic tree lines to recent climate change in eastern Canada », *Journal of Biogeography*, vol. 32, p. 849-862.
- Gau, R. J., R. Case, D. F. Penner et P. D. McLoughlin (2002). « Feeding patterns of barren-ground grizzly bears in the ventral Canadian arctic », *Arctic*, vol. 55, p. 339-344.
- Gaudreault, A. et C. Fortin (1988). *Rapport sur la situation du caribou des Grands-Jardins*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 42 p.
- Gaudry, W. (2013). *Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie*, Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 113 p.
- Gauthier, S., P. Bernier, T. Kuuluvainen, A. Z. Shvidenko et D. G. Schepaschenko (2015). « Boreal forest health and global change », *Science*, vol. 349, p. 819-822.
- Genivar (2012). *Rapport d'étude – Inventaire et suivis télémétriques du caribou forestier du Nitassinan de Nutashkuan – Projet FAEP 2011-2012*, rapport de GENIVAR au Conseil de la Nation Innu de Nutashkuan, 13 p. + annexes.
- Georges, S., J. Picard et G. Lemay (1975). *Localisation des aires d'hivernement des ongulés sauvages : région du mont Albert et mont Logan*, Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, 10 p.
- Gilg, O., K., M. Kovacs, J. Aars, J. Fort, G. Gauthier, D. Grémillet, R. A. Ims, H. Møltofte, 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*, vol. 1249, p. 166-190.
- Giroux, W. et B. Langevin (2016). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix en mars 2013*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Directions de la gestion des forêts et de la gestion de la faune Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 22 p.
- Gordon, B. (2003). « Rangifer and man: An ancient relationship », *Rangifer*, vol. 14, p. 15-28.

- Gouvernement du Québec (2009). *Plan de conservation, réserve de biodiversité des Caribous-de-Val-d'Or*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 34 p.
- Gouvernement du Québec (2020). *Autorisation de conférer un statut provisoire de protection à un territoire situé dans les régions de la Côte-Nord et du Saguenay-Lac-Saint-Jean, à titre de réserve de biodiversité projetée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan, de dresser le plan et d'établir son plan de conservation. Autorisation d'abroger les plans de trois réserves de biodiversité projetées. Approbation de la désignation de la réserve de territoire aux fins d'aire projetée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan*, Mémoire au conseil des ministres, Québec, le 15 octobre 2020.
- Gouvernement du Québec (2021). *Système de suivi des populations de caribous forestiers au Québec et des caribous montagnards de la Gaspésie 2020-2031 : document synthèse*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune terrestre, l'herpétofaune et l'avifaune, 16 p.
- Gouvernement du Québec. *Hiérarchisation des facteurs de mortalité et identification des mesures de gestion pour le caribou forestier du Québec et le caribou montagnard de la Gaspésie*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Comité technique sur les mesures de gestion des populations en lien avec le caribou forestier, en préparation.
- Grayson, D. K. et F. Delpech (2005). « Pleistocene reindeer and global warming », *Conservation Biology*, vol. 19, p. 577-562.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron et M.-J. Simard (1999). « A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 824-839.
- Griffin, K. A., M. Hebblewhite, H. S. Robinson, P. Zager, S. M. Barber-Meyer, D. Christianson, S. Creel, N. C. Harris, M. A. Hurley, D. H. Jackson, B. K. Johnson, W. L. Myers, J. D. Raithel, M. Schlegel, B. L. Smith, C. White et P. J. White (2011). « Neonatal mortality of elk driven by climate, predator phenology and predator community composition », *Journal of Animal Ecology*, vol. 80, p. 1246-1257.
- Griffith, B., J. M. Scoot, J. W. Carpenter et C. Reed (1989). « Translocation as a species conservation tool: Status and strategy », *Science*, vol. 245, p. 477-480.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A. et E. Hazebroek (1996). « Ungulate traffic collisions in Europe », *Conservation Biology*, vol. 10, p. 1059-1067.
- Gundersen, V., K. M. Myrvold, G. R. Rauset, S. K. Selvaag et O. Strand (2021). « Spatiotemporal tourism pattern in a large reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) range as an important factor in disturbance research and management », *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 29, p. 21-39.

- 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 n° 10, Conseils canadiens des ministres des ressources, Ottawa, Ontario, v + 78 p.
- Gustine, D. D., K. L. Parker, R. J. Lay, M. P. Gillingham et D. C. Heard (2006). « Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem », *Wildlife Monographs*, vol. 165, p. 1-32.
- Gustine, D. D., P. S. Barboza, J. P. Lawler, L. G. Adams, K. L. Parker, S. M. Arthur et B. S. Shults (2012). « Diversity of nitrogen isotopes and protein status in caribou: Implications for monitoring northern ungulates », *Journal of Mammalogy*, vol. 93, p. 778-790.
- Hab-Tech Environmental (2011). *Feasibility study for design and implementation of a fenced woodland caribou safe zone within the North Eastern region of Alberta*, Prepared for Oil Sands Leadership Initiative Land Stewardship Working Group, Calgary, Alberta, 71 p.
- Hagemoen, R. I. M. et E. Reimers (2002). « Reindeer summer activity pattern in relation to weather and insect harassment », *Journal of Animal Ecology*, vol. 71, p. 883-892.
- Handeland, K., K. Tunheim, K. Madslie, T. Vikøren, H. Viljugrein, A. Mossing, I. Børve, O. Strand et I. S. Hamnes (2021). « High winter loads of Oestrid larvae and *Elaphostrongylus rangiferi* are associated with emaciation in wild reindeer calves », *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, vol. 15, p. 214-224.
- Harrington, F. et A. M. Veitch (1991). « Short-term impacts of low-level jet training on caribou in Labrador », *Arctic*, vol. 44, p. 318-327.
- Harrington, F. et A. M. Veitch (1992). « Calving success of woodland caribou exposed to low-level jet fighter overflights », *Arctic*, vol. 45, p. 213-218.
- Harsch, M. A., P. E. Hulme, M. S. McGlone et R. P. Duncan (2009). « Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming », *Ecology Letters*, vol. 12, p. 1040-1049.
- 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*, vol. 59, p. 179-190.
- Haskell, S. P. et W. B. Ballard (2008). « Annual re-habituation of calving caribou to oilfields in northern Alaska: Implication for expanding development », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 86, p. 627-637.
- Hatter, I. W. et W. A. Bergerud (1991). « Moose recruitment, adult mortality and rate of change », *Alces*, vol. 27, p. 65-73.
- Haughian, S. R. et P. J. Burton (2015). « Microhabitat associations of lichens, feathermosses, and vascular plants in a caribou winter range, and their implications for understory development », *Botany*, vol. 93, p. 1-11.

- Hayek, T., M. R. S. Price, J. G. Ewen, N. Lloyd, A. Sazena et A. Moehrensclager (2016). *An exploration of conservation breeding and translocation tools to improve the conservation status of boreal caribou populations in western Canada*, Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society, Calgary, Alberta, 50 p.
- Hayes, R. D., R. Farnell, J. Carey, M. Dehn, G. W. Kuzyk, A. M. Baer, C. L. Gardner et M. O'Donoghue (2003). « Experimental reduction of wolves in the Yukon: Ungulate responses and management implications », *Wildlife Monographs*, vol. 152, p. 1-35.
- Hayeur, G. (1979). *Synthèse des études sur la population de caribous effectuées entre les années 1975 et 1979 sur le territoire représenté par les bassins de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine*, 44 p. + annexes.
- Hayward, M. W. et G. I. H. Kerley (2009). « Fencing for conservation: Restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? », *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1-13.
- Heard, D. C. et K. L. Zimmerman (2021). « Fall supplemental feeding increases population growth rate of an endangered caribou herd », *PeerJ*, vol. 9, e10708.
- Hebblewhite, M., J. Whittington, M. Bradley, G. Skinner, A. Dibb et C. A. White (2007). « Conditions for caribou persistence in the wolf-elk-caribou systems of the Canadian Rockies », *Rangifer*, vol. 17, p. 79-91.
- Hebblewhite, M., R. H. Munro et E. H. Merrill (2009). « Trophic consequences of postfire logging in a wolf-ungulate system », *Forest Ecology and Management*, vol. 257, p. 1053-1062.
- Hebblewhite, M., C. White et M. Musiani (2010). « Revisiting extinction in national parks : mountain caribou in Banff », *Conservative Biology*, vol. 24, p. 341-344.
- Hébert, C. et L. J. Jobin (2001). *L'arpenteuse de la pruche*, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Feuillet d'information LFC-4 (version révisée 2001).
- Heppell, S. (2015). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au nord du réservoir Manicouagan en mars 2014*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, 18 p. + annexes.
- Heppell, S. (2019). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au cours de l'hiver 2019 dans le secteur de la Basse-Côte-Nord*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, 24 p.
- Heppell, S. (2020). *Inventaire aérien de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs sud de Manicouagan et de la Moyenne-Côte-Nord à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, Québec, 31 p.

- Heppell, S., A. Massé, A. St-Louis et I. Thibault (2013). *Projet d'acquisition de connaissances sur le caribou forestier dans l'aire d'entraînement militaire CYA 733 : rapport final – travaux 2012 – 2013*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 36 p.
- Hervieux, D., M. Hebblewhite, N. J. DeCesare, M. Russell, K. Smith, S. Robertson et S. Boutin (2013). « Widespread declines in woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) continue in Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 91, p. 872-882.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2009). « Habitat selection by forest-dwelling caribou in a managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect », *Forest Ecology and Management*, vol. 257, p. 636-643.
- Hins, C. et B. Rochette (2019). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix à l'hiver 2019*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Québec, 15 p.
- Hins, C. et B. Rochette (2020). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Québec, 15 p.
- Hissa, R., S. Saarela et M. Nieminen (1981). « Development of temperature regulation in newborn reindeer », *Rangifer*, vol. 1, p. 29-38.
- Hoberg, E. P., K. E. Galbreath, J. A. Cook, S. J. Kutz et L. Polley (2012). « Northern host-parasite assemblages: History and biogeography on the borderlands of episodic climate and environmental transition », *Advances in Parasitology*, vol. 79, p. 1-97.
- Hoberg, E. P., J. A. Cook, S. J. Agosta, W. Boeger, K. E. Galbreath, S. Laaksonen, S. J. Kutz et D. R. Brooks (2017). « Arctic systems in the Quaternary: Ecological collision, faunal mosaics and the consequences of a wobbling climate », *Journal of Helminthology*, p. 1-13.
- Holt, R. D. (1977). « Predation, apparent competition, and the structure of prey communities », *Theoretical Population Biology*, vol. 12, p. 197-229.
- Holt, R. D. (1984). « Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species », *The American Naturalist*, vol. 124, p. 377-406.
- Horn, R. L., A. J. D. Marques, M. Manseau, B. Golding, C. F. C. Klütsch, K. Abraham et P. J. Wilson (2018). « Parallel evolution of site-specific changes in divergent caribou lineages », *Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 6053-6064.
- Hornseth, M. L. et R. S. Rempel (2016). « Seasonal resource selection of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across a gradient of anthropogenic disturbance », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 94, p. 79-93.

- Houle, M., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet (2010). « Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest », *Landscape Ecology*, vol. 25, p. 419-433.
- Houle, D., A. Bouffard, L. Duchesne, T. Logan et R. Harvey (2012). « Projections of future soil temperature and water content for three southern Quebec forested sites », *Journal of Climate*, vol. 25, p. 7690-7701.
- Huang, R. K. K., Q. M. R. Webber, M. P. Laforge, A. L. Robitaille, M. Bonar, J. Balluffi-Fry, S. Zabihi-Seissan et E. Vander Wal (2021). « Coyote diet and spatial co-occurrence with caribou », *Canadian Journal of Zoology*, cjz-2020-0253.
- Hudson, R. J. (2018). *Bioenergetics of wild herbivores*, CRC Press, 324 p.
- Huggard, D. J. (1993). « Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves », *Journal of Wildlife Management*, vol. 57, p. 382-388.
- Hughes, J., S. D. Albon, R. J. Irvines et S. Woodin (2009). « Is there a cost of parasites to caribou? », *Parasitology*, vol. 136, p. 253-265.
- Hummel, M., et J. C. Ray (2008). *Caribou and the North: A shared future*, Dundurn Press, 288 p.
- Hydro-Québec (2010). *Complexe de la rivière Romaine : bilan des activités environnementales 2009*, Hydro-Québec Production, Hydro-Québec Équipement et services partagés, 97 p.
- Hydro-Québec (2013). *Complexe de la rivière Romaine : bilan des activités environnementales 2012*, Hydro-Québec Production, Hydro-Québec Équipement et services partagés, 142 p.
- Hydro-Québec (2016). *Complexe de la rivière Romaine : bilan des activités environnementales 2015*, Hydro-Québec Production, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés, 141 p.
- Hydro-Québec (2017). *Complexe la Romaine : bilan des activités environnementales 2016*, Hydro-Québec, 141 p.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (1987). *The IUCN position statement on translocation of living organisms: Introductions, reintroductions and restocking*, IUCN, Gland, Switzerland.
- Ion, P. G. et G. P. Kershaw (1989). « The selection of snowpatches as relief habitat by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Macmillan Pass, Selwyn Mackenzie Mountains, N. W. T., Canada », *Arctic and Alpine Research*, vol. 21, p. 203-211.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Synthesis report*, IPCC, Valencia, 112 p.
- James, A. R. C. et A. K. Stuart-Smith (2000). « Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors », *Journal of Wildlife Management*, vol. 64, p. 154-159.

- Jardon, Y., H. Morin et P. Dutilleul (2003). « Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 33, p. 1947-1961.
- Johnson, C. A., G. D. Sutherland, E. Neave, M. Leblond, P. Kirby, C. Superbie et P. D. McLoughlin (2020). « Science to inform policy: Linking population dynamics to habitat for a threatened species in Canada », *Journal of Applied Ecology*, vol. 57, p. 1314-1327.
- Johnson, C. J. (2013). « Identifying ecological thresholds for regulating human activity: Effective conservation or wishful thinking? », *Biological Conservation*, vol. 168, p. 57-65.
- Johnson, C. J., K. L. Parker et D. C. Heard (2001). « Foraging across a variable landscape: Behavioral decisions made by woodland caribou at multiple spatial scales », *Oecologia*, vol. 127, p. 590-602.
- Johnson, C. J., K. L. Parker, D. C. Heard et M. P. Gillingham (2002). « Movement parameters of ungulates and scale-specific responses to the environment », *Journal of Animal Ecology*, vol. 71, p. 225-235.
- Johnson, C. J. et M.-H. St-Laurent (2011). « Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife », Chapter 3, p. 23-54, dans *Energy Development & Wildlife Conservation in Western North America*, D. E. Naugle (dir.), Island Press, Washington, 305 p.
- Johnson, C. J. et D. E. Russell (2014). « Long-term distribution responses of a migratory caribou herd to human disturbance », *Biological Conservation*, vol. 177, p. 52-63.
- Johnson, C. J., L. P. W. Ehlers et D. R. Seip (2015). « Witnessing extinction – Cumulative impacts across landscapes and the future loss of an evolutionarily significant unit of woodland caribou in Canada », *Biological Conservation*, vol. 186, p. 176-186.
- Johnson, D. R. (1985). « Man-caused deaths of mountain caribou, *Rangifer tarandus* in southeastern British Columbia », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 99, p. 542-544.
- Johnson, H. E., J. R. Sushinsky, A. Holland, E. J. Bergman, T. Balzer, J. Garner et S. E. Reed (2017). « Increases in residential and energy development are associated with reductions in recruitment for a large ungulate », *Global Change Biology*, vol. 23, p. 578-591.
- Johnstone, J. F., C. D. Allen, J. F. Franklin, L. E. Frelich, B. J. Harvey, P. E. Higuera, M. C. Mack, R. K. Meentemeyer, M. R. Metz., G. L. W. Perry, T. Schoennagel et M. G. Turner (2016). « Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 14, p. 369-378.
- Jolicoeur, H. (1993). *Des caribous et des hommes : l'histoire de la réintroduction du caribou dans les Grands Jardins – 1963 à 1973*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats, 76 p.

- Jolicoeur, H., P. Beauchemin, A. Beaumont et D. Le Hénaff (1993). *Des caribous et des hommes : l'histoire de la réintroduction du caribou dans les Grands Jardins – 1963 à 1973*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats, 76 p.
- Jolicoeur, H., R. Courtois et S. Lefort (2005). *Le caribou de Charlevoix, une décennie après sa réintroduction, 1978-1981*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune, Québec, 178 p.
- Joly, K., B. W. Dale, W. B. Collins et L. G. Adams (2003). « Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 1192-1201.
- Joly, K., P. Bente et J. Dau (2007). « Response of overwintering caribou to burned habitat in northwest Alaska », *Arctic*, vol. 60, p. 401-410.
- Jung, T. S., S. A. Stotyn et S. M. Czetwertynski (2015). « Dietary overlap and potential competition in a dynamic ungulate community in northwestern Canada », *Journal of Wildlife Management*, vol. 79, p. 1277-1285.
- Keim, J. I., P. D. DeWitt, S. F. Wilson, J. J. Fitzpatrick, N. S. Jenni et S. R. Lele (2021). « Managing animal movement conserves predator-prey dynamics », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 19, p. 379-385.
- Kershaw, K. A. (1977). « Studies on lichen-dominated systems. XX. An examination of some aspects of the northern boreal lichen woodlands in Canada », *Canadian Journal of Botany*, vol. 55, p. 393-410.
- Kinley, T. A. et C. D. Apps (2001). « Mortality patterns in a subpopulation of endangered mountain caribou », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, p. 158-164.
- Kint, V., W. Aertsen, M. Campioli, D. Vansteenkiste, A. Delcloo et B. Muys (2012). « Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901-2008 », *Climatic Change*, vol. 115, p. 343-363.
- Kittle, A. M., M. Anderson, T. Avgar, J. A. Baker, G. S. Brown, J. Hagens, E. Iwachewski, S. Moffatt, A. Mosser, B. R. Patterson, D. E. B. Reid, A. R. Rodgers, J. Shuter, G. M. Street, I. D. Thompson, L. M. Vander Vennen et J. M. Fryxell (2017). « Landscape-level wolf space use is correlated with prey abundance, ease of mobility, and the distribution of prey habitat », *Ecosphere*, vol. 8, e01783.
- Klare, U., J. F. Kamler et D. W. Macdonald (2011). « A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet », *Mammal Review*, vol. 41, p. 294-312.
- Klein, D. R. (1971). « Reaction of reindeer to obstructions and disturbances », *Science*, vol. 173, p. 393-398.

- Kolbe, J. A., J. R. Squires, D. H. Pletscher et L. F. Ruggiero (2007). « The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges », *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 1409-1418.
- Komers, P. E. et G. P. Curman (2000). « The effect of demographic characteristics on the success of ungulate re-introductions », *Biological Conservation*, vol. 96, p. 187-193.
- Krausman, P. R., L. K. Harris, C. L. Blasch, K. K. G. Koenen et J. Francine (2004). « Effects of military operations on behavior and hearing of endangered Sonoran pronghorn », *Wildlife Monographs*, vol. 157, p. 1-41.
- Kurz, W. A., C. C. Dymond, G. Stinson, G. J. Rampley, E. T. Neilson, A. L. Carroll, T. Ebata et L. Safranyik (2008). « Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change », *Nature*, vol. 454, p. 06777.
- Kutz, S. J., E. P. Hoberg, L. Polley et E. J. Jenkins (2005). « Global warming is changing the dynamics of Arctic host–parasite systems », *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 272, p. 2571-2576.
- Kutz, S. J., J. Ducrocq, G. G. Verocai, B. M. Hoar, D. D. Colwell, K. B. Beckmen, L. Polley, B. T. Elkin et E. P. Hoberg (2012). « Parasites in ungulates of Arctic North America and Greenland : A view of contemporary diversity, ecology, and impact in a world under change », *Advances in Parasitology*, vol. 79, p. 99-252.
- Labadie, G., P. D. McLoughlin, M. Hebblewhite et D. Fortin (2021). « Insect-mediated apparent competition between mammals in a boreal food web », *PNAS*, vol. 118, e2022892118.
- Lacerte, R., M. Leblond et M.-H. St-Laurent (2021). « Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: Implications for boreal caribou conservation », *Restoration Ecology*, e13414.
- Lafleur, B., S. Zouaoui, N. J. Fenton, P. Drapeau et Y. Bergeron (2016). « Short-term response of *Cladonia* lichen communities to logging and fire in boreal forests », *Forest Ecology and Management*, vol. 372, p. 44-52.
- Lafleur, P. É., R. Courtois et M. Cloutier (2006). *Plan d'aménagement forestier pour le territoire fréquenté par le caribou de Charlevoix, période 2006-2011*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale, Direction du développement de la faune, et Direction régionale de la Capitale-Nationale, de Chaudière-Appalaches et de l'Estrie (Forêt Québec), 17 p. + annexes.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin et M.-H. St-Laurent (2017). « Many places called home: The adaptive value of seasonal adjustments in range fidelity », *Journal of Animal Ecology*, vol. 86, p. 624-633.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin, S. Gauthier, Y. Boulanger et M.-H. St-Laurent (2019). « Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting », *Ecosphere*, vol. 10, e02739.

- Lalonde, M., D. Chouinard, J. Lamoureux, F. Leblanc et E. Mauri (2013). *Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie* (3^e édition), Ministère des Ressources naturelles, Direction générale de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, Sainte-Anne-des-Monts, 28 p.
- Lapierre, L. (2017). *Sommaire des initiatives de surveillance et de recherche de l'ISRE de 1996 à 2015, un modèle de prise de décision et de résolution de conflit*, Institut pour la surveillance et la recherche environnementales, Goose Bay (T.-N.-L.), 176 p.
- Larivière, S. et M. Crête (1992). *Causes et conséquences de la colonisation du Québec par le coyote (Canis latrans)*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, SP 1935-07-92, 39 p.
- Larue, B., S. D. Côté, M.-H. St-Laurent, C. Dussault et M. Leblond (2018). « Natal habitat preference induction in large mammals – Like mother, like child? », *Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 12629-12640.
- Latham, A. D. M., M. C. Latham, M. S. Boyce et S. Boutin (2011a). « Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta », *Ecological Applications*, vol. 21, p. 2854-2865.
- Latham, A. D. M., M. C. Latham, N. A. McCutchen et S. Boutin (2011b). « Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 75, p. 204-212.
- Latombe, G., D. Fortin et L. Parrott (2014). « Spatio-temporal dynamics in the response of woodland caribou and moose to the passage of grey wolf », *Journal of Animal Ecology*, vol. 83, p. 185-198.
- Lavoie, J., M. M. Girona et H. Morin (2019). « Vulnerability of conifer regeneration to spruce budworm outbreaks in the eastern Canadian boreal forest », *Forests*, vol. 10, p. 850.
- Lawler, J. P., A. J. Magoun, C. T. Seaton, C. L. Gardner, R. D. Boertje, J. M. Ver Hoef et P. A. D. Vecchio (2005). « Short-term impact of military overflights on caribou during calving season », *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, p. 1133-1146.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet et R. Courtois (2011). « Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: An application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity », *Landscape Ecology*, vol. 26, p. 1433-1446.
- Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet (2013a). « Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity », *Journal of Zoology*, vol. 289, p. 32-40.
- Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet (2013b). « Impacts of human disturbance on large prey species: Do behavioral reactions translate to fitness consequences? », *PLoS One*, vol. 8, e73695.
- Leblond, M., M.-H. St-Laurent, C. Dussault, D. Boisjoly, J. Mainguy, D. Fortin et P. Drapeau (2014a). *Identification des secteurs prioritaires à la conservation du caribou forestier au nord de la limite nordique des forêts attribuables*, Université du Québec à Rimouski, Ministère du Développement

durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Université Laval et Université du Québec à Montréal, Rimouski, 33 p.

- Leblond, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2014b). « Development and validation of an expert-based habitat suitability model to support boreal caribou conservation », *Biological Conservation*, vol. 177, p. 100-108.
- Leblond, M., C. Dussault, D. Boisjoly, J. Mainguy, P. Drapeau, M.-H. St-Laurent, P.-O. Boudreau et S. Gallais (2015). *Identification de secteurs prioritaires pour la création de grandes aires protégées pour le caribou forestier*, Pour le Groupe de mise en œuvre sur les aires protégées de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec, Québec, 28 p.
- Leblond, M., C. Dussault, J. P. Ouellet et M.-H. St-Laurent (2016). « Caribou avoiding wolves face increased predation by bears – Caught between Scylla and Charybdis », *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, p. 1078-1087.
- Leclerc, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2012). « Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou », *Forest Ecology and Management*, vol. 286, p. 59-65.
- Leclerc, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2014). « Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou », *Oecologia*, vol. 176, p. 297-306.
- Le Corre, M., C. Dussault et S. D. Côté (2020). « Where to spend the winter? The role of intraspecific competition and climate in determining the selection of wintering areas by migratory caribou », *Oikos*, vol. 129, p. 512-525.
- Lee, P. et S. Boutin (2006). « Persistence and developmental transition of wide seismic lines in the western Boreal Plains of Canada », *Journal of Environmental Management*, vol. 78, p. 240-250.
- Le Henaff, D. et R. Martineau (1981). *Résultats des études préliminaires sur la population de caribous associée à l'ensemble hydrographique des lacs Delorme et Caniapiscau, février 1977 à mai 1979*, Projet conjoint MLCP-SEBJ, 57 p.
- Lesmerises, F. (2012a). *Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie*, 28 p.
- Lesmerises, F. (2012b). *Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie*, rapport de recherche présenté au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 36 p.
- Lesmerises, R., J. P. Ouellet, C. Dussault, et M. -H. St-Laurent, M. H. (2013). «The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou». *Ecology and Evolution*, vol. 3, p. 2880-2891.

- Lesmerises, F., C. J. Johnson et M.-H. St-Laurent (2017). « Refuge or predation risk? Alternate ways to perceive hiker disturbance based on maternal state of female caribou », *Ecology and Evolution*, vol. 7, p. 845-854.
- Lesmerises, F. et M.-H. St-Laurent (2018). *Influence du taux de perturbations de l'habitat, de l'abondance régionale du coyote et du contrôle des prédateurs sur les paramètres démographiques de la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique*, rapport scientifique présenté à Environnement Canada – Service canadien de la faune, Rimouski, Québec, 22 p. + 8 annexes.
- Lesmerises, F., F. Déry, C. J. Johnson et M.-H. St-Laurent (2018). « Spatiotemporal response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing », *Biological Conservation*, vol. 217, p. 149-156.
- Loehle, C. et K. A. Solarik (2019). « Forest growth trends in Canada », *Forestry Chronicle*, vol. 95, p. 183-195.
- Logan, J. A., J. Régnière et J. A. Powell (2003). « Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, p. 130-137.
- Losier, C. L., S. Couturier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault, T. Rudolph, V. Brodeur, J. A. Merkle et D. Fortin (2015). « Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate », *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, p. 496-504.
- MacArthur, R. A., R. H. Johnston et V. Geist (1979). « Factors influencing heart rate in free-ranging bighorn sheep: A physiological approach to the study of wildlife harassment », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 57, p. 2010-2021.
- MacArthur, R. A., V. Geist et R. H. Johnston (1982). « Cardiac and behavioral responses of mountain sheep to human disturbance », *Journal of Wildlife Management*, vol. 46, p. 351-358.
- MacDonald, A., S. F. Bartels, S. E. Macdonald, K. E. Pigeon, D. MacNearney et L. Finnegan (2020). « Wildlife forage cover and composition on pipeline corridors in Alberta: Implications for wildlife conservation », *Forest Ecology and Management*, vol. 468, 118189.
- MacLean, D. A. (1984). « Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests », *Forestry Chronicle*, vol. 60, p. 273-279.
- MacNearney, D., K. Pigeon, G. Stenhouse, W. Nijland, N. C. Coops et L. Finnegan (2016). « Heading for the hills? Evaluating spatial distribution of woodland caribou in response to a growing anthropogenic disturbance footprint », *Ecology and Evolution*, vol. 6, p. 6484-6509.
- Mahoney, S. P., K. Mawhinney, C. McCarthy, D. Anions et S. Taylor (2001). « Caribou reactions to provocation by snowmachines in Newfoundland », *Rangifer*, vol. 1, p. 35-43.
- Mahoney, S. P. et J. A. Schaefer (2002). « Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou », *Biological Conservation*, vol. 107, p. 147-153.

- Maier, J. A. K., S. M. Murphy, R. G. White et M. D. Smith (1998). « Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft », *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, p. 752-766.
- Mailhot, A. et D. Chaumont (2017). *Élaboration du portrait bioclimatique futur du Nunavik – Tome I*, rapport présenté au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Ouranos, 216 p.
- Malcolm, K., M. Cheveau et M.-H. St-Laurent (2020). « Wolf habitat selection in relation to recreational structures in a national park », *Journal of Mammalogy*, vol. 101, p. 1638-1649.
- Mallon, E. E., M. R. Turetsky, I. D. Thompson, J. M. Fryxell et P. A. Wiebe (2016). « Effects of disturbance on understory succession in upland and lowland boreal forests and implications for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) », *Forest Ecology and Management*, vol. 364, p. 17-26.
- Mallory, C. D. et M. S. Boyce (2018). « Observed and predicted effects of climate change on Arctic caribou and reindeer », *Environmental Reviews*, vol. 26, p. 13-25.
- Martin, M., H. Morin et N. J. Fenton (2019). « Secondary disturbances of low and moderate severity drive the dynamics of eastern Canadian boreal old-growth forests », *Annals of Forest Science*, vol. 76, p. 108.
- Martin, M., M. M. Girona et H. Morin (2020). « Driving factors of conifer regeneration dynamics in eastern Canadian boreal old-growth forests », *PLoS ONE*, vol. 15, e0230221.
- Masood, S., T. M. Van Zuiden, A. R. Rodgers et S. Sharma (2017). « An uncertain future for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*): The impact of climate change on winter distribution in Ontario », *Rangifer*, vol. 37, p. 11-30.
- Mayor, S. J., J. A. Schaefer, D. C. Schneider et S. P. Mahoney (2009). « The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view », *Acta Oecologica*, vol. 35, p. 253-260.
- McGreer, M. T., E. E. Mallon, L. M. Vander Vennen, P. A. Wiebe, J. A. Baker, G. S. Brown, T. Avgar, J. Hagens, A. M. Kittle, A. Mosser, G. M. Street, D. E. B. Reid, A. R. Rodgers, J. Shuter, I. D. Thompson, M. J. Turetsky, S. G. Newmaster, B. R. Patterson et J. M. Fryxell (2015). « Selection for forage and avoidance of risk by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) at coarse and local scales », *Ecosphere*, vol. 6, 288/ES15-00174.1.
- McKay, T. L., K. E. Pigeon, T. A. Larsen et L. A. Finnegan (2021). « Close encounters of the fatal kind: Landscape features associated with central mountain caribou mortalities », *Ecology and Evolution*, vol. 11, p. 2234-2248.
- McLaughlin, R. F. et E. M. Addison (1986). « Tick (*Desmacentor albipictus*) induced winter hair-loss in captive moose (*Alces alces*) », *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 22, p. 502-510.
- McLellan, M. L., R. Serrouya, B. N. McLellan, K. Furk, D. C. Heard et H. U. Wittmer (2012). « Implications of body condition on the unsustainable predation rates of endangered mountain caribou », *Oecologia*, vol. 169, p. 853-860.

- McLoughlin, P. D., E. Dzus, B. O. B. Wynes et S. Boutin (2003). « Declines in populations of woodland caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 755-761.
- McLoughlin, P. D., J. S. Dunford et S. Boutin (2005). « Relating predation mortality to broad-scale habitat selection », *Journal of Animal Ecology*, vol. 74, p. 701-707.
- McNeill, E. P., I. D. Thompson, P. A. Wiebe, G. M. Street, J. Shuter, A. R. Rodgers et J. M. Fryxell (2020). « Multi-scale foraging decisions made by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in summer », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 98, p. 331-341.
- 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*, vol. 41, p. 279-287.
- Michaelian, M., E. H. Hogg, R. J. Hall et E. Arsenault (2011). « Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest », *Global Change Biology*, vol. 17, p. 2084-2094.
- Miller, F. L. (2003). « Caribou », dans Feldhamer, G. A., B. C. Thompson et J. A. Chapman, *Wild mammals of North America – Biology, Management, and Conservation*, The Johns Hopkins University Press, p. 965-997.
- Miller, F. L. et A. Gunn (2003). « Catastrophic die-off of Peary caribou on the western Queen Elizabeth Islands, Canadian high arctic », *Arctic*, vol. 56, p. 381-390.
- Miller, R. S. (1967). « Pattern and process in competition », *Advances in ecological research*, vol. 4, p. 1-74.
- Milner, J. M., F. M. van Beest, K. T. Schmidt, R. K. Brook et T. Storaas (2014). « To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates », *Journal of Wildlife management*, vol. 78, p. 1322-1334.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2017). *Québec annonce son intention de créer une grande aire protégée représentant 21 fois la superficie de l'île de Montréal*, Communiqué de presse, Baie-Comeau, Québec, le 28 novembre 2017.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2021). Registre des aires protégées. https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/reg-design/index.htm.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2015a). *Projet de parc national Assinica : la culture enou grandeur nature*, Gouvernement du Québec, Direction des parcs nationaux, xviii + 160 p.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2015b). *Rapport d'analyse sur l'intégration des Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (2013)* dans la planification territoriale, rapport du Groupe de travail interministériel sur l'intégration des *Lignes directrices*

pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (2013) dans la planification territoriale, Gouvernement du Québec, 42 p. + 1 annexe.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2016). *Fermeture de la chasse sportive au caribou migrateur*, Communiqué de presse, Québec, le 21 décembre 2016. <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/fermeture-de-la-chasse-sportive-au-caribou-migrateur-607813566.html>.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2018a). *Plan d'aménagement forestier intégré tactique (PAFIT) 2018-2023 de l'unité d'aménagement 09351*, Direction générale du secteur nord-est, Direction de la gestion des forêts de la Côte-Nord, 104 p. + annexes.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2018b). *Plan d'aménagement forestier intégré tactique (PAFIT) 2018-2023 de l'unité d'aménagement 09352*, Direction générale du secteur nord-est, Direction de la gestion des forêts de la Côte-Nord, 90 p. + annexes.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2018c). *Suivi démographique du troupeau de caribous migrants de la rivière aux Feuilles*, Communiqué de presse, 21 février 2018.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2020a). *Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2020*, Québec, Gouvernement du Québec, Direction de la protection des forêts, 31 p.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2020b). *Caribous de Val-d'Or : mise en place de mesures exceptionnelles*, Communiqué de presse, 10 février 2020.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs et Terre-Neuve-et-Labrador (2020). *Nord-du-Québec – Inventaire du troupeau de caribous migrants de la rivière George*, Communiqué de presse, 15 octobre 2020.

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2021). *Insectes, maladies et feux dans les forêts du Québec en 2020*, Gouvernement du Québec, Direction de la protection des forêts, 69 p.

Ministère des Ressources naturelles (2013a). *Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables*, Gouvernement du Québec, Secteur des forêts, 148 p. + 6 annexes.

Ministère des Ressources naturelles (2013b). *Plan d'aménagement du site faunique du caribou au sud de Val-d'Or : période 2013-2018*, Gouvernement du Québec, 76 p.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2009). *Plan d'affectation du territoire public de l'Abitibi-Témiscamingue*, Gouvernement du Québec, 690 p.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2012). *Plan d'aménagement de l'habitat du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou)*, Gouvernement du Québec, Direction générale du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 46 p.

- Ministry of Natural Resources and Forestry (2014). *Integrated range assessment for woodland caribou and their habitat: Kesagami range 2010*, Species at risk branch, Thunder Bay, Ontario, xi + 156 p.
- Moisan, G. (1956). « Le caribou de Gaspé I : histoire et distribution », *Le Naturaliste canadien*, vol. 83, p. 225-234.
- Moisan, G. (1957). « Le caribou de Gaspé III : analyse de la population et plan d'aménagement », *Le Naturaliste canadien*, vol. 84, p. 5-27.
- Mooring, M. S. et W. M. Samuel (1999). « Premature loss of winter hair in free-ranging moose (*Alces alces*) infested with winter ticks (*Dermacentor albipictus*) is correlated with grooming rate », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, p. 148-156.
- Moreau, G., D. Fortin, S. Couturier et T. Duchesne (2012). « Multi-level functional responses for wildlife conservation: The case of threatened caribou in managed boreal forests », *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, p. 611-620.
- Morin, H. et D. Laprise (1990). « Histoire récente des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec) : une analyse dendrochronologique », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 20, p. 1-8.
- Morin, H., D. Laprise, A.-A. Simard et S. Amouch (2008). « Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord », dans Gauthier et autres, *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Presses de l'Université du Québec, Québec, p. 165-192.
- Morin, M. et F. Lesmerises (2020). *Inventaire de la population de caribous montagnards (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie à l'automne 2019 et à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Québec, 13 p.
- Morneau, C. et S. Payette (1989). « Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec », *Canadian Journal of Botany*, vol. 67, p. 2770-2782.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot et R. W. Mannan (2006). *Wildlife-habitat relationships: Concepts and applications*, Island Press, Washington, D.C., USA, 520 p.
- Mosnier, A., J.-P. Ouellet, L. Sirois et N. Fournier (2003). « Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: A hierarchical analysis », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 81, p. 1174-1184.
- Mosnier, A., D. Boisjoly, R. Courtois et J.-P. Ouellet (2005). *Les patrons de déplacement des prédateurs du caribou de la Gaspésie peuvent limiter l'effet d'un programme ponctuel de contrôle des prédateurs*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Direction de la recherche sur la faune, 40 p.

- Mosnier, A., D. Boisjoly, R. Courtois et J.-P. Ouellet (2008). « Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 483-491.
- Muhly, T., R. Serrouya, E. Neilson, H. Li et S. Boutin (2015). « Influence of in-situ oil sands development on caribou (*Rangifer tarandus*) movement », *PLoS ONE*, vol. 10, e0136933.
- Muhly, T. B., C. A. Johnson, M. Hebblewhite, E. W. Neilson, D. Fortin, J. M. Fryxell, A. D. M. Latham, M. C. Latham, P. D. McLoughlin, E. Merrill, P. C. Paquet, B. R. Patterson, F. Schmiegelow, F. Scurrah et M. Musiani (2019). « Functional response of wolves to human development across boreal North America », *Ecology and Evolution*, vol. 9, p. 10801-10815.
- Mumma, M. A., M. P. Gillingham, C. J. Johnson et K. L. Parker (2019). « Functional responses to anthropogenic linear features in a complex predator-multi-prey system », *Landscape Ecology*, vol. 34, p. 2575-2597.
- Murphy, S. et J. A. Curatolo (1987). « Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 65, p. 2483-2490.
- Murray, D. L., M. J. L. Peers, Y. N. Majchrzak, M. Wehtje, C. Ferreira, R. S. A. Pickles, J. R. Row et D. H. Thornton (2017). « Continental divide: Predicting climate-mediated fragmentation and biodiversity loss in the boreal forest », *PLoS ONE*, vol. 12, e0176706.
- Mysterud, A. et R. A. Ims (1998). « Functional responses in habitat use: Availability influence relative use in trade-off situations », *Ecology*, vol. 79, p. 1435-1441.
- Nadeau Fortin, M.-A., L. Sirois et M.-H. St-Laurent (2016). « Extensive forest management contributes to maintain suitable habitat characteristics for the endangered Atlantic-Gaspésie caribou », *Canadian Journal of Forestry Resources*, vol. 46, p. 933-942.
- Nagy-Reis, M., M. Dickie, A. M. Calvert, M. Hebblewhite, D. Hervieux, D. R. Seip, S. L. Gilbert, O. Venter, C. DeMars, S. Boutin et R. Serrouya (2021). « Habitat loss accelerates for the endangered woodland caribou in western Canada », *Conservation Science and Practice*, e437.
- Nappi, A. (2013). « Perturbations naturelles. Fascicule 1.5 », dans Bureau du forestier en chef, *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018*, Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, p. 29-39.
- National Research Council (NRC) (1997). *Wolves, bears, and their prey in Alaska: Biological and social challenges in wildlife management*, National Academies Press, 207 p.
- Naughton, D. (2012). *The natural history of Canadian mammals*, Canadian Museum of Nature and University of Toronto Press, Toronto, Ontario, Canada, xi + 784 p.
- Navarro, L., H. Morin, Y. Bergeron et M. M. Girona (2018). « Changes in spatiotemporal patterns of 20th century spruce budworm outbreaks in eastern Canadian boreal forests », *Frontiers in Plant Science*, vol. 9, 1905/fpls.2018.01905.

- NCASI (2007). « A review of ungulate nutrition and the role of top-down and bottom-up forces in woodland caribou population dynamics », *Technical Bulletin*, n° 934, Cary, NC, National Council for Air and Stream Improvement, 94 p.
- NCASI (2020). « Current state of knowledge and research on woodland caribou in Canada », *Technical Bulletin*, n° 1066, Cary, NC, National Council for Air and Stream Improvement, 154 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*, vol. 76, p. 1425-1430.
- Nellemann, C., P. Jordhøy, O.-G. Støen et O. Strand (2000). « Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter », *Arctic*, vol. 53, p. 9-17.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy et O. Strand (2001). « Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts », *Biological Conservation*, vol. 101, p. 351-360.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy, O. Strand et A. Newton (2003). « Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer », *Biological Conservation*, vol. 113, p. 307-313.
- Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhøy, O.-G. Støen, B. P. Kaltenborn, F. Hanssen et R. Helgesen (2010). « Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges », *Restoration Ecology*, vol. 18, p. 873-881.
- Nesbitt, L. et J. Adamczewski (2009). *Decline and recovery of the Bathurst caribou herd: Workshops Held in Yellowknife, Northwest Territories*, 56 p.
- Neufeld, B. T., C. Superbie, R. J. Greuel, T. Perry, P. A. Tomchuk, D. Fortin et P. D. McLoughlin (2021). « Disturbance-mediated apparent competition decouples in a northern boreal caribou range », *Journal of Wildlife Management*, vol. 85, p. 254-270.
- Newmaster, S. G., I. D. Thompson, R. A. D. Steeves, A. R. Rodgers, A. J. Fazekas, J. R. Maloles, R. T. McMullin et J. M. Fryxell (2013). « Examination of two new technologies to assess the diet of woodland caribou: Video recorders attached to collars and DNA barcoding », *Canadian Journal of Forestry Resources*, vol. 43, p. 897-900.
- Nielsen, J. N., E. L. Clare, B. Hayden, M. T. Brett et P. Kratina (2018). « Diet tracing in ecology: Method comparison and selection methods », *Ecology and Evolution*, vol. 9, p. 278-291.
- NLDFLR (2019). *Hunting and Trapping guide 2019-2020*, Corner Brook, N.L., Newfoundland Labrador Department of Fisheries and Land Resources. <https://www.gov.nl.ca/hunting-trapping-guide/2019-20/wp-content/uploads/sites/2/Hunting-Trapping-Guide.pdf>.
- Nobert, B. R., S. Milligan, G. B. Stenhouse et L. Finnegan (2016). « Seeking sanctuary: The neonatal calving period among central mountain woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 94, p. 837-851.

- Nobert, B. R., T. A. Larsen, K. E. Pigeon et L. Finnegan (2020). « Caribou in the cross-fire? Considering terrestrial lichen forage in the face of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) expansion », *PLoS ONE*, vol. 15, e0232248.
- Ouellet, J.-P., J. Ferron et L. Sirois (1996). « Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 74, p. 1922-1933.
- Paré, M. et C. Brassard (1994). *Écologie et plan de protection de la population de caribous de Val-d'Or, octobre 1994*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rouyn-Noranda, Québec, 56 p.
- Paré, M. et J. Huot (1985). *Inventaire du caribou de la partie centrale de la péninsule Québec-Labrador de 1981 à 1984*, Université Laval, 61 p.
- Paré, M., É. Cyr, S. Légaré, M. Morin et S. Thibodeau (2007). *Plan d'aménagement pour l'habitat du caribou au nord de La Sarre*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Tembec, La Sarre, Québec, 73 p.
- Paré, M. et L. Jourdain (2002). *Rapport sur l'inventaire aérien du caribou dans la partie sud-ouest de la municipalité de la Baie James*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, Québec, 17 p.
- Paré, M., L. Jourdain et M. Bélanger (2009). *Rapport sur l'inventaire du caribou dans la partie sud-ouest de la municipalité de la Baie-James, en mars 2006*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, 13 p.
- Parker, K. L., P. S. Barboza et T. R. Stephenson (2005). « Protein conservation in female caribou (*Rangifer tarandus*): Effects of decreasing diet quality during winter », *Journal of Mammalogy*, vol. 86, p. 610-622.
- Parker, K. L., P. S. Barboza et M. P. Gillingham (2009). « Nutrition integrates environmental responses of ungulates », *Functional Ecology*, vol. 23, p. 57-69.
- Parmesan, C. (2006). « Ecological and evolutionary responses to recent climate change », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 37, p. 637-669.
- Pasda, K. (2013). « Caribou hunting and utilization in West Greenland: Past and present variants », *Anthropozoologica*, vol. 48, p. 111-123.
- Pasher, J., E. Seed et J. Duffe (2013). « Development of boreal ecosystem anthropogenic disturbance layers for Canada based on 2008 to 2010 Landsat imagery », *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 39, p. 42-58.
- Patenaude, R. (1981). *Immobilisation caribous. Parc des Laurentides. Hiver 1979-1980*, Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Jardin zoologique du Québec, 11 p.

- Pattison, C. A., M. S. Quinn, P. Dalet et C. P. Catterall (2016). « The landscape impact of linear seismic clearings for oil and gas development in boreal forest », *Northwest Science*, vol. 90, p. 340-354.
- Pellerin, S. et J.-S. Naud (2020). *Inventaire de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Val-d'Or à l'automne 2019 et à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Québec, 18 p.
- Pelletier, F., G. Turgeon, A. Bourret, D. Garant et M.-H. St-Laurent (2019). « Genetic structure and effective size of an endangered population of woodland caribou », *Conservation Genetics*, vol. 20, p. 203-213.
- Perron, N. (1994). *Dynamique des populations de sapins baumiers et suivi de leur régénération après un feu dans un secteur du parc des Grands Jardins affecté par la tordeuse des bourgeons de l'épinette*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec, 75 p.
- Peterson, R. L. (1966). *The mammals of eastern Canada*, Oxford University Press, Toronto, 465 p.
- Pettorelli, N., F. Pelletier, A. Von Hardenberg, M. Festa-Bianchet et S. D. Côté (2007). « Early onset of vegetation growth vs. rapid green-up: Impacts on juvenile mountain ungulates », *Ecology*, vol. 88, p. 381-390.
- Pham, A. T., L. De Grandpré, S. Gauthier et Y. Bergeron (2004). « Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 353-364.
- Pickles, R. S. A., D. Thornton, R. Feldman, A. Marques et D. L. Murray (2013). « Predicting shifts in parasite distribution with climate change: A multitrophic level approach », *Global Change Biology*, vol. 19, p. 2645-2654.
- Pierre, A. (2015). *Comparaison des impacts des coupes forestières et des feux sur la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace du caribou forestier*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 103 p.
- Pigeon, K. E., M. Anderson, D. MacNearney, J. Cranston, G. Stenhouse et L. Finnegan (2016). « Toward the restoration of caribou habitat: Understanding factors associated with human motorized use of legacy seismic lines », *Environmental Management*, vol. 58, p. 821-832.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin et R. Courtois (2012). « Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape », *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, p. 189-199.
- Plante, S., C. Dussault et S. D. Côté (2017). « Landscape attributes explain migratory caribou vulnerability to sport hunting », *Journal of Wildlife Management*, vol. 81, p. 238-247.
- Plante, S., C. Dussault, J. H. Richard et S. D. Côté (2018). « Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou », *Biological Conservation*, vol. 224, p. 129-143.

- Plante, S., C. Dussault, J. H. Richard, M. Garel et S. D. Côté (2020). « Untangling effects of human disturbance and natural factors on mortality risk of migratory caribou », *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 154.
- Plourde, J., A. Landry et S. Gravel (2020). *Inventaire aérien de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) du secteur Pipmuacan à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, Québec, 17 p.
- Polfus, J. L., M. Hebblewhite et K. Heinemeyer (2011). « Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou », *Biological Conservation*, vol. 144, p. 2637-2646.
- Polfus, J. L., M. Manseau, C. F. C. Klütsch, D. Simmons et P. J. Wilson (2017). « Ancient diversification in glacial refugia leads to intraspecific diversity in a Holarctic mammal », *Journal of Biogeography*, vol. 44, p. 386-396.
- Pollock, K. H., S. R. Winterstein, C. M. Bunck et P. D. Curtis (1989a). « Survival analysis in telemetry studies: The staggered entry design », *Journal of Wildlife Management*, vol. 53, p. 7-15.
- Pollock, K. H., S. R. Winterstein et M. J. Conroy (1989b). « Estimation and analysis of survival distributions for radio-tagged animals », *Biometrics*, vol. 45, p. 99-109.
- Potvin, D. (1945). *Thomas, le dernier de nos coureurs de bois*, Les Éditions Garneau Ltée, Québec, 227 p.
- Potvin, F. (1974). *Où en est le caribou de la Gaspésie en 1973?*, Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune, 18 p.
- Price, D. T., R. I. Alfaro, K. J. Brown, M. D. Flannigan, R. A. Fleming, E. H. Hogg, M. P. Girardin, T. Lakusta, M. Johnston, D. W. McKenney, J. H. Pedlar, T. Stratton, R. N. Sturrock, I. D. Thompson, J. A. Trofymow et L. A. Venier (2013). « Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems », *Environmental Review*, vol. 21, p. 322-365.
- Prichard, A. K., B. E. Lawhead, E. A. Lenart et J. H. Welch (2020). « Caribou distribution and movements in a northern Alaska oilfield », *Journal of Wildlife Management*, vol. 84, p. 1483-1499.
- Prima, M. C., T. Duschesne, A. Fortin, L.-P. Rivest, P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et D. Fortin (2019). « A landscape experiment of spatial network robustness and space-use reorganization following habitat fragmentation », *Functional Ecology*, vol. 33, p. 1663-1673.
- Proulx, G. et R. K. Brook (2017). « Fencing large predator-free and competitor-free landscapes for the recovery of woodland caribou in western Alberta: An ineffective conservation option », *Animals*, vol. 7, 2/ani7010002.
- Pureswaran, D. S., L. De Grandpré, D. Paré, A. Taylor, M. Barrette, H. Morin, J. Régnière et D. D. Kneeshaw (2015). « Climate induced changes in host tree insect phenology may drive ecological state shift in boreal forests », *Ecology*, vol. 96, p. 1480-1491.

- Racey, G. D. (2005). « Climate change and woodland caribou in Northwestern Ontario: A risk analysis », *Rangifer*, vol. 16, p. 123-136.
- Radford, J. Q., A. F. Bennett et G. J. Cheers (2005). « Landscape level thresholds of habitat cover for woodland dependent birds », *Biological Conservation*, vol. 124, p. 317-337.
- Rapai, S. B., D. McColl et R. T. McMullin (2017). « Examining the role of terrestrial lichen transplants in restoring woodland caribou winter habitat », *Forestry Chronicle*, vol. 93, p. 204-212.
- Rapai, S. B., R. T. McMullin, S. G. Newmaster et R. Hanner (2018). « Restoring *Cladonia* subgenus *Cladina* in a post mine environment », *Forestry Chronicle*, vol. 94, p. 283-291.
- Raponi, M., D. V. Beresford, J. A. Schaefer, I. D. Thompson, P. A. Wiebe, A. R. Rodgers et J. M. Fryxell (2018). « Biting flies and activity of caribou in the boreal forest », *Journal of Wildlife Management*, vol. 82, p. 833-839.
- Rauchfuss, J. et S. S. Ziegler (2011). « The geography of spruce budworm in eastern North America », *Geography Compass*, vol. 5, p. 564-580.
- Ray, J. C. (2014). *Defining habitat restoration for boreal caribou in the context of national recovery: A discussion paper*, 51 p.
- Raymond-Bourret, E. (2017). *Détermination des impacts respectifs de la perte et de la fragmentation de la forêt mature sur l'écologie spatiale des grands mammifères*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 111 p.
- Régnière, J., J. Delisle, É. Bauce, A. Dupont, P. Therrien, E. Kettela, L. Cadogan, A. Retnakaran, et K. van Frankenhuyzen (2001). « Understanding of spruce budworm population dynamics: Development of early intervention strategies. Information Report NOR-X-381 », dans *Proceedings of the North American Forest Insect Work Conference*, 14-18 May 2001, Edmonton, Alberta, Canada.
- Reimers, E. (1997). « *Rangifer* population ecology: A Scandinavian perspective », *Rangifer*, vol. 17, p. 105-118.
- Reimers, E., S. Eftestøl et J. E. Colman (2003). « Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier », *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, p. 747-754.
- Reimers, E., F. L. Miller, S. Eftestøl, J. E. Colman et B. Dahle (2006). « Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis », *Wildlife Biology*, vol. 12, p. 403-413.
- Reimers, E., B. Dahle, S. Eftestøl, J. E. Colman et E. Gaare (2007). « Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer », *Biological Conservation*, vol. 134, p. 484-494.
- Reimers, E. et J. E. Colman (2009). « Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities », *Rangifer*, vol. 26, p. 55-71.

- Rempel, R. S., P. C. Elkie, A. R. Rodgers et M. J. Gluck (1997). « Timber-management and natural-disturbance effects on moose habitat: Landscape evaluation », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 517-524.
- Renaud, L.-A., M. Leblond, D. Beauchesne et M.-H. St-Laurent (2010). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts du réseau routier sur l'écologie du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski pour le compte du Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, 21 p.
- Renaud, L.-A. (2012). *Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski, Mémoire de maîtrise, 97 p.
- Rettie, W. J., J. W. Sheard et F. Messier (1997). « Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: Relating wildlife habitat to forest cover data », *Forest Ecology and Management*, vol. 93, p. 245-260.
- Rettie, W. J. et F. Messier (2000). « Hierarchical habitat selection by woodland caribou: Its relationship to limiting factors », *Ecography*, vol. 23, p. 466-478.
- Rettie, W. J. et F. Messier (2001). « Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, p. 1933-1940.
- Rioux, È. *Lier l'alimentation, la condition physiologique, les relations trophiques et la valeur adaptative d'une population en déclin*, Université du Québec à Rimouski, Thèse de doctorat, En évaluation.
- Rivard, G. (1978). *Étude du caribou de la Gaspésie en considérant l'habitat*, Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, R.R.F., n° 22, 33 p.
- Robinson, C., P. N. Duinker et K. F. Beazley (2010). « A conceptual framework for understanding, assessing, and mitigating ecological effects of forest roads », *Environmental Review*, vol. 18, p. 61-86.
- Rochette, B. (2007). *Compte rendu des travaux d'inventaire du caribou forestier effectués dans le secteur Manic-Outardes en mars 2007*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- Rochette, B. et A. Gingras (2001) *Inventaire aérien de l'île René-Levasseur*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p. + 4 annexes.
- Rochette, B. et A. Gingras (2003). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur Manicouagan/Toulousteouc en mars 2003*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p.
- Rochette, B. et A. Gingras (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Manicouagan/Moisie en mars 2004*, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 15 p.

- Rogers, L. (1988). « Homing tendencies of large mammals: A review », Nielsen, L. et R. Brown (dir.), *Translocation of wild animals*, p. 76-92, The Wisconsin Humane Society and the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Wisconsin and Texas.
- Rominger, E. M. et J. L. Oldemeyer (1990). « Early-winter diet of woodland caribou in relation to snow accumulation, Selkirk Mountains, British Columbia, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 68, p. 2691-2694.
- Rosenmann, M. et P. Morrison (1967). « Some effects of water deprivation in reindeer », *Physiological Zoology*, vol. 40, p. 134-142.
- Rudolph, T. D. (2011). *Mouvements et sélection d'habitat lors des déplacements printaniers du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans le Nord-du-Québec*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 166 p.
- Rudolph, T. D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau (2012). *Status of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in the James Bay region of Northern Québec*, Report presented to the ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec and the Grand Council of the Crees (Eeyou Istchee), Montréal, Québec, 72 p.
- Rudolph, T. D., P. Drapeau, L. Imbeau, V. Brodeur, S. Légaré et M.-H. St-Laurent (2017). « Demographic responses of boreal caribou to cumulative disturbances highlight elasticity of range-specific tolerance thresholds », *Biodiversity and Conservation*, vol. 26, p. 1179-1198.
- Ruel, J.-C. et M. Pineau (2002). « Windthrow as an important process for white spruce regeneration », *Forestry Chronicle*, vol. 78, p. 732-738.
- Russell, D. (2010). *A review of wolf management programs in Alaska, Yukon, British Columbia, Alberta and Northwest Territories*, Report for the Yukon wolf conservation and management plan review committee, 47 p.
- Russell, K. L. M. et C. J. Johnson (2019). « Post-fire dynamics of terrestrial lichens: Implications for the recovery of woodland caribou winter range », *Forest Ecology and Management*, vol. 434, p. 1-17.
- Saher, D. J. et F. K. A. Schmiegelow (2005). « Movement pathways and habitat selection by woodland caribou during spring migration », *Rangifer*, vol. 16, p. 143-154.
- Sanchez-Pinillos, M., A. Leduc, A. Ameztegui, D. Kneeshaw, F. Lloret et L. Coll (2019). « Resistance, resilience or change: Post-disturbance dynamics of boreal forests after insect outbreaks », *Ecosystems*, vol. 22, p. 1886-1901.
- Sand, H. (1996). « Life history patterns in female moose (*Alces alces*): The relationship between age, body size, fecundity and environmental conditions », *Oecologia*, vol. 106, p. 212-220.
- Schaefer, J. A. (2003). « Long-term range recession and the persistence of caribou in the Taiga », *Conservation Biology*, vol. 17, p. 1435-1439.

- Schaefer, J. A. et W. O. Pruitt (1991). « Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba », *Wildlife Monographs*, vol. 116, p. 3-39.
- Schaefer, J. A., C. M. Bergman et S. N. Luttich (2000). « Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales », *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 731-739.
- Schaefer, J. A. et C. C. Wilson (2002). « The fuzzy structure of populations », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 80, p. 2235-2241.
- Schaefer, J. A., S. P. Mahoney, J. N. Weir, J. G. Luther et C. E. Soulliere (2016). « Decades of habitat use reveal food limitation of Newfoundland caribou », *Journal of Mammalogy*, vol. 97, p. 386-393.
- Schaefer, J. S., M. V. Alasdair, F. H. Harrington, W. K. Brown, J. B. Theberge et S. N. Luttich (2001). « Fuzzy structure and spatial dynamics of a declining woodland caribou population », *Oecologia*, vol. 126, p. 507-514.
- Schmelzer, I., J. Brazil, T. Chubbs, S. French, B. Hearn, R. Jeffery, L. LeDrew, H. Martin, A. McNeill, R. Nuna, R. Otto, F. Phillips, G. Mitchell, G. Pittman, N. Simon et G. Yetman (2004). *Recovery strategy for three woodland caribou herds (Rangifer tarandus caribou; Boreal population) in Labrador*, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador, Corner Brook, 51 p.
- Schmelzer, I., K. P. Lewis, J. D. Jacobs et S. C. McCarthy (2020). « Boreal caribou survival in a warming climate, Labrador, Canada 1996-2014 », *Global Ecology and Conservation*, vol. 23, e01038.
- Schneider, R. R., G. Hauer, W. L. Adamowicz et S. Boutin (2010). « Triage for conserving populations of threatened species: The case of woodland caribou in Alberta », *Biological Conservation*, vol. 143, p. 1603-1611.
- Schuster, R. C., M. Gamberg, C. Dickson et H. M. Chan (2011). « Assessing risk of mercury exposure and nutritional benefits of consumption of caribou (*Rangifer tarandus*) in the Vuntut Gwitchin First Nation community of Old Crow, Yukon, Canada », *Environmental Research*, vol. 111, p. 881-887.
- Sebbane, A., R. Courtois, S. St-Onge, L. Breton et P.-É. Lafleur (2002). *Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou de Charlevoix, entre l'automne 1998 et l'hiver 2001*, Société de la faune et des parcs du Québec, 60 p.
- Sebbane, A., R. Courtois, S. Saint-Onge, L. Breton et P.-É. Lafleur (2003). « Trente ans après sa réintroduction, quel est l'avenir du caribou de Charlevoix », *Le Naturaliste canadien*, vol. 127, p. 55-62.
- Sebbane, A., R. Courtois et H. Jolicoeur (2008). *Changements de comportement du caribou de Charlevoix entre 1978 et 2001 en fonction des modifications de l'habitat*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 54 p.

- Seip, D. R. (1991). « Predation and caribou populations », *Rangifer*, vol. 7, p. 46-52.
- Seip, D. R. (1992). « Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, p. 1494-1503.
- Seip, D. R. et D. B. Cichowski (1996). « Population ecology of caribou in British Columbia », *Rangifer*, vol. 9, p. 73-80.
- Seip, D. R., C. J. Johnson et G. S. Watts (2007). « Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles », *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 1539-1544.
- Serrouya, R. D. (2013). *An adaptive approach to endangered species recovery based on a management experiment: Reducing moose to reduce apparent competition with woodland caribou*, Thèse de doctorat, University of Alberta, Alberta, 220 p.
- Serrouya, R., K. Furk, K. Bollefer et C. Legebokow (2015). « Maternal penning in the Northern Columbia Mountains: Revelstoke caribou rearing in the Wild's first-year pilot and results of the 2015 calf census », Version 3.0.
- Serrouya, R., B. N. McLellan, H. van Oort, G. Mowat et S. Boutin (2017). « Experimental moose reduction lowers wolf density and stops decline of endangered caribou », *PeerJ*, vol. 5, e3736.
- Serrouya, R., D. R. Seip, D. Hervieux, B. N. McLellan, R. S. McNay, R. Steenweg, D. C. Heard, M. Hebblewhite, M. Gillingham et S. Boutin (2019). « Saving endangered species using adaptive management », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, p. 6181-6186.
- Serrouya, R., M. Dickie, C. DeMars, M. J. Wittmann et S. Boutin (2020). « Predicting the effects of restoring linear features on woodland caribou populations », *Ecology Modelling*, vol. 416, 108891.
- Serrouya, R., M. Dickie, C. Lamb, H. van Oort, A. P. Kelly, C. DeMars, P. D. McLoughlin, N. C. Larter, D. Hervieux, A. T. Ford et S. Boutin (2021). « Trophic consequences of terrestrial eutrophication for a threatened ungulate », *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 288, 20202811.
- Servheen, G. et L. J. Lyon (1989). « Habitat use by woodland caribou in the Selkirk Mountains », *Journal of Wildlife Management*, vol. 53, p. 230-237.
- Silva, J. A., S. E. Nielsen, C. T. Lamb, C. Hague et S. Boutin (2019). « Modelling lichen abundance for woodland caribou in a fire-driven boreal landscape », *Forests*, vol. 10, 962/f10110962.
- Silva, J. A., S. E. Nielsen, P. D. McLoughlin, A. R. Rodgers, C. Hague et S. Boutin (2020). « Comparison of pre-fire and post-fire space use reveals varied responses by woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the Boreal Shield », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 98, p. 751-760.
- Simard, A.-A., S. Kutz, J. Ducrocq, K. Beckmen, V. Brodeur, M. Campbell, B. Croft, C. Cuyler, T. Davison, B. Elkin, T. Giroux, A. Kelly, D. Russell, J. Taillon, A. Veitch et S. D. Côté (2016). « Variation in

the intensity and prevalence of macroparasites in migratory caribou: A quasi-circumpolar study », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 94, p. 607-617.

Simpson, K. (1987). *The effects of snowmobiling on winter range use by mountain caribou*, Ministry of Environment and Parks, Wildlife Branch Nelson, B.C. Wildlife working report WR-25, 13 p.

Simpson, K. et E. Terry (2000). *Impacts of backcountry recreation activities on mountain caribou – management concerns, interim management guidelines and research needs*, B.C. Minist. Environ. Lands and Parks, Wildl. Branch, Victoria, British Columbia. Wildl. Working Rep. No. WR-99, 11 p.

Skarin, A., C. Nellemann, L. Rønnegard, P. Sandström et H. Lundqvist (2015). « Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors », *Landscape Ecology*, vol. 30, p. 1527-1540.

Skarin, A. et M. Alam (2017). « Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during preconstruction, construction, and operation », *Ecology and Evolution*, vol. 7, p. 3870-3882.

Skarin, A., P. Sandström et M. Alam (2018). « Out of sight of wind turbines – Reindeer response to wind farms in operation », *Ecology and Evolution*, vol. 8, p. 9906-9919.

Skatter, H. G., J. L. Kansas, M. L. Charlebois et B. Balicki (2014). « Recovery of terrestrial lichens following wildfire in the boreal shield of Saskatchewan: Early seral forage availability for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) », *Canadian Wildlife Biology and Management*, vol. 3, p. 1-14.

Skatter, H. G., M. L. Charlebois, S. Eftestøl, D. Tsegaye, J. E. Colman, J. L. Kansas, K. Flydal et B. Balicki (2017). « Living in a burned landscape: Woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) use of postfire residual patches for calving in a high fire – low anthropogenic Boreal Shield ecozone », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 95, p. 975-984.

Smith, C. et C. Doucet (2008). *Predator control literature review*, Gouvernement of Newfoundland and Labrador, 34 p.

Smith, K. G., E. J. Ficht, D. Hobson, T. C. Sorensen et D. Hervieux (2000). « Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 78, p. 1433-1440.

Smith, K. G. et L. Pittaway (2011). « Little smoky woodland caribou calf survival enhancement project », *Rangifer*, vol. 19, p. 97-102.

SOPFEU (2013). *Rapport annuel 2013*, Société de protection des forêts contre le feu, 32 p.

Soppela, P., M. Nieminen et J. Timisjärvi (1986). « Thermoregulation in reindeer », *Rangifer*, vol. 1, p. 273-278.

- Sorensen, T., P. D. McLoughlin, D. Hervieux, E. Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin (2008). « Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou », *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, p. 900-905.
- Spalding, D. J. (2000). « The early history of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, B.C. Ministry Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, BC, Wildlife Bulletin n° 100, 61 p.
- Spangenberg, M. C., R. Serrouya, M. Dickie, C. A. DeMars, T. Michelot, S. Boutin, et M. J. Wittmann (2019). « Slowing down wolves to protect boreal caribou populations: A spatial simulation model of linear feature restoration », *Ecosphere*, vol. 10, e02904.
- Spies, T. A., W. J. Ripple et G. A. Bradshaw (1994). « Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon », *Ecological Applications*, vol. 4, p. 555-568.
- Stantec Consulting (2015). *Caribou mitigation and monitoring plan: High pine expansion project*, Prepared for Westcoast Energy, Calgary, Alberta, 28 p.
- Steele, J., K. Orsel, C. Cuyler, E. P. Hoberg, N. M. Schmidt et S. J. Kutz (2013). « Divergent parasite faunas in adjacent populations of west Greenland caribou: Natural and anthropogenic influences on diversity », *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, vol. 2, p. 197-202.
- Stewart, F. E. C., J. J. Nowak, T. Micheletti, E. J. B. Mcintire, F. K. A. Schmiegelow et S. G. Cumming (2020). « Boreal caribou can coexist with natural but not industrial disturbances », *Journal of Wildlife Management*, vol. 84, p. 1435-1444.
- Stinchcomb, T. R., T. J. Brinkman et S. A. Fritz (2019). « A review of aircraft-subsistence harvester conflict in arctic Alaska », *Arctic*, vol. 72, p. 131-150.
- St-Laurent, M.-H., J.-P. Ouellet, A. Mosnier, D. Boisjoly et R. Courtois (2009). « Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? », *Le Naturaliste canadien*, vol. 133, p. 6-14.
- St-Laurent, M.-H., K. Bédard et J.-P. Marcoux (2011). *Synthèse des connaissances relatives aux impacts de l'occupation du territoire sur l'écologie du caribou forestier*, Université du Québec à Rimouski pour le compte du Groupe de mise en œuvre sur le développement anthropique de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier, 15 p.
- St-Laurent, M.-H. et C. Dussault (2012). « The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit », *Rangifer*, vol. 20, p. 127-138.
- St-Laurent, M.-H., L.-A. Renaud, M. Leblond et D. Beauchesne (2012). « Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, p. 42-47.
- St-Laurent, M.-H., M.-A. Nadeau Fortin et M. Boudreau (2015). *Influence de l'aménagement forestier sur les relations prédateurs – proies et implications dans la désignation de l'habitat essentiel de la*

population de la Gaspésie-Atlantique du caribou des bois, rapport scientifique présenté à Environnement Canada, Service canadien de la Faune, Rimouski, Québec, 50 p.

St-Laurent, M.-H. et J. Gosselin (2020). *Sélection d'habitat, délimitation de l'habitat essentiel et scénarios de restauration d'habitat à prioriser au bénéfice du caribou de Val-d'Or*, rapport scientifique présenté au Conseil de la Nation Anishnabe du Lac Simon par l'Université du Québec à Rimouski, viii + 118 p.

Stocks, B. J., J. A. Mason, J. B. Todd, E. M. Bosch, B. M. Wotton, B. D. Amiro, M. D. Flannigan, K. G. Hirsch, K. A. Logan, D. L. Martell et W. R. Skinner (2003). « Large forest fires in Canada, 1959-1997 », *Journal of Geophysical Research*, vol. 107, 8149/2001JD000484.

Stone, I., J.-P. Ouellet, L. Sirois, M.-J. Arseneau et M.-H. St-Laurent (2008). « Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd », *Forest Ecology and Management*, vol. 225, p. 2733-2742.

Storeheier, P. V., S. D. Mathiesen, N. J. C. Tyler et M. A. Olsen (2002). « Nutritive value of terricolous lichens for reindeer in winter », *Lichenologist*, vol. 34, p. 247-257.

St-Pierre, F., P. Drapeau et M.-H. St-Laurent (2021). « Drivers of vegetation regrowth on logging roads in the boreal forest: Implications for restoration of woodland caribou habitat », *Forest Ecology and Management*, vol. 482, 118846.

Stuart-Smith, A. K., C. J. A. Bradshaw, S. Boutin, D. M. Hebert et A. B. Rippin (1997). « Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 622-633.

Szor, G. et V. Brodeur (2017). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de la harde Nottaway, en mars 2016*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune Nord-du-Québec. 19 p.

Szor, G., C. Dussault et A. Landry (2019). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) Témiscamie au cours de l'hiver 2019*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune Nord-du-Québec, Direction de la gestion de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 26 p.

Szor, G. et G. Gingras (2020). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs baie James, Rupert et La Grande, Nord-du-Québec, à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, 31 p.

Tablado, Z., P. Fauchald, G. Mabile, A. Stien et T. Tveraa (2014). « Environmental variation as a driver of predator-prey interactions », *Ecosphere*, vol. 5, p. 164.

Table ronde autochtone du caribou de la péninsule d'Ungava (2017). *Il y a longtemps dans l'avenir : le caribou et les peuples autochtones de l'Ungava*, rapport, 60 p.

- Taillon, J., V. Brodeur et S. 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.
- Tattersall, E. R., J. M. Burgar, J. T. Fisher et A. C. Burton (2020). « Mammal seismic line use varies with restoration: Applying habitat restoration to species at risk conservation in a working landscape », *Biological Conservation*, vol. 241, 108295.
- Temple, S. A. (1987). « Do predators always capture substandard individuals disproportionately from prey populations? », *Ecology*, vol. 68, p. 669-674.
- Therrien, 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.
- Thomas, D. C., E. J. Edmonds et W. K. Brown (1996). « The diet of woodland caribou populations in west-central Alberta », *Rangifer*, vol. 9, p. 337-342.
- Thomas, J. et C. G. Jones (2000). *Movements and site fidelity of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) in relation to low-level aircraft training in central Labrador*, Unpublished Report, IEMR.
- Thomas, P. A. et T. E. Gates (1999). « Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada », *Environmental Health Perspectives*, vol. 107, p. 527-537.
- Thompson, I. D., P. A. Wiebe, E. Mallon, A. R. Rodgers, J. M. Fryxell, J. A. Baker et D. Reid (2015). « Factors influencing the seasonal diet by woodland caribou (*Rangifer tarandus tarandus*) in boreal forests in Ontario », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 93, p. 87-98.
- Toupin, B., J. Huot et M. Manseau (1996). « Effect of insect harassment on the behaviour of the Rivière George caribou », *Artic*, vol. 49, p. 375-382.
- Tremblay-Gendron, S. (2012). *Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur : étude du système loup-orignal-caribou*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, 68 p.
- Tryland, M. et S. J. Kutz (2018). *Reindeer and Caribou – Health and disease*, 1st Edition, Boca Raton, CRC Press, 550 p.
- Turcotte, C., S. Champagne, D. Chouinard, S. Dallaire, J. Lamoureux et G. Landry (2007). *Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), deuxième édition*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Directions de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et du Bas-Saint-Laurent et Unités de gestion de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent, 85 p.
- Turgeon, G., S. J. Kutz, M. Lejeune, M.-H. St-Laurent et F. Pelletier (2018). « Parasite prevalence, infection intensity and richness in an endangered population, the Atlantic-Gaspésie caribou », *IJP : Parasites and Wildlife*, vol. 7, p. 90-94.

- Tyler, N. J. C. (1991). « Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to direct provocation by a snowmobile », *Biological Conservation*, vol. 56, p. 179-194.
- Tyler, N. J. C. (2010). « Climate, snow, ice, crashes, and declines in populations of reindeer and caribou (*Rangifer tarandus L.*) », *Ecological Monographs*, vol. 80, p. 197-219.
- Urban, M. C., J. J. Tewksbury et K. S. Sheldon (2012). « On a collision course: Competition and dispersal differences create no-analogue communities and cause extinctions during climate change », *Proceeding of the Royal Society B*, vol. 279, p. 2072-2080.
- Urban, M. C., P. L. Zarnetske et D. K. Skelly (2013). « Moving forward: Dispersal and species interactions determine biotic responses to climate change », *Annals of the New York Academy Science*, vol. 1297, p. 44-60.
- Vaillancourt, M.-A. (2008). *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, 58 p.
- Valente, S., A. Skarin, P. Ciucci et A. Uboni (2020). « Attacked from two fronts: Interactive effects of anthropogenic and biotic disturbances generate complex movement patterns », *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, vol. 52, p. 27-40.
- van Oort, H., B. N. McLellan et R. Serrouya (2011). « Fragmentation, dispersal and metapopulation function in remnant populations of endangered mountain caribou », *Animal Conservation*, vol. 14, p. 215-224.
- van Rensen, C. K., S. E. Nielsen, B. White, T. Vinge et V. J. Lieffers (2015). « Natural regeneration of forest vegetation on legacy seismic lines in boreal habitats in Alberta's oil sands region », *Biological Conservation*, vol. 184, p. 127-135.
- Vanlandeghem, V., P. Drapeau, M.-C. Prima, M.-H. St-Laurent et D. Fortin (2021). « Management-mediated predation rate in the caribou-moose-wolf system: Spatial configuration of logging activities matters », *Ecosphere*, vol. 12, e03550.
- Verocai, G. G., E. P. Hoberg, M. Simard, K. B. Beckmen, M. Musiani, S. Wasser, C. Cuyler, M. Manseau, U. N. Chaudhry, C. K. Kashivakura, J. S. Gilleard et S. J. Kutz (2020). « The biogeography of the caribou lungworm, *Varestrongylus eleguneniensis* (Nematoda : Protostrongylidae) across northern North America », *IJP : Parasites and Wildlife*, vol. 11, p. 93-102.
- Vézina, R. (1971). *Inventaire aérien du caribou dans le parc de la Gaspésie*, Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, région du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 5 p.
- Villard, M.-A. et B. G. Johnson (2009). « Biodiversity as patient: Diagnoses and treatment », *Conservation Biology*, vol. 23, p. 3-4.

- Vistnes, I. et C. Nellemann (2001). « Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving », *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, p. 915-925.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhøy et O. Strand (2004). « Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer », *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, p. 101-108.
- Vistnes, I. I. et C. Nellemann (2008). « Reindeer winter grazing in alpine tundra: Impacts on ridge community composition in Norway », *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, vol. 40, p. 215-224.
- Vistnes, I. I., C. Nellemann, P. Jordhøy et O.-G. Støen (2008). « Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress », *Polar Biology*, vol. 31, p. 1307-1317.
- Vitt, D. et J. Bhatti (2012). *Restoration and reclamation of boreal ecosystems: Attaining sustainable development*, Cambridge University Press, 432 p.
- Vors, L. S. et M. S. Boyce (2009). « Global declines of caribou and reindeer », *Global Change Biology*, vol. 15, p. 2626-2633.
- Vors, L. V., J. A. Schaefer, B. A. Pond, A. R. Rodgers et B. R. Patterson (2007). « Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario », *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 1249-1256.
- Wagner, C., L. J. Schram, R. T. McMullin, S. L. Hunt et M. Anand (2014). « Lichen communities in two old-growth pine (*Pinus*) forests », *The Lichenologist*, vol. 46, p. 697-709.
- Walker, P. D., A. R. Rodgers, J. L. Shuter, I. D. Thompson, J. M. Fryxell, J. G. Cook, R. C. Cook et E. H. Merrill (2021). « Comparison of woodland caribou calving areas determined by movement patterns across northern Ontario », *Journal of Wildlife Management*, vol. 85, p. 169-182.
- Walsh, N. E., S. G. Fancy, T. R. McCabe et L. F. Pank (1992). « Habitat use by the Porcupine caribou herd during predicted insect harassment », *Journal of Wildlife Management*, vol. 56, p. 465-473.
- Wang, X., M.-A. Parisien, S. W. Taylor, J.-N. Candau, D. Stralberg, G. A. Marshall, J. M. Little et M. D. Flannigan (2017). « Projected changes in daily fire spread across Canada over the next century », *Environmental Research Letters*, vol. 12, 025005.
- Ward, A. L. (1982). « Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on interstate 80 in Wyoming », *Transportation Research Record*, vol. 859, p. 8-13.
- Watkinson, A. D., J. Virgil, V. S. Miller, M. A. Naeth, J. Kim, K. Serben, C. Shapka et S. Sinclair (2021). « Effects of dust deposition from diamond mining on subarctic plant communities and barren-ground caribou forage », *Journal of Environmental Quality*, vol. 50, p. 990-1003.
- Weber, M. G. et M. D. Flannigan (1997). « Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: Impact on fire regimes », *Environmental Review*, vol. 5, p. 145-166.
- Webster, L. (1997). *The effects of human related harassment on caribou (Rangifer tarandus)*, 28 p.

- Weclaw, P. et R. J. Hudson (2004). « Simulation of conservation and management of woodland caribou », *Ecological Modelling*, vol. 177, p. 75-94.
- Weir, J. N., S. P. Mahoney, B. McLaren et S. H. Ferguson (2007). « Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution », *Wildlife Biology*, vol. 13, p. 66-74.
- Weladji, R. B., Ø. Holand et T. Almøy (2003). « Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves », *Journal Zoological Society of London*, vol. 260, p. 79-85.
- Welch, D. A., W. M. Samuel et C. J. Wilke (1990). « *Dermacentor albipictus* (Acari, Ixodidae) on captive reindeer and free-ranging woodland caribou », *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 26, p. 410-411.
- White, S. C., C. R. Shores et L. DeGroot (2020). « Cougar (*Puma concolor*) predation on Northern Mountain Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in central British Columbia », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 134, p. 265-269.
- Whittington, J., C. C. St-Clair et G. Mercer (2005). « Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys », *Ecological Applications*, vol. 15, p. 543-553.
- Whittington, J., M. Hebblewhite, N. J. DeCesare, L. Neufeld, M. 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*, vol. 48, p. 1535-1542.
- Williamsen, L., G. Pigeon, A. Mysterud, A. Stien, M. Forchhammer et L. E. Loe (2019). « Keeping cool in the warming Arctic: Thermoregulatory behaviour by Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 97, p. 1177-1185.
- Wilson, K. S., B. A. Pond, G. S. Brown et J. A. Schaefer (2019). « The biogeography of home range size of woodland caribou *Rangifer tarandus caribou* », *Diversity and Distributions*, vol. 25, p. 205-216.
- Wilson, S. F. (2009). *Recommendations for predator-prey management to benefit the recovery of mountain caribou in British Columbia*, BC Ministry of Environment, Victoria, 19 p.
- Witter, L. A., C. J. Johnson, B. Croft, A. Gunn et L. M. Poirier (2012). « Gauging climate change effects at local scales: Weather-based indices to monitor insect harassment in caribou », *Ecological Applications*, vol. 22, p. 1838-1851.
- Wittische, J., S. Heckbert, P. M. A. James, A. C. Burton et J. T. Fisher (2021). « Community-level modeling of boreal forest mammal distribution in an oil sands landscape », *Science of the Total Environment*, vol. 755, 142500.
- Wittmann, M. J., H. Stuis et D. Metzler (2018). « Genetic Allee effects and their interaction with ecological Allee effects », *Journal of Animal Ecology*, vol. 87, p. 11-23.

- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, D. R. Seip, J. A. Young, T. A. Kinley, G. S. Watts et D. Hamilton (2005a). « Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 83, p. 407-418.
- Wittmer, H. U., A. R. Sinclair et B. N. McLellan (2005b). « The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou », *Oecologia*, vol. 114, p. 257-267.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan et F. W. Hovey (2006). « Factors influencing variation in site fidelity of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in southeastern British Columbia », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 84, p. 537-545.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya et C. D. Apps (2007). « Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population », *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, p. 568-579.
- Wolfe, S. A, B. Griffith et C. A. G. Wolfe (2000). « Response of reindeer and caribou to human activities », *Polar Research*, vol. 19, p. 63-73.
- Worrall, J. J., G. E. Rehfeldt, A. Hamann, E. H. Hogg, S. B. Marchetti, M. Michaelian et L. K. Gray (2013). « Recent declines of *Populus tremuloides* in North America linked to climate », *Forest Ecology and Management*, vol. 299, p. 35-51.
- WSP (2014). *Rapport d'étude – Inventaire et suivis télémétriques du caribou forestier du Nitassinan de Nu tashkuan – Projet FAEP 2013 – 2014*, rapport de GENIVAR au Conseil de la Nation Innu de Nutashkuan, 13 p. + annexes.
- Yannic, G., L. Pellissier, J. Ortego, N. Lecomte, S. Couturier, C. Cuyler, C. Dussault, K. J. Hundertmark, R. J. Irvine, D. A. Jenkins, L. Kolpashikov, K. Mager, M. Musiani, K. L. Parker, K. H. Røed, T. Sipko, S. G. Pórisson, B. V. Weckworth, A. Guisan, L. Bernatchez et S. D. Côté (2014a). « Genetic diversity in caribou linked to past and future climate change », *Nature Climate Change*, vol. 4, p. 132-137.
- Yannic, G., L. Pellissier, M. Le Corre, C. Dussault, L. Bernatchez et S. D. Côté (2014b). « Temporally dynamic habitat suitability predicts genetic relatedness among caribou », *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 281, 20140502.
- Yannic, G., M.-H. St-Laurent, J. Ortego, J. Taillon, A. Beauchemin, L. Bernatchez, C. Dussault et S. D. Côté (2016). « Integrating ecological and genetic structure to define management units for caribou in eastern Canada », *Conservation Genetics*, vol. 17, p. 437-453.
- Yannic, G., J. Ortego, L. Pellissier, N. Lecomte, L. Bernatchez et S. D. Côté (2018). « Linking genetic and ecological differentiation in an ungulate with a circumpolar distribution », *Ecography*, vol. 41, p. 922-937.
- Yousef, M. K. et J. R. Luick (1975). « Responses of reindeer, *Rangifer tarandus*, to heat stress », dans Luick, J. R., P. C. Lent, D. R. Klein et R. G. White (dir.), *Proceedings of the First International*

Reindeer/Caribou Symposium, Fairbanks, Alaska, 1972, Biological Papers of the University of Alaska, Special Report, No. 1, p. 360-367.

Yukon (2020). *Yukon Hunting Regulations Summary 2020-2021*, Whitehorse, YK, Yukon Ministry of the Environment. https://yukon.ca/sites/yukon.ca/files/env/env-yukon-hunting-regulations-summary_en.pdf.

Zouaoui, S., C. Boudreault, P. Drapeau et Y. Bergeron (2014). « Influence of time since fire and micro-habitat availability on terricolous lichen communities in black spruce (*Picea mariana*) boreal forests », *Forests*, vol. 5, p. 2793-2809.

Annexe 1

Abondance de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie

Tableau A1. Inventaires aériens réalisés dans différents secteurs de l'aire de répartition du caribou forestier au Québec et du caribou montagnard de la Gaspésie depuis 1990

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
02 (Saguenay–Lac-Saint-Jean)	Nord du Lac-Saint-Jean	2003	13 705	205	236	Dussault (2003)
	Nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean	2004	24 560	44	52	Dussault (2004)
	Parc national du Saguenay	2005	354	0	0	Dussault (2005)
	Territoire entre le 51 ^e et le 53 ^e parallèle de latitude	2007	16 000	491	577	Dussault et Gravel (2008)
	Secteur Pipmuacan-Péribonka	2012	18 375	253	298	Dussault (2013)
02-09 (Saguenay–Lac-Saint-Jean et Côte-Nord)	Manicouagan, Manouane et Pipmuacan	1999	42 539	572	673	Courtois et coll. (2003)
	Praslin-Betsiamites	2006	2 100	119	140	Guay et Peltier (2008)
	Pipmuacan	2020	28 841	177	225	Plourde et coll. (2020)
	Outardes	2022	nd	nd	nd	Inventaire à venir
03 (Capitale-Nationale–Chaudière-Appalaches)	Charlevoix ^{C, D}	1992	1 631	126	nd	Frenette (1992)
		1998	3 127	103	nd	Sebbane et coll. (2002)
		2001	nd	61	nd	Banville et Bastien (données non publiées)
		2004	3 205	70	75	MFFP (données non publiées)
		2008	2 961	78	nd	Frenette (2008)
		2013	4 475	66	nd	Giroux et Langevin (2016)

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
		2017	5 009	56	nd	Déry et Rochette (2018)
		2019	7 446	26	31	Hins et Rochette (2019)
		2020	4 084	19	23	Hins et Rochette (2020)
08 (Abitibi- Témiscamingue)	Val-d'Or ^{C, E}	1994-1995	nd	29	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		1995-1996	nd	30	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		1996-1997	nd	29	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		1997-1998	nd	43	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		1998-1999	nd	36	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		1999-2000	nd	26	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		2000-2001	nd	20	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		2001-2002	nd	16	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		2002-2003	nd	23	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		2003-2004	nd	18	nd	Paré et Jourdain (données non publiées)
		2004-2005	nd	22	nd	M. Paré (données non publiées)
		2005-2006	nd	24	nd	M. Paré (données non publiées)
		2006-2007	nd	27	nd	M. Paré (données non publiées)
		2007-2008	nd	19	nd	M. Paré (données non publiées)
		2008-2009	nd	22	nd	M. Paré (données non publiées)
2009-2010	nd	17	nd	M. Paré (données non publiées)		

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
		2010-2011	nd	13	nd	M. Paré (données non publiées)
		2011-2012	nd	11	nd	M. Paré (données non publiées)
		2012-2013	nd	13	nd	M. Paré (données non publiées)
		2013-2014	nd	15	nd	M. Paré (données non publiées)
		2014-2015	nd	14	nd	M. Paré (données non publiées)
		2015-2016	nd	16	nd	C. Trudeau (données non publiées)
		2016-2017	nd	18	nd	C. Trudeau (données non publiées)
		2018-2019	nd	8	nd	S. Pellerin (données non publiées)
		2019-2020	3 450	7	nd	Pellerin et Naud (2020)
09 (Côte-Nord)	Manic V (sud)	1991	12 000	153	172	Gingras et Malouin (1993)
	Rivière Saint-Jean/Aguanus	1993	12 000	103	116	Bourbonnais et coll. (1997)
	Île René-Levasseur	2001	2 030	5	6	Rochette et Gingras (2001)
	Manic V (sud-ouest)	2002	2 831	43	50	Rochette (2003a)
	Manic V (sud-ouest)	2003	2 831	50	59	Rochette (2003b)
	Manicouagan/Toulnoustouc	2003	17 300	271	311	Rochette et Gingras (2003)
	Manic V (nord-ouest)	2004	1 486	58	68	Rochette et Gingras (2004)
	Manic V (sud-ouest)	2004	2 860	92	108	Rochette et Gingras (2004)
Gagnon	2004	1 996	21	24	Rochette et Gingras (2004)	

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
	Matamec	2004	625	0	0	Rochette et Gingras (2004)
	Moisie ouest	2004	6 834	168	171	Rochette et Gingras (2004)
	Moisie est	2005	2 479	25	29	Rochette et Gingras (2006)
	Natashquan	2005	12 712	103	121	Rochette et Gingras (2006)
	Rivière Saint-Jean	2005	1 262	0	0	Rochette et Gingras (2006)
	Manic V (sud-ouest)	2005	3 684	97	114	Rochette et Gingras (2005)
	Outardes/Manic V	2007	8 935	155	182	Rochette (2007)
	Manicouagan/ Toulousteuc	2009	11 200	236	277	Bourbonnais et Rochette (2012)
	Basse-Côte-Nord (nord-ouest)	2012	20 922	179	211	Heppell et coll. (2013)
	Basse-Côte-Nord (nord-est)	2013	12 955	109	128	Heppell et coll. (2013)
	Manic V (sud-ouest)	2014	2 801	113	133	S. Heppell (données non publiées)
	Nord du réservoir Manicouagan	2014	20 398	1 091	1 284	Heppell (2015)
	Zone de reconnaissance Caniapiscau	2018	36 161	476	560	Heppell (2019)
	Basse-Côte-Nord	2019	50 094	452	569	Heppell (2019)
	Moyenne-Côte-Nord	2020	18 829	102	[102-175] (IC 95 %)	Heppell (2020)
	Manicouagan (sud)	2020	20 889	253	[253-434] (IC 95 %)	Heppell (2020)
	Manicouagan (ouest)	2021	nd	nd	nd	Inventaire à venir

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
10 (Nord-du-Québec)	Sud de la rivière Harricana (La Sarre)	2001	6 500	196	233	Paré et Jourdain (2002)
	Mistassini-Albanel-Témiscamie-Monts Otish	2002	5 470	96	110	St-Pierre et Rivard (2002)
	Assinica-Rivière Broadback	2003	34 563	438	515	Brodeur et coll. (2013)
	Sud de la rivière Harricana	2006	5 200	142	167	Paré et coll. (2009)
	Monts Otish	2011	10 000	0	0	V. Brodeur (données non publiées)
	Sud de la rivière Harricana	2011	6 800	63	nd	V. Brodeur (données non publiées)
	Assinica	2013	23 850	509	580	Brodeur et coll. (2017)
	Nottaway	2016	13 469	262	308	Szor et Brodeur (2017)
	Zone de reconnaissance Baie-James	2020	144 700	430	798 [606-989] (IC 95 %)	Szor et Gingras (2020)
	Detour	2022	nd	nd	nd	Inventaire à venir
02-10 (Saguenay–Lac-Saint-Jean et Nord-du-Québec)	Témiscamie	2019	67 518	2 201	2 511	Szor et coll. (2019)
11 (Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine) (Population de caribous montagnards de la Gaspésie)	Gaspésie ^{E, F, G}	1990	nd	118	131 [124-140] (IC 95 %)	Desrosiers (1990)
		1991	nd	127	150 [143-159] (IC 95 %)	Desrosiers (1991)
		1992	nd	104	123 [117-131] (IC 95 %)	Desrosiers (1992)

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
		1993	nd	103	122 [116-129] (IC 95 %)	Desrosiers (1993)
		1994	nd	91	109 [103-116] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (1994)
		1995	nd	83	96 [91-103] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (1995)
		1996	nd	125	150 [152-161] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (1996)
		1997	nd	136	181 [168-198] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (1997)
		1998	nd	125	166 [154-181] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (1999)
		1999	nd	70	93 [87-102] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2000a)
		2000	nd	94	139 [127-156] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2000b)
		2001	nd	90	118 [109-131] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2001)
		2002	nd	120	154 [142-171] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2003)
		2003	nd	115	131 [123-142] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2004)
		2004	nd	111	110 [104-117] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2005)

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
		2005	nd	144	152 [143-163] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2006)
		2006	nd	148	154 [145-165] (IC 95 %)	Desrosiers et Faubert (2007)
		2007	nd	165	189 [179-202] (IC 95 %)	Desrosiers et Michaud (2008)
		2008	nd	123	131 [125-138] (IC 95 %)	Desrosiers et Michaud (2009)
		2009	nd	111	119 [115-124] (IC 95 %)	Lalonde (2009)
		2010	nd	110	150 [140-163] (IC 95 %)	Lalonde (2010)
		2011	nd	72	86 [90-93] (IC 95 %)	Lalonde (2012)
		2012	nd	75	68 [67-71] (IC 95 %)	Lalonde et Michaud (2013)
		2013	nd	91	104 [101-108] (IC 95 %)	Lalonde (2013)
		2014	nd	86	83 [80-86] (IC 95 %)	Lalonde (2015a)
		2015	nd	50	29 [27-31] (IC 95 %)	Lalonde (2015b)
		2016	nd	64	47 [45-50] (IC 95 %)	Morin (2016)
		2017	nd	56	75 [69-82] (IC 95 %)	Morin (2017)

Région administrative	Secteur/Population	Année ^A	Superficie inventoriée (km ²)	Abondance minimale	Population totale estimée (selon taux de détection) ^B	Source
		2018	nd	42	52 [48-56] (IC 95 %)	Morin (2018)
		2019-2020	nd	40	40 [38-42] (IC 95 %)	Morin et Lesmerises (2020)

^A Les inventaires réalisés avant les années 2000 offraient des estimations de l'abondance peu précises. Le caribou peut être difficile à détecter durant les inventaires aériens, étant donné l'habitat dans lequel il se trouve ainsi que son comportement. Par exemple, les caribous cachés sous un couvert forestier dense peuvent échapper à l'attention des observateurs. Depuis le début des années 2000, le MFFP utilise différentes approches afin de tenir compte de la détection imparfaite des caribous et d'évaluer l'abondance le plus précisément que possible (Crête, 1991; Courtois et coll., 2001, 2003).

^B Estimation réalisée en appliquant un facteur de correction selon un taux de visibilité qui varie entre 58 % et 97 % selon les secteurs ou les populations.

^C Aucun facteur de correction n'a été appliqué aux estimations de l'effectif des populations de caribous forestiers de Charlevoix et de Val-d'Or. Les estimations représentent donc des décomptes minimaux d'individus.

^D Les résultats pour la population de caribous forestiers de Charlevoix sont issus d'inventaires aériens avec une couverture complète du territoire.

^E Les résultats pour la population de caribous forestiers de Val-d'Or et celle de caribous montagnards de la Gaspésie sont issus de survols de repérage. Contrairement aux inventaires aériens avec une couverture complète du territoire, les survols de repérage ne couvrent pas systématiquement la totalité du territoire. Le dénombrement de caribous est alors effectué dans les secteurs connus d'utilisation par le caribou et utilise parfois des animaux munis de colliers télémétriques pour localiser les groupes.

^F Un facteur de correction a été appliqué aux estimations de l'effectif de la population de caribous montagnards de la Gaspésie pour tenir compte du biais de détection et de visibilité durant les inventaires aériens (Courtois et coll., 2001, 2003). Les facteurs de correction appliqués varient selon les années et les secteurs d'inventaire (Monts McGerrigle, Mont Albert et Mont Logan).

^G L'évaluation de l'abondance minimale de caribous montagnards de la Gaspésie est basée sur le décompte de caribous observés lors des survols de repérage, sur celui des caribous détectés par télémétrie ainsi que sur l'utilisation de pièges photographiques (uniquement en 2016, en 2017 et en 2019-2020). La taille de la population totale estimée de 1990 à 2020 repose quant à elle uniquement sur le décompte de caribous observés lors des inventaires pour lequel est appliqué un facteur de correction pour le taux de visibilité.

Bibliographie – Annexe 1

- Bourdonnais, N., A. Gingras et B. Rochette (1997). *Inventaire aérien du caribou dans une portion de la zone de chasse 19 Sud (partie est) en mars 1993*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Région Côte-Nord, 35 p.
- Bourbonnais, N. et B. Rochette (2012). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Manicouagan et Toulmoustouc en mars 2009*, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'expertise de la faune, des forêts et du territoire de la Côte-Nord, 31 p.
- Brodeur, V., S. Rivard et C. Jutras (2013). *Inventaire du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs Assinica et Broadback en 2003*, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines, Territoire du Nord-du-Québec, 16 p.
- Brodeur, V., A. Bourbeau-Lemieux et C. Jutras (2017). *Inventaire de la population de caribous forestiers de la harde Assinica en mars 2013*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, Gouvernement de la nation crie, 22 p.
- Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J.-P. Ouellet (2001). *Développement d'une technique d'inventaire aérien adaptée au caribou forestier*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune, 29 p.
- Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J.-P. Ouellet (2003). « An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou* », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, p. 546-554.
- Crête, M. (1991). *Mise au point de la technique d'inventaire du caribou dans la taïga*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune terrestre, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 28 p.
- Déry, S. et B. Rochette (2018). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix en mars 2017*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de Chaudière-Appalaches, 22 p.
- Desrosiers, A. (1990). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 26 p.
- Desrosiers, A. (1991). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1991*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 29 p.
- Desrosiers, A. (1992). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1992*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 27 p.

- Desrosiers, A. (1993). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1993*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune terrestre, Direction de la faune et des habitats, 27 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (1994). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1994*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre et Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 28 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (1995). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1995*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre et Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 26 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (1996). *Inventaire aérien du caribou du parc de la Gaspésie, automne 1996*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre et Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 28 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (1997). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus) du parc de la Gaspésie, automne 1997*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre et Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 27 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (1999). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus) du parc de la Gaspésie, automne 1998*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre et Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 25 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2000a). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus) du parc de la Gaspésie, automne 1999*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 47 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2000b). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus) du parc de la Gaspésie, automne 2000*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 33 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2001). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2001*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 63 p.

- Desrosiers, A. et R. Faubert (2003). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2002*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 63 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2004). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2003*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 48 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2005). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2004*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 63 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2006). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2005*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 59 p.
- Desrosiers, A. et R. Faubert (2007). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2006*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 55 p.
- Desrosiers, A. et J. Michaud (2008). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2007*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 59 p.
- Desrosiers, A. et J. Michaud (2009). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie, automne 2008*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 59 p.
- Dussault, C. (2004). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2004 au Saguenay—Lac-Saint-Jean*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay—Lac-Saint-Jean, 9 p.
- Dussault, C. (2005). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2005 dans le parc national du Saguenay*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay—Lac-Saint-Jean, 7 p.

- Dussault, C. (2013). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2012 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 20 p.
- Dussault, C. et S. Gravel (2008). *Inventaire du caribou forestier à l'hiver 2007 au Saguenay–Lac-Saint-Jean*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 9 p.
- Frenette, J.-G. (1992). *Rapport d'inventaire aérien du caribou du parc des Grands-Jardins et sa périphérie en mars 1992*, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Direction générale de Québec, 19 p.
- Frenette, J.-G. (2008). *Rapport d'inventaire du caribou des Grands-Jardins*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, secteur Faune Québec, 6 p.
- Gingras, A. et S. Malouin (1993). *Inventaire aérien du caribou dans la zone de chasse 19 sud (partie ouest) en mars 1991*, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Région Côte-Nord, 31 p.
- Giroux, W. et B. Langevin (2016). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix en mars 2013*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Directions de la gestion des forêts et de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, 22 p.
- Guay, D. et J. Peltier (2008). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur des rivières Praslin et Betsiamites en février 2006*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 18 p.
- Heppell, S. (2015). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au nord du réservoir Manicouagan en mars 2014*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, 18 p. + annexes.
- Heppell, S. (2019). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) au cours de l'hiver 2019 dans le secteur de la Basse-Côte-Nord*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, 24 p.
- Heppell, S. (2020). *Inventaire aérien de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs sud de Manicouagan et de la Moyenne-Côte-Nord à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord, Québec, 31 p.
- Heppell, S., A. Massé, A. St-Louis et I. Thibault (2013). *Projet d'acquisition de connaissances sur le caribou forestier dans l'aire d'entraînement militaire CYA 733 : rapport final – travaux 2012 – 2013*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 36 p.

- Hins, C. et B. Rochette (2019). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix à l'hiver 2019*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Québec, 15 p.
- Hins, C. et B. Rochette (2020). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Charlevoix à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Québec, 15 p.
- Lalonde, M. (2009). *Inventaire aérien du caribou (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie au mont Logan, janvier 2009*, Conservation Caribou Gaspésie, 14 p.
- Lalonde, M. (2010). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2010*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 33 p.
- Lalonde, M. (2012). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2011*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- Lalonde, M. (2013). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2013*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 20 p.
- Lalonde, M. (2015a). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2014*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- Lalonde, M. (2015b). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2015*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 13 p.
- Lalonde, M. et J. Michaud (2013). *Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2012*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- Morin, M. (2016). *Inventaire aérien de la population de caribous de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2016*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 9 p.
- Morin, M. (2017). *Inventaire aérien de la population de caribous de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2017*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 8 p.

- Morin, M. (2018). *Inventaire aérien de la population de caribous de la Gaspésie (Rangifer tarandus caribou), automne 2018*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 9 p.
- Morin, M. et F. Lesmerises (2020). *Inventaire de la population de caribous montagnards (Rangifer tarandus caribou) de la Gaspésie à l'automne 2019 et à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, Québec, 13 p.
- Paré, M. et L. Jourdain (2002). *Rapport sur l'inventaire aérien du caribou dans la partie sud-ouest de la municipalité de la Baie-James*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, Québec, 17 p.
- Paré, M., L. Jourdain et M. Bélanger (2009). *Rapport sur l'inventaire du caribou dans la partie sud-ouest de la municipalité de la Baie-James, en mars 2006*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Rouyn-Noranda, 13 p.
- Pellerin, S. et J.-S. Naud (2020). *Inventaire de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de Val-d'Or à l'automne 2019 et à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Québec, 18 p.
- Plourde, J., A. Landry et S. Gravel (2020). *Inventaire aérien de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) du secteur Pipmuacan à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Saguenay—Lac-Saint-Jean, Québec, 17 p.
- Rochette, B. (2003a). *Compte rendu des opérations du printemps 2002, dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 16 p.
- Rochette, B. (2003b). *Compte rendu des opérations du printemps 2003, dans le cadre de l'entente Kruger-FAPAQ-MRN sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- Rochette, B. (2007). *Compte rendu des travaux d'inventaire du caribou forestier effectués dans le secteur Manic-Outardes en mars 2007*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 12 p.
- Rochette, B. et A. Gingras (2001). *Inventaire aérien de l'île René-Levasseur*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p. + 4 annexes.
- Rochette, B. et A. Gingras (2003). *Inventaire aérien du caribou forestier dans le secteur Manicouagan/Toulousteuc en mars 2003*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 10 p.

- Rochette, B. et A. Gingras (2004). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Manicouagan/Moisie en mars 2004*, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 15 p.
- Rochette, B. et A. Gingras (2005). *Compte rendu des opérations de l'année 2004-2005, dans le cadre de l'entente Kruger-MRNF (secteur Faune Québec et Forêt Québec) sur le caribou forestier dans l'aire commune 093-20*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur faune Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 18 p.
- Rochette, B. et A. Gingras (2006). *Inventaire aérien du caribou forestier dans les secteurs Natashquan, Rivière-Saint-Jean et Moisie, en mars 2005*, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, 15 p.
- Sebbane, A., R. Courtois, S. St-Onge, L. Breton et P.-É. Lafleur (2002). *Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou de Charlevoix, entre l'automne 1998 et l'hiver 2001*, Société de la faune et des parcs du Québec, 60 p.
- St-Pierre, D. et S. Rivard (2002). *Inventaire aérien du caribou dans le secteur sud du projet de parc Mistassini-Albanel-Témiscamie-Monts Otish*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune région Nord-du-Québec, 7 p.
- Szor, G. et V. Brodeur (2017). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) de la harde Nottaway, en mars 2016*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, 19 p.
- Szor, G., C. Dussault et A. Landry (2019). *Inventaire aérien de la population de caribous forestiers (Rangifer tarandus caribou) Témiscamie au cours de l'hiver 2019*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, Direction de la gestion de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean, 26 p.
- Szor, G. et G. Gingras (2020). *Inventaire aérien du caribou forestier (Rangifer tarandus caribou) dans les secteurs Baie-James, Rupert et La Grande, Nord-du-Québec, à l'hiver 2020*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune du Nord-du-Québec, 31 p.



**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec 