

**REVUE DE LITTÉRATURE CRITIQUE SUR LE CONTRÔLE DES PRÉDATEURS  
DANS UN CONTEXTE DE CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER AU  
QUÉBEC**

David Beauchesne <sup>1</sup>, Myriam Cadotte <sup>2</sup>, Claude Dussault <sup>2</sup> & Martin-Hugues St-Laurent <sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec à Rimouski, Centre d'Étude Nordiques, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.

<sup>2</sup> Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la gestion de la faune du Saguenay–Lac-Saint-Jean, 3950 boul. Harvey, 3<sup>e</sup> étage, Jonquière (Québec), Canada, G7X 8L6.

<sup>3</sup> Université du Québec à Rimouski, Centre d'Étude Nordiques & Centre d'Étude de la Forêt, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.

---

\* *Auteur de correspondance*: Martin-Hugues St-Laurent, Université du Québec à Rimouski, Centre d'Études Nordiques & Centre d'Étude de la Forêt, Département de Biologie, Chimie & Géographie, 300 allée des Ursulines, Rimouski (Québec), Canada, G5L 3A1. [martin-hugues\\_st-laurent@uqar.ca](mailto:martin-hugues_st-laurent@uqar.ca); (418) 723-1986 ext. 1538.

## **Équipe de réalisation**

### ***Université du Québec à Rimouski (UQAR)***

David Beaudesne – Biol. M.Sc., professionnel de recherche

Martin-Hugues St-Laurent – Biol. Ph.D., professeur en écologie animale

### ***Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs***

Myriam Cadotte – Biol. B.Sc., stagiaire

Claude Dussault – Biol. M.Sc., directeur régional par intérim

### **Ce document devrait être cité comme suit :**

Beaudesne, D., Cadotte, M., Dussault, C. & St-Laurent, M.-H. 2014. 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 (MFFP) et Université du Québec à Rimouski, Rimouski (Québec). 44 p. + vii.

## RÉSUMÉ

L'écotype forestier du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) s'est vu attribuer le statut d'espèce vulnérable au Québec en 2005 en raison du déclin de plusieurs hardes connues. Ce déclin est lié entre autres avec l'accroissement de la prédation favorisée par la nette progression de l'empreinte anthropique dans le paysage forestier boréal. Plusieurs gestionnaires, industriels, élus et intervenants du milieu socioéconomique perçoivent ainsi le contrôle des prédateurs comme étant la principale mesure qui devrait être mise de l'avant pour freiner le déclin et contribuer au rétablissement du caribou. Le présent rapport a pour objectif d'évaluer la pertinence du contrôle des prédateurs comme mesure de conservation du caribou forestier pour l'ensemble de l'aire de répartition continue en forêt boréale québécoise à travers une revue critique de la littérature disponible. Un total de 17 programmes de contrôles de prédateurs de cervidés ont été étudiés afin d'évaluer l'efficacité des programmes existants et d'identifier les conditions nécessaires au succès des programmes. Nous avons relevé que les conditions nécessaires au succès des programmes regroupent : 1) une considération adéquate de l'acceptabilité sociale et des contraintes budgétaires et logistiques, 2) une connaissance approfondie du système à traiter en amont du projet, 3) l'utilisation d'un design expérimental robuste et rigoureux et 4) l'implantation d'un suivi à long terme des activités de contrôle. Peu de programmes ont considéré l'ensemble de ces conditions et l'échec de plusieurs d'entre eux peut être directement attribué à des niveaux de connaissances inadéquats et une mauvaise planification des programmes, limitant du coup la capacité à en tirer des conclusions robustes. D'un point de vue écologique, le contrôle des prédateurs semble généralement engendrer une augmentation de la survie des faons, bien que cette augmentation ne se transpose pas nécessairement en une augmentation de l'abondance des populations. De plus, cet effet est généralement de courte durée, puisque les populations de prédateurs semblent se rétablir rapidement suite à la cessation des activités de contrôle, induisant de nouveau un déclin des populations. De plus, les proies secondaires (comme le caribou forestier, moins productif que les proies principales) semblent être désavantagées lors du retour des prédateurs. En effet, les prédateurs peuvent parfois atteindre des densités importantes puisqu'elles sont supportées par des populations de proies principales (p. ex. : l'orignal, *Alces americanus*)

qui s'avèrent souvent plus abondantes qu'avant l'initiation des activités de contrôle. À la lumière de la revue de littérature effectuée, nous concluons que l'implantation d'un programme de contrôle des prédateurs à grande échelle en forêt boréale québécoise ne constitue pas une stratégie réaliste visant la conservation et le rétablissement du caribou forestier. Une connaissance insuffisante des populations visées, l'étendue considérée, la nécessité d'instaurer un programme continu et les contraintes budgétaires et logistiques nous forcent à conclure qu'une telle entreprise sera vouée à l'échec. De plus, il est peu probable que le contrôle des prédateurs du caribou forestier reçoive un support important de l'opinion publique. Conséquemment, nous réaffirmons que la restauration de l'habitat ainsi qu'une limitation des taux de perturbation des habitats utilisés par le caribou sont actuellement les seuls outils de gestion prometteurs qui permettraient d'augmenter significativement les probabilités de rétablissement des populations de caribous forestiers en forêt boréale québécoise.

## TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION .....	1
1.1.	Mise en contexte .....	1
1.2.	Description du mandat et objectifs du rapport.....	2
2.	SITUATION ET CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC.....	3
3.	LE CONTRÔLE DES PRÉDATEURS COMME OUTIL DE GESTION .....	5
3.1.	Description.....	5
3.2.	Historique et conditions d'application.....	6
3.2.1.	Initiation et élaboration du programme de contrôle de prédateurs.....	7
3.2.1.1	<i>Déterminer des objectifs clairs et quantifiables pour un programme de contrôle .....</i>	<i>7</i>
3.2.1.2	<i>Évaluer les probabilités de succès en fonction des caractéristiques écologiques du système et des contraintes logistiques et budgétaires .....</i>	<i>12</i>
3.2.2.	Conditions initiales du système.....	12
3.2.2.1	<i>Identification des facteurs limitant la démographie des populations de proies .....</i>	<i>13</i>
3.2.2.2	<i>Bien comprendre les relations prédateurs - proies.....</i>	<i>15</i>
3.2.2.3	<i>Écologie d'une population de prédateurs exploitée.....</i>	<i>19</i>
3.2.3.	Élaboration d'un design expérimental robuste permettant de conclure quant aux effets du contrôle de prédateurs sur les populations de proies.....	21
3.2.3.1	<i>Considérations écologiques .....</i>	<i>22</i>
3.2.3.2	<i>Évaluation de la performance des méthodes de contrôle .....</i>	<i>24</i>
3.2.3.3	<i>Méthodes de contrôle .....</i>	<i>27</i>
3.2.4.	Considérations socioéconomiques.....	29
4.	FAISABILITÉ ET PERTINENCE D'INSTAURER UN PLAN DE CONTRÔLE DES PRÉDATEURS DU CARIBOU FORESTIER À GRANDE ÉCHELLE AU QUÉBEC COMME MESURE DE CONSERVATION.....	32
5.	RÉFÉRENCES .....	38

## **LISTE DES FIGURES**

Figure 1. Modèles conceptuels de la régulation des populations d'ongulés par prédation : l'équilibre à basse densité, les états stables multiples, les cycles limités stables et les fluctuations récurrentes. Tiré de Ballard & Van Ballenberghe 1997. .... 18

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Évaluation des programmes de contrôle de prédateurs issus principalement de la littérature scientifique .....	9
Tableau 2. Exemple d'évaluation de méthodes de contrôle des prédateurs en fonction de quatre critères d'évaluation. Adapté de Boertje et al. 1995 .....	28

## 1. INTRODUCTION

### 1.1. Mise en contexte

L'écotype forestier du caribou des bois (ci-après, caribou forestier; *Rangifer tarandus caribou*) s'est vu attribué le statut d'espèce vulnérable au Québec en 2005 (Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec 2013) en raison du déclin de plusieurs des différentes hardes connues, en lien entre autres avec l'accroissement de la prédation favorisée par la nette progression de l'empreinte anthropique dans le paysage forestier boréal. C'est dans l'optique de renverser cette tendance au déclin que deux plans de rétablissement successifs ont été conçus par l'Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec 2008, 2013). Dans cette perspective, la dernière version du plan (2013-2023) propose 11 mesures et 30 actions à réaliser, dont plusieurs nécessitent une réflexion approfondie ou de l'acquisition de connaissances additionnelles.

À ce titre, la mesure 5b du plan de rétablissement du caribou forestier stipule qu'il puisse être nécessaire, au besoin, d'élaborer et de mettre en œuvre un plan de gestion des prédateurs (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013). Cette mesure visait principalement les populations isolées de Charlevoix et de Val-d'Or. En effet, la principale stratégie préconisée par l'Équipe de rétablissement pour les hardes de l'aire de répartition continue consiste plutôt en un contrôle du taux de perturbation de l'habitat (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013), une approche qui finalement contribuerait à minimiser la pression de prédation sur le caribou<sup>2</sup>. Cette stratégie est en phase avec le modèle analytique liant le recrutement au le niveau de perturbation du paysage suggéré par Environnement Canada (2011) et repris dans le programme fédéral de rétablissement du caribou des bois, population boréale (2012). Toutefois, une telle stratégie est pressentie pour avoir des impacts sur la possibilité forestière ainsi que sur les retombées économiques liées à l'exploitation forestière. À ce titre, et considérant que la prédation a été identifiée comme le facteur proximal du déclin du caribou forestier, plusieurs gestionnaires, industriels, élus et intervenants du milieu socioéconomique

---

<sup>2</sup> Voir plus loin l'explication détaillée du phénomène de compétition apparente.

perçoivent le contrôle des prédateurs comme étant la principale mesure qui devrait être mise de l'avant pour freiner le déclin et contribuer au rétablissement du caribou.

## **1.2. Description du mandat et objectifs du rapport**

Plusieurs programmes de contrôle des prédateurs du caribou ont été instaurés au Québec afin de favoriser le rétablissement de différentes hardes, par le biais d'une hausse potentielle du taux de survie des adultes et des faons (donc du recrutement). Notons entre autres les programmes de contrôle de prédateurs du caribou de Val-d'Or (Paré et al. 2013) et du caribou montagnard du parc de la Gaspésie (Pilon 1997; Mosnier et al. 2008). Le suivi de ces divers programmes suggère cependant que leur performance puisse être davantage incertaine qu'attendue, et il appert qu'un consensus clair ne puisse être dégagé quant à la pertinence et la faisabilité d'une telle mesure de gestion.

Le mandat qui nous a été octroyé a pour principal objectif d'évaluer la pertinence du contrôle des prédateurs comme mesure de conservation du caribou forestier pour l'ensemble de l'aire de répartition continue en forêt boréale québécoise. Sous la forme d'une revue critique de la littérature, le présent rapport vise l'atteinte des objectifs spécifiques suivants :

- 1) faire la synthèse des différents programmes de contrôle des prédateurs de cervidés réalisés afin d'identifier et d'évaluer leur performance et les conditions menant à leur succès ou leur échec;
- 2) évaluer les retombées environnementales, sociales et économiques des divers programmes de contrôle de prédateurs;
- 3) émettre un avis quant à l'efficacité à court et long termes des programmes de contrôle de prédateurs et les coûts associés;
- 4) déterminer dans quelles conditions le contrôle de prédateurs pourrait être utilisé à grande échelle au Québec en tant que mesure de conservation du caribou forestier.

## 2. SITUATION ET CONSERVATION DU CARIBOU FORESTIER AU QUÉBEC

Le caribou forestier est distribué de façon discontinue au sein de la forêt boréale nord-américaine et est fortement associé aux forêts résineuses matures (Schaefer 2003; Hins et al. 2009). En milieu forestier, cette espèce est soumise à de multiples pressions d'origine naturelle (p. ex. : prédation et climat) et anthropique (p. ex. : exploitation forestière, chasse et braconnage; Mallory & Hillis 2011) et l'espèce a connu un net recul de sa limite méridionale de distribution depuis le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle. Ce recul est d'ailleurs corrélé à la progression vers le nord des activités d'exploitation forestière et l'expansion des infrastructures anthropiques (Bergerud 1974; Schaefer 2003; Vors et al. 2007). De plus, une forte proportion des populations recensées affichent un déclin important au cours des dernières décennies (Rettie & Messier 1998; Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). Le caribou forestier a ainsi été désigné menacé au Canada en 2002 (Environnement Canada 2014) et vulnérable au Québec en 2005 (MDDEFP 2014).

Les causes du déclin des populations de caribous forestiers sont multiples : surexploitation et braconnage (Bergerud 1974), prédation (Bergerud 1974; Seip 1991, 1992), transmission de maladies (Bergerud 1985) et perturbations d'origine anthropique (p. ex. : McLoughlin et al. 2003; Schaefer 2003; Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). La prédation a été identifiée comme facteur proximal expliquant le déclin de l'abondance du caribou forestier en forêt boréale nord-américaine, principalement par le loup gris (*Canis lupus*), l'ours noir (*Ursus americanus*) et l'ours brun (*Ursus arctos*) (Bergerud & Page 1987; Seip 1991; Serrouya & Wittmer 2010). Les effets de la prédation apparaissent exacerbés par la modification des habitats engendrée par les activités industrielles (p. ex. : aménagement forestier et développement anthropique du territoire). Ainsi, la modification de l'habitat est considérée comme le facteur ultime du déclin des populations de caribous forestiers (Festa-Bianchet et al. 2011).

Puisque le caribou est particulièrement vulnérable à la prédation et affiche des taux de recrutement faibles comparativement aux autres ongulés (Bergerud 1974), la stratégie antiprédatrice de cette espèce consiste en une ségrégation spatiale qui rend les individus plus difficilement repérables en forêt (Bergerud & Page 1987; Seip 1991, 1992; Ferguson & Elkie 2004). Cependant, les perturbations humaines et naturelles influencent la

dynamique prédateurs-proies, ce qui résulte en une augmentation de la pression de prédation sur le caribou (Seip 1991, 1992; Rettie & Messier 1998; Wittmer et al. 2007), une diminution de l'efficacité de la stratégie antiprédatrice exprimée par le caribou (Hins et al. 2009; Dussault et al. 2012; Leclerc et al. 2014), une augmentation d'abondance des prédateurs (Chicoine 2014) et d'efficacité des prédateurs à accéder aux proies (Whittington et al. 2011; Tremblay-Gendron 2012) et finalement en une régulation des populations de caribous en forêt boréale (Festa-Bianchet et al. 2011). À ce titre, l'exploitation forestière modifie la composition de la matrice forestière en faveur de jeunes habitats favorables à l'orignal (*Alces americanus*) (Courtois et al. 1998, Lesmerises 2012a) et au cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) (Côté et al. 2004). Cette augmentation concomitante de l'abondance de proies alternatives entraîne une augmentation de l'abondance des prédateurs (Bergerud & Elliot 1986; Seip 1992; Rettie & Messier 1998). Le loup est particulièrement avantage par l'augmentation des densités d'originaux, sa principale proie (Tremblay et al. 2001), mais peut orienter à l'occasion son effort de recherche sur les caribous adultes pendant la période hivernale (Tremblay-Gendron 2012). Les jeunes peuplements favorisent également les populations d'ours en accroissant l'abondance de nourriture qui leur est disponible (Brodeur et al. 2008) et finalement leurs propres niveaux de densité (Chicoine 2014). Couplée aux déplacements opportunistes de l'ours lors de sa quête alimentaire, cette augmentation de densité peut résulter en un accroissement des probabilités de rencontre entre l'ours et le caribou, principalement au cours de la période de mise bas et d'élevage des faons (Bastille-Rousseau et al. 2011). Conséquemment, l'ours noir est aujourd'hui considéré comme le principal prédateur des faons de caribous en forêt boréale, une situation validée par deux importantes campagnes de suivi de la survie et des causes de mortalité des faons (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014).

La présence de proies alternatives permet aux prédateurs de ne pas subir de déclin numérique (c.-à-d. réponse dépensatoire) suite à une diminution d'abondance de caribous et conséquemment de continuer à exercer une pression de prédation relativement stable sur cette proie (Seip 1991). Un tel impact indirect d'une proie sur une autre par l'entremise de prédateurs communs est appelé compétition apparente (Holt 1977), un phénomène naturel largement documenté dans le système caribou-orignal-loup

(p. ex. : Seip 1992; Tremblay-Gendron 2012). Dans un tel système, la proie la plus productive (c.-à-d. l'original) soutient l'abondance du ou des prédateurs qui peuvent continuer à exercer une pression importante sur la proie la moins productive (c.-à-d. le caribou), et la coexistence est possible seulement si les deux proies sont spatialement ségréguées ou encore si le prédateur centre son effort de chasse sur la proie la plus productive (Holt 1977). Il a toutefois été récemment démontré que l'aménagement forestier (tant par la récolte forestière que par le réseau routier qui l'accompagne) influence cette compétition apparente et défavorise le caribou, soit en augmentant l'adjacence entre les habitats favorables au caribou et ceux favorables aux prédateurs et aux proies alternatives (Hins et al. 2009, Lesmerises et al. 2013) ou encore en permettant au loup de centrer sa quête alimentaire sur le caribou lorsque certaines conditions d'habitats sont rencontrées (Tremblay-Gendron 2012). En effet, les patrons usuels d'aménagement forestier font en sorte de distribuer les habitats favorables au caribou au sein de matrices d'aménagement intensif (Schaefer 2003; Vors et al. 2007; Hins et al. 2009; Lesmerises et al. 2013) favorables à de multiples espèces de proies (Harrington et al. 1999; Vors & Boyce 2009).

### **3. LE CONTRÔLE DES PRÉDATEURS COMME OUTIL DE GESTION**

#### **3.1. Description**

Le contrôle des prédateurs est un outil de gestion de la faune visant principalement à diminuer la pression de prédation sur des populations de proies présentant une valeur cynégétique, socioéconomique ou de conservation pour l'homme (NRC 1997; Smith et Doucet 2008; Russell 2010). Puisque les prédateurs peuvent affecter significativement l'abondance de certaines espèces de proies d'intérêt, il appert intuitif qu'un contrôle des prédateurs puisse être un outil permettant de limiter la mortalité totale affectant une population de proies. Les objectifs motivant l'implantation de programmes de contrôle des prédateurs peuvent alors être variés, allant d'intérêts socioéconomiques tels que la protection de bétail ou l'augmentation de l'opportunité de chasse sportive par l'augmentation des densités de proies, à des motivations d'ordre environnemental telles

que la conservation d'espèces en situation précaire soumises à des pressions de prédatons jugées excessives.

### **3.2. Historique et conditions d'application**

Plusieurs études ont évalué l'efficacité et la pertinence des programmes de contrôles de prédateurs; de ce fait, plusieurs des conditions nécessaires à l'application de programmes sont bien documentées dans la littérature scientifique, qu'il s'agisse ou non de publications avec révision par les pairs (p. ex. : NRC 1997; Ballard et al. 2001; Regelin et al. 2005; Smith & Doucet 2008; Kennedy & Fiorino 2010; Russell 2010).

La plupart de ces revues de littérature sont inspirées du rapport du *National Research Council* (NRC 1997) dont l'objectif était d'évaluer les fondements biologiques de l'implantation de programmes de contrôle des prédateurs en Alaska et d'en estimer les impacts économiques. À la demande du gouverneur de cet État, un mandat a été attribué au NRC suite à l'arrêt des programmes de contrôles de prédateurs en 1994. La remise en place de tels programmes était alors conditionnelle à trois modalités : 1) l'implantation de programmes justifiés et appuyés par de la science rigoureuse et robuste, 2) l'existence d'une justification économique pour l'implantation du programme et 3) la présence d'un appui significatif du public (NRC 1997).

Un total de 17 conclusions biologiques, sociales et économiques à partir desquelles des recommandations ont été formulées au terme de ce mandat ont ainsi été colligées (NRC 1997: 182-189), bien que plusieurs aient été ignorées par la suite. En effet, il appert que l'urgence d'agir, les incitatifs socioéconomiques et les contraintes budgétaires ont régulièrement eu préséance sur les recommandations scientifiques lors des programmes de contrôle de prédateurs instaurés depuis le dépôt de ce rapport (van Ballenberghe 2006; Kennedy & Fiorino 2010; Russell 2010).

Les sous-sections suivantes présentent les différentes conditions d'application reconnues nécessaires à l'évaluation de la pertinence et la mise en place d'un programme de contrôle permettant de maximiser les probabilités de succès d'un potentiel programme à grande échelle en forêt boréale. Afin d'appuyer cette revue de littérature, nous avons consulté en détail 17 programmes de contrôle des prédateurs d'ongulés en Amérique du

Nord, principalement à partir de la littérature scientifique disponible (Tableau 1). La discussion des programmes de contrôle ne se limite néanmoins pas uniquement à ces programmes.

Les conditions d'application sont regroupées en cinq thèmes, soit 1) l'initiation du projet, 2) les considérations socioéconomiques, 3) les conditions initiales du système étudié, 4) le design expérimental ainsi que 5) le suivi et l'évaluation de l'efficacité du programme. Il est toutefois important de considérer que l'extrapolation de résultats basés sur les conditions favorables répertoriées ci-dessous n'est aucunement garantie. En effet, les conditions environnementales, tout comme les différences démographiques des populations visées, lesquelles sont souvent spécifiques à chaque milieu d'étude, peuvent mener à des résultats variables.

### **3.2.1. Initiation et élaboration du programme de contrôle de prédateurs**

#### *3.2.1.1 Déterminer des objectifs clairs et quantifiables pour un programme de contrôle*

Toute démarche scientifique requiert l'utilisation d'objectifs clairs et quantifiables orientant les efforts déployés (Krebs 1999). Ainsi, les programmes de contrôle de prédateurs doivent clairement établir les raisons qui sous-tendent l'implantation d'une initiative de réduction (Knowlton 1972; NRC 1997), puisque cette justification sera assujettie à l'opinion publique (Ballard et al. 2001). Parmi tous les objectifs communément avancés pour justifier la mise en place d'un programme de contrôle de prédateurs, l'augmentation d'abondance d'espèces de proies visant à améliorer et diversifier l'offre de chasse récréative demeure la plus commune (p. ex. : NRC 1997; Boertje et al. 2010). Cependant, le rétablissement d'une population en déclin d'une espèce proie ou le maintien des activités de récolte de subsistance des peuples autochtones sont également rapportés comme des enjeux prioritaires nécessitant le contrôle de prédateurs (p. ex. : NRC 1997; Mosnier et al. 2008, Schneider et al. 2010). L'opinion du public et le support attribué aux programmes de contrôle de prédateurs varient substantiellement selon les objectifs visés (Archibald et al. 1991; Leopold & Chamberlain 2002; Titus 2007).

Établir *a priori* des objectifs précis et quantifiables permet également de cibler efficacement les actions à prendre afin d'obtenir les résultats escomptés et d'évaluer la performance et l'efficacité du projet (Knowlton 1972; NRC 1997). Pourtant, plusieurs programmes de contrôle de prédateurs présentent comme objectif une simple augmentation de l'abondance d'une espèce de proies, sans toutefois préciser l'importance de l'augmentation visée (p. ex. : Boertje et al. 1996; Smith & Pittaway 2011). De plus, nombre de programmes sont considérés comme efficaces lorsque la diminution des densités de prédateurs résulte en une augmentation des densités de proies, quelle qu'elle soit, même si cette augmentation n'est que temporaire (p. ex. : Conner et al. 1998; Harding et al. 2001). Ce type d'objectif ou d'évaluation *a posteriori* ne permet cependant pas de déterminer si les effets observés à court terme sur les populations de proies et de prédateurs seront pérennes ou, à tout le moins, observables à long terme. Ainsi, l'énoncé d'objectifs plus significatifs tel que l'atteinte d'une population minimale viable (dans le cas d'une population de proies en déclin) ou d'un niveau de récolte soutenu (pour une population de proies exploitées) offre une cible plus concrète aux gestionnaires et permet, finalement, d'évaluer les bénéfices des mesures instaurées, tant sur les plans écologique que socioéconomique.



Site	Proie(s) ciblée(s)	Prédateur(s) contrôlé(s)	Période (durée)	Aires contrôle (km <sup>2</sup> ) (n)	Intensité contrôle	Méthode(s) contrôle	Effets des efforts de réduction sur les populations de proies pendant la durée du programme				Résultats post-contrôle	Coût du programme (k\$)	Références		
							Ratio faons/femelles	Survie faons	Survie adultes	Populations				Résultats	
Canada, Québec, Val-d'Or	Caribou	Loup, ours	2011-aujourd'hui (3)	2000 (1)	20 loups et 21 ours, 137 ours par trappage récréatif	Trappage, chasse aérienne et terrestre, enclos					Aucun résultat disponible pour l'instant, projet en cours. Le design expérimental du projet semble toutefois défaillant et n'adopte pas une démarche rigoureuse. Il représente toutefois un excellent exemple d'urgence biologique nécessitant une action immédiate considérant le statut et la taille (13-20 individus) de la harde ciblée.	-	48	Paré et al. 2013	
Canada, Québec, Vérendrye	Orignal	Loup	1981-1985 (4)	700 (1)*	43-57 %	Trappage, chasse aérienne	Significatif seulement en 1985	Pas de différence entre les sites expérimentaux et le site témoin		Augmentation initiale suivie d'une diminution	Les résultats ne permettent pas d'affirmer que la mortalité par la prédation du loup et/ou de l'ours est un facteur limitant la population d'originaux.	-	-	Crête et Jolicoeur 1987	
Canada, Québec, Vérendrye	Orignal	Ours	1983-1985 (3)	360 (1)*	30-36 %	Trappage, chasse aérienne	Augmentation significative 2/3 années	Pas de différence entre les sites expérimentaux et le site témoin		Augmentation initiale suivie d'une diminution	Les résultats ne permettent pas d'affirmer que la mortalité par la prédation du loup et/ou de l'ours est un facteur limitant la population d'originaux.	-	-	Crête et Jolicoeur 1987	
Canada, Québec, Vérendrye	Orignal	Loup	1980-1984 (4)	700 (1)*	43-57 %	Trappage, chasse aérienne	Augmentation du ratio la première année et diminution la deuxième	Légère augmentation de la survie		Légère augmentation	Les résultats préliminaires semblent suggérer qu'il pourrait y avoir des effets bénéfiques du contrôle du loup, mais davantage de données sont nécessaires.	-	-	Crête et Messier 1984	
Canada, Yukon, Aishihik	Caribou, mouflon de Dall, orignal	Loup	1993-1997 (5)	20000 (1)*	69-83 %	Trappage, chasse aérienne, stérilisation	Augmentation caribou et orignal	Augmentation caribou et orignal	Augmentation caribou (moins que prédit) et orignal	Augmentation de l'abondance	Augmentation du recrutement de l'orignal et du caribou, de la survie des adultes originaux et de la taille des populations d'originaux et de caribous (mais moins que prédit). Aucun effet sur les populations de mouflon. Toutefois, bien que les variations aient été plus grandes dans le site expérimental que les sites témoins, les mêmes tendances ont été observées dans plusieurs sites témoins, suggérant l'existence d'autres facteurs limitants.	-	-	Hayes et al. 2003	
Canada, Yukon, Finlayson	Caribou, orignal	Loup	1983-1989 (6)	23000 (1)	Année 1: 49 %, Années suivantes (5): 80-85 %	Trappage, chasse aérienne	Augmentation caribou et orignal		Augmentation	Augmentation caribou et orignal	Le contrôle d'environ 85 % de la population de loups pendant 6 ans et une diminution de la pression de chasse sportive ont entraîné une augmentation de la survie des caribous adultes, une augmentation du ratio faon/100 femelles pour le caribou et l'orignal et les populations de caribous et d'originaux ont augmenté à un taux d'environ 18 %/année.	Après le contrôle, l'abondance de loups et la taille des meutes se sont rétablies en 4 ans et ont dépassé l'abondance pré-contrôle. Sept ans après la fin du contrôle et 3 ans après le rétablissement de la population de loups, les populations de caribous et d'originaux semblent être en décroissance.	-	-	Farnell et Hayes 1992; Larsen et Ward 1995; cité dans NRC 1997
Canada, Yukon, Sud-ouest	Orignal	Loup, ours	1983-1987 (5)	12220 (3)*	Loup: variable, 40 à 80 %; ours: 7 à 9 %	Trappage, chasse aérienne		Augmentation	Aucun effet	Légère augmentation	La population d'originaux n'a pas augmenté significativement suite à 5 ans de réduction de loups de plus de 66 % et 4 ans de régulation libéralisée pour la chasse à l'ours. Diminution du couvert de neige résulte en une augmentation de la survie des faons.	-	1 375	Larson et al. 1989a, 1989b; Hayes et al. 1991; cité dans NRC 1997	
États-Unis, Alaska, Centre sud	Orignal	Ours	1979 (1)	3436 (1)	60 %	Relocalisation	Augmentation	Augmentation			Augmentation de la survie des faons, mais environ 60 % des ours étaient revenus dans l'aire d'étude l'automne suivant. Aucune tendance au niveau de la population n'a été mesurée.	-	-	Ballard et Miller 1990	

Site	Proie(s) ciblée(s)	Prédateur(s) contrôlé(s)	Période (durée)	Aires contrôle (km <sup>2</sup> ) (n)	Intensité contrôle	Méthode(s) contrôle	Effets des efforts de réduction sur les populations de proies pendant la durée du programme				Résultats post-contrôle	Coût du programme (k\$)	Références	
							Ratio faons/femelles	Survie faons	Survie adultes	Populations				Résultats
États-Unis, Alaska, Unité 20A	Caribou, orignal	Loup	1976-1982 (7)	17060 (1)	55-80 %	Trappage, chasse aérienne et terrestre	Augmentation	Augmentation	Augmentation de la survie des orignaux	Augmentation (supérieure pour l'orignal)	Effet synergique d'hivers cléments et du contrôle semble avoir causé une augmentation des densités d'orignaux et de caribous. L'abondance de loups a toutefois augmenté rapidement suite au contrôle, surpassant en 3-5 ans les densités observées avant le contrôle, et ce, malgré un trappage récréatif de l'ordre d'environ 25 % annuellement.	Pendant les 20 ans de l'étude, les 7 hivers initiaux de contrôle des loups et 14 ans de conditions climatiques favorables semblent avoir permis 19 ans de croissance de la population d'orignaux, 14 ans de croissance de la harde Delta (caribou) et une haute densité de loups à l'automne suite à la fin du contrôle. Les données sont insuffisantes pour prédire le résultat d'un contrôle des prédateurs en combinaison avec des hivers défavorables. Les hivers défavorables suite au contrôle ont eu un effet négatif sur le recrutement des caribous et des orignaux, alors que l'abondance des caribous uniquement semble avoir été affectée.	-	Gasaway et al. 1983; Boertje et al. 1996
États-Unis, Alaska, Unité 20A	Caribou	Loup	1993-1995 (2)	17060 (1)	40-43 %	Trappage, chasse terrestre	Augmentation, mais également observé dans une harde adjacente non soumise au contrôle	Augmentation, mais également observé dans une harde adjacente non soumise au contrôle	Augmentation, mais également observé dans une harde adjacente non soumise au contrôle	Le contrôle des loups n'ayant pas eu les résultats escomptés, une étude sur les causes de la mortalité a été enclenchée. Malgré une réduction de 40-45 %, les loups tuaient tout de même environ 25 % des faons pendant la période de contrôle. Les auteurs concluent que la mortalité par d'autres prédateurs (grizzly et aigle), une intensité spatiotemporelle et d'efforts de réductions inadéquats et un potentiel déplacement des sites de mise bas de la harde pourraient expliquer l'absence d'effet du programme.	Les densités de loups se sont rapidement rétablies suite à la fin du contrôle. De 1995-1997, l'impact des loups sur la mortalité des faons (39 %), n'était pas significativement différent que celui du grizzly (31 %) et significativement inférieur de la mortalité combinée du grizzly et de l'aigle royal (54 %).	-	Boertje et al. 1996; Valkenburg et al. 2004	
États-Unis, Idaho, Sud-est	Cerf mullet	Coyote, cougar	1997-2003 (7)	8851 (6)	Coyote: 24-75 %; Cougar : aucune évaluation. Effort jugé logistiquement insurpassable	Trappage, chasse aérienne et terrestre	Cougar : augmentation	Coyote: augmentation aux densités de lagomorphes (proie principale) Cougar : augmentation	Cougar : augmentation	Aucun effet	La réduction des coyotes n'a pas eu d'effet, mais la réduction des cougars a causé une augmentation de la survie des faons et des femelles adultes et le ratio faon/femelle. Aucune tendance populationnelle n'a été décelée et les auteurs discutent de l'absence de résultats concluant à la suite de l'effort de contrôle. Le climat expliquait davantage les fluctuations populationnelles que la prédation, suggérant que la prédation avait davantage un effet compensatoire.	-	10,2/an; 0,13/coyote	Hurley et al. 2011
États-Unis, Oklahoma, Fort Sill	Cerf de Virginie	Coyote	1997-1980 (4)	max 370 (3)*	Jugé suffisant (398 coyotes); diminution du succès de capture	Trappage, chasse aérienne et terrestre	Augmentation la première année, diminution la deuxième et augmentation par la suite.				Le contrôle augmente le ratio faon/femelle pendant la période de l'étude. L'effet de cette augmentation sur la dynamique des hardes est toutefois inconnu. Il semble cependant que la proportion de jeunes immatures ait augmentée dans la population puisque le ratio faon/femelle a diminué pendant la deuxième année du contrôle. Aucun facteur confondant n'est considéré au sein de l'analyse.	-	-	Stout 1982
États-Unis, Utah et Colorado	Antilope d'Amérique, cerf mullet	Coyote, cougar	2003-2004 (2)	1650 (6)	-	Trappage, chasse aérienne et terrestre	Aucun impact			Nombre de coyotes contrôlés corrélés avec les densités observées	Aucun effet sur le recrutement d'antilopes et de cerfs, mais l'effort de contrôle et le succès étaient positivement corrélés au nombre d'ongulés observés lors des relevés de terrain, suggérant une augmentation des densités.	-	-	Harrington et Conover 2007

\* Utilisation de site(s) témoin

### 3.2.1.2 Évaluer les probabilités de succès en fonction des caractéristiques écologiques du système et des contraintes logistiques et budgétaires

Il importe de tenter de faire l'évaluation des probabilités de succès d'un programme de contrôle en amont de la réalisation du projet afin de déterminer si les efforts déployés peuvent permettre l'atteinte des objectifs. À titre d'exemple, l'extirpation à grande échelle des grands prédateurs réalisée par empoisonnement jusqu'au milieu du 20<sup>e</sup> siècle en Amérique du Nord a permis aux proies ongulées d'atteindre des densités supérieures à ce qui pouvait être observé à l'époque en présence de prédateurs. Toutefois, tenter de recréer aujourd'hui de telles conditions de réalisation peut sembler irréaliste bien qu'il s'agisse de l'objectif premier de plusieurs programmes de contrôle (van Ballenberghe 2006). Les objectifs fixés *a priori* doivent donc s'avérer réalistes et considérer les caractéristiques écologiques du système traité, les contraintes logistiques associées au contrôle des prédateurs et les limites budgétaires du projet (Baxter et al. 2008; Schneider et al. 2010). Considérer ces éléments en amont du processus décisionnel peut alors permettre l'adoption d'une stratégie mieux adaptée et finalement l'atteinte de résultats optimaux en fonction des contraintes imposées au projet (Baxter et al. 2008). L'évaluation des probabilités de succès s'appuie quant à elle sur le suivi de la dynamique des populations étudiées (tant les prédateurs que les proies ciblées et les proies alternatives), la qualité de l'habitat, les relations prédateurs-proies et l'évaluation du ratio coût/bénéfices (NRC 1997). Ces thèmes seront discutés individuellement en plus amples détails ci-dessous.

### 3.2.2. Conditions initiales du système

Une compréhension des conditions naturelles caractéristiques d'un système est nécessaire à l'évaluation des impacts d'interventions d'origine humaine (Ballard et al. 2001), et particulièrement au contrôle des prédateurs (Pierre & St-Laurent 2012). En effet, dans toute expérience de biomanipulation, l'évaluation des impacts des mesures de gestion est intimement liée à l'écologie des proies, des prédateurs et des compétiteurs ainsi que de leurs interactions au sein du système étudié (Brodeur et al. 2001). Bien qu'il puisse sembler évident qu'une diminution du nombre de prédateurs (ou de compétiteurs) résulterait nécessairement en une augmentation du nombre de proies (ou de l'espèce

visée) par le biais d'une diminution du taux de prédation (ou de compétition) et, conséquemment, du taux de mortalité totale affectant la population de proies, la réorganisation de la communauté « prédateurs (ou compétiteurs)/proie visée/proies alternatives » à la faveur de la proie que l'on souhaite favoriser est rarement garantie (Hansson et al. 1998; St-Laurent 2002). Les relations prédateurs-proies sont en effet très complexes et influencées par de nombreux facteurs environnementaux (p. ex. : climat, qualité de l'habitat et disponibilité des ressources), ce qui prévient du coup l'utilisation d'une vision simpliste. Les résultats de programmes de contrôle individuels peuvent ainsi varier en fonction de la complexité des caractéristiques intrinsèques régulant les populations traitées. Ainsi, une compréhension approfondie des caractéristiques biologiques des populations étudiées peut alors assister l'identification précise des problèmes de gestion afin de les cibler directement et sélectivement (Knowlton 1972).

### *3.2.2.1 Identification des facteurs limitant la démographie des populations de proies*

L'identification des facteurs pouvant limiter la démographie des populations de proies au sein du système où un contrôle des prédateurs est pressenti représente une étape incontournable de la conception d'un programme de contrôle des prédateurs (St-Laurent & Dussault 2012) qui, malheureusement, apparaît trop souvent occultée. La dynamique des populations animales est fonction de l'ajout de nouveaux individus, par la natalité et l'immigration, et du retrait d'individus, par la mortalité et l'émigration (Krebs 1999), et chacune de ces facettes est influencée de multiples manières par des facteurs environnementaux (biotiques et abiotiques) qui interagissent entre eux (p. ex. : condition physique des individus, distribution des ressources, parasitisme, maladies, prédation, densité de population et climat; NRC 1997; Ballard et al. 2001). À titre d'exemple, une combinaison d'hivers rigoureux, d'une pression de prédation naturelle élevée et de chasse sportive intensive a été mise de l'avant afin d'expliquer le déclin des populations de caribous et d'orignaux en Alaska (Boertje et al. 2010).

Le recrutement est directement dépendant du nombre d'individus dans la population, la survie et les taux de reproduction, alors que le taux de mortalité affectant une population n'est théoriquement pas limité (Akçakaya et al. 1999; Krebs 1999). Tout

facteur additionnel influençant la mortalité observée au sein d'une population n'affectera toutefois pas obligatoirement la mortalité totale et peut ainsi être qualifiée de mortalité compensatoire ou additive (Bartmann et al. 1992). La mortalité compensatoire est un risque additionnel de mortalité diminuant l'incidence d'autres formes de mortalité de telle sorte que la mortalité totale observée dans la population demeure au même niveau, voire même diminue. À l'opposé, la mortalité additive est quant à elle un risque additionnel de mortalité n'affectant pas les autres causes de mortalités et résultant en une augmentation de la mortalité totale (Ballard et al. 2001).

La nature compensatoire ou additive de la mortalité dépend grandement de la relation de la population de proies avec la capacité de support du milieu étudié, correspondant à l'équilibre entre la population d'ongulés et la disponibilité des ressources permettant une population maximale durable (McNab 1985; Ballard et al. 2001). Généralement, la mortalité est typiquement compensatoire lorsqu'une population est près de la capacité support ( $K$ ), alors qu'elle devient additive lorsque les densités sont en-dessous de  $K$  (Ballard et al. 2001). De plus, une population de proies surpassant  $K$  devient régulée par la compétition intraspécifique et la disponibilité des ressources et peut engendrer des phénomènes de broutement intensif ayant des impacts substantiels sur la qualité de l'habitat (p. ex. : populations de caribous migrants au Québec; Bergerud et al. 2008). Dans une revue de littérature portant sur les impacts de la prédation sur le cerf mulet, Ballard et al. (2001) ont déterminé que les programmes de contrôle effectués sur des populations de proies qui étaient près de la capacité de support de leur milieu ne tiraient aucun bénéfice des activités de contrôle. Inversement, les taux de mortalité par prédation diminuaient significativement lorsque les populations de proies étaient bien en-dessous de leur capacité de support.

La capacité de support du milieu ainsi que la nature compensatoire ou additive des facteurs de mortalité sont donc des éléments cruciaux à considérer lors de l'évaluation de la pertinence et de la conception de la stratégie optimale d'un programme de contrôle des prédateurs (Ballard et al. 2001; Boertje et al. 2010). Par exemple, une population de proies limitée par la disponibilité des ressources et soumise à une pression de prédation compensatoire pourrait plutôt être avantagée par l'amélioration de la qualité de l'habitat (p. ex. : brûlis dirigés pour favoriser l'original en Alaska; Boertje et al. 1995). Plus

spécifiquement, les principaux prédateurs affectant la population de proies ciblée ainsi que la nature compensatoire ou additive de la mortalité par prédation doivent être identifiés (Valkenburg et al. 2004; Boertje et al. 2010). Bien que la prédation soit identifiée en tant que facteur de mortalité important et potentiellement limitant chez plusieurs populations d'ongulés, la relation entre la prédation et la dynamique des populations n'est pas toujours claire. Par exemple, McNay & Voller (1995) ont montré que 61 % des cas de mortalité affectant une population de cerf muet étaient causés par le loup et le cougar, mais que l'impact de la mortalité sur la dynamique de la population de cerf était tout de même difficilement notable. Cette mortalité était toutefois influencée par le contexte environnemental; en effet, l'altération de l'habitat préférentiel du cerf a été identifiée par les auteurs comme la cause proximale de cette mortalité (McNay & Voller 1995). Les proies peuvent donc s'être adaptées à de tels taux de prédation et avoir mis en place des mécanismes de compensation d'ordre physiologique ou démographique (p. ex. : Laurian et al. 2010). Dans ce cas, un contrôle des prédateurs ne serait pas favorable (Leopold & Chamberlain 2002).

#### *3.2.2.2 Bien comprendre les relations prédateurs - proies*

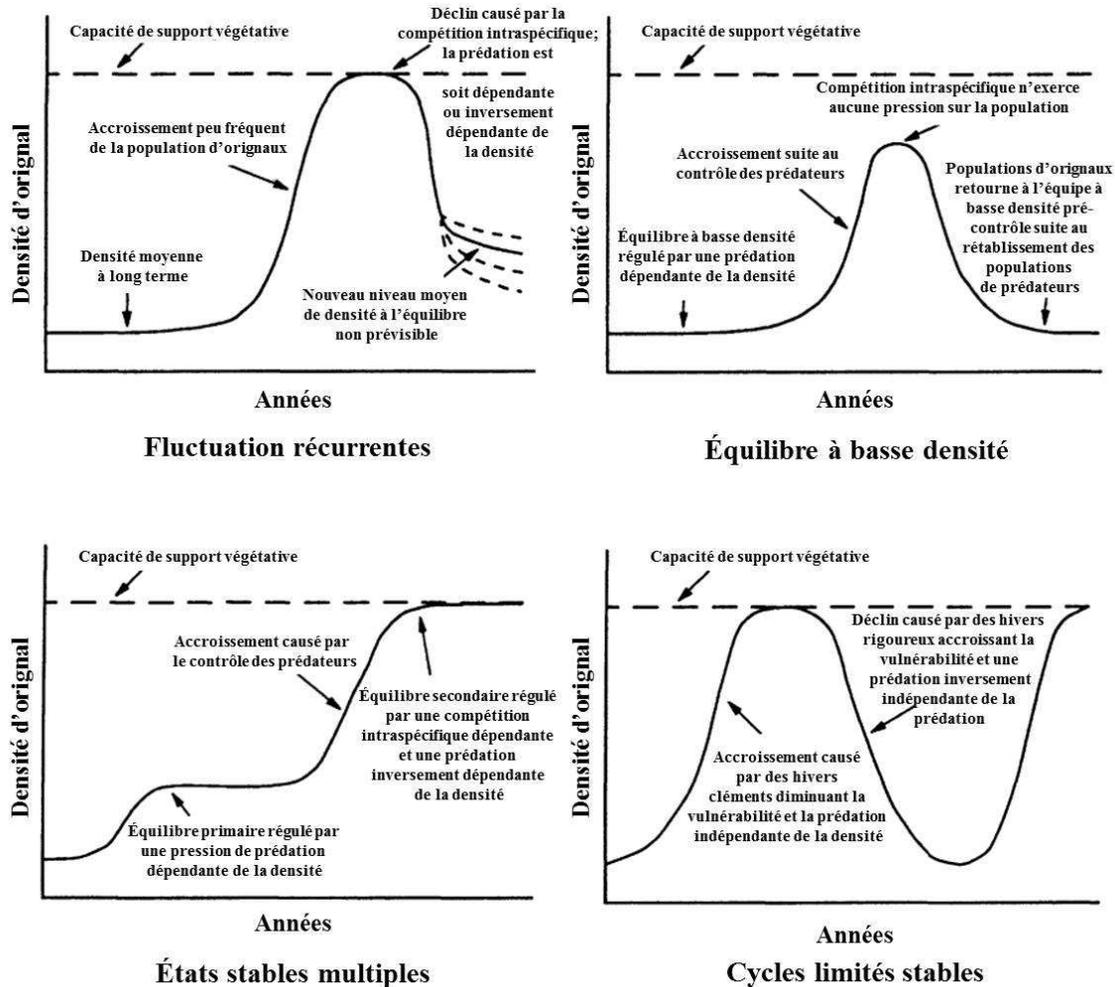
Tel que mentionné précédemment, les effets négatifs de la prédation sur les proies sont généralement bien connus et apparaissent comme un des facteurs pouvant influencer la dynamique des populations de proies, surtout lorsque ces dernières se retrouvent sous la capacité de support du milieu (Boutin 1992; Ballard et al. 2001). Plusieurs modèles décrivant l'effet de la prédation sur les populations de proies sont disponibles dans la littérature traitant des programmes de contrôle des prédateurs et suggèrent que l'effet de la prédation est probablement surestimé. À ce titre, les principaux modèles sont 1) l'équilibre à basse densité, 2) les états stables multiples, 3) les cycles limités stables ainsi que 4) les fluctuations récurrentes (Figure 1.; p. ex. : Boutin 1992; Ballard & Van Ballenberghe 1997). À titre informatif, la présentation des divers modèles théoriques qui suit s'appuie principalement sur les travaux de Boutin (1992), de Ballard & Van Ballenberghe (1997, du NRC (1997) et de Ballard et al. (2001). Une description plus exhaustive des modèles décrits et de différents exemples, lorsque disponibles, peut être consultée dans ces ouvrages.

L'équilibre à basse densité est caractérisé par un taux de prédation dépendant de la densité des proies et contraignant la population à de faibles densités. Un phénomène naturel ou un contrôle des prédateurs peut relâcher la pression de prédation sur les proies et favoriser la croissance de la population, mais cette dernière diminuera à son équilibre à basse densité après rétablissement de la population de prédateurs sans atteindre la capacité de support du milieu (Boutin 1992; Ballard & Van Ballenberghe 1997). Ce type de système est généralement caractérisé par plusieurs espèces de proies et de prédateurs (Ballard et al. 2001).

Le modèle d'états stables multiples affiche quant à lui une prédation caractéristique du modèle d'équilibre à basse densité lorsque les proies sont à faible densité. Une diminution de la prédation peut toutefois entraîner une augmentation de l'abondance de proies jusqu'à la capacité de support du milieu. La population atteint alors un équilibre secondaire à densité plus élevée et devient régulée par la compétition intraspécifique même après le rétablissement de la population de prédateurs (Boutin 1992; Ballard & Van Ballenberghe 1997). Ce type de système est aussi généralement caractérisé par plusieurs espèces de proies et de prédateurs (Ballard et al. 2001). Selon ce modèle, il existerait une gamme de densités entre l'équilibre stable inférieur et supérieur où la croissance de la population d'ongulés est impossible due à une pression de prédation dépendante de la densité (Boutin 1992). Ce modèle a été largement utilisé afin de justifier plusieurs programmes de contrôle des prédateurs et finalement pour augmenter les densités de populations d'originaux considérées comme étant contraintes à un équilibre à basse densité, surtout en Alaska (p. ex. : Archibald et al. 1991; Ballard et al. 2001). Il existe toutefois très peu d'évidences supportant l'existence d'équilibres stables à haute densité en nature (Messier 1994; NRC 1997) et la plupart des programmes de contrôles de prédateurs n'ont pu atteindre un équilibre à forte densité de proies à long terme suite à la fin des efforts de contrôle (Boertje et al. 1996; NRC 1997).

Finalement, les cycles limités stables et les modèles de fluctuations récurrentes sont caractérisés par des cycles d'abondance réguliers observables à long terme. Dans ces modèles, les densités d'ongulés, les conditions météorologiques et la disponibilité des ressources interagissent donc pour réguler les populations. La prédation est indépendante de la densité lors de période de croissance de l'abondance de proies et inversement

dépendante de la densité en période de déclin (Boutin 1992; Ballard & Van Ballenberghe 1997). Ce type de système est généralement caractérisé par une seule espèce de proie et de prédateur (Ballard et al. 2001). De tels modèles de fluctuations récurrentes prédisent des densités variables d'ongulés sans équilibre stable. Les conditions météorologiques, l'accès aux ressources, la récolte humaine affectent les densités d'ongulés, mais la prédation demeure le principal facteur limitant leurs densités. La prédation est inversement dépendante de la densité à fortes densités. La population d'ongulés peut atteindre la capacité de support du milieu et être régulée par la compétition intraspécifique si la pression de prédation est diminuée naturellement ou artificiellement (Boutin 1992; Van Ballenberghe 1997). Tout déclin sera ensuite accéléré dû à la prédation inversement dépendante de la densité et les densités résultantes d'ongulés seront imprévisibles. Bien que ces modèles aient été utilisés par plusieurs programmes de contrôle, aucun modèle unique n'explique les interactions entre les prédateurs et leurs proies sous toutes les conditions (NRC 1997; Ballard et al. 2001).



**Figure 1.** Modèles conceptuels de la régulation des populations d'ongulés par prédation : l'équilibre à basse densité, les états stables multiples, les cycles limités stables et les fluctuations récurrentes. Adapté de Ballard & Van Ballenberghe (1997).

Dans un système où cohabitent plusieurs prédateurs et plusieurs proies, il est particulièrement difficile de prédire quelle espèce de proie pourra s'approprier la part de niche alimentaire laissée libre par le déclin d'une autre proie, tout comme il sera hasardeux de croire que les prédateurs ne s'approprieront pas davantage de ressources (c.-à-d. proies alternatives) pour mettre en action des mécanismes compensatoires face à la réduction de leur densité. Dans un système de compétition apparente, la proie la plus productive (c.-à-d. l'original) soutient l'abondance du ou des prédateurs qui continuent d'exercer une pression importante sur la proie la moins productive (c.-à-d. le caribou) (Holt 1977; Seip 1992). Malgré les mécanismes de ségrégation spatiale des proies et de

spécialisation des prédateurs, des réponses compensatoires du ou des prédateurs sont à prévoir s'il n'est pas possible de limiter les conditions favorables au maintien de la proie la plus productive (Pierre & St-Laurent 2012). Cette situation s'applique bien à la très grande majorité des secteurs sous aménagement forestier qui demeurent hautement propices à l'orignal (donc au loup) et à l'ours, et ce, indépendamment des niveaux d'abondance de caribous forestiers. Un tel constat souligne que des mesures de gestion efficaces peuvent être particulièrement difficiles à identifier dans des systèmes multi-prédateurs/multi-proies (Ballard et al. 1981; NRC 1997; Valkenburg et al. 2004).

### 3.2.2.3 *Écologie d'une population de prédateurs exploitée*

La dynamique des populations de prédateurs exploitées variera en fonction de la récolte et du recrutement. Au même titre que les populations de proies, la récolte, en tant que facteur de mortalité additionnel, peut induire une mortalité compensatoire ou additive en fonction des caractéristiques intrinsèques des populations (p. ex. : structure d'âge, stratégies reproductrices, facteurs de dispersion et mortalité; Pianka 1970). L'intensité du prélèvement est alors un facteur à considérer lorsque les espèces ciblées ont une productivité élevée (p. ex. : le loup et le coyote). Plusieurs études ont démontré qu'un prélèvement inférieur à ~30-40 % d'une population de loups impacte très peu la démographie de ce grand prédateur (Peterson et al. 1984; Hayes et al. 2003; Adams et al. 2008). En effet, les populations de loups exploitées répondaient principalement par un accroissement de l'immigration provenant des populations adjacentes (Peterson et al. 1984; Adams et al. 2008) ou dans certains cas par l'augmentation de l'activité reproductrice (Smietana & Wajda 1997). Des résultats similaires ont été obtenus pour le coyote (*Canis latrans*), un prédateur plutôt généraliste dont les populations peuvent naturellement être affectées par des taux de mortalité de ~40 % sans que l'on ne dénote d'effets négatifs sur sa démographie; en effet, le coyote est caractérisé par une forte productivité et un potentiel de dispersion étendu (Knowlton 1972; Mosnier et al. 2008).

La taille d'une population de coyotes exploitée peut d'ailleurs doubler et même tripler annuellement lorsque la mortalité accentuée due au prélèvement cause une augmentation de l'activité de reproduction et que les ressources sont abondantes

(Knowlton 1972). Les espèces comme l'ours noir, qui ont une productivité moins élevée, sont conséquemment plus vulnérables à la récolte, mais doivent tout de même être visées afin d'assurer un contrôle efficace de la pression de prédation, tout en permettant une présence pérenne de l'espèce au sein du système manipulé (NRC 1997; Boertje et al. 2010). Toutefois, bien que l'ours soit moins productif, les populations sont généralement abondantes, adaptables et largement réparties, rendant leur extirpation par biomanipulation très peu probable (NRC 1997). En ce qui concerne l'ours, une étude récente suggère qu'il ne recherche pas activement des faons de caribous, mais son abondance relativement élevée en forêt aménagée pourrait faire en sorte de soutenir une pression de prédation opportuniste sur les jeunes caribous par un simple taux de rencontre plus important au gré des déplacements de l'ours entre des parcelles d'habitat riches en végétation (Bastille-Rousseau et al. 2011). Toutefois, certains individus pourraient s'avérer plus enclins à chasser des faons de cervidés que d'autres (Stewart et al. 1985); une situation potentiellement problématique pour le contrôle des prédateurs puisqu'il serait donc nécessaire de cibler certains individus précis qui pourraient être responsables de la majorité des cas de prédation (Schwartz et al. 1983).

La récolte d'une espèce de haut niveau trophique comme le loup peut affecter l'intégrité écologique et la diversité en espèces du système manipulé, et ce, de manière imprévisible (Hebblewhite et al. 2005). En effet, l'extirpation de telles espèces au rôle écologique prépondérant peut mener à la disparition d'autres espèces indigènes (Fox 2009) et à la déstabilisation des relations herbivores-plantes, mésoprédateurs-proies et, finalement, à un débalancement de la structure et de la composition forestières (Fox 2009; Prugh et al. 2009; Waage 2011).

D'autre part, des populations de proies à faibles abondances peuvent être soumises à un effet Allee (c.-à-d. composante individuelle ou démographique qui est positivement corrélée à la taille de la population ou la densité, ce qui est contre-intuitif lorsque comparé au concept de densité-dépendance; Stephens et al. 2009; Bourbeau-Lemieux et al. 2011). À titre d'exemple, des suivis télémétriques récents réalisés parmi 15 populations de caribous de la Colombie-Britannique ont démontré que le taux de décroissance des populations augmentait à faible densité (Wittmer et al. 2005). Ces populations de proies peuvent alors demeurer susceptibles à la prédation malgré un retrait

massif des prédateurs. Par exemple, dû à la territorialité des loups limitant naturellement la taille des populations, un effort de réduction peut engendrer une diminution de la taille moyenne des meutes et de leur territoire, libérant ainsi des milieux pour l'établissement de meutes additionnelles (Peterson et al. 1984). Les taux de prédation par loup peuvent d'ailleurs être supérieurs au sein de petites meutes en raison d'une disponibilité accrue de proies par prédateur et du comportement cohésif d'une meute pendant la traque et l'abattage d'un grand cervidé (NRC 1997). Certains ours semblent également se spécialiser pour chasser une proie spécifique exerçant ainsi une pression disproportionnée de prédation sur un certain type de proie (Schwartz et al. 1983; Stewart et al. 1985; Lesmerises & St-Laurent, *données non publiées*). De même, certains efforts de contrôle peuvent affecter un segment particulier de la population de prédateurs. En plus d'avoir des impacts potentiels sur la démographie des prédateurs (p. ex. : retrait massif de femelles nécessaire au maintien de la population; Crête et Jolicoeur 1987), la réduction d'un segment particulier de la population peut laisser les prédateurs les plus performants dans la population et limiter les effets des réductions (p. ex. : Peterson et al. 1984; Pierre & St-Laurent 2012).

En conséquence, il appert que la prise en compte de l'écologie des prédateurs en amont d'un programme de contrôle est indispensable et pourrait permettre de sélectionner des stratégies adéquates et ciblées améliorant les probabilités de succès des efforts déployés. Plusieurs programmes ont d'ailleurs relevé des résultats peu concluants vraisemblablement en raison d'une compréhension inadéquate de l'écologie des prédateurs ciblés (p. ex. : Crête & Jolicoeur 1987; Pierre & St-Laurent 2012).

### **3.2.3. Élaboration d'un design expérimental robuste permettant de conclure quant aux effets du contrôle de prédateurs sur les populations de proies**

Le design expérimental semble être la principale lacune pour la plupart des programmes de contrôle des prédateurs. En effet, de nombreux programmes sont trop souvent mal planifiés, incluent des facteurs confondants limitant la possibilité de tirer des conclusions et ne planifient aucun suivi à long terme permettant l'évaluation du programme mis en place suite à l'arrêt des efforts de contrôle (NRC 1997; Ballard et al. 2001). Conséquemment, conclure de manière robuste quant aux effets d'une réduction de

prédateurs sur les populations de proies à partir des programmes passés devient périlleux (mais voir Boertje et al. 1996 pour un exemple de programme offrant des conclusions plus robustes).

### *3.2.3.1 Considérations écologiques*

Plusieurs considérations écologiques sous-tendent l'application d'un design expérimental adéquat. Premièrement, l'étendue spatiotemporelle est une composante majeure affectant l'efficacité des programmes. Les efforts de contrôle doivent être appliqués pour une durée permettant de tirer des conclusions écologiques significatives au niveau de la dynamique des populations. La courte durée de plusieurs programmes de contrôle est couramment critiquée et les programmes d'une durée limitée rapportent habituellement des résultats inefficaces (NRC 1997; Ballard et al. 2001; Hayes et al. 2003; Smith & Doucet 2008). La superficie du milieu contrôlé affecte également l'efficacité des programmes de contrôle. Ces derniers semblent plus efficaces lorsque les programmes sont localisés sur de plus petites superficies, ne diluant pas les efforts de contrôle dû aux contraintes logistiques (Smith & Doucet 2008). De plus, le public est plus enclin à accepter et offrir du support aux programmes de contrôle des prédateurs s'ils sont effectués sur de plus petites superficies (Ballard et al. 2001; Regelin et al. 2005).

Les capacités de déplacement des prédateurs doivent cependant être considérées afin d'assurer un contrôle efficace. À ce titre, Mosnier et al. (2008) ont démontré que les capacités de déplacement des coyotes et des ours visés par le programme de contrôle du caribou de la Gaspésie faisaient en sorte que des prédateurs immigraient des populations non contrôlées vers les populations contrôlées, créant une dynamique source, ce qui contribuait à maintenir une pression de prédation stable et élevée sur le caribou. De ce fait, les sites contrôlés doivent ainsi être suffisamment vastes pour permettre un contrôle des individus ayant de grands domaines vitaux et des individus immigrants de populations adjacentes (Mosnier et al. 2008), ce qui implique par contre des coûts et contraintes logistiques supplémentaires. Il appert donc qu'un équilibre soit recherché entre les considérations écologiques liées aux déplacements du ou des prédateurs

contrôlés, les contraintes logistiques liées à l'aire d'étude et l'acceptabilité sociale face aux superficies sujettes au contrôle des prédateurs.

L'intensité des efforts de contrôle doit être suffisamment élevée pour résulter en une diminution substantielle des populations de prédateurs et, conséquemment, en une diminution de la pression de prédation affectant les proies. À ce titre, plusieurs programmes ont mal quantifié les efforts de contrôle nécessaires ou utilisé des méthodes dont l'efficacité ne permettait pas un retrait suffisant de prédateurs (Crête & Jolicoeur 1987; Elliott 1989); citons à titre d'exemple le contrôle des prédateurs du caribou de la Gaspésie, pour lequel les prédateurs semblaient compenser le retrait par une augmentation de l'immigration (Mosnier et al. 2008) et, potentiellement, de l'activité reproductrice (Pierre & St-Laurent 2012). Une évaluation des densités pré-traitement, un suivi annuel pendant la période de contrôle et une connaissance de l'écologie des prédateurs apparaissent donc indispensables à l'évaluation de l'intensité requise de retrait des prédateurs.

L'efficacité des programmes peut varier en fonction de la période annuelle à laquelle les efforts sont déployés. Ainsi, une connaissance de l'écologie des espèces permet aux programmes de cibler des périodes de vulnérabilité pour les populations de prédateurs et de proies de façon à maximiser les impacts des efforts de contrôle (Beasom 1974). Par exemple, un contrôle effectué lors de la période de mise bas permettra de maximiser les effets pour une population dont le rétablissement est limité par une mortalité néonatale importante (Mosnier et al. 2008). Toutefois, il convient de ne pas se limiter à ces périodes si les prédateurs sont susceptibles d'affecter également un autre segment de la population de proies.

De plus, selon les contraintes logistiques et budgétaires, il peut être judicieux d'adopter une stratégie davantage ciblée en variant l'initiation des efforts de contrôle sur une base interannuelle afin de maximiser les résultats (Smith et al. 1986; Baxter et al. 2008). Par exemple, l'initiation des efforts de contrôle lorsque que la population de prédateur atteint une densité supérieure à un seuil prédéterminé pourrait minimiser les probabilités d'extirpation des espèces de proies tout en maximisant le retour sur l'investissement (Baxter et al. 2008). À l'opposé, limiter une population sous un seuil

pourrait également avoir comme avantage supplémentaire de limiter la dispersion des prédateurs lorsque les mécanismes de dispersion sont dépendants de la densité (Baxter et al. 2008).

Une approche expérimentale robuste nécessite également la comparaison des tendances démographiques observées en milieu traité et non traité. L'utilisation de sites témoins est alors indispensable à l'évaluation des impacts du retrait des prédateurs sur la population de proies ciblée sur la durée entière du suivi des populations (Boutin 1992; NRC 1997; Hurley et al. 2011). L'observation de tendances retrouvées à la fois au sein de sites contrôlés et de sites témoins pourrait mettre en évidence l'existence de facteurs limitants alternatifs qui n'ont pas été considérés dans le programme initial de contrôle (p. ex. : Hayes et al. 2003). En l'absence de sites témoins, les résultats pourraient ainsi être attribués à tort à une diminution de prédation.

Essentiellement, les programmes de contrôle devraient être guidés par une approche expérimentale robuste appuyée par des prédictions claires, une intensité de contrôle suffisante et guidée par une bonne connaissance de la biologie des espèces, à une échelle spatiotemporelle adéquate, tout en considérant les facteurs confondants pouvant compromettre l'atteinte de résultats (p. ex. : climat favorable et rigoureux, chasse, interactions avec des proies alternatives et autres conditions environnementales; NRC 1997; Ballard et al. 2001; Hurley et al. 2011). Une telle approche permettrait alors une évaluation adéquate de la performance de programmes instaurés.

### *3.2.3.2 Évaluation de la performance des méthodes de contrôle*

L'utilisation d'indicateurs adéquats sous-tend également une évaluation robuste des programmes de contrôle. Le choix de ces indicateurs est très important et devrait être guidé par les objectifs du programme (Hurley et al. 2011). Pour l'exercice qui suit, nous avons retiré les deux programmes ayant utilisé des méthodes non létales pour faciliter les généralisations entre les programmes davantage similaires. La plupart des programmes évaluent typiquement leur efficacité à partir des variations dans le recrutement de la population, déterminée à l'aide du ratio faons/100 femelles ou avec la survie des faons et des juvéniles (93 % et 60 % des programmes consultés, respectivement; Tableau 1). À ce

titre, la majorité de ces programmes (93 %) indiquait une amélioration du ratio faons/100 femelles temporaire pendant la durée du contrôle alors qu'une proportion plus modeste de programmes (66 %) révélait une augmentation de la survie des faons (Tableau 1).

La survie des adultes est également un élément important à considérer puisqu'elle régule davantage les tendances démographiques des populations d'ongulés (Archibald et al. 1991; Gaillard et al. 1998). La survie des adultes a toutefois été évaluée pour seulement 38 % des programmes consultés dont 80 % notaient une augmentation, bien qu'il soit difficile de généraliser à partir de cet échantillon (Tableau 1). De plus, les augmentations observées dans les systèmes avec plusieurs proies semblaient principalement favoriser l'original. Puisque l'objectif de tous programmes de contrôle des prédateurs demeure l'augmentation de l'abondance des proies, une évaluation des tendances à l'échelle de la population doit être réalisée. Malgré tout, 13 % des programmes consultés ne présentaient aucune évaluation des tendances populationnelles au sein de leur système (Tableau 1).

Parmi les 17 programmes de contrôle consultés, cinq (soit 30 %) rapportaient des résultats positifs au niveau de la population pendant le contrôle, tandis que cinq autres (30 %) offraient des résultats non concluants (en raison de la présence de facteurs confondants) ou encore des résultats indiquant une amélioration des indicateurs de recrutement et de survie. Finalement, cinq autres programmes (30 %) ne rapportaient aucun effet du contrôle des prédateurs sur les populations de proies (Tableau 1). Ce constat est semblable aux évaluations ultérieures qui rapportaient des résultats très variables entre les initiatives de biomanipulation (NRC 1997; Ballard et al. 2001; Smith & Doucet 2008). De plus, un suivi à long terme est indispensable afin de déterminer les tendances démographiques des populations traitées suivant la fin des efforts de réduction et d'évaluer la nécessité de réimplanter un programme de contrôle au besoin (Valkenburg et al. 2004; Russell 2010; Mosnier et al. 2008). Or, uniquement cinq (soit 30 %) des programmes présentaient une évaluation des tendances à long terme suivant la fin des efforts de contrôle. Tous ces programmes notent un rétablissement rapide (1 à 5 ans) des populations de prédateurs suite à l'arrêt des efforts de contrôle, parfois surpassant même les densités pré-contrôle. Ce constat pourrait être problématique pour des espèces

vulnérables soumises à une compétition apparente (comme le caribou) en favorisant une augmentation des densités de prédateurs soutenus par une proie principale devenue aussi plus abondante suite à la fin du contrôle (p. ex. : Elliott 1989; Valkenburg et al. 2004).

Trois des quatre programmes présentant un suivi à long terme rapportaient des effets positifs du contrôle pendant la durée des opérations. Tous ces programmes soulignaient toutefois un déclin plus ou moins rapide des populations de proies pendant et après le rétablissement des prédateurs, surtout pour les programmes visant le rétablissement du caribou. Ces résultats suggèrent un effet temporaire des réductions de prédateurs suite à la fin des efforts de contrôle, en plus d'appuyer la nécessité d'utiliser le contrôle en tant que solution intérimaire de courte durée en appui aux efforts de restauration de l'habitat à long terme (Serrouya 2013).

De tous les programmes consultés, un seul (soit 6 %; Hurley et al. 2011) présentait un design expérimental permettant de considérer l'ensemble des facteurs confondants présents au sein de leur système et d'établir des conclusions robustes quant à l'efficacité des efforts de réduction. Les conclusions de cette étude ont permis de tester empiriquement les impacts potentiels de facteurs confondants tels le climat, la chasse et la présence de proies alternatives. Certains des programmes discutent néanmoins de l'impact de certains facteurs confondants individuels, impliquant notamment le climat comme puissant régulateur des tendances démographiques chez les ongulés (p. ex. : Boertje et al. 1996; NRC 1997; Hurley et al. 2011). Il est toutefois important de considérer que la majorité de ces initiatives répondent à des besoins sociaux. Par exemple, selon Russell (2010), la chasse (sportive ou traditionnelle) doit être diminuée de façon concomitante aux efforts de réduction chez les espèces cibles exploitées (p. ex. : l'orignal) afin de permettre un accroissement des populations de cervidés. Il ne s'agit alors pas d'atteindre des objectifs expérimentaux, mais bien des objectifs de gestion. La majorité des programmes, ayant pour objectif l'amélioration de la chasse sportive, ont ainsi instauré des mesures de gestion restrictives pendant la période de contrôle, incorporant ainsi un facteur confondant dans les résultats observés (p. ex. : Boertje et al. 1996; Hayes et al. 2003).

### 3.2.3.3 Méthodes de contrôle

Le choix de la méthode utilisée est particulièrement important lors de l'élaboration d'un programme de contrôle de prédateurs. La sélection de la méthode appropriée dépend grandement des objectifs du programme de contrôle mis en place, de son efficacité, du ratio coût-bénéfice, de sa facilité d'implantation et de son acceptabilité sociale (Boertje et al. 1995; van Ballenberghe 2006; Smith & Doucet 2008). Il est d'ailleurs important pour les gestionnaires de reconnaître les forces et les faiblesses de chaque méthode afin de prendre une décision éclairée lors de l'élaboration du programme de contrôle (Knowlton 1972).

Plusieurs méthodes létales et non létales peuvent être utilisées seules ou conjointement au sein de programmes de contrôle des prédateurs. Les méthodes létales ont pour objectif typique la diminution des densités de prédateurs afin d'alléger la pression de prédation sur les populations de proies ciblées par le programme de contrôle. Pour ce faire, le trappage, l'utilisation de poisons, la chasse aérienne ou terrestre sont les méthodes létales les plus communément utilisées (Smith & Doucet 2008). Ces méthodes peuvent être mises en place par des agences gouvernementales ou en favorisant une libéralisation des activités de chasse sportive locales (NRC 1997). Les méthodes non létales, quant à elles, visent des objectifs plus diversifiés et tentent typiquement de diminuer la pression de prédation sur les populations de proies en affectant les densités de prédateurs, leur productivité, leur succès de prédation, la survie ou la disponibilité d'habitat préférentiel des proies (Boertje et al. 1995). Des méthodes telles que la stérilisation, la relocalisation ou l'alimentation artificielle des prédateurs, l'utilisation d'enclos pour protéger les proies, l'accroissement de proies alternatives pour diminuer la pression de prédation totale sur la proie ciblée ou encore l'aménagement d'habitats préférentiels pour cette proie ont été utilisées avec plus ou moins de succès au sein de divers programmes de contrôle (p. ex. : Boertje et al. 1995; Hayes et al. 2003; Smith & Pittaway 2011). L'acceptabilité sociale des efforts employant des méthodes non létales est généralement plus élevée (Boertje et al. 1995; Hayes et al. 2003; Regelin et al. 2005). Les méthodes létales prédominaient parmi les programmes consultés (94 %) comparativement aux méthodes non létales (18 %), et deux programmes de contrôle utilisaient une combinaison de méthodes létales et non létales (Tableau 1). Le trappage

était la méthode la plus utilisée, bien que les contraintes logistiques associées aux milieux isolés et à l'effort requis sont régulièrement discutées (p. ex. : Harrington & Conover 2007; Pierre & St-Laurent 2012).

Boertje et al. (1995) ont évalué six méthodes de contrôle ayant pour objectif l'augmentation des densités d'orignaux en Alaska afin d'améliorer la possibilité de chasse sportive (Tableau 2). Les auteurs mentionnent l'importance de chaque critère d'évaluation dans le choix d'une méthode de contrôle. Par exemple, bien que le contrôle aérien des populations de loups soit reconnu comme la méthode la plus efficace permettant de diminuer les densités de prédateurs, l'acceptabilité sociale de cette méthode s'avérait très faible et l'opinion du public a mené à l'annulation de certains programmes de contrôle par le passé (p. ex. : Boertje et al. 1995; NRC 1997; Harrington & Conover 2007). Ainsi, chaque méthode possède des avantages et des inconvénients nécessitant une évaluation avant de débiter tout programme de contrôle des prédateurs.

**Tableau 2.** Exemple d'évaluation de méthodes de contrôle des prédateurs en fonction de quatre critères d'évaluation. Adapté de Boertje et al. (1995).

Méthodes	Critères d'évaluation			
	Efficacité biologique	Acceptabilité sociale	Coût-bénéfice	Facilité d'implantation
Alimentation artificielle des ours lors de la période de mise bas	Modéré	Élevé	Bas	Modéré
Amélioration de l'habitat de l'original	Modéré	Élevé	Bas à modéré	Bas
Permettre l'accroissement des densités de proies alternatives	Bas	Modéré à élevé	Élevé	Bas
Réduire les taux de natalité des loups	Bas à modéré	Modéré	Bas à modéré	Bas à modéré
Chasse publique conventionnelle de l'ours	Modéré à élevé	Élevé	Élevé	Élevé
Récolte de loups par chasse aérienne	Élevé	Bas	Modéré à élevé	Élevé

La réduction des proies principales a été récemment explorée comme stratégie alternative pouvant finalement mener à une diminution subséquente des densités de prédateurs (p. ex. : Courchamp et al. 2003; Zhang et al. 2006; Serrouya 2013). Cette méthode vise principalement le rétablissement de populations de proies secondaires rares qui sont soumises à une compétition apparente avec la proie principale, comme le cas du caribou dans les systèmes orignaux-loups-caribous. Les résultats de telles mesures de gestion sont encore incertains et dépendent largement de l'intervalle de temps requis entre une diminution de la densité de proie principale et la diminution subséquente de la population de prédateurs (Serrouya 2013). De plus, une diminution radicale de l'abondance de la proie principale est susceptible d'entraîner une augmentation de la pression de prédation sur la proie secondaire en l'absence de réponse numérique des prédateurs (Serrouya 2013). Dans un contexte où les populations de proies secondaires nécessitent des actions à court terme visant à éviter une extirpation imminente, cette méthode pourrait s'avérer utile et économique si les diminutions de densités sont effectuées graduellement, par exemple sur un horizon de 5 à 10 ans, et par le biais d'une libéralisation des réglementations de chasse récréative, de concert à un retrait simultané de prédateurs (Serrouya 2013). Cette méthode suppose toutefois une réponse numérique nécessaire de la diminution de densité de proies et s'applique sans contredit au loup, mais n'aurait probablement pas d'effet sur une population d'ours dont l'abondance est indépendante de la densité de cervidés disponibles.

#### **3.2.4. Considérations socioéconomiques**

L'évolution de l'opinion publique face aux grands prédateurs au cours du 20<sup>e</sup> siècle a grandement contribué à leur extirpation de la majeure partie de leur aire de répartition nord-américaine (Laliberté & Ripple 2004) suivie de la mise en place de programmes de conservation visant leur réhabilitation sur leur territoire historique (NRC 1997; Ballard et al. 2001). L'opinion publique associée à la gestion des grands prédateurs est de nos jours très ambivalente et varie même entre citadins et ruraux (Karlsson & Sjöström 2007). Une attention particulière doit donc être accordée à l'opinion publique afin d'assurer le succès d'initiatives de contrôle des prédateurs. En effet, bien que les diverses problématiques associées aux programmes de contrôle relèvent

fondamentalement de la gestion de la faune, elles demeurent tout de même assujetties à l'opinion critique du public (Archibald et al. 1991; NRC 1997; Smith & Doucet 2008; Boertje et al. 2010).

Il est du ressort des biologistes et gestionnaires de la faune de démontrer aux décideurs politiques la teneur des enjeux biologiques en cause afin d'influencer la prise de décision (NRC 1997; Regelin et al. 2005; Boertje et al. 2010). Pour ce faire, ils doivent toutefois concilier de multiples facteurs externes à la biologie des espèces étudiées, tels que les attentes du public, l'acceptabilité des méthodes de contrôle utilisées, les politiques actuelles, les valeurs sociétales et politiques, les contraintes budgétaires, le cadre juridique et législatif de même que les conflits d'usages (Regelin et al. 2005; Boertje et al. 2010). Considérant le financement public utilisé pour supporter un programme de contrôle des prédateurs, un consentement sociétal préalable à son implantation est implicitement incontournable, et ce, malgré la robustesse de la justification biologique (NRC 1997; Ballard et al. 2001). L'expérience alaskienne est riche d'exemples soulignant l'importance de l'opinion publique et les difficultés inhérentes associées à l'implantation de programmes de contrôle de prédateurs (p. ex. : NRC 1997; Regelin et al. 2005; Kennedy & Fiorino 2011). En contrepartie, l'instauration de programmes de contrôle de prédateurs faisant suite à des pressions sociales importantes, mais en absence de données écologiques robustes représente une approche non justifiée dont les probabilités de succès sont très faibles (p. ex. : McNay & Voller 1995; NRC 1997).

De nombreuses études suggèrent que tout programme de contrôle des prédateurs devrait inclure, avant sa mise en place, un processus permettant d'impliquer le public dans la prise de décision, de manière inclusive et transparente, d'adresser les préoccupations de tous les groupes touchés de près ou de loin par les mesures de gestion, et d'initier des programmes d'éducation sur les programmes de contrôle (Archibald et al. 1991; NRC 1997; Ballard et al. 2001; Smith & Doucet 2008). À titre d'exemple, un processus de révision de l'ensemble des programmes de contrôle a été mis en place en Colombie-Britannique en 1988, faisant intervenir un comité consultatif composé de groupes publics ayant un intérêt ou des préoccupations en lien avec le contrôle des prédateurs et visant à assurer un lien direct entre le public et l'équipe en charge de

l'élaboration des programmes (Archibald et al. 1991). Une telle approche est d'autant importante lorsque les communautés locales sont mises à contribution dans l'application des efforts de contrôle afin d'optimiser la probabilité de succès (Regelin et al. 2005).

De nombreuses études ont permis d'évaluer les perceptions sociales et la controverse associées aux programmes de contrôles de prédateurs (voir NRC 1997; Boertje et al. 2010). Les différents groupes d'intervenants pouvant interagir dans l'établissement d'un programme de contrôle de prédateurs ont chacun des motivations, valeurs et objectifs spécifiques qui leurs sont propres (voir Boertje et al. 2010, Tableau 1). Les groupes opposés au contrôle attribuent typiquement une valeur intrinsèque, psychologique et philosophique au milieu naturel exempt d'intervention humaine, alors que les groupes en faveur du contrôle réfèrent à l'environnement en tant que réservoir de ressources naturelles exploitables qui doivent être valorisées (Decker et al. 2006; Titus 2007; Boertje et al. 2010). À ce titre, les groupes en faveur sont généralement plus dépendants de l'exploitation des ressources du milieu naturel (Boertje et al. 2010). En bref, mieux comprendre les préoccupations des différents acteurs impactés par la mise en place de programmes de gestion des prédateurs peut permettre une meilleure évaluation des conditions favorisant l'acceptabilité sociale du projet (Ballard et al. 2001).

Les implications économiques associées au contrôle des prédateurs peuvent également engendrer des contraintes forçant ainsi les gestionnaires à prioriser les actions en fonction des ressources disponibles (Baxter et al. 2006; Schneider et al. 2010). Les retombées économiques d'un programme de contrôle peuvent être complexes à évaluer et doivent prendre en considération plusieurs bénéfices et coûts marginaux (p. ex. : coût marginal du programme et de la diminution des densités de prédateurs et bénéfices de l'accroissement des densités de proies; NRC 1997). Les coûts et les bénéfices peuvent ainsi varier en fonction de multiples facteurs (p. ex. : création ou perte d'emplois, opportunités récréotouristiques) et du groupe affecté (p. ex. : résidents, non résidents, communautés autochtones; NRC 1997). De plus, l'application de programme de contrôle se fait régulièrement au détriment d'autres programmes dû aux contraintes budgétaires des autorités responsables, engendrant ainsi un coût d'opportunité (NRC 1997). Peu de programmes font état d'une évaluation économique des programmes et lorsque présentes,

les évaluations ciblent typiquement les coûts marginaux engendrés par l'application des efforts de contrôle, représentant alors vraisemblablement une sous-estimation des coûts réels (p. ex. : NRC 1997; Russell 2010; Hurley et al. 2011).

Ainsi, uniquement 24 % des programmes consultés présentaient une évaluation des coûts engendrés par le contrôle, dont deux programmes expérimentaux employant des méthodes non létales peu utilisées jusqu'à présent et deux programmes dont les coûts varient substantiellement (Tableau 1). Il est alors difficile de conclure quant à l'investissement requis pour effectuer un contrôle des prédateurs. Néanmoins, il est possible de constater que le coût d'application des programmes est très variable entre les projets et qu'ils diffèrent en fonction de plusieurs facteurs, dont l'intensité de la caractérisation préliminaire, l'étendue spatiale et temporelle des efforts déployés, l'isolement des milieux, les méthodes, le rôle du public, le suivi postcontrôle et l'utilisation de sites de référence (Russell 2010). Ainsi, des coûts relativement modestes ont été rapportés pour certains programmes (p. ex. : 10 276 \$/année; Hurley et al. 2011), alors que pour d'autres les coûts engendrés étaient beaucoup plus élevés (p. ex. : 63 000 \$/loup contrôlé; Van Ballenberg 2004; 35 \$/km<sup>2</sup>; Schneider et al. 2010). Il est toutefois intéressant de constater que les coûts engendrés par un programme de contrôle peuvent être beaucoup plus élevés lorsque les objectifs sont clairement pris en considération dans la prise de décision. Par exemple, un programme mis en place afin d'augmenter la possibilité de chasse récréative a été évalué à 1 581 \$ par cerf additionnel disponible à la récolte sur une période de 10 ans, à la suite d'un programme ayant conduit à des résultats plutôt marginaux (Hurley et al. 2011).

#### **4. FAISABILITÉ ET PERTINENCE D'INSTAURER UN PLAN DE CONTRÔLE DES PRÉDATEURS DU CARIBOU FORESTIER À GRANDE ÉCHELLE AU QUÉBEC COMME MESURE DE CONSERVATION**

À la lumière de la revue de littérature présentée ci-haut et de l'évaluation d'un contingent de 17 programmes de contrôles analysés et synthétisés dans le présent rapport, il importe d'évaluer la faisabilité et la pertinence d'un programme de contrôle des prédateurs en forêt boréale québécoise, plus particulièrement dans l'aire de répartition continue du caribou forestier. Nous n'aborderons pas ici les considérations sociales

associées aux programmes étant donné la difficulté d'évaluer leur application, surtout lorsque la littérature scientifique est l'outil principal utilisé. L'application d'un processus ouvert et inclusif appuyé par le public demeure toutefois implicite à la faisabilité et la pertinence d'un programme de contrôle des prédateurs en forêt boréale québécoise, mais dépasse largement les limites et les moyens du présent mandat.

Les conditions initiales du système forestier boréal sont relativement bien connues ainsi que la répartition historique du caribou forestier. Bien que quelques lacunes demeurent, principalement au niveau du suivi à long terme de l'évolution des hardes de caribous forestiers, des inventaires aériens réalisés périodiquement depuis 15 ans ont permis d'estimer les densités de caribous au sein de l'aire d'application du Plan de rétablissement au Québec (~1,5 caribou/100 km<sup>2</sup>). L'original, quant à lui, est bien étudié et son historique d'abondance est relativement bien connu (MDDEFP 2013). Les densités d'ours observées en forêt boréale sont variables, mais sont estimées en moyenne à 0,89 ours/10 km<sup>2</sup> dans les zones incluses à l'aire d'application du plan (Lamontagne et al. 2006). Toutefois, ces densités apparaissent légèrement sous-estimées dans certains secteurs (Chicoine 2014; Dussault et al. 2014). Peu d'information est disponible sur la situation du loup en forêt boréale, bien que des densités environnant 6 loups/1000 km<sup>2</sup> aient été relevées en Ontario (Bergerud 2007). Une connaissance plus approfondie de la dynamique des hardes de caribous, ainsi qu'une meilleure évaluation des densités d'ours et de loups seraient alors essentielles à la planification d'un éventuel programme de contrôle des prédateurs, mais nécessiteraient des investissements financiers très importants.

Le loup et l'ours ont été identifiés comme source principale de mortalité du caribou forestier au Canada (Bergerud & Page 1987; Seip 1992; Serrouya & Wittmer 2010) et au Québec (Pinard et al. 2012; Losier 2013; Leclerc et al. 2014). Le loup s'attaque principalement aux adultes pendant la période hivernale alors que l'ours est le principal prédateur du faon pendant la période suivant la mise bas (Peterson & Ciucci 2003; Pinard et al. 2012; Losier 2013; Leclerc et al. 2014). La survie des adultes, et surtout des femelles, régulant les tendances démographiques du caribou (Gaillard et al. 1998), il est réaliste de croire à une pression de mortalité additive exercée par le loup. En s'attaquant principalement aux faons, la nature compensatoire ou additive de la prédation

exercée par l'ours demeure toutefois difficile à déterminer. Néanmoins, considérant l'ampleur de la prédation par l'ours sur les faons et les résultats d'autres programmes de contrôle, il semble que l'ours soit à même de contribuer de manière non négligeable aux contraintes démographiques des populations d'ongulés (p. ex. : Valkenburg et al. 2004).

Parmi la littérature consultée, quatre principaux programmes ciblaient à la fois le caribou et l'orignal et se rapprochaient ainsi davantage de la situation retrouvée en forêt boréale québécoise (c.-à-d. Unité 20 A, Alaska; Aishihik & Finlayson, Yukon; Nord de la Colombie-Britannique; voir Tableau 1). Dans ces programmes, le loup était toutefois l'unique prédateur ciblé pour l'ensemble des efforts de contrôle, malgré la présence de plusieurs autres prédateurs ayant un impact significatif sur la mortalité totale affectant le caribou (voir Valkenburg et al. 2004). Il est néanmoins possible de dégager des tendances claires de ces programmes afin d'appuyer une évaluation de la faisabilité d'un contrôle des prédateurs à grande échelle au Québec. Ces programmes sont parmi les plus exhaustifs quant à l'ampleur de leur durée et de l'étendue considérée (c.-à-d. une moyenne de 7 ans de contrôle pour une superficie moyenne de 17 000 km<sup>2</sup>). De ce fait, ils affichaient une intensité de retrait des prédateurs suffisante (38-85 % selon les années et le programme) et leur suivi permettait une évaluation des effets à court et long termes du contrôle du loup sur l'abondance d'originaux et de caribous.

Les résultats obtenus par ces études suggèrent qu'une réponse positive simultanée de l'orignal et du caribou pourrait être attendue pendant la durée du contrôle. Le retrait des loups semblait engendrer une augmentation du recrutement, de la survie des adultes et de la taille des populations d'originaux et de caribous pendant la période d'opération. L'ensemble de ces programmes incluait toutefois des facteurs confondants et des tendances suggérant l'existence de facteurs limitants non considérés. Par exemple, une réglementation simultanée des activités de chasse sportive était en vigueur pour l'ensemble des programmes et le climat a été relevé comme un facteur majeur affectant la dynamique des populations de proies (consulter également Hurley et al. 2011).

Dans ces quatre programmes plutôt prometteurs à court terme, les populations de loups se rétablissaient toutefois rapidement (1 à 5 ans) suite à l'arrêt du contrôle et surpassaient même parfois les densités observées avant l'initiation des programmes. Les

populations d'originaux et de caribous ont ensuite affiché à nouveau un déclin suite au rétablissement des populations de loups, suggérant une absence d'effets significatifs à long terme du retrait massif des prédateurs une fois le contrôle terminé. De plus, les populations de caribous affichaient des taux de croissance inférieurs à celui de l'original pendant les différentes phases de contrôle et déclinaient plus rapidement suite au rétablissement des populations de loups.

Une des pistes d'explication pour ce phénomène réfère aux conditions d'habitat avant, pendant et après les opérations de contrôle de prédateurs. En effet, l'habitat favorable aux prédateurs et aux proies alternatives sera toujours favorable malgré le retrait massif des prédateurs; ainsi, il est plausible de croire que des réponses compensatoires contrecarreront les efforts de rétablissement de la population une fois le contrôle terminé si le contrôle est mené en l'absence d'efforts de restauration de l'habitat préférentiel du caribou. De plus, les expériences de contrôle passées suggèrent que la réponse de l'original au retrait et au retour subséquent des prédateurs est supérieure à celle du caribou (voir Tableau 1). De pair avec une augmentation des activités forestières, qui augmentent la capacité de support du milieu en faveur de l'original (Lesmerises 2012b), le contrôle des prédateurs pourrait ainsi exacerber la situation précaire du caribou une fois les efforts de contrôle terminés en favorisant des densités de prédateurs supérieures. De tels constats suggèrent qu'en l'absence de conditions d'habitats propices au maintien du caribou, l'instauration d'un programme de contrôle des prédateurs en forêt boréale devrait être permanente.

Appliqué selon les objectifs du plan de rétablissement du caribou forestier, un tel programme, visant uniquement le loup gris, aurait pour objectif l'atteinte et le maintien d'un effectif d'au moins 11 000 caribous ( $1,7$  caribous/km<sup>2</sup>) sur l'aire d'application du plan, soit une superficie de 644 000 km<sup>2</sup> (Équipe de rétablissement du caribou forestier 2013). D'après la littérature consultée, il semble irréaliste de concevoir un contrôle des prédateurs sur une superficie aussi étendue. En considérant uniquement la zone sud de l'aire d'application du plan de rétablissement, qui correspond à la partie de l'aire de répartition du caribou soumise à l'aménagement forestier et qui affiche donc les plus hauts taux de perturbation de l'habitat, ce programme devrait s'appliquer sur une zone beaucoup plus vaste que ce qui a été tenté jusqu'à présent, soit ~165 000 km<sup>2</sup>.

L'expérience alaskienne, où les superficies contrôlées étaient inférieures à celle considérée au Québec, a permis aux gestionnaires de constater qu'un contrôle continu et sur une vaste étendue n'était pas judicieux et amenait une dilution des efforts de contrôle dans le paysage, réduisant ainsi son efficacité (Regelin et al. 2005).

L'intensité des efforts requis pour effectuer un contrôle sur une telle superficie serait également très importante. À partir des estimations de densités de loups disponibles et de la proportion minimale de la population à contrôler pour assurer un contrôle efficace (~35 %), une diminution de 1350 loups uniquement la première année pourrait être nécessaire au succès du programme. Une évaluation des coûts associés au contrôle des prédateurs est difficile étant donné la variabilité observée entre les différents programmes. En se référant à Schneider et al. (2010), qui ont basé leur exercice sur un coût de 35 \$/km<sup>2</sup>/année, il est possible d'estimer qu'un coût de ~22 540 000 \$ par an soit nécessaire si le programme est appliqué sur la superficie complète de l'aire d'application du plan.

Ces estimations sont toutefois très grossières et ne considèrent aucunement l'effort requis permettant l'atteinte des objectifs de réduction, ni les efforts potentiellement requis pour contrôler les populations d'ours noirs. Ces estimations ne devraient ainsi en aucun cas être utilisées pour guider la planification d'un éventuel contrôle des prédateurs. Une évaluation détaillée serait en effet nécessaire avant l'application d'un programme afin d'assurer un contrôle optimal ajusté aux contraintes logistiques et budgétaires. Cependant, les estimations fournies permettent d'explorer de façon simple l'investissement nécessaire à l'application d'un programme de contrôle à grande échelle au Québec et suggèrent que les contraintes logistiques et budgétaires, sans compter l'acceptabilité sociale du projet, rendraient particulièrement difficile l'instauration d'un tel programme (voir Ballard et al. 2001 ainsi que Regelin et al. 2005 pour des exemples concrets). Dans l'optique où traiter uniquement certains secteurs prioritaires s'avérerait une option afin de limiter les coûts du contrôle, il importe de souligner que l'identification de ces secteurs s'appuierait sur une connaissance incomplète des sites occupés à chaque année par les hardes, particulièrement pour les hardes plus au nord; une situation principalement liée à la fréquence faible et inconstante du programme d'inventaires aériens du caribou forestier.

En conclusion, l'application d'un programme de contrôle des prédateurs à grande échelle en forêt boréale, en l'absence d'amélioration de l'habitat du caribou forestier, ne semble pas constituer une option de gestion réaliste. En effet, sans une gestion adéquate des perturbations dans l'habitat du caribou, le contrôle des prédateurs devrait être effectué sur une base permanente, une solution difficilement justifiable à long terme. De plus, la vaste étendue (~165 000 km<sup>2</sup> uniquement pour la portion sud du plan de rétablissement) et l'accès parfois difficile au territoire visé suggèrent des contraintes logistiques non négligeables et des coûts considérables. Concevoir un programme de contrôle des prédateurs qui soit efficace hors de tout doute semble d'autant irréaliste qu'il subsiste encore d'importantes lacunes quant aux connaissances de la biologie et de l'état des populations de grands prédateurs au Québec de même que de l'influence de facteurs confondants externes et difficilement estimables pouvant affecter les relations prédateurs-proies (p. ex. : climat). Enfin, l'acceptabilité sociale d'un programme permanent de contrôle des prédateurs sur une grande superficie du territoire québécois est incertaine, d'autant plus que ce programme vise la cause proximale du déclin du caribou (c.-à-d. la prédation) plutôt que la cause ultime (c.-à-d. la conversion des habitats favorables au caribou en habitats favorables aux prédateurs et aux proies alternatives).

Conséquemment, nous réaffirmons que le rétablissement des populations de caribous forestiers au Québec passe impérativement par la restauration de l'habitat du caribou ainsi que par une limitation des taux de perturbation sous un seuil en deçà duquel les populations de caribous présenteraient de fortes probabilités d'autosuffisance en forêt boréale québécoise suivant l'exercice pancanadien réalisé récemment (Environnement Canada 2011).

## 5. Références

- Adams, L.G., Stephenson, R.O., Dale, B.W., Ahgook, R.T., Demma, D.J., 2008. Population dynamics and harvest characteristics of wolves in the central Brooks Range, Alaska. *Wildlife Monographs* 170, 1–25.
- Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Ginzburg, L.R., 1999. Applied population ecology: principles and computer exercises using RAMAS EcoLab 2.0. Sinauer Associates Inc.
- Archibald, W.R., Janz, D., Atkinson, K., 1991. Wolf control: A management dilemma, in: *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*. pp. 497–511.
- Ballard, W.B., Lutz, D., Keegan, T.W., Carpenter, L.H., deVos, J.C., Jr., 2001. Deer-predator relationships: A review of recent North American studies with emphasis on mule and black-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 29, 99–115.
- Ballard, W.B., Miller, S.D., 1990. Effects of reducing brown bear density on moose calf survival in southcentral Alaska. *Alces* 26, 9–13.
- Ballard, W.B., Spraker, T.H., Taylor, K.P., 1981. Causes of neonatal moose calf mortality in south central Alaska. *Journal of Wildlife Management* 45, 335.
- Ballard, W.B., Van Ballenger, V., 1997. Predator-prey relationships. *In*: Franzmann, A.W., Schwartz, C.C. (Eds.), *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institution, Washington, D.C., USA., pp. 247–273.
- Bartmann, R.M., White, G.C., Carpenter, L.H., 1992. Compensatory mortality in a Colorado mule deer population. *Wildlife Monographs* 121, 3–39.
- Bastille-Rousseau, G., Fortin, D., Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.-P., 2011. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? *Ecography* 34, 588–596.
- Baxter, P.W.J., Sabo, J.L., Wilcox, C., McCARTHY, M.A., Possingham, H.P., 2008. Cost-effective suppression and eradication of invasive predators. *Conservation Biology* 22, 89–98.
- Beasom, S.L., 1974. Relationships between predator removal and white-tailed deer net productivity. *Journal of Wildlife Management* 38, 854–859.
- Bergerud, A.T., 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *Journal of Wildlife Management* 757–770.
- Bergerud, A.T., 1985. Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines. *Canadian Journal of Zoology* 63, 1324–1329.
- Bergerud, A.T., 2007. The need for the management of wolves — an open letter. *Rangifer* 27, 39–50.
- Bergerud, A.T., Elliot, J.P., 1986. Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 64, 1515–1529.
- Bergerud, A.T., Page, R.E., 1987. Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Canadian Journal of Zoology* 65, 1597–1606.
- Bergerud, A.T., Luttich, S.N., Camps, L., 2008. *The return of caribou to Ungava*. McGill-Queen's University Press, 586 p.

- Boertje, R.D., Keech, M.A., Paragi, T.F., 2010. Science and values influencing predator control for Alaska moose management. *Journal of Wildlife Management* 74, 917–928.
- Boertje, R.D., Kelleyhouse, D.G., Hayes, R.D., 1995. Methods for reducing natural predation on moose in Alaska and Yukon: an evaluation. *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication 505–514.
- Boertje, R.D., Valkenburg, P., McNay, M.E., 1996. Increases in moose, caribou, and wolves following wolf control in Alaska. *Journal of Wildlife Management* 60, 474–489.
- Bourbeau-Lemieux, A., Festa-Bianchet, M., Gaillard, J.-M., Pelletier, F., 2011. Predator-driven component Allee effects in a wild ungulate. *Ecology Letters* 14, 358–363.
- Boutin, S., 1992. Predation and moose population dynamics: A critique. *Journal of Wildlife Management* 56, 116–127.
- Brodeur, P., Magnan, P., Legault, M., 2001. Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1998–2010.
- Chicoine, C., 2014. Estimation des densités d’ours noir par CMR et génotypage des poils: améliorations et perspectives liées au suivi télémétriques GPS. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.
- Conner, M.M., Jaeger, M.M., Weller, T.J., McCullough, D.R., 1998. Effect of coyote removal on sheep depredation in northern California. *Journal of Wildlife Management* 62, 690–699.
- Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 113–147.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Gagné, B., 1998. Characteristics of cutovers used by moose (Alces alces) in early winter. *Alces* 34, 201–211.
- Crête, M., Jolicoeur, H., 1987. Impact of wolf and black bear removal on cow: calf ratio and moose density in southwestern Quebec. *Alces* 23, 61–87.
- Crête, M., Messier, F., 1984. Influence d’une réduction du nombre de loups sur une population d’originaux dans le sud-ouest du Québec. *Alces* 20, 107–128.
- Decker, D.J., Jacobson, C.A., Brown, T.L., 2006. Situation-specific “impact dependency” as a determinant of management acceptability: Insights from wolf and grizzly bear management in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 34, 426–432.
- Dussault, C., Pinard, V., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Fortin, D., 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B* 279, 4481–4488.
- Dussault, C., Massé, S., Chicoine, C., Dussault, C., Lefort, S., St-Laurent, M.-H., 2014. Inventaire de l’ours noir dans la pessière noire au Saguenay-Lac-St-Jean à l’été 2012, Québec, Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Elliot, J.P., 1989. Wolves and ungulates in British Columbia’s northeast. Wolf-prey dynamics and management, B. C. Min. Environ., Wildl. Working Rep. No. 40: 97-123.
- Environnement Canada, 2011. Scientific assessment to inform the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), boreal population, in Canada: 2011 Update. Environment Canada Ottawa, Ontario, Canada.

- Environnement Canada. 2012. 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, 2014. Loi sur les espèces en péril. Annexe 1. Caribou des bois population boréale. Site web: [http://www.registrelep.gc.ca/species/speciesDetails\\_f.cfm?sid=636](http://www.registrelep.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=636) [Consulté le 28 mars 2014].
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec — 2005-2012, produit pour le compte du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec. 76 p. + 3 annexes
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2011. Bilan du rétablissement du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) pour la période 1990- 2009. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur des Opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. 25 p.
- Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2012 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 forestier du Québec, 2012. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Québec, Équipe de rétablissement du caribou forestier, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 24 p. + 1 annexe.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec — 2013-2023, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec. 110 p.
- Ferguson, S.H., Elkie, P.C., 2004. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecology* 5, 465–474.
- Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Côté, S.D., Gunn, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89, 419–434.
- Fox, C.H., 2009. Predator in peril: The federal government's war on wildlife. *Indiana Coyote Rescue Center's Winter 2009 Newsletter*.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N.G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13, 58–63.
- Gasaway, W.C., Stephenson, R.O., Davis, J.L., Shepherd, P.E., Burris, O.E., 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. *Wildlife Monographs* 84, 1–50.
- Gauthier, D.A., Theberge, J.B., 1987. Wolf predation. Pp. 119-127 *In* Wild furbearer management and conservation in North America. Ontario Trappers Association.
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Aake, Søndergaard, M., Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1, 558–574.

- Harding, E.K., Doak, D.F., Albertson, J.D., 2001. Evaluating the effectiveness of predator control: The non-native red fox as a case study. *Conservation Biology* 15, 1114–1122.
- Harrington, J.L., Conover, M.R., 2007. Does removing coyotes for livestock protection benefit free-ranging ungulates? *Journal of Wildlife Management* 71, 1555–1560.
- Harrington, R., Woiwod, I., Sparks, T., 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology & Evolution* 14, 146–150.
- Hatter, I.W., Janz, D.W., 1994. Apparent demographic changes in black-tailed deer associated with wolf control on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Zoology* 72, 878–884.
- Hayes, R.D., Farnell, R., Ward, R.M., Carey, J., Dehn, M., Kuzyk, G.W., Baer, A.M., Gardner, C.L., O'Donoghue, M., 2003. Experimental reduction of wolves in the Yukon: ungulate responses and management implications. *Wildlife Monographs* 152, 1-35.
- Hebblewhite, M., White, C.A., Nietvelt, C.G., McKenzie, J.A., Hurd, T.E., Fryxell, J.M., Bayley, S.E., Paquet, P.C., 2005. Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology* 86, 2135–2144.
- Hins, C., Ouellet, J.-P., Dussault, C., St-Laurent, M.-H., 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* 257, 636–643.
- Holt, R.D., 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12, 197–229.
- Hurley, M.A., Unsworth, J.W., Zager, P., Hebblewhite, M., Garton, E.O., Montgomery, D.M., Skalski, J.R., Maycock, C.L., 2011. Demographic response of mule deer to experimental reduction of coyotes and mountain lions in Southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 178, 1–33.
- Karlsson, J., Sjöström, M., 2007. Human attitudes towards wolves, a matter of distance. *Biological Conservation* 137, 610–616.
- Kennedy, C., Fiorino, T., 2010. Alaska's predator control programs: Managing for abundance or abundant mismanagement? *Defenders of Wildlife*. 25 p.
- Knowlton, F.F., 1972. Preliminary interpretations of coyote population mechanics with some management implications. *Journal of Wildlife Management* 36, 369–382.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological methodology*. Benjamin/Cummings Menlo Park, California.
- Laliberte, A.S., Ripple, W.J., 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *BioScience* 54, 123–138.
- Laurian, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Breton, L., St-Onge, S., 2000. Effects of intensive harvesting on moose reproduction. *Journal of Applied Ecology* 37, 515–531.
- Lamontagne, G., Jolicoeur, H., Lefort, S., 2006. Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2013. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. Québec. 487 pages.
- Leclerc, M., Dussault, C., St-Laurent, M.-H., 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176, 297–306.
- Leopold, B.D., Chamberlain, M., 2002. Predator control: here we go again. Pp. 239-254 *In: Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*.

- Lesmerises, F., 2012a. Impacts des perturbations anthropiques sur la sélection d'habitat et la distribution spatiale du loup gris (*Canis lupus*) en forêt boréale (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Rimouski. 76 p.
- Lesmerises, F., 2012b. Analyses de viabilité de la population de caribous des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Université du Québec à Rimouski, pour le compte du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 36 p.
- Lesmerises, R., Ouellet, J.-P., Dussault, C., 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* 3, 2880–2891.
- Losier, C., 2013. Les réponses fonctionnelles dans la sélection de l'habitat influencent la survie du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 71 p.
- MacNab, J., 1985. Carrying capacity and related slippery shibboleths. *Wildlife Society Bulletin* 13, 403–410.
- Mallory, F.F., Hillis, T.L., 2011. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints, releases, and population dynamics. *Rangifer* 18, 49–60.
- McLoughlin, P.D., Dzus, E., Wynes, B.O.B., Boutin, S., 2003. Declines in populations of woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 67, 755–761.
- McNay, R.S., Voller, J.M., 1995. Mortality causes and survival estimates for adult female Columbian black-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 59, 138–146.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec, 2013. Le plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019. Développement durable, environnement, faune et parcs Québec. 5 p.
- Messier, F., 1994. Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology* 75, 478–488.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec, 2014. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. *Rangifer tarandus caribou* Woodland caribou, forest-dwelling ecotype. Site web: <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53> [Consulté le 28 mars 2014].
- Mosnier, A., Boisjoly, D., Courtois, R., Ouellet, J.-P., 2008. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *Journal of Wildlife Management* 72, 483–491.
- National Research Council, 1997. Wolves, bears, and their prey in Alaska: Biological and social challenges in wildlife management. National Academies Press. 207 p.
- Paré, M., Chamberland, C., Gilbert, M., 2013. Plan d'aménagement du site faunique du caribou au sur de Val-d'or. Ministère des Ressources Naturelles.
- Peterson, R.O., Woolington, J.D., Bailey, T.N., 1984. Wolves of the Kenai peninsula, Alaska. *Wildlife Monographs* 88, 3–52.
- Peterson R.O., Ciucci P., 2003. The wolf as a carnivore. Pp. 104-130 *In* Wolves: Behaviour, ecology, and conservation. L.S. Mech and L. Boitani (Eds). University of Chicago Press.
- Pianka, E.R., 1970. On r-and K-selection. *American Naturalist* 592–597.

- Pierre, A., St-Laurent, M.-H., 2012. Détermination des impacts du contrôle des prédateurs du caribou de la Gaspésie sur la démographie des populations de coyotes et d'ours noirs. Rapport de diplôme d'études supérieures spécialisées en gestion de la faune. Université du Québec à Rimouski. 37 p.
- Pilon, E., 1997. Bilan du contrôle de prédateurs effectué de 1990 à 1996 dans le cadre du plan de soutien du caribou (*Rangifer tarandus*) du parc de la Gaspésie. 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, Québec, Canada. 15 p.
- Pinard, V., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Fortin, D., Courtois, R., 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* 76, 189–199.
- Prugh, L.R., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S., Brashares, J.S., 2009. The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59, 779–791.
- Regelin, W.L., Valkenburg, P., Boertje, R.D., 2005. Management of large predators in Alaska. *Wildlife Biology* 1, 77–85.
- Rettie, W.J., Messier, F., 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76, 251–259.
- 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.
- Schaefer, J.A., 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17, 1435–1439.
- Schneider, R.R., Hauer, G., Adamowicz, W.L. (Vic), Boutin, S., 2010. Triage for conserving populations of threatened species: The case of woodland caribou in Alberta. *Biological Conservation* 143, 1603–1611.
- Schwartz, C.C., Franzmann, A.W., Johnson, D.S., 1983. Black bear predation on moose. Alaska Department of Fish and Game, Federal Aid in Wildlife Restoration Project W-17-10, W-17-11, W-21-1 and 2, W-22-1, Job 17.3 R., Juneau, Alaska, 135 pp.
- Seip, D.R., 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer* 11, 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* 70, 1494–1503.
- Serrouya, R., 2013. An adaptive approach to endangered species recovery based on a management experiment: reducing moose to reduce apparent competition with woodland caribou. PhD Dissertation. University of Alberta. 220 p.
- Serrouya, R., Wittmer, H.U., 2010. Imminent extinctions of woodland caribou from national parks. *Conservation Biology* 24, 363–364.
- Śmietana, W., Wajda, J., 1997. Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. *Acta Theriologica* 42, 241–252.
- Smith, C., Doucet, C., 2008. Predator control literature review. Government of Newfoundland and Labrador. 34 p.
- Smith, K.G., Pittaway, L., 2011. Little Smoky woodland caribou calf survival enhancement project. *Rangifer* 31, 97–102.

- Smith, R.H., Neff, D.J., Woolsey, N.G., 1986. Pronghorn response to coyote control: A benefit - cost analysis. *Wildlife Society Bulletin* 14, 226–231.
- Stephens, P.A., Sutherland, W.J., Freckleton, R.P., 1999. What is the Allee effect? *Oikos* 87, 185–190.
- Stewart, R.R., Kowal, E.H., Beaulieu, R., Rock, T.W., 1985. The impact of black bear removal on moose calf survival in east-central Saskatchewan. *Alces* 21, 403-418.
- St-Laurent, M.-H., 2002. Impacts de cinq à sept ans de biomanipulation du meunier noir (*Catostomus commersoni*) sur les communautés piscicoles de cinq lacs du Québec. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Trois-Rivières. 128 p.
- St-Laurent, M.-H., Dussault, C., 2012. The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit. *Rangifer* 32, 127-138.
- Stout, G.G., 1982. Effects of coyote reduction on white-tailed deer productivity on Fort Sill, Oklahoma. *Wildlife Society Bulletin* 10, 329–332.
- Titus, K., 2007. Intensive management of wolves and ungulates in Alaska. Pp. 336-377 *In* Transactions of The North American Wildlife and Natural Resources Conference.
- Tremblay, J.-P., Jolicoeur, H., Lemieux, R., 2001. Summer food habits of gray wolves in the boreal forest of the Lac Jacques-Cartier highlands, Québec. *Alces* 37, 1–12.
- 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. 68 p.
- Valkenburg, P., McNay, M.E., Dale, B.W., 2004. Calf mortality and population growth in the Delta caribou herd after wolf control. *Wildlife Society Bulletin* 32, 746–756.
- Van Ballenberghe, V., 2006. Predator control, politics, and wildlife conservation in Alaska. *Alces* 42, 1–11.
- Vors, L.S., Boyce, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15, 2626–2633.
- Vors, L.S., Schaefer, J.A., Pond, B.A., Rodgers, A.R., Patterson, B.R., 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of wildlife management* 71, 1249–1256.
- Waage, M., 2011. The ecological importance of predators. Natural Resources Defense Council. 2 p.
- Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N.J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmshurst, J., Musiani, M., 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48, 1535–1542.
- Wittmer, H.U., Sinclair, A.R.E., McLellan, B.N., 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144, 257–267.
- Wittmer, H.U., McLellan, B.N., Serrouya, R., Apps, C.D., 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76, 568–579.